

论述与研究

DOI: 10. 19853/j. zgjsps. 1000-4602. 2024. 13. 001

城镇污水高速率短程硝化厌氧氨氧化脱氮

赵钰莹, 李倍莹, 黄依锟, 冯殿宝, 马斌

(海南大学 海南省农林环境过程与生态调控重点实验室, 海南 海口 570228)

摘要: 为了推动城镇污水低碳高效脱氮,提出了一种双区序批式短程硝化厌氧氨氧化脱氮技术。通过设置底部厌氧氨氧化颗粒污泥区和上部絮体污泥短程硝化区,实现了高速率脱氮。在进水无有机物、氨氮浓度为 58.18 mg/L 以及水力停留时间为 1.66 h 的情况下,容积氮去除速率高达 675 mg/(L·d),出水总氮浓度为 13.19 mg/L。宏基因组分析结果表明,絮体污泥中氨氧化菌相对丰度为 14.70%,而氨氧化菌与亚硝酸盐氧化菌相对丰度之比为 10.77,亚硝酸盐积累率为 81%。颗粒污泥中厌氧氨氧化菌相对丰度为 23.22%,总氮去除速率为 7.53 mg/(gMLSS·h)。该技术脱氮速率高、占地面积小,有望为用地紧张的城镇中心污水处理厂减污降碳升级改造提供新的技术选择。

关键词: 城镇污水; 高速率脱氮; 短程硝化; 厌氧氨氧化; 颗粒污泥

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)13-0001-06

High-rate Nitrogen Removal from Urban Wastewater Using Nitritation and Anaerobic Ammonium Oxidation

ZHAO Yu-ying, LI Bei-ying, HUANG Yi-kun, FENG Dian-bao, MA Bin

(Key Laboratory of Agro-Forestry Environmental Processes and Ecological Regulation of Hainan Province, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: To promote low-carbon and efficient nitrogen removal from urban wastewater, a two-zone sequential batch nitritation and Anammox technology was proposed. By establishing a bottom Anammox granular sludge zone and an upper floc sludge nitritation zone, high-rate nitrogen removal was achieved. Under the conditions of no organic matter in the influent, ammonia nitrogen concentration of 58.18 mg/L, and hydraulic retention time of 1.66 hours, the nitrogen removal rate reached 675 mg/(L·d), with an effluent total nitrogen concentration of 13.19 mg/L. Metagenomic results indicated that the relative abundance of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) in the floc sludge was 14.70%, while the abundance ratio of AOB to nitrite-oxidizing bacteria (NOB) was 10.77, with a nitrite accumulation rate (NAR) of 81%. The relative abundance of Anammox bacteria in the granular sludge was 23.22%, and the total nitrogen removal rate was 7.53 mg/(gMLSS·h). This technology, with its high nitrogen removal rate and small footprint, is expected to provide a new technical option for reducing pollution and carbon emission in upgrade of wastewater treatment plants in urban centers with limited land availability.

Key words: urban wastewater; high-rate nitrogen removal; nitritation; Anammox; granular sludge

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52260003、U23A20675)

通信作者: 马斌 E-mail: mabin@hainanu.edu.cn

目前广泛采用的传统生物脱氮技术存在能耗高、占地面积大等问题。随着我国城市化率的提升,城镇人口和污水量逐年增加,许多污水厂需要进行扩建,但原先位于城镇边缘的污水厂现已处于城镇中心区域,这使得其扩建面临用地紧张的问题。同时我国面临2030年碳达峰的战略任务,使得低碳源污水脱氮技术尤为重要。

提高脱氮速率进而降低水力停留时间是节省占地的重要方法,如采用膜组件替代二沉池、在生化池增加沉淀模块^[1],或者向反应器中投加填料形成生物膜^[2],均能提高容积氮去除速率。然而,这些方法往往会大幅增加成本。相比之下,通过调控系统条件促使颗粒污泥形成,能够在不投加填料的情况下增加生物量,从而提高容积氮去除速率^[3-4]。

