向韬, 陈博儒, 李微, 等. 低氨氮质量浓度下强化厌氧氨氧化与耦合工艺的研究进展[J]. 净水技术, 2026, 45(10): 23-32.
Xiang T, Chen B R, Li W, et al. Research progress of enhanced Anammox and the coupling processes under low ammonia nitrogen mass concentration [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(10): 23-32.

低氨氮质量浓度下强化厌氧氨氧化与耦合工艺的研究进展

向 韬[1],陈博儒[2],李 微[1],李 军[1,*]
(1. 沈阳建筑大学市政与环境工程学院,辽宁沈阳 110168;2. 陕西国际商贸学院,陕西咸阳 712000)

摘 要 **【目的】** 厌氧氨氧化(Anammox)及其耦合工艺在处理低氨氮城市污水时仍面临显著挑战,主要体现在 Anammox 菌(AnAOB)活性维持困难及亚硝酸盐氧化菌(NOB)活性抑制不足等关键问题。**【方法】** 本文系统综述了:(1)AnAOB 的活性强化策略;(2)NOB 的活性抑制方法;(3)联氨(N_2H_4)作为强化剂对 NOB 的抑制效果和对 AnAOB 活性的促进作用。通过综合分析这些调控策略对微生物群落结构和脱氮性能的影响机制,为工艺优化提供理论依据。**【结果】** 研究表明,AnAOB 在低基质环境下表现出显著的增殖潜力。与长水力停留时间(HRT)及高氨氮质量浓度(100~700 mg/L)条件相比,在短 HRT 和低氨氮质量浓度(<100 mg/L)条件下,AnAOB 的脱氮效率和相对丰度分别提升了 46.8%和 9.7%。在 NOB 抑制方面,维持低污泥浓度和投加乙酸等措施可将其相对丰度有效控制在 0.3%以下。另一方面,N_2H_4 作为自养脱氮工艺强化剂可显著抑制 NOB,同时直接被 AnAOB 中的 N_2H_4 氧化酶氧化,然后该过程产生的多余电子促进了亚硝酸盐还原酶的表达,加快 Anammox 过程的反应速率,使 AnAOB 的活性提升 36.8%。然而,该策略的规模化应用仍存在困难。**【结论】** 本文指出,未来研究应重点关注 3 个主要方向:(1)通过代谢调控充分挖掘 AnAOB 的活性提升潜力;(2)开发更具工程可行性的 NOB 抑制方法;(3)基于 AnAOB 的代谢多样性特征,着力开发诸如短程反硝化-自养脱氮等新型耦合工艺,以推动 Anammox 技术在城市污水处理领域的工程化应用。当前研究结果表明,现有策略在大规模工程应用方面仍存在技术挑战,这为未来研究提供了重要的切入点。

关键词 厌氧氨氧化; 低氨氮废水; 耦合工艺; 亚硝酸盐氧化菌抑制; 自养脱氮工艺
中图分类号: TU992 **文献标志码**: A **文章编号**: 1009-0177(2026)10-0023-10
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.10.003

Research Progress of Enhanced Anammox and the Coupling Processes under Low Ammonia Nitrogen Mass Concentration

Xiang Tao[1], Chen Boru[2], Li Wei[1], Li Jun[1,*]
(1. *School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang* 110168, *China*;
2. *Shaanxi University of International Trade & Commerce, Xianyang* 712000, *China*)

Abstract [**Objective**] Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) and its coupled processes still face significant challenges when treating low ammonia nitrogen municipal wastewater. These challenges primarily manifest as difficulties in maintaining the activity of Anammox bacteria (AnAOB) and insufficient suppression of nitrite-oxidizing bacteria (NOB) activity. [**Methods**] This paper systematically reviews: (1) strategies for enhancing AnAOB activity; (2) methods for inhibiting NOB activity; (3) the inhibitory effect of hydrazine (N_2H_4) as an enhancer on NOB and its promoting effect on AnAOB activity. By comprehensively analyzing the impact mechanisms of these regulatory strategies on microbial community structure and nitrogen removal performance, it provides a theoretical basis for process optimization. [**Results**] The research demonstrates significant proliferative potential of AnAOB in low-substrate environments. Compared to conditions with long hydraulic retention time (HRT) and high ammonia nitrogen concentration (100-700 mg/L), under short HRT and low ammonia nitrogen concentration (<100 mg/L), AnAOB's nitrogen removal efficiency

[收稿日期] 2025-06-12
[基金项目] 辽宁省教育厅高校科研基金项目(JYTQN2023395);辽宁省科技计划联合计划项目(1731637983553)
[作者简介] 向韬(1989—),男,博士研究生,研究方向为水污染控制及治理,E-mail:david76@sjzu.edu.cn。
[通信作者] 李军(1978—),男,教授,研究方向为水污染控制及治理,E-mail:junlee@sjzu.edu.cn。

and relative abundance increased by 46.8% and 9.7%, respectively. Regarding NOB suppression, measures such as maintaining low sludge concentration and acetate dosing effectively controlled its relative abundance below 0.3%. Furthermore, N_2H_4, as an enhancer for the deammonification process, significantly inhibited NOB. Simultaneously, it was directly oxidized by hydrazine oxidase within AnAOB. The excess electrons generated from this process promoted the expression of nitrite reductase, accelerating the Anammox reaction rate and resulting in a 36.8% increase in AnAOB activity. However, difficulties remain in the large-scale application of this strategy. [**Conclusion**] This paper identifies three key future research priorities: (1) fully exploiting the potential for AnAOB activity enhancement through metabolic regulation; (2) developing NOB suppression methods with greater engineering feasibility; (3) focusing on the development of novel coupled processes, such as partial denitrification-deammonification, leveraging the metabolic diversity of AnAOB, to promote the engineering application of Anammox technology in municipal wastewater treatment. Current findings indicate that existing strategies still face significant technical challenges in large-scale engineering applications, providing crucial entry points for future research.

