



评 述

氨氮废水处理的低碳节能生物脱氮技术

汪晓军^{1,3*}, 陈永兴¹, 黎勇敢¹, 陈振国², 章裕¹, 李嘉懿¹, 杨俊锋¹, 秦嘉富¹, 周松伟³, 汪敏泉³

1. 华南理工大学环境与能源学院, 广州 510006

2. 华南师范大学环境学院, 广州 510006

3. 佛山市化尔铵生物科技有限公司, 佛山 528300

* E-mail: cexjwang@scut.edu.cn

收稿日期: 2025-05-07; 接受日期: 2025-08-11; 网络版发表日期: 2025-09-12

广州市科技计划项目(编号: 2024B03J1278)资助

摘要 本文系统回顾了废水生物处理技术的发展历程, 重点聚焦于生物脱氮工艺的演变, 从传统的硝化-反硝化路径逐步过渡到近年来备受关注的低碳、节能型自养脱氮技术——厌氧氨氧化(Anammox)工艺. 针对高浓度氨氮废水处理, 本文结合不同来源废水的水质特征, 通过文献调研及作者团队近年来实际参与的Anammox工程项目, 阐述了其工艺应用模式与运行成效. 在中低浓度氨氮废水处理方面, 探讨了当前Anammox工艺面临的核心技术瓶颈, 特别是在低氨氮条件下稳定实现亚硝酸盐供给的问题. 归纳了几种突破该瓶颈的可行技术路径, 并结合典型应用案例, 介绍了三种实现低浓度氨氮Anammox的工艺实践, 为推动该技术在市政生活污水等更大规模的工程化应用提供参考依据.

关键词 厌氧氨氧化, 中低浓度氨氮, 亚硝化, 废水处理, 脱氮

1 引言

自19世纪工业革命以来, 工业化进程显著加剧了水体污染问题, 促使现代污水处理技术迅速发展. 1893年, 英国工程师首次提出并应用生物滴滤池工艺, 这是现代生物处理废水技术的雏形^[1]. 1914年英国科学家Edward Ardern和William T. Lockett发明了活性污泥法, 标志着污水生物处理技术的重大突破^[2]. 当前广泛应用的多种生物处理工艺, 皆是在活性污泥法基础上的优化与衍生. 进入20世纪70年代, 水体富营养化

问题逐渐引起关注, 污水中氮、磷等营养物质的去除效率成为污水处理过程中的又一关键指标^[3,4]. 在此背景下, 改良活性污泥法——厌氧-好氧(anaerobic-oxic, AO)工艺逐步发展并得到应用. 在AO工艺中, 氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)作为污水中主要的含氮污染物, 其脱除路径主要包括硝化和反硝化两个阶段: 在好氧阶段, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 首先被氨氧化菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)或氨氧化古菌(ammonia-oxidizing archaea, AOA)氧化为亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$), 随后被亚硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)进一步转化为硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)^[5].

引用格式: 汪晓军, 陈永兴, 黎勇敢, 等. 氨氮废水处理的低碳节能生物脱氮技术. 中国科学: 技术科学, 2025, 55: 1526–1539

Wang X J, Chen Y X, Li Y G, et al. Low-carbon and energy-efficient biological nitrogen removal technology for ammonia wastewater treatment (in Chinese). Sci Sin Tech, 2025, 55: 1526–1539, doi: 10.1360/SST-2025-0099

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 也可通过完全氨氧化菌(complete ammonia oxidizers, comammox)直接转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。在厌氧或缺氧阶段, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 则通过反硝化菌(denitrifying bacteria, DB)以有机碳源为电子供体还原为氮气, 最终实现脱氮。因此, 该过程通常称为硝化-反硝化工艺。此外, 在厌氧环境下释放磷, 随后聚磷微生物(polyphosphate-accumulating organisms, PAOs)在好氧阶段吸收水中磷元素, 再通过剩余污泥排放, 亦可实现同步脱氮除磷^[6]。

然而, 传统硝化-反硝化工艺存在能耗与碳源需求高的问题。硝化阶段需将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 完全氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 理论上每去除1 g $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 需消耗约4.57 g溶解氧(DO), 导致曝气系统的能耗较高, 通常占污水处理厂总能耗的50%~60%^[7]。同时, 在反硝化过程中, 理论上每去除1 g硝态氮需消耗2.86 g化学需要量(COD)作为碳源, 实际运行中由于微生物代谢效率与反应条件限制, 碳源投加量常远高于理论值^[8]。若污水本身缺乏足够的可利用的有机碳源, 则需外加乙酸钠、甲醇或葡萄糖等外部碳源, 不仅提高了运行成本, 也增加了碳源使用所带来的温室气体排放量, 不利于污水处理的碳中和目标。

20世纪70年代, 奥地利理论化学家Broda^[9]提出自然界中可能存在一种厌氧条件下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 直接反应生成氮气的新型反应路径。该假说在提出后的数十年间虽未被证实, 但为后续生物脱氮机制的研究奠定了理论基础。直至1995年, Kuenen和Mulder在一套中试反应系统中首次观察到该反应现象, 证实了Broda的设想^[10]。他们在实验中发现, 在完全厌氧环境下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可在无氧条件下转化为氮气, 遂将该过程命名为厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, Anammox)。1997年, 研究人员van de Graaf等人^[11]采用氮稳定同位素标记技术进一步阐明了Anammox反应的基本路径, 明确其本质为以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为电子供体、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 为电子受体, 经细胞内系列酶促反应最终生成氮气和水。该发现不仅揭示了反应机制, 也标志着Anammox从理论走向微生物过程的系统解析阶段。后续微生物学研究进一步揭示了Anammox功能菌(Anammox bacteria, AnAOB)具有独特的超微结构, 其细胞内部含有特有的类细胞器结构——厌氧氧化小体(anammoxosome), 是氨氧化反应的主要场所^[12]。AnAOB被归类于浮霉菌门(planctomycetes)^[13~15], 目前已鉴定出多个候选属, 其中最具代表性的是*Candidatus* (*Ca.*)

Brocadia^[16]。截至目前, 已有12个具有Anammox功能的菌属被陆续确认, 涵盖了经典属种如*Ca. Brocadia*, *Ca. Jettenia*, *Ca. Kuenenia*, *Ca. Scalindua*和*Ca. Anammoxoglobus*, 以及近年来新发现的*Ca. Bathyanammoxibius*, *Ca. Loosdrechtia*, *Ca. Wujingus*, *Ca. Wunengus*, *Ca. Avalokitesvara*, *Ca. Tripitaka*和*Ca. Wukongus*^[17]。由于Anammox工艺具备无需外加碳源、能耗低、产泥量小等显著优势, 成为一种典型的低碳节能型脱氮技术^[18]。2002年, 全球首个Anammox工程在荷兰鹿特丹建成, 该工程处理目标为氨氮浓度约1000 mg/L的市政污水处理厂污泥厌氧消化液。经过近三年的启动调试, 系统稳定运行, 标志着Anammox技术进入工程化应用阶段。自此, 该技术迅速在全球范围内推广, 广泛应用于高氨氮废水、垃圾渗滤液^[19~21]、污泥厌氧消化液^[22,23]、印染废水^[24,25]等多种实际废水场景中。

本文综述了厌氧氨氧化技术从科学发现到实际应用的发展历程, 总结了厌氧氨氧化工艺的不同分类。基于此, 介绍厌氧氨氧化工艺在不同高氨氮废水领域(如发酵废水、电路板废水、印染丝光废水)的应用示例。针对中低浓度氨氮废水处理过程中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 难以稳定积累的技术瓶颈, 总结国内外学者先进的研究进展, 并介绍作者团队在该领域开展的实际应用案例。通过结合理论研究和实际应用, 本文旨在为推动厌氧氨氧化技术的进一步工程化应用提供参考依据。

2 厌氧氨氧化工艺的分类

2.1 一体式和分离式厌氧氨氧化工艺

由于废水中一般仅含 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 而缺乏 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 因此实际应用中常需将Anammox过程与亚硝化反应耦合使用^[26,27]。根据两类反应在空间配置上的不同, 可分为一体式耦合工艺与分离式工艺两种形式^[28]。一体式工艺是指亚硝化反应与Anammox反应在同一反应器内协同发生, 如Oland工艺、CANON工艺等^[29]。虽然AnAOB对严格厌氧环境有要求, 但研究发现, 在生物菌胶团内部可自然形成微环境分层: 外层富氧区适合氨氧化菌(AOB)生长, 利用溶解氧将部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由AOB氧化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$; 而内层为厌氧区, 适于AnAOB生长, 以残余 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和AOB产物 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 为底物, 实现Anammox反应, 生成氮气与少量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ^[30,31]。这种协同构筑的“微生态结构”支持了两类微生物的共存与高