厌氧氨氧化具有低碳源需求、低曝气能耗、低污泥产量和低温温室气体排放等特点,被视为当前城镇污水低碳脱氮处理中最具潜力的技术^[5]。通过形成颗粒污泥或生物膜,在处理低氨氮的城镇污水系统可富集厌氧氨氧化菌^[6];通过低氧^[7]、缺氧/好氧交替^[8]、游离亚硝酸/游离氨抑制^[9-10]、羟胺抑制^[11]、有机负荷变化^[12]、实时控制^[13]等可实现城镇污水的短程硝化,为厌氧氨氧化提供底物亚硝态氮。基于颗粒污泥的短程硝化厌氧氨氧化(PNA)技术有望实现城镇污水的低碳高速率脱氮。Ma等^[8]通过间歇曝气实现了PNA脱氮,当进水COD和TN浓度分别为78.9~116.0、57.9~71.6 mg/L时,出水TN浓度降至2.2~10.3 mg/L。这类PNA系统容积氮去除速率(NRR)为10~180 mg/(L·d)^[14-17],远低于厌氧氨氧化颗粒污泥处理低浓度污水时的2 280 mg/(L·d)^[6]。这归因于PNA系统中氨氧化菌(AOB)需要氧将氨氮氧化为亚硝态氮,但氧的存在又会抑制厌氧氨氧化菌的活性,使得脱氮性能未得到充分发挥。

鉴于此,提出了一种双区序批式反应器(SBR),其底部为厌氧氨氧化反应区,利用颗粒污泥实现厌氧氨氧化;上部为短程硝化反应区,AOB将氨氮氧化为亚硝态氮,再回流至底部为厌氧氨氧化提供底物。此系统通过设置分区避免氧对厌氧氨氧化的抑制,提高厌氧氨氧化菌活性;底部颗粒污泥只执行厌氧氨氧化反应,厌氧氨氧化菌丰度高,反应速率快;上部絮体污泥只发生好氧氨氧化反应,AOB丰度增加,氨氧化速率提高,最终提高系统的NRR。考察了该系统实现高速率短程硝化厌氧氨氧化脱

氮的可行性,并对其氮转化途径和菌群结构进行解析,深入理解脱氮微生物高速率脱氮原理,为推动污水处理厂减污降碳升级改造提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 反应器装置与运行

双区SBR装置如图1所示,反应器上部直径为12 cm、高为14 cm,下部直径为5 cm、高为50 cm,总有效容积为2 L,其中短程硝化反应区容积占比为74%,厌氧氨氧化反应区容积占比为26%。进水由蠕动泵从底部泵入,通过转速为100 r/min的蠕动泵将上部混合液回流至底部。在反应器中部(距离底部进水口35 cm处)设置了微孔曝气头,通过转子流量计调控气量,以维持上部好氧区的溶解氧(DO)浓度<0.5 mg/L。反应器内水温控制在(30±3)℃。