Keywords anaerobic ammonia oxidizing (Anammox); low ammonia nitrogen wastewater; coupling process; nitrite-oxidizing bacteria (NOB) inhibition; deammonification process

城市污水中的氮污染,尤其是氨氮污染,是全球水环境治理的核心挑战之一。据欧盟统计,污水处理及污泥处理过程中产生的氧化亚氮(N_2O)和甲烷(CH_4)占该行业温室气体排放的 60%~70%,其中 N_2O 的温室效应强度是 CO_2 的 273 倍,但长期缺乏有效监管[1]。同时,气候变化加剧了氮污染问题,极端降雨和干旱均可能增加水体中氮的累积,进一步恶化水质。我国氨氮年排放量达 82 万 t,其中生活污水占比 64%,为城市水体富营养化的主要来源[2-3]。传统脱氮工艺(如硝化-反硝化)存在能耗高、碳源依赖性强、N_2O 排放量大等问题,难以满足低碳污水处理需求。

厌氧氨氧化(Anammox)指的是 Anammox 菌(AnAOB)在厌氧条件下将亚硝态氮(NO_2^--N)与氨氮转化为氮气(N_2)的过程。在实际应用中,通常需要将短程硝化过程与 Anammox 过程结合为一个完整工艺,该工艺即为自养脱氮工艺[4]。与传统的硝化-反硝化脱氮工艺相比,自养脱氮工艺可大幅削减曝气能耗、降低剩余污泥产量,优势明显[5]。

近年来,自养脱氮工艺已经在高氨氮质量浓度(>200 mg/L)废水领域(垃圾渗滤液,污泥消化液和土豆废水等)实现了工程化应用[6]。如果能把该工艺应用到以城市生活污水为代表的低氨氮质量浓度(<100 mg/L)废水处理中,将会在污水处理领域掀起全面的技术革新。但是,目前还存在一些技术难点:(1)较低的氨氮质量浓度(30~70 mg/L)下,短程硝化过程不易稳定,亚硝酸盐氧化菌(NOB)易过量生长,破坏氨氧化菌(AOB)的主导地位[5];(2)AnAOB 的倍增时间较长(>10 d),生活污水较低的总氮(TN)容积负荷(TNLR)难以保证 AnAOB 的快速生长;(3)在工艺前端,残余的有机物会触发脱氮系统中异养菌的生长,影响系统运行的稳定。如反硝化菌(DNB)过量生长,会与 AnAOB 争夺 NO_2^--N。但在特定条件下,DNB 也能将 Anammox 过程产生的硝态氮(NO_3^--N)通过短程反硝化作用转化为 NO_2^--N,促进 Anammox 反应,提升系统的脱氮效能[7]。我国城市污水处理厂(WWTP)出水 TN 排放标准(≤15 mg/L)严格,上述问题往往使得出水 TN 质量浓度难以达标[8]。

综上所述,低氨氮环境下实现 AnAOB 的活性提升、NOB 的活性抑制及异养菌的活性调控是系统稳定运行的关键。如果能针对性地解决上述关键问题,将扩大这些新型脱氮工艺的应用范围,带来巨大的经济收益。因此,本文综述了 Anammox 及其耦合工艺的特点和近年来主要的研究进展,同时探讨了低氨氮浓度下 Anammox 耦合工艺未来的发展模式,以期为该领域的研究带来新的思考。

1　自养脱氮工艺的原理和缺陷

1.1　自养脱氮工艺原理简介

结合了短程硝化与 Anammox 过程耦合的工艺即为自养脱氮工艺。生活污水中的 NO_2^--N 质量浓度很低,需要借助短程硝化过程为 AnAOB 提供反应基质[6]。如图 1 所示,AOB 将进水中 50%左右的氨氮氧化为 NO_2^--N。随后,再通过 AnAOB 将 NO_2^--N 与剩余的氨氮同时转化为 N_2。该反应也会产生少量的 NO_3^--N,因此理论上自养脱氮工艺的最高 TN 去除率(TNRE)为 88%。该工艺已经在高氨氮质量浓度、低碳氮比(C/N)废水处理中实现了工程化应用[9-10]。

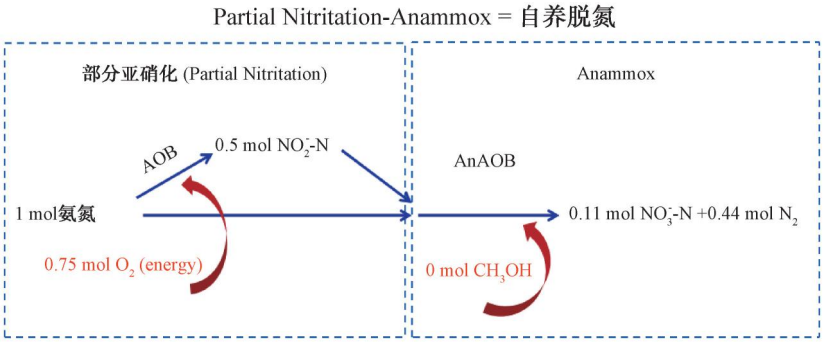


图 1　自养脱氮工艺原理示意

Fig. 1　Schematic of Deammonification Process

1.2　低氨氮浓度下自养脱氮工艺的难点问题

我国典型 WWTP 的水质变化情况如表 1 所示。目前，针对低氨氮浓度自养脱氮工艺的研究多为实验室小试规模[11-13]，获得学术界普遍公认且达到中试规模以上的自养脱氮工艺仍然很少。Zheng 等[14]通过低溶解氧(DO)[(0.4±0.2) mg/L]、游离亚硝酸盐(FNA)抑制和残余氨质量浓度(8 mg/L)控制等一系列措施，在一体化固定膜活性污泥反应器中，启动了中试规模的主流 Anammox 工艺，有效抑制了 NOB 的活性。另外，地处热带的新加坡樟宜再生水厂借助其独特的地理优势(常年水温保持在 28 ℃左右)，通过缺氧/好氧(AO)模式的交替运行，获得了良好的脱氮效能[15]。但是，该案例只能在水温较高的热带地区应用，在其余地区难以推广。国内方面，研究人员在西安市第四污水处理厂缺氧段的悬浮填料上发现了较高丰度的 AnAOB(相对丰度>18%)，在 11~20 ℃的常温下，系统运行效能稳定，为低氨氮浓度下自养脱氮工艺的应用打开了新思路[16]。但无论是樟宜再生水厂还是西安市第四污水处理厂，Anammox 过程对 TN 去除的贡献率分别只有 30%与 15%，主要的脱氮途径依然是硝化-反硝化过程，如何实现全规模自养脱氮工艺的应用仍然存在困难。

表 1　我国典型污水处理厂水质变化情况(单位：mg/L)

Tab. 1　Changes in Wastewater Quality of WWTPs at Home (Unit: mg/L)

指标	典型的北方污水处理厂	典型的南方污水处理厂
COD	130.0~698.0	85.3~834.0
BOD	59.5~326.0	49.0~380.0
氨氮	15.2~52.8	15.5~74.2
TN	19.0~77.9	23.2~81.5