效脱氮。

分离式工艺则通过将亚硝化反应器和厌氧氨氧化反应器独立设置, 使反应条件(如溶解氧、搅拌强度、污泥龄等)更易分别调控^[32,33]。在亚硝化反应器中, 通过精准控制运行参数, 使AOB将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$; 而后进入厌氧氨氧化反应器, AnAOB利用 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进行反应生成氮气与少量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ^[34]。该配置中, 通常需配置机械搅拌或回流系统, 以增强底物与菌体的传质效率, 提高脱氮负荷^[16,35]。

从运行特性上看, 一体式工艺具备构造紧凑、占地小、能耗低、污泥产量少等优势, 适用于处理氨氮浓度较高的工业废水, 目前在全球Anammox工程实践中应用最为广泛, 占比超过80%^[36,37]。但其运行需精确控制DO浓度和污泥结构, 稳定性受限于微生态协同的可靠性。相比之下, 分离式系统启动周期更短、运行调控更灵活, 具备更强的抗冲击能力, 更适用于氨氮浓度波动较大或对出水水质要求更高的污水处理场景。

2.2 颗粒污泥法与填料法的一体式厌氧氨氧化反应器

基于一体式工艺的反应器可进一步依据其生物载体形式分为两类: 无填料型颗粒污泥反应器与填料型生物膜反应器^[38-40]。颗粒污泥反应器依赖AnAOB形成高密度、自聚集的颗粒状污泥结构, 无需附着载体, 系统构造相对简单、投资成本较低^[41]。该反应器表现出较高的容积负荷和污泥浓度, 且所生成的颗粒污泥易于分离、回收及扩容, 在工程中可作为高活性菌种进行商品化应用^[42]。然而, 其对水质水量冲击负荷较为敏感, 运行稳定性较差, 适用于处理如市政污泥厌氧消化液、生物发酵废水等有机物负荷较低、组分较稳定的高氨氮废水, 常作为UASB/IC厌氧处理脱除有机物后的脱氮单元^[43]。

填料型反应器则采用不同材料作为微生物挂膜载体, 构建稳定的生物膜结构, 适应性与抗冲击能力更强^[44]。根据填料状态, 可分为固定床填料(如网格板、蜂窝板、固定纤维束等)和悬浮填料(如Kaldnes型、软性纤维填料球等)两类。填料材质包括聚胺、聚酯(PET)、尼龙、聚丙烯、高密度聚乙烯(HDPE)、活性炭颗粒、负载铁碳材料、沸石等^[45,46]。良好填料应满足以下特性^[47]: (1) 无毒性、物理结构稳定、化学惰性高、不易老化分解; (2) 高比表面积和优良亲水性,

促进微生物附着和生物膜形成; (3) 孔隙率高, 避免堵塞, 有利于传质和混合; (4) 可作为功能材料载体, 如负载纳米铁、磁性 Fe_3O_4 等, 增强AnAOB活性与选择性富集。Chen等人^[48]表明 Fe_3O_4 纳米颗粒可以强化 hdh 和 hzs 等厌氧氨氧化相关基因和刺激胞外聚合物(extracellular polymeric substance, EPS)分泌来提供系统脱氮效率。悬浮型填料应具备与水接近的密度, 以利于在曝气条件下均匀分布, 降低搅拌能耗并提升反应器稳定性^[49]。目前应用于Anammox反应器的工程填料已超过10种, 不同项目会依据技术提供方工程经验、成本预算、废水特性、反应器类型和处理目标等因素进行匹配优化。

3 厌氧氨氧化在不同行业高浓度氨氮废水处理上的应用

尽管Anammox工艺的发现时间相对较晚, 但凭借其无需外加有机碳源、氧需求低而节省曝气能耗、污泥产量少等显著的低碳节能优势, 近年来在科研与工程应用领域均获得了快速发展。尤其是在高浓度氨氮废水的处理场景中, Anammox已逐步实现从实验室研究向大规模工程化应用的转化, 并展现出良好的运行稳定性与经济性。目前, Anammox工艺在多种类型工业废水中均有成功应用的案例, 其工程化策略亦趋于成熟, 主要包括反应器形式优化(如SBR^[50], MBBR^[51], EGSB^[52]等)、菌种驯化富集技术以及与亚硝化工艺的协同调控方法。污泥厌氧消化液作为Anammox工程应用最早的场景, 消化液通常具有氨氮浓度高、有机物含量低等特征, 适合采用短程亚硝化耦合厌氧氨氧化(partial nitritation/anammox, PN/A)或SHARON-Anammox等组合工艺进行脱氮。李霞等人^[53]构建两段式PN/A工艺处理氨氮浓度为1000 mg/L的污泥消化液, 当PN反应器和Anammox反应器的水力停留时间(HRT)均为1 d时, 两段法对总氮去除率为83.37%。奥地利Strass污水厂和新加坡樟宜新生水厂也都是应用基于Anammox的DEMON工艺大规模地处理污泥消化液。

发酵行业, 如味精、氨基酸、生物制药等行业的发酵尾液, 在经过UASB或IC厌氧预处理去除大部分有机物后, Anammox工艺可用于进一步脱除氨氮。该类废水常具有较好的水质水量稳定性, 适合采用颗粒污泥型反应器。Chen等人^[54]证实在COD/N为0.63时,

厌氧氨氧化颗粒体系对生物制药废水氮去除效果最佳. 在煤化工行业中, 煤气化、焦化、合成氨等工艺过程中排放的废水含有较高浓度的氨氮和部分有毒有害物质. 通过预处理降低毒性及有机负荷后, Anammox可作为回流液脱氮环节嵌入整个处理流程, 显著降低碳源消耗与能耗.

此外, 近年来Anammox技术逐渐被引入集成电路(IC)、发光二极管(LED)、电路板(PCB)等制造行业的氮污染控制中. 这类废水往往氨氮浓度高但碳源缺乏, 传统反硝化法需大量外加碳源, 而Anammox可有效降低运行成本与二氧化碳排放负荷. 袁砚等人^[55]构建一体化PN/A反应器处理碱性PCB废水, 经过80 d的运行, 脱氮负荷最高达1.29 kg/(m³ d). 此外, Anammox工艺也逐步拓展至垃圾渗滤液、食品加工废水、纺织印染废水等领域, 显示出其在多行业氮污染控制中的广泛适应性和推广潜力.

3.1 完成的高浓度氨氮厌氧氨氧化工程实例

近年来, 本团队致力于低碳、节能、高效、可持

续的污水处理技术研发及应用, 开发的新型厌氧氨氧化生物脱氮工艺应用于多项高浓度氨氮废水的处理工程(表1).

3.1.1 纺织印染行业的高浓度氨氮废水

液氨丝光工艺通常用于改善棉质衣服的触感、耐磨性和抗皱性能. 然而, 该工艺生产过程中排放的氨气需要通过硫酸吸收处理, 导致产生大量含有高浓度硫酸铵的液氨丝光废水. 这类废水的氨氮浓度在1500~6000 mg/L, 且不含有有机物等杂质. 先后完成了实验室小试和现场中试处理液氨丝光废水, 验证了厌氧氨氧化工艺的可行性, 然后实施了处理能力达500 kg N/(m³ d)的厌氧氨氧化工程, 工艺流程示意图如图1所示. 这是实施的首个大规模厌氧氨氧化工程, 由于前期开展的小试和中试实验为工程化应用提供了详实的理论基础和依据, 实际工程仅历时45 d就成功启动. 该项目的厌氧氨氧化系统采用生物膜工艺, 抗冲击性能较好, 目前已稳定运行超过3年, 平均氨氮去除率为94.3%±2.3%, 总氮去除率为89.4%±2.7%, 厌氧

表 1 不同行业的厌氧氨氧化工程应用案例

Table 1 Engineering applications of anammox across various industries

废水类型	进水浓度(mg/L)	运行温度	pH	总氮去除负荷 (kg N/(m ³ d))	总氮去除率 (%)
液氨丝光废水	1500~6000	24℃~36℃	7.4~7.6	1.0±0.39	89.4±2.7
氧化铁红废水	600~2200	室温	7.5~8.3	0.6	>80
铁路列车集便器污水	1000~1400	室温	—	0.85±0.10	96
垃圾渗滤液	2000~3000	室温	7.7~8.3	0.56	95
养猪废水	800~1500	室温	—	—	93

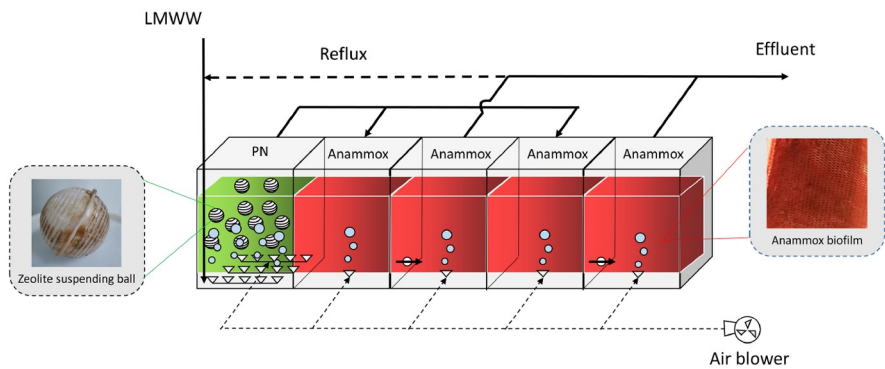


图 1 (网络版彩图)液氨丝光废水厌氧氨氧化处理系统工艺流程图

Figure 1 (Color online) Process flow diagram of the anammox-based treatment system for liquid ammonia mercerization wastewater.