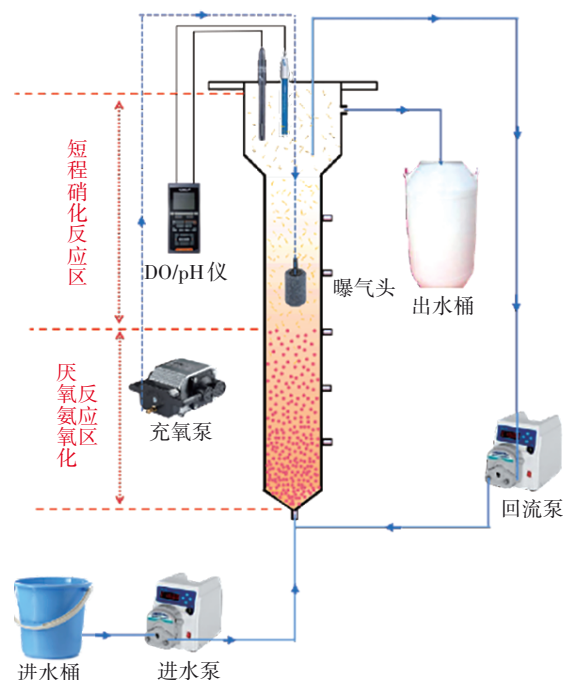


图1 双区SBR装置示意

Fig.1 Schematic diagram of two-zone SBR

SBR接种了厌氧氨氧化颗粒污泥和取自白沙门污水处理厂的活性污泥,接种量分别为1.789、2.375 g。SBR周期包括:进水同步出水5 min、回流混合10 min、反应60~100 min、沉淀5 min。通过投加羟胺(5 mg/L)实现短程硝化;每日从短程硝化反应区抽取泥水混合液,将絮体污泥的SRT控制在约14 d。研究分为4个阶段:第一阶段(1~171周期),排水比为53.38%,反应时间为100 min,HRT为3.12 h,进水氮负荷(NLR)为(460±40) mg/(L·d);第

二阶段(172~306周期),排水比提高到60.24%,反应时间仍为100 min, HRT降至2.77 h, NLR提高至 (470 ± 10) mg/(L·d);第三阶段(307~556周期),反应时间缩至80 min, HRT降为2.21 h, NLR提高至 (610 ± 30) mg/(L·d);第四阶段(557~846周期),反应时间缩至60 min, HRT降至1.66 h, NLR提高到 (840 ± 60) mg/(L·d)。

1.2 试验用水水质

试验采用模拟污水, NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度分别为46.79~67.14、0.11~5.32、0~3.53、2.71~4.69 mg/L, 温度为27.1~30.3 °C, pH为6.96~7.63。

1.3 微生物活性批量小试

采用异位活性试验分别测定反应器初始接种污泥和运行结束时AOB和厌氧氨氧化菌的最大比活性。污泥用去氧蒸馏水洗3次, 每个试验设定3个平行组。将颗粒污泥加入密封锥形瓶测定厌氧氨氧化活性, 试验过程中通入氮气以维持缺氧环境, 通过摇床混匀使污泥与底物充分接触。将絮体污泥加入到烧杯测定氨氧化活性, 通过曝气泵充氧, 使用磁力搅拌器使污泥与底物充分接触。定时取水样测定氮浓度, 并计算活性。

1.4 分析方法

污水样品经0.45 μm滤膜过滤后, 采用间断化学分析仪测定 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N ; 采用DO和pH传感器检测DO、pH和温度; 采用标准方法测量MLSS浓度。

采用宏基因组测序方法分析污泥样品的菌群结构。分别收集了接种污泥及系统达到稳定运行状态时(第650个周期)的底部颗粒污泥和上部絮体污泥样品, 并迅速冷藏运送至第三方检测机构进行宏基因组测序。具体流程如下: 首先从污泥样品中提取DNA, 并使用Covaris M220进行片段化处理, 选取400 bp片段构建PE文库。随后进行桥式PCR扩增测序文库, 使用fastp软件对数据进行质控。质控后的数据经过拼接组装与基因预测, 构建了非冗余基因集并计算基因丰度。最后对基因集进行物种分类学注释和KEGG功能注释。

2 结果与讨论

2.1 双区SBR脱氮性能

经过4个阶段不断提高进水氮负荷, 双区SBR

最终实现了高速率脱氮(见图2)。第一阶段系统成功启动, 脱氮性能逐渐提高, 出水TN浓度由32.99 mg/L降至14.37 mg/L。这一方面归因于好氧氨氧化速率的提高, 另一方面投加羟胺抑制NOB实现短程硝化促进了厌氧氨氧化脱氮。