与高氨氮浓度下自养脱氮工艺的设计理念不同，针对低氨氮浓度的自养脱氮工艺旨在将该技术拓展应用于城市 WWTP 的主流工艺，以实现生活污水的直接处理。但目前仍未实现大规模应用，其主要制约因素在于城市污水的水质特性，如表 1 所示，市政污水的氨氮质量浓度远低于高氨氮(>200 mg/L)废水，且波动较大，AnAOB 很难实现快速增殖。同时，低氨氮环境下游离氨(FA)浓度也很低，无法达到抑制 NOB 的水平。此外，NOB 具备极强的适应能力，在长期运行中会过量生长从而破坏自养脱氮工艺[17]。另一方面，如图 2 所示，南北方污水厂水温存在显著差异，北方 WWTP 冬季水温甚至会降低至 10 ℃以下。AOB 和 AnAOB 在最适生长温度范围(30~35 ℃)下增殖较慢，低温则会进一步阻碍它们的生长。针对这一问题，通过控制污泥停留时间(SRT)来实现 NOB 的洗脱，这虽然是稳定短程硝化过程的有效措施，但在低氨氮浓度条件下，需要维持较长的 SRT 以保证自养脱氮功能菌的生长需求，这与通过缩短 SRT 来淘洗 NOB 的操作策略形成了矛盾。此外，由于 AOB 与 NOB 在生长特性上高度相似，在实际工艺调控中还存在诸多技术难点，特别是

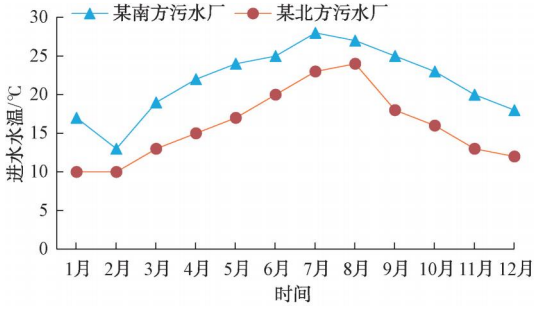


图 2　我国某两座污水处理厂全年运行水温变化

Fig. 2　Annual Variation of Operating Water Temperature in Two WWTPs at Home

难以实现 NOB 与主要功能菌群的有效空间分离,这进一步增加了工艺控制的复杂性。另外,研究人员还发现,AnAOB 能够逐步适应低氨氮环境[18],但驯化的时间较长且运行成本较高,缺乏应用前景,所以寻求能迅速提升自养脱氮系统效能的方法尤为重要。

2　低氨氮浓度下自养脱氮工艺的强化研究进展

2.1　AnAOB 活性的强化措施

高氨氮废水的 TNLR 可以达到 38 kg/(m^3·d)(以 N 计),可保证 AnAOB 的快速富集,使其相对丰度达到 57%以上[19]。但是,在以城市污水为代表的这类低氨氮废水中,TNLR 难以超过 3 kg/(m^3·d)(以 N 计),AnAOB 的活性提升受到了限制。Liu 等[20]认为,在低氨氮废水自养脱氮过程中维持 AnAOB 的活性是该工艺稳定运行的关键。研究表明,AOB 在不利环境下的适应性要强于 AnAOB,AnAOB 活性的提升是提升自养脱氮效能的关键。目前,AnAOB 的活性提升研究主要集中在促进剂投加以及 Anammox 与异养菌群的耦合等方面。如,Peng 等[21]采用投加羟胺(NH_2OH)的措施,提升了 AnAOB 活性,在常温下达到了 86%的 TNRE。向韬探索了常温及低温下,低温保护剂海藻糖和钙离子的添加对 AnAOB 活性的促进效果。在 26 ℃和 15 ℃下,分别获得了 88%和 74%左右的 TNRE[22]。与异养菌群耦合方面,有研究提出了 1 种创新的发酵-反硝化-Anammox 耦合系统工艺,将难降解有机物转化为小分子碳源,供 DNB 利用,进而为 AnAOB 提供 NO_2^--N,在 C/N 为 1.0 时维持了 81.8%~85.2%的 TNRE[23]。北京工业大学研究团队开发了 1 种连续流纯生物膜反应器,通过两点进料策略优化了 NO_3^--N 和有机物的分布,促进部分 DNB 与 AnAOB 的协同作用,从而提升了 AnAOB 的活性,在低 C/N(C/N=3.2)下实现了 75.5%的脱氮效率[24]。Dan 等[25]的最新研究,建立了 Anammox 及除磷混合反应系统,保证 AnAOB 的富集,同时通过絮体控制策略避免了 AnAOB 过度增长导致的传质限制,使得 TNRE 达到 90%以上。近年来,随着研究的深入,AnAOB 的活性强化技术已从实验室小试规模逐步向中试规模过渡。然而,在实际工程应用中,复杂水质条件的动态变化以及低温环境对微生物活性的显著抑制,仍然是制约该技术规模化应用的关键瓶颈,亟待进一步研究解决。

除了外部调控措施,从代谢根源上提升 AnAOB 活性同样是关键研究方向。传统理论认为,在较低的 TNLR 下,AnAOB 难以实现快速增殖。然而,Huo 等[26]的研究颠覆了这一观点:他们发现,与长 HRT 及高氨氮质量浓度(100~700 mg/L)条件相比,在短 HRT 和低氨氮质量浓度(<100 mg/L)条件下,AnAOB 的脱氮效率及主要功能菌属相对丰度分别显著提升了 46.8%和 9.7%。这一结果表明,AnAOB 在低基质环境下本身就具备快速增殖的潜力。因此,当前研究的核心挑战在于:如何通过正向诱导策略,有效激发并利用这一内在潜力,从而从根本上突破 AnAOB 活性不足的瓶颈。

2.2　NOB 活性的抑制措施

低氨氮环境下,对 NOB 的活性抑制主要集中在以下方面:(1)低 DO 的控制,AOB 对 DO 的亲和力更高,缺氧环境下(DO<0.5 mg/L)AOB 的生长速率比 NOB 更快。因此,通过调控 DO 抑制 NOB 生长是实现稳定短程硝化的主要措施之一。但是,近年来的研究表明,NOB 在缺氧的常温环境下仍然能够富集生长[27]。因此,研究人员从曝气模式和曝气设施 2 方面进行了优化。Borowska 等[28]发现,曝气模式的改变(持续曝气-间歇曝气),促进了常温环境下短程硝化过程的稳定运行。(2)营造适度不利环境,如超声波照射、蓝光照射、高 FA 或 FNA 及 pH 控制等[29-31],主要原理为,在不利环境下,AOB 比 NOB 的适应能力更强,长期运行中 NOB 生长会被逐渐抑制。(3)SRT 的调控,基于 AOB 和 NOB 的生长速率差异,在 150 d 的运行中实现了 NOB 的有效洗脱,常温下亚硝态氮积累率稳定在 95%左右[32]。