氨氧化系统的脱氮容积负荷为 $1.0 \pm 0.39 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \text{ d})$ 。与传统的硝化-反硝化工艺相比, 本项目大幅度降低了液氨丝光高浓度氨氮废水的处理成本, 有利于纺织印染工业的可持续发展^[56]。

3.1.2 氧化铁红行业的高浓度氨氮废水

氧化铁红是一种常用于建材、涂料的无机染料, 混酸法生产氧化铁红过程中会产生一种含有 Fe^{2+} 、色度以及高浓度氨氮的酸性废水。采用碱中和结合曝气沉淀处理, 可有效去除废水中的 Fe^{2+} 和色度, 但高浓度的氨氮(浓度在 $600 \sim 2200 \text{ mg/L}$)仍残留在水中。笔者前期在实验室构建了分离式亚硝化/厌氧氨氧化工艺脱除预处理后的氧化铁红废水中的氨氮, 总氮去除率在70%以上^[57]。在此基础上实施了工程尺度的一体式生物膜厌氧氨氧化处理系统, 如图2所示。针对物化预处理后的氧化铁红废水开展了为期165 d的连续运行监测, 该工程系统对极端的水质波动也表现出较强的抗冲击性能, 氨氮去除率大于90%, 总氮去除率大于80%, 容积负荷达到 $0.6 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \text{ d})$ 。以进水氨氮、亚硝氮、硝氮、pH、HRT、溶解氧和水温为模型输入变量, 数据集被随机分为两部分: 70%用于机器学习模型训练, 其余30%用于最终机器学习模型测试。构建的XGBoost机器学习模型在实际应用中对总氮去除率新数据点的预测准确度达到98%, 为厌氧氨氧化工艺的工程化应用和智能化发展提供了实践经验。

3.1.3 铁路列车集便器污水

随着铁路交通行业的快速发展以及环保要求的不断

提高, 原来直排式的列车厕所也升级成了封闭式, 产生的集便器污水存贮在高铁列车, 到高铁站后集中排放处理。高铁列车集便器污水的氨氮浓度高达 $1000 \sim 1400 \text{ mg/L}$, COD值在 $600 \sim 1200 \text{ mg/L}$, 碳氮比严重不足, 采用传统的AO工艺脱氮成本较高, 且效率较低。工艺通过亚硝化与前置反硝化脱除进水中的COD, 再进入厌氧氨氧化脱氮工序, 避免原水中COD过高抑制后续AnAOB活性。整个系统对污水的氨氮和总氮去除率分别超过99%和96%^[58]。

3.1.4 垃圾填埋场渗滤液

卫生填埋是处理生活垃圾的一种主要方式, 但填埋场会产生大量难以处置且高度污染的垃圾渗滤液。虽然卫生填埋在我国逐渐被垃圾焚烧发电所淘汰, 但目前每年仍会产生大量的渗滤液需要处理。垃圾渗滤液成分极为复杂, 含有的污染物主要包括四大类: 溶解有机物、无机组分、重金属和外源有机化合物等。垃圾渗滤液中氨氮浓度较高, 老龄垃圾渗滤液中氨氮浓度超过 1000 mg/L , 一般在 $2000 \sim 3000 \text{ mg/L}$; 且含有较高的COD, 但大部分为难以生物降解的有机物。采用传统的硝化反硝化工艺难以实现垃圾渗滤液的经济高效脱氮处理。通过实验室小试实验研究, 证明了厌氧氨氧化工艺用于垃圾渗滤液高效脱氮的可行性。渗滤液中易生物利用的有机物可以通过前置反硝化工艺去除, 避免对后续的厌氧氨氧化工艺产生不利影响, 不可生物降解的有机物对厌氧氨氧化系统的脱氮性能影响较小^[59,60]。工程上也可以通过前置亚硝化和反硝化的方法, 脱除渗滤液中的可生物降解有机物, 然后再进

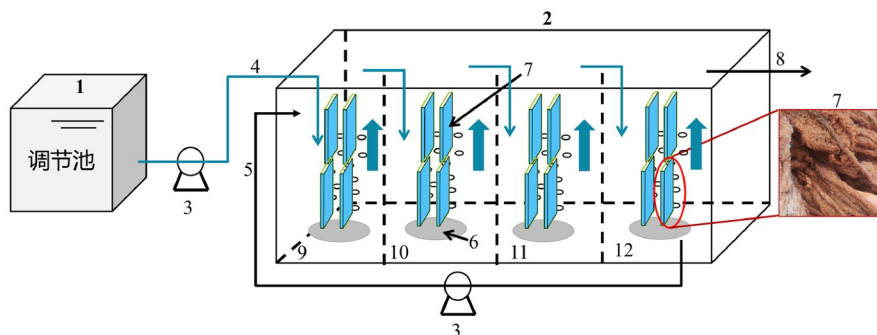


图2 (网络版彩图)氧化铁红废水厌氧氨氧化处理工程系统示意图。1: 调节池; 2: 厌氧氨氧化池; 3: 离心泵; 4: 进水; 5: 内回流; 6: 曝气盘; 7: 纤维填料; 8: 出水; 9~12: 厌氧氨氧化池

Figure 2 (Color online) Schematic diagram of the anammox engineering system for iron oxide red wastewater treatment. 1: Equalization tank; 2: anammox reactor; 3: centrifugal pump; 4: influent; 5: internal recycle flow; 6: aeration diffuser; 7: fiber media; 8: effluent; 9~12: anammox reactors.

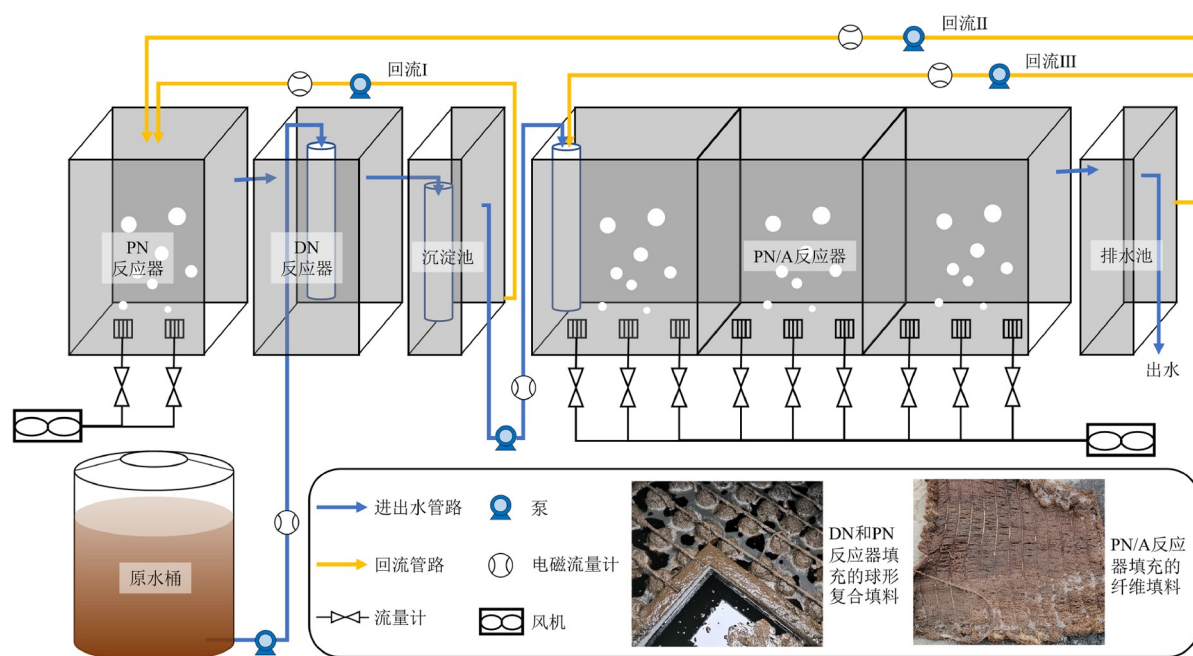


图 3 (网络版彩图)垃圾渗滤液厌氧氨氧化处理中试工程示意图

Figure 3 (Color online) Schematic diagram of the pilot-scale anammox system for landfill leachate treatment.