超声波、蓝光照射等物理抑制手段虽能快速提升短程硝化效能,但由于其在大规模应用中可操作性较低且会增加额外运行成本,限制了工程化应用的潜力。SRT 控制法虽然能保证长期运行稳定性,但需要精确的即时监测与严格的调控手段相结合,且启动周期较长。针对这些局限性,本文提出了基于低温贮存硝化污泥并恢复启动的策略,成功实现了 NOB 的定向抑制[33]。试验结果表明,该策略使 AOB 的相对丰度提升了 1 倍,同时将 NOB 相对丰度显著降低至 0.23%。这一发现与苏州科技大学团队[34]的研究结果相呼应,该团队在极低污泥浓度[混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)=65 mg/L]下,将 NOB 丰度进一步降至 0.04%以内。机理研究

表明,低污泥浓度不仅增强了反应器中微生物的光照作用效果,更关键的是 NOB 对光照和氧化应激的抵抗力较弱,因而受到强烈抑制。此外,Chi 等[35]最新研究发现,短期投加适量乙酸(30~50 mg/L)可通过激活 DNB,使其与 NOB 竞争 NO_2^--N,使 NOB 丰度降低 62%。这些研究进展共同表明,除了开发更具工程可行性的 NOB 抑制方法外,构建自养菌与异养菌协同作用的混合生长系统,可能也是未来的重要研究方向。

2.3 自养脱氮系统强化剂的研究进展

AnAOB 代谢过程如图 3 所示,基于此,研究人员探究了同时抑制 NOB 且促进 AnAOB 活性的措施。联氨(N_2H_4)是近些年发现的,是 1 种起效迅速的自养脱氮系统强化剂。N_2H_4 对 AOB 活性的抑制浓度要远高于 NOB,仅需微量投加(1~4 mg/L)就可显著抑制 NOB[33]。但与 NH_2OH 等 NOB 抑制剂不同,N_2H_4 还可作为 AnAOB 活性的促进剂。其理论依据在于:NO 和氨氮在 N_2H_4 合成酶(HZS)的作用下可以生成 N_2H_4,N_2H_4 是 AnAOB 整体代谢过程的中间产物[36]。随着营养基质(氨氮和 NO_2^--N)同时进入 AnAOB 细胞内的外源 N_2H_4,在 N_2H_4 氧化酶(HZO)的作用下,将提供更多电子来促进 Anammox 反应过程。国内外研究人员已经在高氨氮废水自养脱氮系统中尝试了 N_2H_4 的投加[37-38],研究表明适量投加 N_2H_4(4~6 mg/L)可以强化高氨氮浓度下自养脱氮工艺的运行效能。

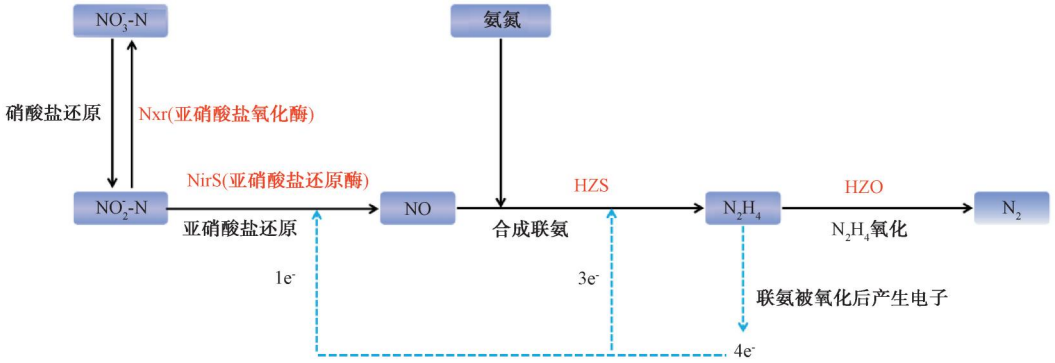


图 3 AnAOB 代谢过程

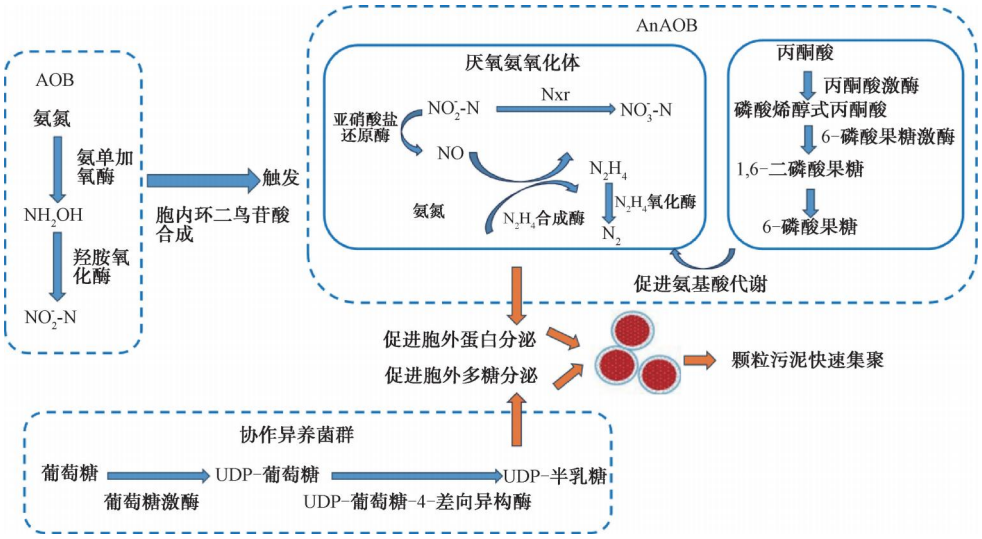
Fig. 3 Metabolic Process of AnAOB

本文系统探究了 N_2H_4 投加对低氨氮(<70 mg/L)废水自养脱氮过程运行效能和微生物群落的影响。Xiang 等[39]对 N_2H_4 的投加方式进行了优化,在常温低氨氮浓度下实现了自养脱氮工艺的稳定运行,并初步揭示了 N_2H_4 促进自养脱氮系统的关键代谢途径。如图 4 所示,N_2H_4 促进了进水基质(氨氮和 NO_2^--N)对胞内环二鸟苷酸合成途径的触发,与未投加 N_2H_4 的对照组相比,该途径的相对丰度提升了 43.2%。该途径可使得相关异养菌的功能基因(丙酮酸激酶)和 6-磷酸果糖激酶为 AnAOB 提供更多氨基酸,从而促使 AnAOB 分泌更多胞外蛋白,与异养菌群提供的胞外多糖一起实现颗粒污泥的聚合,完成对自养脱氮系统的强化。Xiang 等[40]研究揭示,外源 N_2H_4 对 AnAOB 的促进机制,即外源 N_2H_4 直接被 AnAOB 中的 HZO 氧化,然后该过程产生的多余电子促进亚硝酸盐还原酶的表达,加快了 Anammox 过程的反应速率,从而实现了 AnAOB 的活性强化。还有研究表明,基于外源投加策略的优化,在有效提升 AnAOB 活性的同时也抑制了 NOB 的生长,还能强化 AOB 的关键基因的表达[41],常温(20~25 ℃)下实现了自养脱氮工艺的稳定运行。上述研究表明,通过 N_2H_4 投加策略优化可有效强化 AnAOB 活性和颗粒污泥形成。然而,N_2H_4 的长期投加可能面临成本与操作复杂性的限制,难以实现大规模应用。结合前文 AnAOB 活性强化及 NOB 活性抑制的最新研究趋势,有必要探究与 Anammox 耦合的其他工艺强化,避免了 N_2H_4 等外源试剂的依赖,还能通过异养菌与 AnAOB 的代谢互作实现系统稳定性的多维度提升。

3 低氨氮浓度下与 Anammox 耦合的其他工艺强化研究展望

3.1 短程反硝化耦合自养脱氮过程

基于自养脱氮过程的不同耦合过程如图 5 所示。图 5(b)为短程反硝化-自养脱氮(PD-DA)过



注:UDP—尿苷二磷酸。

图 4　N_2H_4 对自养脱氮颗粒污泥的强化过程

Fig. 4　Enhancement Process of N_2H_4 on Deammonification Granular Sludge

程的反应原理。研究人员发现,在较低的 C/N 范围内(C/N<3),一些能够与 AnAOB 进行协作的异养菌门(Armatimonadetes 和 Proteobacteria)活性有所提升,它们能够为 AnAOB 提供钼辅因子和叶酸这类次级代谢产物,从而促进 AnAOB 的生长[42]。目前,研究者致力于短程反硝化与 Anammox 过程的高效耦合研究,并期望将该工艺应用于城市污水的处理中。在反硝化过程中,有机物提供电子供体,细菌将 NO_3^--N 还原为 NO_2^--N 的过程即为短程反硝化。该过程与短程硝化是为 Anammox 过程提供电子受体 NO_2^--N 的两大主要途径。Zhao 等[43]发现,构建反硝化除磷与 Anammox 偶联中试系统,能够协同去除城市污水中的 C、N 和磷,在 1 a 的运行周期内,系统整体运行稳定,但 TNRE 在秋冬季仍然不可避免地出现降低。庄彦华等[44]建立了短程反硝化-Anammox-膜生物反应器耦合工艺(SPDA-MBR),以实际城市污水作为处理对象,在 33.2~36.3 ℃下使平均 TNRE 达到了 89.59%。但是,当温度降低至 17.8~27.9 ℃后,运行效能出现了小幅度下降。降温后,Anammox 反应系统中伴生菌属(SM1A02 和 SWB02 等)相对丰度增加,表明其在维持 Anammox 过程稳定方面发挥了一定作用。另外,研究人员也针对该耦合系统的微生物机制进行了探究。Peng 等[45]以对照了单一 Anammox 及短程反硝化-Anammox 耦合系统中 AnAOB 的生长特性差异,发现在常温下耦合系统中无论是 TNRE 还是 AnAOB 的相对丰度显著高于单一系统。他们认为,异养 DNB 分泌大量信号分子与 AnAOB 进行通信,促进了 AnAOB 的高度自富集,较高的生物多样性是保证耦合系统在城市污水处理中稳定运行的前提。继小试研究后,短程反硝化-Anammox 工艺已逐步推进至中试规模验证。Liu 等[24]采用 A/O 推流式生物膜反应器,通过两点进料模式优化碳源分布,在 50 m^3/d 的中试规模下实现了 75.5%±3.6% 的 TNRE,其中 Anammox 贡献率达 45.3%。

尽管 PD-DA 耦合系统在处理低氨氮废水方面展现出潜力,但其在城市污水应用中仍面临 2 大核心挑战:(1)水质波动性——城市污水 C/N 比变化显著,可能导致系统稳定性下降;(2)微生物竞争失衡——常温/低温环境下 AnAOB 的抗冲击能力弱于异养菌群。当运行参数波动时,异养 DNB 会优先消耗 NO_2^--N,致使 AnAOB 电子受体匮乏。这些问题会直接影响系统的长期稳定性。例如,前文所述中试系统经历约 3 个月的参数优化,才将 TNRE 提升 10%。因此,如能构建 PD-DA 组合系统,通过双路径(短程硝化+短程反硝化)协同供应 NO_2^--N,可拓宽 AnAOB 的电子受体来源。该设计不仅能提升微生物多样性,其功能菌群的代谢互补性更可增强系统对低基质与低温环境的适应性。

3.2 硝酸盐异化还原为铵(DNRA)耦合自养脱氮过程

图5(c)为DNRA耦合自养脱氮过程的反应原理。针对AnAOB的代谢多样性及其与异养菌群之间的协作潜力进行总结,Xiang等[39]提出了如下观点,即自养脱氮系统中还存在着一些内源异养菌,它们能够与AnAOB实现共生代谢,而如何协调并介导这种协同作用是未来研究的一大趋势。在这些异养菌中,有1类可以利用挥发性脂肪酸(VFA)作为碳源,将NO_3^--N直接还原为氨氮[46]。该过程即为DNRA,DNRA细菌群落广泛存在于自然环境中,理论上能够与AnAOB实现良好协同。另一方面,AnAOB自身也具有一些反常代谢途径。Tao等[47]采用纳米级二次离子质谱技术,首次证实了Candidatus *Jettenia asiatica* 能够反常代谢乙酸和丙酸盐。城市污水中存在有机碳源,因此,基于AnAOB代谢小分子有机酸的特性,AnAOB可以代谢VFA并与DNRA过程实现耦合作用。赵必楷[48]探究了DNRA过程对AnAOB的双重效应,当氨氮在城市污水浓度范围内(40~70 mg/L)时,进行DNRA过程的功能菌属可以减少NO_2^--N以保护AnAOB,并维持氮代谢的平衡。一旦氨氮提升至150 mg/L以上,DNRA过程会逐渐占据主导,将AnAOB所需的NO_2^--N大量转化为氨氮,使得Anammox过程基质比例失衡。