行厌氧氨氧化进行脱氮, 中试工程示意图如图3所示, 可高效去除渗滤液中95%的总氮^[61]. 若要达到直接排放标准, 后续还要有反硝化深度脱氮以及高级氧化或膜处理工艺深度去除有机物. 目前, 已在湖北、重庆和广东的垃圾填埋场完成多项垃圾渗滤液厌氧氨氧化脱氮工程^[62].

3.1.5 养猪废水

生猪养殖废水有机物浓度极高, COD高达20000~30000 mg/L. 为了降低处理养殖废水的曝气能耗, 对于这种高浓度有机废水往往先采用黑膜厌氧反应池进行处理, 厌氧产生的沼气可以用于发电, 甚至制成有价值的天然气出售. 黑膜池出水COD值在3000~5000 mg/L, 氨氮浓度在800~1500 mg/L. 本团队与西湖大学合作开展了厌氧氨氧化处理养猪废水的中试研究项目, 采用前置反硝化与亚硝化耦合厌氧氨氧化工艺, 总氮去除率超过93%, COD去除率超过84%^[63].

3.1.6 硝酸铵废水

硝酸铵生产工厂会产生一种主要污染物为硝酸铵的废水, 氨氮和 NO_3^- -N的浓度均为2000~3000 mg/L,

不含COD. 原处理系统采用传统的硝化反硝化工艺, 先将废水中的氨氮转化为 NO_3^- -N, 再通过反硝化将 NO_3^- -N转化为氮气而脱除. 由于废水中氨氮浓度高, 好氧硝化阶段需要大量曝气, 反硝化阶段又消耗大量碳源, 且产生大量需要额外处置的生化污泥, 大幅提高了废水的处理成本. 应用部分反硝化——厌氧氨氧化(PD-A)处理工艺, 通过在厌氧条件下投加碳源, 将 NO_3^- -N通过部分反硝化转化为 NO_2^- -N, 再通过厌氧氨氧化将 NO_2^- -N与氨氮转化为氮气和少量硝氮, 从而实现经济高效的脱除氨氮与总氮. PD-A工艺与原来的硝化反硝化工艺相比, 碳源投加量降低80%, 同时, 曝气能耗和污泥产量也大幅降低, 节约了大量运行成本, 处理系统更可靠. 目前该项目已通过工程验收.

3.2 厌氧氨氧化工艺在高浓度氨氮废水处理应用总结

厌氧氨氧化工艺处理高浓度氨氮废水的工艺已经较为成熟, 当废水中存在其他可能对AnAOB产生不利作用的物质时, 可以采取前置预处理, 为后续的厌氧氨氧化工艺提供适宜的进水条件. 比如, 当进水含有易生物利用的有机污染物, 进入厌氧氨氧化系统可能导致

异养微生物过度增殖, 进而与厌氧氨氧化菌产生恶性竞争, 导致厌氧氨氧化活性降低。可以采用前置高曝池处理法, 或采用前置反硝化脱除有机物。若进水中含有大量 NO_3^- -N, 可以采用部分反硝化工艺, 通过投加少量碳源将 NO_3^- -N还原为 NO_2^- -N, 进而用于后续的厌氧氨氧化。综上所述, 基于Anammox的高氨氮废水脱氮技术体系已相当完善, 其核心在于底物比例调控、菌群结构稳定以及抑制因子管理。伴随着微生物培养技术的进步与反应器构型优化, 该技术已实现从实验室、中试走向大规模工程化应用。在我国, 已有多家环保工程公司开展相关工程实践, 推进Anammox工艺在煤化工、垃圾渗滤液、生物制药、印染、电镀、养殖等行业的高效氮污染控制与绿色升级转型, 并取得良好技术与经济效益, 标志着其产业化发展进入加速阶段。

4 厌氧氨氧化应用于中低浓度氨氮废水处理的技术瓶颈

相比于高浓度氨氮废水, 中低浓度氨氮废水(氨氮浓度 $<150\text{ mg/L}$)在总水量、排放点数量与处理场景上更为广泛, 尤其是在城市污水处理领域具有巨大的脱氮需求。近年来, 针对以低浓度氨氮市政污水($25\sim60\text{ mg/L}$ 氨氮)为处理对象的主流厌氧氨氧化技术(mainstream Anammox), 已成为研究热点。然而, 由于进水条件、水温、水力负荷等限制, 主流Anammox技术的工程化发展仍面临关键性瓶颈。低氨氮浓度、低温、异养菌竞争等不利条件都会不同程度地影响AnAOB活性。Zhu等人^[64]表明在低温条件下, AnAOB会发生氧化应激, 进而导致细胞内活性氧的积累。最新的研究表明, AnAOB在非热带地区的WWTPs中显示出对低温的适应性。此外, 侧流Anammox也能为主流Anammox提供大量的高活性菌种。因此, 不稳定的 NO_2^- -N供应而非AnAOB生物量的紧缺极大地限制了主流Anammox的实施。在高浓度氨氮系统中, 可借助游离氨(FA)或游离亚硝酸(FNA)的抑制效应、溶解氧精准控制以及好氧/缺氧周期调节等手段, 有效抑制NOB, 实现稳定的亚硝化, 从而形成Anammox反应所需的 NH_4^+ -N与 NO_2^- -N双底物。而主流市政污水的氨氮浓度低, 常规的高浓度氨氮废水亚硝化控制策略难以应用于低浓度氨氮污水处理中, 特别是在实际工程应

用中稳定性差。因此, 如何在低浓度氨氮条件下得到稳定的亚硝氮供应是实现厌氧氨氧化技术在生活污水处理领域应用的前提, 这是目前亟待解决的世界难题, 也是限制厌氧氨氧化应用于低浓度氨氮废水处理的关键技术瓶颈。

5 突破中低浓度氨氮废水厌氧氨氧化技术瓶颈的可行途径

在低浓度氨氮废水处理领域如何实现稳定的 NO_2^- -N供给, 吸引了国内外大量的研究人员开展相关工作。

5.1 酸性条件下游离亚硝酸控制策略

袁志国教授团队^[65]提出了游离亚硝酸处理侧流污泥抑制NOB的策略。在实验室建立了两个对比反应器, 实验组每天有22%的SBR污泥转移到侧流处理单元, 进行 1.35 mg N/L 的FNA处理24 h, 然后回流至SBR。经过15 d实现了亚硝化, 亚硝酸盐积累率在80%以上。荧光原位杂交表明, 实验组反应器中的NOB种群数量比对照组反应器低80%。基于FNA处理侧流污泥以及低DO和高剩余氨氮浓度控制的策略有效抑制了NOB在絮状污泥以及生物膜上的活性, 在中试水平上实现了稳定亚硝化和厌氧氨氧化, 长期运行过程中可以维持出水总氮浓度小于 10 mg N/L ^[65]。此外, 黄霞团队^[66]也多次印证酸性pH条件下形成的高游离亚硝酸对于实现低浓度氨氮废水稳定亚硝化的可靠性。

铁盐廉价的水处理药剂被广泛用于污水处理系统。综合研究投加铁盐对整个污水处理系统及下游单元产生的影响发现, 在下水道中投加铁盐可以降低管道中硫化物的浓度, 减缓管道腐蚀, 在后续的污水处理单元对磷的去除具有积极效果, 并有助于在污泥的厌氧消化单元控制硫化氢的产生, 提高消化污泥的脱水性能^[67]。基于铁盐和FNA侧流污泥处理单元的优势, 提出在侧流污泥中投加铁盐的新方法, 原理是利用铁盐的较强酸性, 将传统投加于污水中的铁盐改为集中投加至体积更小的侧流污泥单元中, 侧流污泥单元的pH可下降至2.1左右, 导致95%以上的 NO_2^- -N都以FNA的形式存在。同时实现了对NOB在酸性环境处理被FNA抑制, 并且可以降低污泥产率, 为后续厌氧氨氧化工艺的应用创造了有利条件^[68]。

5.2 部分反硝化策略

北京工业大学彭永臻团队^[69,70]提出了部分反硝化的概念,为相关技术的发展奠定了基础.部分反硝化是在厌氧条件下将污水中的 NO_3^- -N还原为 NO_2^- -N,而不是完全还原为氮气,在此过程中也消耗碳源,要求碳氮比在2.2~3.0.部分反硝化为主流厌氧氨氧化的实现提供了新途径,提出了处理主流生活污水处理的新工艺——厌氧-好氧-缺氧(AOA)工艺. AOA工艺的原理是在第一级A将污水中的长链大分子有机物厌氧水解酸化形成低分子量有机物;然后在第二级O段,将部分氨氮氧化为硝态氮,同时,也有部分有机物被脱除;在第三级A的缺氧的条件下,发生部分反硝化与厌氧氨氧化(PD/A)反应,硝态氮在厌氧条件下通过部分反硝化还原为 NO_2^- -N,再与前面没有氧化的氨氮发生厌氧氨氧化,从而脱除氨氮与总氮.