以城市污水为代表的低氨氮废水,水质易出现波动变化,环境因素的变化亦会影响DNRA过程。研究发现,随着C/N的降低DNRA中间过程的NO_2^--N会出现积累[49],使得出水TN浓度提升。考虑到我国城市WWTP的排放标准较为严格,出水TN浓度需满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中规定的不大于15 mg/L的要求,系统的效能波动很可能使得出水较难达标。目前,针对DNRA的研究多集中在自然湿地、海水沉积物、农田等自然环境中,DNRA-Anammox耦合工艺处理低氨氮城市污水的相关研究仍然较少。如果该过程与自养脱氮过程结合,不仅可以保证NO_2^--N的稳定来源,还可以进一步提升系统的TNRE。

3.3 反硝化型厌氧甲烷氧化(DAMO)耦合自养脱氮过程

图5(d)展示了DAMO耦合自养脱氮工艺的脱氮机制。该系统的核心突破在于通过DAMO古菌/细菌以甲烷为电子供体还原NO_3^--N或NO_2^--N的代谢路径,消解自养脱氮工艺残留的NO_3^--N,从而突破传统自养脱氮的化学计量限制(ΔTN/Δ氨氮≤100%),实现城市污水中氨氮、NO_2^--N与NO_3^--N的同步去除。值得注意的是,DAMO过程产生的NO_2^--N可被AnAOB直接利用,形成闭环氮循环,有效规避短程硝化不稳定的技术瓶颈。2018年的研究[50]首次证实:Anammox与亚硝酸盐依赖型DAMO(N-DAMO)在自然生态中构成耦合的碳氮循环枢纽。此发现为系统定向富集DAMO-AnAOB共生体提供

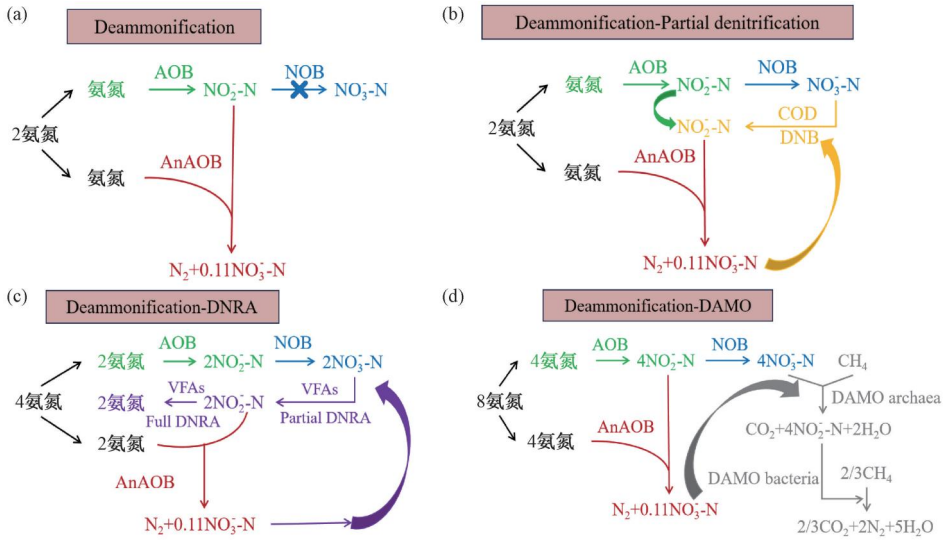


图5 基于自养脱氮过程的不同耦合过程

Fig. 5 Different Coupling Processes Based on Deammonification Process

了生态学范式。贾川[51]在膜生物膜反应器中重构该体系,通过生物炭介导的电子传递强化微界面反应,使低氨氮废水 TNRE 达 95%。基因组学进一步揭示 DAMO 古菌、DAMO 细菌与 AnAOB 的代谢互营机制——甲烷氧化驱动的反硝化与 Anammox 通过 NO_2^--N 实现能级耦联。当前 DAMO-Anammox 耦合工艺在城市污水处理中面临多重挑战,如热力学适应性,既有研究多在 30 ℃恒温条件开展,而实际污水温度(15~25 ℃)将显著抑制 DAMO 细菌及 AnAOB 的酶活性。另一方面,城市污水 NO_3^--N 质量浓度普遍低于 10 mg/L,难以支撑 DAMO 细菌代谢需求。因此,本文提出旁侧流脱氮架构如图 5(d)所示:(1)利用主流工艺中厌氧消化单元产生的富甲烷沼气(电子供体)与硝化液回流的高浓度 NO_3^--N 作为输入源;(2)通过流体动力学模型优化混合比例,使 CH_4/NO_3^--N 的摩尔比趋近 1.5(DAMO 细菌)及 0.8(DAMO 古菌)的理论最优值;(3)构建温度缓冲生物膜系统,利用生物载体持留嗜温菌群,缓解低温代谢衰减。该设计不仅解除脱氮上限约束,更将 WWTP 碳氮污染物转化为资源化处理的协同节点。

4　结语

本文综述了短程硝化与 Anammox 过程耦合的自养脱氮工艺在城市污水处理领域近年来的主要研究进展。研究表明,未来研究应重点关注 3 个关键方向:(1)通过代谢调控充分挖掘 AnAOB 的活性提升潜力;(2)开发更具工程可行性的 NOB 抑制方法;(3)基于 AnAOB 的代谢多样性特征,着力开发诸如 PD-DA 等新型耦合工艺,以推动 Anammox 技术在城市污水处理领域的工程化应用。

参考文献

[1] Li H Y, You L F, Du H, et al. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment plants in China: A plant-level and technology-specific study [J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2024, 20: 100345. DOI: 10.1016/J.ESE.2023.100345.

[2] 中华人民共和国生态环境部. 2022 中国生态环境状况公报[R]. 2023-05-29. P020230529570623593284.pdf.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Report on the state of the ecology and environment in China 2022[R]. 2023-05-29. P020230529570623593284.pdf.

[3] 中华人民共和国生态环境部. 2022 年中国生态环境统计年报[R]. 2023-12-29. W020231229339540004481.pdf.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. 2022 annual report on China's ecological environment statistics [R]. 2022-12-29. W020231229339549400 4481.pdf.

[4] Cao Y S, Van Loosdrecht M C M, Daigger G T. Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, 101(4): 1365-1383.