目前,已有几座市政污水处理厂采用AOA新工艺进行了改造.总体上讲,由于强化了不需要碳源的厌氧氨氧化脱氮能力,在不投加碳源的条件下,能达到降低出水总氮的目标^[71].但有些污水处理厂出水水质难以稳定达到目标.主要原因是: AOA工艺的控制要求较为复杂,第一级A处理单元只是将污水中的有机组分水解为小分子有机物,但第二级O处理单元的控制要求较高,需要精确控制氨氮转化为硝态氮的量,或多或少都可能导致出水的总氮难以达标.另外,好氧工艺往往也是脱除COD的过程,若COD去除太多,则会导致第三级A处理单元部分反硝化的碳源不足,不能为厌氧氨氧化提供足够的亚硝氮基质.反之,若第二级O单元脱除的COD太少,过量的COD又会导致第三级A处理单元的部分反硝化转变为完全反硝化,同样不利于厌氧氨氧化脱氮,降低TN的脱除效果.此外,生活污水的水质水量存在较大波动,水温也会随气候发生较大变化.在水质水量波动的条件下,要实现精准控制更难.将来借助于精准的在线检测,再加上人工智能的控制手段,该工艺有望能取得更好的处理效果.

5.3 沸石综合强化亚硝化策略

近十年来,本研究团队一直在沸石调控亚硝化领域进行深入地研究与探讨.常规沸石对氨氮的吸附容量在2~5 mg/g,沸石的密度一般在2 g/mL左右,则沸石在吸附饱和的条件下,沸石内部吸附的氨氮浓度高达

4000~10000 mg/L^[72].因此,在沸石表面可以形成局部高水平游离氨区域,从而抑制NOB的生长,实现稳定的亚硝化^[73].即使废水中的氨氮浓度低至30 mg/L,基于沸石对氨氮的吸附作用,将氨氮快速富集到沸石内部,进而在沸石表面形成对NOB的抑制,但AOB仍保持较高活性,从而实现稳定的部分亚硝化.后续通过Anammox进一步将 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N脱除.与传统的高温、间歇曝气等亚硝化策略相比,这一方法最明显的优势就是操作简便,具有高度的可扩展性.此外,沸石是一种分布广泛的硅酸盐矿物,其价格低廉,在成本上也具有明显优势.沸石原位富集的高游离氨环境也可以持续地抑制NOB,保证亚硝化的稳定性.沸石综合强化亚硝化策略可以有效解决低浓度氨氮的稳定亚硝化难题,进一步耦合Anammox从而实现主流生活污水经济高效低碳脱氮.基于此方法,已在多个不同废水处理行业开展中试或工程化应用验证.

5.3.1 南方稀土开采的低浓度氨氮废水

针对稀土矿山的低氨氮废水,开展了稀土矿现场中试研究(图4).结果表明,在稀土矿山废水的氨氮浓度为30~120 mg/L的条件下,采用沸石综合强化亚硝化策略,可以有效抑制NOB活性,亚硝态氮积累率(nitrite accumulation rate, NAR)超过90%, NO_2^- -N转化速率(nitrite production rate, NPR)最大可达0.33 kg/(m³ d)^[74].沸石反应器出水与一部分原水混合后进入厌氧氨氧化反应器,稳定运行阶段中试系统在不投加碳源的条件下总氮去除率可以达到68.11%±9.83%^[75].

5.3.2 电镀工业园综合尾水

电镀工业园区废水经物化处理后会产生一种低氨氮电镀尾水,氨氮在40~120 mg/L, COD在250~370 mg/L,且大部分是难生物降解的COD.为了验证厌氧氨氧化工艺处理电镀尾水的可行性,构建了前置反硝化联合亚硝化/厌氧氨氧化中试工程(图5).前置反硝化的作用在于去除废水中的可生化降解的COD,尽量减少进水COD对后续厌氧氨氧化工艺的影响.在沸石调控作用下,亚硝化反应器的NAR达到87.73%±22.28%.值得注意的是, NAR出现一定波动的主要原因是由于原水中较高的钙镁离子会导致沸石板结,进而对亚硝化产生不利影响.不定期的反冲洗可有效缓解这一问题.将沸石反应器出水与前置反硝化的出水

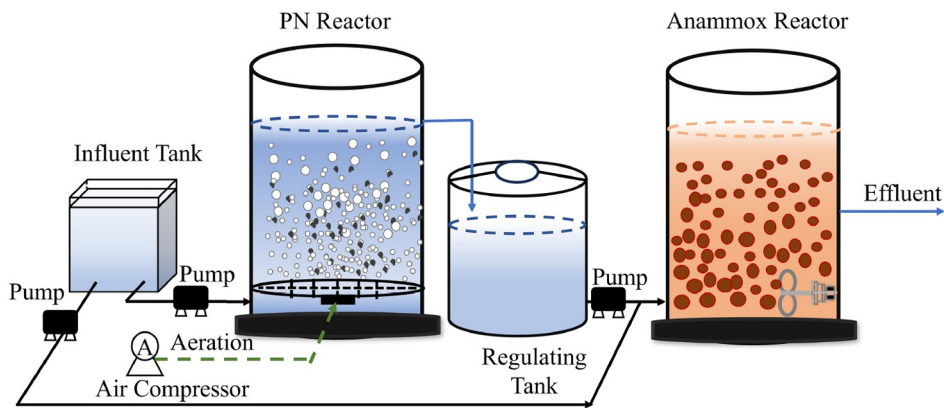


图 4 (网络版彩图)中试PN/A工程的现场照片和示意图
Figure 4 (Color online) Site photographs and schematic diagram of the pilot-scale PN/A engineering system.

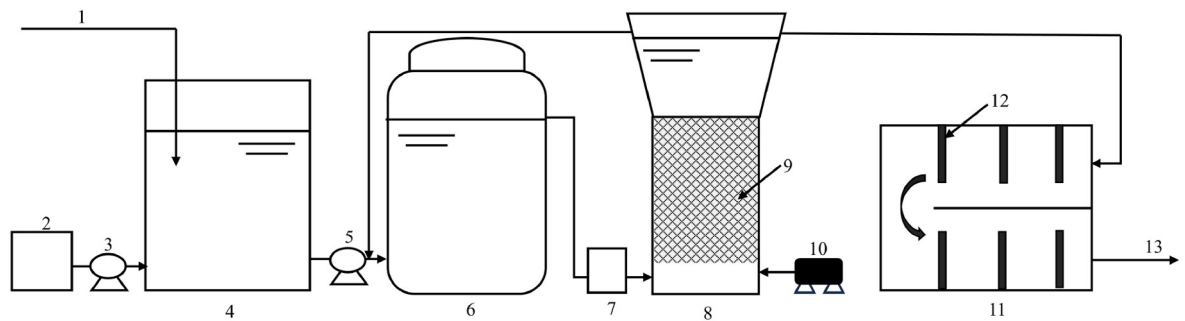


图 5 中试DN-PN/A耦合装置示意图. 1: 进水; 2: 碱度箱; 3: 离心泵; 4: 调节箱; 5: 离心泵; 6: 前置反硝化反应器; 7: 中间水箱; 8: 亚硝化反应器; 9: 沸石; 10: 曝气风机; 11: 厌氧氨氧化反应器; 12: 聚酯纤维; 13: 出水
Figure 5 Schematic diagram of the pilot-scale denitrification-partial nitrification/anammox (DN-PN/A) coupling system. 1: Influent; 2: alkalinity tank; 3: centrifugal pump; 4: equalization tank; 5: centrifugal pump; 6: pre-denitrification reactor; 7: intermediate tank; 8: nitritation reactor; 9: zeolite; 10: aeration blower; 11: anammox reactor; 12: polyester fiber; 13: effluent.

混合后进入后续的厌氧氨氧化处理装置. 整个系统对电镀尾水的总氮去除率可以达到 $82.15\% \pm 8.28\%$ ^[76,77].

5.3.3 低碳氮比市政生活污水

利用开发的部分亚硝化/厌氧氨氧化工艺处理低碳氮比市政污水, 在广州市某污水处理厂构建了一套两段式PN/A中试装置, 并稳定运行了一年时间(图6). 借助沸石的原位富集游离氨作用, NAR达到 $75.04\% \pm 10.05\%$ ^[78]. 在不外加有机碳源和季节性温度波动($10.4^{\circ}\text{C} \sim 31.1^{\circ}\text{C}$)的前提下, 出水总氮为 $(10.91 \pm 4.23) \text{ mg/L}$, 稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级A排放标准. 据估计, 传统污水处理厂的运行成本是每人口当量每年46元, 主要包括曝气能耗成本, 外加碳源成本和污泥运输处置成本. 相比之下, 这

一PN/A工艺成本仅为每人口当量每年8元. 即使与短程硝化反硝化(SND)工艺相比, 也能节省每人口当量每年22元. 因此, 这一技术可大幅降低运行成本. 此外, 不外加有机碳源一方面是降低了运行成本, 更重要的是大幅减少了碳排放.

6 结论

在脱氮技术的发展历程中, 传统的硝化-反硝化路径尽管已较为成熟, 但其高耗氧、高碳源需求、高污泥产量等劣势已逐渐暴露, 难以满足当前对低碳排放与能效提升的要求. 国内外一些新型处理工艺, 如膜生物反应器(MBR)工艺、连续循环曝气系统(CCAS)工艺等, 都能有效脱氮. 相比之下, Anammox技术以其

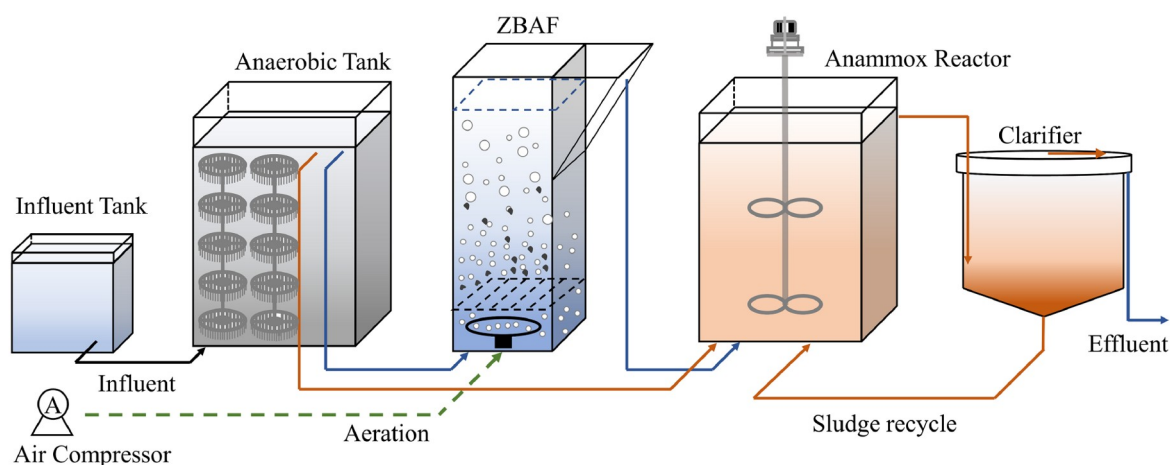


图 6 (网络版彩图)两段式PN/A中试装置示意图

Figure 6 (Color online) Schematic diagram of the two-stage pilot-scale partial nitrification/anammox (PN/A) system.

无需外加碳源、耗氧量低而能耗低、产泥量少等绿色特征,正成为脱氮技术革新的重要方向. 本文从其理论研究、菌群解析、反应器构型、工程实践等方面系统介绍了Anammox工艺. 在高浓度氨氮废水处理领域,Anammox工艺已实现全球范围内的推广与应用,成为多种工业废水脱氮的核心技术路径. 随着我国对水环境治理标准的不断提升,Anammox工艺在中低浓度氨氮污水(尤其是主流市政污水)处理中的研究与探索持续加快. 游离亚硝酸控制,部分反硝化,沸石综合强化亚硝化等策略都是突破中低浓度氨氮废水厌氧氨氧化技术应用瓶颈的可行途径. 不同控制策略各有所长,在不同的废水场景中应采用合适的调控策略,共同推动我国的废水治理事业快速发展.

7 展望

在市政污水处理过程中,脱氮与除磷作为控制水

体富营养化的两大关键目标,始终是核心关注点. Anammox技术因其低碳、节能、运行稳定等优势,已成为当前和未来生物脱氮工艺的重要发展方向. 然而,Anammox过程本质上是一种自养厌氧脱氮反应,其代谢机制中并不涉及磷的去除功能,因此无法实现同步除磷,在主流污水处理应用中存在功能局限. 为此,未来在开发和优化主流Anammox工艺时,需同时考虑与除磷技术的协同集成,如与聚磷菌形成优势互补的反应体系,结合生物除磷和化学沉淀(如铁盐或钙盐投加)以实现同步磷去除,发展磷回收路径等.

厌氧氨氧化菌具有极慢的生长速率(倍增时间约两周),在应用于处理高浓度氨氮废水时具有污泥量少的优势,但其缓慢的生长速率也限制了Anammox工艺的推广应用. 在未来,随着主流厌氧氨氧化的技术的成熟,工程化的推广应用对厌氧氨氧化污泥的需求会更大. 因此,厌氧氨氧化菌种的培育与增殖也是Anammox未来实际应用的重要方向之一.

参考文献

- Maciejewski K, Gautier M, Kim B, et al. Performance of carbon and nitrogen removal in a system combining an aerobic trickling filter followed by two stages of vertical flow treatment wetland. *Ecol Eng*, 2024, 209: 107409
- Kershaw G B. The activated sludge process. *Nature*, 1928, 121: 165–166
- Wang H, Dai H, Jiang D, et al. Screening, identification, and application of anaerobic ammonia oxidizing bacteria in activated sludge systems: A comprehensive review. *J Environ Manage*, 2025, 375: 124272
- Liu Y, Dong J, Cheng X, et al. Dual role of organic matter in Feammox-driven nitrogen and phosphate removal. *Water Res X*, 2025, 27: 100312
- Zhao W, Bi X, Bai M, et al. Research advances of ammonia oxidation microorganisms in wastewater: Metabolic characteristics, microbial

- community, influencing factors and process applications. *Bioprocess Biosyst Eng*, 2023, 46: 621–633
- 6 Zhao W, Bi X, Peng Y, et al. Research advances of the phosphorus-accumulating organisms of *Candidatus Accumulibacter*, *Dechloromonas* and *Tetrasphaera*: Metabolic mechanisms, applications and influencing factors. *Chemosphere*, 2022, 307: 135675
- 7 Chen Y, Zhang C, Chen Z, et al. Fe(II)-driven spatiotemporal assembly of heterotrophic and Anammox bacteria enhances simultaneous nitrogen and phosphorus removal for low-strength municipal wastewater. *Bioresour Tech*, 2024, 401: 130713
- 8 Lu H, Chandran K, Stensel D. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. *Water Res*, 2014, 64: 237–254
- 9 Broda E. Two kinds of lithotrophs missing in nature. *J Basic Microbiol*, 1977, 17: 491–493
- 10 Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol Rev*, 1998, 22: 421–437
- 11 van de Graaf A A, de Bruijn P, Robertson L A, et al. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, 1997, 143: 2415–2421
- 12 Kuenen J G. Anammox bacteria: From discovery to application. *Nat Rev Microbiol*, 2008, 6: 320–326
- 13 Mohapatra R K, Jeong Y, Choi Y. Exogenous magnetite (Fe_3O_4) nanoparticles for rapid start-up of Anammox bioreactor under high nitrogen-loading conditions: Instant boost to Anammox activity. *Bioresour Tech*, 2025, 422: 132237
- 14 Wu L, Zhang X, Jin D, et al. Insights into combined stress mechanisms of microplastics and antibiotics on Anammox: A critical review. *J Environ Manage*, 2025, 380: 124947
- 15 van Teeseling M C F, Mesman R J, Kuru E, et al. Anammox Planctomycetes have a peptidoglycan cell wall. *Nat Commun*, 2015, 6: 6878
- 16 Dan Q, Zhang Q, Wang T, et al. Floc management enables integrated Anammox and enhanced biological phosphorus removal for sustainable ultra-efficient nutrient removal. *Nat Water*, 2025, 3: 201–210
- 17 Hu P, van Loosdrecht M, Gu J D, et al. The core Anammox redox reaction system of 12 Anammox bacterial genera and their evolution and application implications. *Water Res*, 2025, 281: 123551
- 18 Karthäuser C, Ahmerkamp S, Marchant H K, et al. Small sinking particles control Anammox rates in the Peruvian oxygen minimum zone. *Nat Commun*, 2021, 12: 3235
- 19 Kwon H, Li B, Xu M, et al. Minimizing byproduct formation in bioelectrochemical denitrification with Anammox bacteria. *J Hazard Mater*, 2025, 492: 138110
- 20 Gao M, Sun S, Shao C, et al. Engineered stable partial nitrification/endogenous partial denitrification-Anammox process for enhanced nitrogen removal from low carbon-to-nitrogen ratio wastewater. *Bioresour Tech*, 2025, 428: 132466
- 21 Fan X Y, Niu Y, Li X, et al. Microbial mechanism of naturally formed stable partial nitrification in sequencing batch biofilm reactors. *J Environ Chem Eng*, 2025, 13: 116384
- 22 Hou J, Zhu Y, Meng F, et al. Impact of comammox process on membrane-aerated biofilm reactor for autotrophic nitrogen removal. *Water Res X*, 2025, 28: 100318
- 23 Gong Q, Zeng W, Hao X, et al. DNA stable isotope probing and metagenomics reveal temperature responses of sulfur-driven autotrophic partial denitrification coupled with Anammox (SPDA) system. *Water Res*, 2025, 280: 123494
- 24 Sun Y, Farrokh Shad M, Mansell B, et al. Leveraging primary effluent- and glycerol-driven partial denitrification-Anammox within a pilot-scale tertiary step-feed moving bed biofilm reactor treating high-rate activated sludge systems effluent. *Water Res*, 2025, 280: 123505
- 25 Deng Z, Sun C, Ma G, et al. Anaerobic treatment of refractory industrial organic wastewater: A review of bioenergy recovery and low-carbon nitrogen removal toward carbon neutrality. *J Water Process Eng*, 2025, 72: 107515
- 26 Flores-Alsina X, Vangsgaard A K, Uri-Carreño N, et al. Quantifying, predicting, and mitigating nitrous oxide emissions in a full-scale partial nitrification/Anammox reactor treating reject water. *Water Res*, 2025, 278: 123200
- 27 Chen Y, Guo G, Li Y Y. Kinetic and elemental characterization of HAP-based high-rate partial nitrification/Anammox system orienting stability and inorganic elemental requirements. *Water Res*, 2024, 251: 121169
- 28 Cao S, Koch K, Duan H, et al. In a quest for high-efficiency mainstream partial nitrification-Anammox (PN/A) implementation: One-stage or two-stage? *Sci Total Environ*, 2023, 883: 163540
- 29 Lu K, Shao X M, Wang K Z, et al. One-stage nitrification anaerobic aminooxidation (SMBBR) is used to treat medium and low concentration ammonia nitrogen wastewater (in Chinese). *Environ Sci*, 2021, 42: 3385–3391 [吕恺, 邵贤明, 王康舟, 等. 一段式亚硝化厌氧氨氧化SMBBR处理中低浓度氨氮废水. *环境科学*, 2021, 42: 3385–3391]
- 30 Chen Y, Feng G, Tamaishi M, et al. Low temperature impact and HAP-enhanced one-stage partial nitrification/Anammox process: Long-term