[5] 杨培, 张晨光, 张方斋, 等. 垃圾渗滤液厌氧氨氧化脱氮技术的工程化应用探索[J]. 给水排水, 2023, 49(12): 36-43, 66.
Yang P, Zhang C G, Zhang F Z, et al. Engineering exploration on the leachate treatment by anaerobic ammonium oxidation[J]. Water & Wastewater Engineering, 2023, 49(12): 36-43, 66.

[6] Xiong L L, Li X Y, Li J W, et al. Efficient nitrogen removal from real municipal wastewater and mature landfill leachate using partial nitrification-simultaneous anammox and partial denitrification process [J]. Water Research, 2024, 251: 121088. DOI:10.1016/J.WATRES.2023.121088.

[7] Zhao Q, Zhang L, Li J W, et al. Carbon-restricted anoxic zone as an overlooked anammox hotspot in municipal wastewater treatment plants [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(51): 21767-21778.

[8] Guo M Y, Feng Y, Yang Y W, et al. Insight into the C/N effect on treating domestic wastewater by the electrical gradual deammonification reactor (EGDR): Removal performance, microbial communities, and the nitrogen removal mechanism[J]. ACS ES&T Water, 2024, 4(4): 1508-1517.

[9] Zekker I, Artemchuk O, Rikmann E, et al. Start-up of anammox SBR from non-specific inoculum and process acceleration methods by hydrazine[J]. Water, 2021, 13(3): 350. DOI:10.3390/w13030350.

[10] Olsheimer D, La Cour Jansen J, Gustavsson D J I. *Ex-situ* manometric activity test for evaluation of mainstream anammox in Moving Bed Biofilm Reactors[J]. Environmental Technology, 2022, 43(13): 1980-1987.

[11] Li H Y, Yao H, Liu T, et al. Achieving simultaneous nitrogen and antibiotic removal in one-stage partial nitritation-Anammox (PN/A) process[J]. Environment International, 2020, 143: 105987. DOI:10.1016/j.envint.2020.105987.

[12] Xu J L, Cui Q J, Bu C N, et al. Partition of anammox and nitrifiers through bio-carriers for full-scale sidestream partial nitrification-anammox plant[J]. Frontiers in Bioengineering and Biotechnology, 2022, 10: 819937. DOI: 10.3389/fbioe.2022.819937.

[13] Zhou T, Liu X H, Li H X, et al. Achieving mainstream anammox in biological aerated filter by regulating bacteria

community structure[J]. Bioresource Technology, 2022, 365: 128091. DOI:10.1016/j.biortech.2022.128091.

[14] Zheng M, Li H J, Duan H R, et al. One-year stable pilot-scale operation demonstrates high flexibility of mainstream anammox application[J]. Water Research X, 2023, 19: 100166. DOI: 10.1016/j.wroa.2023.100166.

[15] Fujitani H, Nomachi M, Takahashi Y, et al. Successful enrichment of low-abundant comammox *Nitrospira* from nitrifying granules under ammonia-limited conditions [J]. FEMS Microbiology Letters, 2020, 367: DOI: 10.1093/femsle/fnaa025.

[16] Du R, Li C, Liu Q T, et al. A review of enhanced municipal wastewater treatment through energy savings and carbon recovery to reduce discharge and CO_2 footprint [J]. Bioresource Technology, 2022, 364: 128135. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.128135.

[17] Trinh H P, Lee S H, Jeong G, et al. Recent developments of the mainstream anammox processes: Challenges and opportunities [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(4): 105583. DOI:10.1016/J.JECE.2021.105583.

[18] Zhang W K, Zhang J H, Yu D S, et al. Increasing carbon to nitrogen ratio promoted anaerobic ammonia-oxidizing bacterial enrichment and advanced nitrogen removal in mainstream anammox system [J]. Bioresource Technology, 2024, 393: 130169. DOI:10.1016/J.BIORTECH.2023.130169.

[19] Wang Y H, Meng Y, Luan F B. High loading start-up and rapid loading increase of an anammox UASB reactor generate superior anammox granules[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2023, 234(3): 166. DOI:10.1007/s11270-023-06157-3.

[20] Liu W L, Li J, Lu H J, et al. Sponge iron strengthens the activity of anammox biofilm under low nitrogen conditions in a two-stage fixed-bed biofilm reactor[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 355: 120194. DOI:10.1016/j.jenvman.2024.120194.

[21] Peng Z H, Zhang L, Zhang Q, et al. Establishing a two-stage system to efficiently treat real domestic sewage by partial nitrification-SBR and air-lift anammox-UASB: Reactivating and enhancing anammox bacteria to optimize the nitrogen removal performance[J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 506: 160333. DOI:10.1016/j.cej.2025.160333.

[22] 向韬. 低温下基于厌氧氨氧化城市污水组合脱氮工艺研究和强化策略[D]. 沈阳:沈阳建筑大学,2016.
Xiang T. The research and strengthening strategy of the combined process based on anaerobic ammonium oxidation treating sewage at low temperature[D]. Shenyang: Shenyang Jianzhu University, 2016.

[23] Singh P, Bisen M, Kulshreshtha S, et al. Advancement in anaerobic ammonia oxidation technologies for industrial wastewater treatment and resource recovery: A comprehensive review and perspectives[J]. Bioengineering, 2025, 12(4): 330.

[24] Liu J L, Zhang Q, Li X Y, et al. Enhancing nitrogen removal from low-strength municipal wastewater by partial denitrification coupled with anammox in plug flow pure biofilm system[J]. Bioresource Technology, 2025, 432: 132646. DOI:10.1016/j.biortech.2025.132646.

[25] Dan Q P, Zhang Q, Wang T, et al. Floc management enables integrated anammox and enhanced biological phosphorus removal for sustainable ultra-efficient nutrient removal[J]. Nature Water, 2025, 3(2): 201-210.

[26] Huo T R, Zhao Y P, Tang X, et al. Metabolic acclimation of anammox consortia to decreased temperature[J]. Environment International, 2020, 143: 105915. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105915.

[27] Wang Z Y, Zheng M, Duan H R, et al. A 20-year journey of partial nitritation and anammox (PN/a): From sidestream toward mainstream[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(12): 7522-7531.

[28] Borowska W, Zubrowska-Sudol M, Doskocz N. Decrease in oxygen concentration for the fast start-up of partial nitritation/anammox without inoculum addition[J]. Sustainability, 2024, 16(2): 622. DOI:10.3390/su16020622.

[29] Xue Y, Zheng M, Wu S, et al. Changes in the species and functional composition of activated sludge communities revealed mechanisms of partial nitrification established by ultrasonication [J]. Frontiers in Microbiology, 2022, 13: 960608. DOI: 10.3389/FMICB.2022.960608.