- stability, high-rate nitrogen removal, and operational strategies at 15°C. *Water Res X*, 2025, 28: 100340
- 31 Li Z, Zhang L, Peng Y, et al. Ecological insight into deterioration of one-stage partial nitrification and Anammox system during environmental disturbance. *Bioresour Tech*, 2023, 382: 129142
 - 32 Wang N, Qin K K, Yao X W, et al. Two-stage MBBR nitrification-anaerobic ammonium oxidation treatment sludge digestion liquid (in Chinese). *China Water Wastewater*, 2024, 40: 61–67 [王娜, 秦凯凯, 姚雪薇, 等. 两段式MBBR亚硝化-厌氧氨氧化处理污泥消化液. *中国给水排水*, 2024, 40: 61–67]
 - 33 Peng Z, 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. *Chem Eng J*, 2025, 506: 160333
 - 34 Wu H, Bai X, Li L, et al. Two-stage partial nitrification-denitrification and Anammox process for nitrogen removal in vacuum collected toilet wastewater at ambient temperature. *Environ Res*, 2024, 262: 119917
 - 35 Pedrouso A, Morales N, Rodelas B, et al. Rapid start-up and stable maintenance of the mainstream nitrification process based on the accumulation of free nitrous acid in a pilot-scale two-stage nitrification-Anammox system. *Sep Purif Tech*, 2023, 317: 123851
 - 36 Wen R, Deng J, Yang H, et al. A chemically enhanced primary treatment and Anammox-based process for sustainable municipal wastewater treatment: The advantage and application prospects. *J Environ Manage*, 2025, 376: 124406
 - 37 Li J, Li J, Gao R, et al. A critical review of one-stage Anammox processes for treating industrial wastewater: Optimization strategies based on key functional microorganisms. *Bioresour Tech*, 2018, 265: 498–505
 - 38 Li D, Li S Y, Dong Y W, et al. Research on the particle size control strategy of Anammox in the new continuous flow system (in Chinese). *China Environ Sci*, 2024, 44: 4355–4365 [李冬, 李崧岳, 董怡雯, 等. 新型连续流系统中Anammox颗粒粒径控制策略研究. *中国环境科学*, 2024, 44: 4355–4365]
 - 39 Xu D, Pan C, Chen W, et al. Surface-adhered microbubbles enhance the resistance of ANAMMOX granular sludge to sulfamethoxazole stress. *Environ Sci Technol*, 2024, 58: 19353–19361
 - 40 Du R, Chang F, Fan J, et al. Biofilms recall versatile capability of Anammox integrating with heterotrophs and advances in application for wastewater treatment: A critical review. *Chem Eng J*, 2024, 496: 154198
 - 41 Li S J, Li H, Fu H M, et al. Monitoring the biochemical activity of single Anammox granules with microbarometers. *Environ Sci Technol*, 2024, 58: 18255–18263
 - 42 Gao Z, Bi X, Zhao J, et al. Self-cultivating Anammox granules for enhancing wastewater nitrogen removal in nitrification-denitrification flocculent sludge system. *Bioresour Tech*, 2024, 397: 130458
 - 43 Li B, Godfrey B J, RedCorn R, et al. Simultaneous anaerobic carbon and nitrogen removal from primary municipal wastewater with hydrogel encapsulated anaerobic digestion sludge and AOA-Anammox coated hollow fiber membrane. *Sci Total Environ*, 2023, 883: 163696
 - 44 Zhao D, Xiong H, Shan X, et al. Response of nitrogen removal and microbial community to high concentration of humic acid in the Anammox biofilm system. *J Water Process Eng*, 2023, 53: 103706
 - 45 Li H J, Wang C, Xu X C, et al. Study on the biofilm formation effects of AOB and AnAOB on different biological fillers (in Chinese). *China Environ Sci*, 2019, 39: 4141–4149 [李鸿江, 王超, 徐晓晨, 等. AOB与AnAOB在不同生物填料上挂膜效果的研究. *中国环境科学*, 2019, 39: 4141–4149]
 - 46 Bian J, Chen T H, Bao T, et al. Preparation of biological fillers for zeolite aerated concrete and Sequencing Batch denitrification water treatment (in Chinese). *China Environ Sci*, 2017, 37: 2150–2159 [边佳, 陈天虎, 鲍腾, 等. 沸石加气混凝土生物填料制备及其序批式脱氨水处理. *中国环境科学*, 2017, 37: 2150–2159]
 - 47 Chen Z, Meng Y, Sheng B, et al. Linking exoproteome function and structure to Anammox biofilm development. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 1490–1500
 - 48 Chen X, Hu R, Xia M, et al. Fe₃O₄ NPs modulates the nitrogen metabolism of Anammox at low temperature: EPS role and microbial metabolism. *J Clean Prod*, 2024, 485: 144395
 - 49 Su Y, Du R, Wang J, et al. Pilot-scale demonstration of self-enrichment of Anammox bacteria in a two-stage nitrification-denitrification suspended sludge system treating municipal wastewater under extremely low nitrogen loading rate. *Bioresour Tech*, 2023, 387: 129693
 - 50 Feng X, Wang X, Chen Z, et al. Nitrogen removal from iron oxide red wastewater via partial nitrification-Anammox based on two-stage zeolite biological aerated filter. *Bioresour Tech*, 2019, 279: 17–24