[30] Kim K, Park Y G. Light as a novel inhibitor of nitrite-oxidizing bacteria (NOB) for the mainstream partial nitrification of wastewater treatment[J]. Processes, 2021, 9(2): 346. DOI: 10.3390/PR9020346.

[31] Li S Q, Kang X F, Men J, et al. Initial free ammonia is critical for robust acidic partial nitrification in sequencing batch reactor [J]. Water Research, 2025, 278: 123385. DOI:10.1016/J.WATRES.2025.123385.

[32] Li D, Teng L Y, Guo K H, et al. Achieving stable partial nitrification by exploiting lag phase of NOB recovery for selective washout[J]. Environmental Research, 2025, 268: 120762. DOI:10.1016/J.ENVRES.2025.120762.

[33] 褚旭, 向韬, 李军. 低氨氮废水自养脱氮系统启动的新型策略研究[J]. 环境污染与防治, 2025, 47(7): 65-71, I0021.
Chu X, Xiang T, Li J. Research on the new startup strategy of autotrophic denitrification system with low ammonia nitrogen wastewater[J]. Environmental Pollution & Control, 2025, 47(7): 65-71, I0021.

[34] Xu P L, Li X, Wang Y Y, et al. Mechanism of stable autotrophic nitrogen removal and NOB inhibition in low-sludge PN-Anammox system under non-temperature control and low

ammonia environment[J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 490: 151928. DOI:10.1016/J.CEJ.2024.151928.

[35] Chi Y L, Ren W A, Jin P K, et al. Robust partial nitrification and anammox under low-strength nitrogen condition by regulating organic-induced symbiosis of denitrifiers and anammox bacteria [J]. Bioresource Technology, 2025, 436: 132975. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2025.132975.

[36] 石永辉. 低氮负荷及联氨对厌氧氨氧化反应器的影响研究[D]. 保定: 河北大学, 2022.
Shi Y H. Effects of low-load wastewater treatment and hydrazine on anammox reactor[D]. Baoding: Hebei University, 2022.

[37] Qu C Y, Li L S, Feng F, et al. Enhancement of extracellular Cr (VI) reduction for anammox recovery using hydrazine: Performance, pathways, and mechanism [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2023, 17(9): 115. DOI: 10.1007/s11783-023-1715-z.

[38] Zekker I, Rikmann E, Oja J, et al. The selective salinity and hydrazine parameters for the start-up of non-anammox-specific biomass SBR[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2023, 20(11): 12597-12610.

[39] Xiang T, Liang H, Gao D W. Effect of exogenous hydrazine on metabolic process of anammox bacteria [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 317: 115398. DOI: 10.1016/J.JENVMAN.2022.115398.

[40] Xiang T, Chi J Y, Pan J. Cooperative effect of N_2H_4 on anaerobic ammonium-oxidizing bacteria and heterotrophic bacteria and the underlying mechanism [J]. Water Science & Technology, 2025, 92(2): 285-300.

[41] 向韬, 褚旭, 李军. N_2H_4 强化常温低 NH_4^+-N 亚硝化系统的稳定运行研究[J]. 安全与环境学报, 2025, 25(1): 279-286.
Xiang T, Chu X, Li J. Investigation of the stable operation of an N_2H_4-enhanced low NH_4^+-N nitrification system at room temperature[J]. Journal of Safety and Environment, 2025, 25(1): 279-286.

[42] Lawson C E, Wu S, Bhattacharjee A S, et al. Metabolic network analysis reveals microbial community interactions in anammox granules[J]. Nature Communications, 2017, 8: 15416. DOI: 10.1038/ncomms15416.

[43] Zhao Q, Li X Y, Zhang L, et al. Partial denitrifying phosphorus removal coupling with anammox (PDPRA) enables synergistic removal of C, N, and P nutrients from municipal wastewater: A year-round pilot-scale evaluation[J]. Water Research, 2024, 253: 121321. DOI:10.1016/J.WATRES.2024.121321.

[44] 庄彦华, 周俊宏, 夏阳光, 等. 短程反硝化-厌氧氨氧化耦合MBR强化脱氮中试[J]. 环境工程, 2025, 43(12): 102-111.
Zhuang Y H, Zhou J H, Xia Y G, et al. A pilot study of partial denitrification-anammox coupled with MBR process to enhance nitrogen removal[J]. Environmental Engineering, 2025, 43(12): 102-111.

[45] Peng Z X, Qin J, Zhao Y, et al. Comparison of the performances and mechanisms of anammox bacteria *in-situ* self-enrichment under heterotrophic and autotrophic conditions by inoculating ordinary activated sludge[J]. Bioresource Technology, 2025, 422: 132213. DOI:10.1016/J.BIORTECH.2025.132213.

[46] Johnston J, Vilardi K, Cotto I, et al. Metatranscriptomic analysis reveals synergistic activities of comammox and anammox bacteria in full-scale attached growth nitrogen removal system [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(29): 13023-13034.

[47] Tao Y, Huang X L, GaO D W, et al. NanoSIMS reveals unusual enrichment of acetate and propionate by an anammox consortium dominated by Jettenia asiatica[J]. Water Research, 2019, 159: 223-232. DOI:10.1016/j.watres.2019.05.006.

[48] 赵必楷. 厌氧膜生物反应器处理废水过程中硝酸盐异化还原为铵(DNRA)的影响研究[D]. 深圳: 深圳大学, 2023.
Zhao B K. Study on the effect of nitrate reduction to ammonium (DNRA) during anaerobic membrane bioreactor treatment of wastewater[D]. Shenzhen: Shenzhen University, 2023.

[49] Zhao L, Chen J Y, Shen G Q, et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonia in the natural environment and wastewater treatment facilities: A comprehensive review[J]. Environmental Technology & Innovation, 2025, 37: 104011. DOI:10.1016/J.ETI.2024.104011.

[50] 林立安. 红树林湿地厌氧氨氧化(Anammox)和亚硝酸盐依赖型厌氧甲烷氧化(N-DAMO)微生物的富集培养[D]. 厦门: 厦门大学,2018.
Lin L A. Enrichment culture of anaerobic ammonium-oxidizing and nitrite-dependent anaerobic methane-oxidizing bacteria from mangrove sediments [D]. Xiamen: Xiamen University, 2018.

[51] 贾川. 强化反硝化型厌氧甲烷氧化耦合厌氧氨氧化高效脱氮研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2024.
Jia C. Enhancement of denitrifying anaerobic methane oxidation coupled with anaerobic ammonium oxidation for efficient nitrogen removal[D]. Xi′an: Xi′an University of Architecture and Technology, 2024.