- 51 Yu L, Wang Y, Tian X, et al. Biomass types of nitrate-reducing denitrifiers to differentiate the hybrid community allocation of partial denitrification (PD) and Anammox: IFAS vs MBBR. *Chem Eng J*, 2023, 461: 141890
- 52 Lin L, Zhao W, Cui S, et al. Kuenenia-enriched hydroxyapatite granules enable stable high-rate nitrogen removal of high-strength food waste permeate in an EGSB-Anammox system: Insights into granule performance and process scalability. *J Water Process Eng*, 2025, 72: 107642
- 53 Li X, Li H J, Wang L M, et al. The PN-ANAMMOX two-stage process is used to treat sludge digestion liquid (in Chinese). *Environ Chem*, 2024, 43: 3921–3934 [李霞, 李惠娟, 王理明, 等. PN-ANAMMOX两段法处理污泥消化液. *环境化学*, 2024, 43: 3921–3934]
- 54 Chen H, Liu G, Zhu J, et al. Investigation of the mechanism of Anammox granules alleviating the inhibition of organic matter in pharmaceutical wastewater. *J Clean Prod*, 2023, 398: 136129
- 55 Yuan Y, Li X, Zhou C, et al. The PN-ANAMMOX integrated reactor is used to treat PCB wastewater in the electronics industry (in Chinese). *Environ Sci*, 2015, 36: 2591–2596 [袁砚, 李祥, 周呈, 等. PN-ANAMMOX一体化反应器处理电子行业PCB废水. *环境科学*, 2015, 36: 2591–2596]
- 56 Chen Z, Wang X, Zhou S, et al. Large-scale (500 kg N/day) two-stage partial nitrification/Anammox (PN/A) process for liquid-ammonia mercerization wastewater treatment: Rapid start-up and long-term operational performance. *J Environ Manage*, 2023, 326: 116404
- 57 Feng X H, Wang X J, Chen Z G, et al. The short-cut nitrification/anaerobic ammonium oxidation process is used to treat iron oxide red wastewater (in Chinese). *China Water Wastewater*, 2019, 35: 102–106 [冯兴会, 汪晓军, 陈振国, 等. 短程硝化/厌氧氨氧化工艺处理氧化铁红废水. *中国给水排水*, 2019, 35: 102–106]
- 58 Wang X X, Wang X J, Chen Y X, et al. Pilot application of anaerobic ammonium oxidation for nitrogen removal from sewage in railway train toilets (in Chinese). In: *Proceedings of 2022 Science and Technology Annual Meeting of the Chinese Society of Environmental Sciences—Field Theory Collection of the Innovation and Application Branch of Environmental Engineering Technology (III)*. Nanchang, 2022 [王星星, 汪晓军, 陈永兴, 等. 铁路列车集便器污水厌氧氨氧化脱氮中试应用. 见: 中国环境科学学会2022年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分会场论文集(三). 南昌, 2022]
- 59 Chen X Z, Wang X J, Chayangkun K, et al. The treatment of aged landfill leachate by denitrification-high-efficiency partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation process (in Chinese). *Environ Sci*, 2020, 41: 345–352 [陈小珍, 汪晓军, Chayangkun K, 等. 反硝化-高效部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理老龄垃圾渗滤液. *环境科学*, 2020, 41: 345–352]
- 60 Chen X, Wang X, Zhong Z, et al. Biological nitrogen removal via combined processes of denitrification, highly efficient partial nitrification and Anammox from mature landfill leachate. *Environ Sci Pollut Res*, 2020, 27: 29408–29421
- 61 Li Y, Chen Z, Zhou S, et al. Improving stability and nitrogen removal performance of pilot-scale autotrophic process for mature landfill leachate treatment utilizing *in-situ* organics. *Bioresour Tech*, 2023, 381: 129118
- 62 Li Y G, Chen Z G, Fan J H, et al. The influence of low-load operation on the maintenance of activity of pilot-scale ANAMMOX and the characteristics of process performance recovery (in Chinese). *Chin J Environ Eng*, 2023, 17: 1033–1042 [黎勇敢, 陈振国, 范俊豪, 等. 低负荷运行对中试ANAMMOX活性维持的影响和工艺性能恢复特征. *环境工程学报*, 2023, 17: 1033–1042]
- 63 Zhu Q, Lin L M, Wang J, et al. Analysis of the nitrogen removal efficiency and community structure of the pilot-scale nitrification-denitrification-anaerobic ammonium oxidation combined process for pig farming wastewater (in Chinese). *J Environ Sci*, 2024, 44: 95–105 [朱琪, 林丽敏, 王婧, 等. 养猪废水中试规模亚硝化-反硝化-厌氧氨氧化组合工艺脱氮效能及群落结构分析. *环境科学学报*, 2024, 44: 95–105]
- 64 Zhu M J, Li S Y, Qiao L L, et al. Enhancing nitrogen removal performance of Anammox granular sludge with ascorbic acid at low temperatures. *J Environ Manage*, 2025, 379: 124930
- 65 Zheng M, Li H, Duan H, et al. One-year stable pilot-scale operation demonstrates high flexibility of mainstream Anammox application. *Water Res X*, 2023, 19: 100166
- 66 Zheng M, Wu S, Zuo Z, et al. Predictions of the influent and operational conditions for partial nitrification with a model incorporating pH dynamics. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 6457–6465
- 67 Rebosura Jr. M, Salehin S, Pikaar I, et al. A comprehensive laboratory assessment of the effects of sewer-dosed iron salts on wastewater treatment processes. *Water Res*, 2018, 146: 109–117
- 68 Calderon A G, Duan H, Meng J, et al. An integrated strategy to enhance performance of anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Res*, 2021, 195: 116977
- 69 Cao S, Wang S, Peng Y, et al. Achieving partial denitrification with sludge fermentation liquid as carbon source: The effect of seeding sludge. *Bioresour Tech*, 2013, 149: 570–574
- 70 Du R, Cao S, Zhang H, et al. Flexible nitrite supply alternative for mainstream Anammox: Advances in enhancing process stability. *Environ Sci*

Technol, 2020, 54: 6353–6364

- 71 Zhao Q, Li X, 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. *Water Res*, 2024, 253: 121321
- 72 Jung J Y, Chung Y C, Shin H S, et al. Enhanced ammonia nitrogen removal using consistent biological regeneration and ammonium exchange of zeolite in modified SBR process. *Water Res*, 2004, 38: 347–354
- 73 Yang Y, Chen Z, Wang X, et al. Partial nitrification performance and mechanism of zeolite biological aerated filter for ammonium wastewater treatment. *Bioresour Tech*, 2017, 241: 473–481
- 74 Zhang Y, Huang L X, Wang X J, et al. The pilot-scale zeolite aerated biological filter is used for nitrification of low ammonia nitrogen wastewater (in Chinese). *J Environ Sci*, 2024, 44: 175–183 [章裕, 黄林祥, 汪晓军, 等. 中试沸石曝气生物滤池用于低氨氮废水亚硝化. *环境科学学报*, 2024, 44: 175–183]
- 75 Zhang Y, Chen Y, Li J, et al. Innovative PN/A process optimization with dual intensification strategies for nitrogen removal from rare earth tailwater. *ACS EST Water*, 2025, 5: 2502–2511
- 76 Zhang Y, Li J Y, Yang J F, et al. Research on the coupling treatment of low ammonia nitrogen electroplating tail water by DN-PN/A (in Chinese). *China Environ Sci*, 2024, 44: 6651–6657 [章裕, 李嘉懿, 杨俊锋, 等. DN-PN/A耦合处理低氨氮电镀尾水研究. *中国环境科学*, 2024, 44: 6651–6657]
- 77 Chen H, Chen Z, Zhou S, et al. Efficient partial nitrification performance of real printed circuit board tail wastewater by a zeolite biological fixed bed reactor. *J Water Process Eng*, 2023, 53: 103607
- 78 Chen Y, Zhang C, Chen Z, et al. Achieving nitrite shunt using *in-situ* free ammonia enriched by natural zeolite: Pilot-scale mainstream Anammox with flexible nitrification strategy. *Water Res*, 2024, 265: 122314

Low-carbon and energy-efficient biological nitrogen removal technology for ammonia wastewater treatment

WANG XiaoJun^{1,3}, CHEN YongXing¹, LI YongGan¹, CHEN ZhenGuo², ZHANG Yu¹, LI JiaYi¹, YANG JunFeng¹, QIN JiaFu¹, ZHOU SongWei³ & WANG MinQuan³

¹ School of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China

² School of Environment, South China Normal University, Guangzhou 510006, China

³ Hua An Biotech Co., Ltd., Foshan 528300, China

This review provides a comprehensive overview of the development of biological wastewater treatment technologies, with a particular emphasis on the progression of biological nitrogen removal processes. It highlights the transition from conventional nitrification-denitrification pathways to anaerobic ammonium oxidation (Anammox), a low-carbon, energy-efficient autotrophic nitrogen removal technology that has attracted increasing attention in recent years. For the treatment of high-strength ammonium wastewater, the review integrates extensive literature analysis with case studies from recent Anammox engineering projects conducted by the authors' team, elucidating the process configurations and operational performances across various wastewater sources. In addressing the treatment of medium- and low-strength ammonium wastewater, the review critically examines the major technical challenges limiting Anammox application, with particular focus on the difficulty of maintaining a stable nitrite supply under low ammonium concentrations. Several promising strategies for overcoming these bottlenecks are summarized, and three representative process implementations for mainstream Anammox under low-strength conditions are discussed. This work provides important theoretical and practical references for advancing the large-scale engineering application of Anammox technology, particularly in municipal wastewater treatment.

anaerobic ammonium oxidation, medium-low concentration ammonia, nitrification, wastewater treatment, nitrogen removal

doi: 10.1360/SST-2025-0099