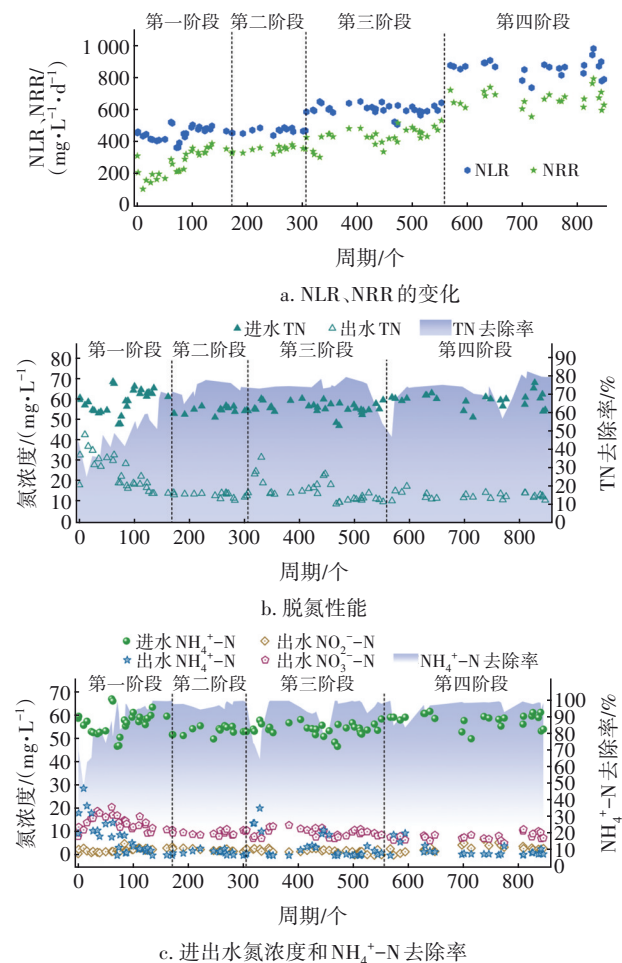


图2 双区SBR运行过程中脱氮性能变化

Fig.2 Nitrogen removal in two-zone SBR at different stages

第二阶段, HRT降为2.77 h, 出水TN浓度为 (13.41 ± 1.16) mg/L, 出水 NH_4^+-N 浓度为 (1.19 ± 0.97) mg/L, NRR为 (358 ± 20) mg/(L·d)。第三阶段, HRT继续降低到2.21 h, 由于反应器内的絮体污泥异常流失, 319~334周期内氨氧化性能变差, 导致出水 NH_4^+-N 浓度升高至 (14.57 ± 4.16) mg/L。为改善氨氧化性能, 暂时停止排放絮体污泥。在第347个周期氨氧化性能恢复后开始排泥, 将SRT维持在14 d。在第四阶段, HRT降至1.66 h时, NRR达到了 (675 ± 50) mg/(L·d), 远高于10~180 mg/(L·d)的文献报道值^[14-17]。在实现高速率的同时, 氮也

得到有效去除。在该阶段进水 TN 浓度为 (59.85 ± 3.66) mg/L, 出水 NH_4^+-N 和 TN 浓度分别为 (2.01 ± 2.64) 、 (13.19 ± 1.64) mg/L, 去除率分别为 $(96 \pm 4)\%$ 和 $(78 \pm 3)\%$ 。

2.2 双区 SBR 脱氮途径

氮在双区 SBR 中的去除途径主要是短程硝化厌氧氨氧化。在第四阶段进水中无有机物、TN 为 59.85 mg/L 的条件下, 出水 TN 为 13.19 mg/L, 这表明氮的去除主要通过厌氧氨氧化自养脱氮途径实现。混合液回流将上部产生的 NO_2^--N 输送至底部供给厌氧氨氧化颗粒污泥, 这不同于传统 SBR 的完全混合式, 可能导致 SBR 内不同高度的氮浓度存在差异。为验证该猜测, 对反应器内不同高度的水样进行测定, 结果发现同一时刻不同高度处的氮浓度基本一致, 这可归因于回流速度快, 使双区 SBR 上下液体接近完全混合状态。对双区 SBR 典型周期 (第 301 个周期) 水质数据的分析表明, 反应阶段 NH_4^+-N 由 27.23 mg/L 降至 0, NO_3^--N 生成量与 NH_4^+-N 去除量的比值 ($\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$) 为 0.15 ± 0.02 , 这与短程硝化厌氧氨氧化脱氮过程的理论值 0.11 接近 (见图 3), 这进一步表明氮主要通过短程硝化厌氧氨氧化途径被去除。反应过程中 NO_2^--N 浓度为 0.84~2.92 mg/L (见图 3), 并未出现高浓度积累, 这归因于双区 SBR 上部短程硝化和下部厌氧氨氧化同步发生, AOB 产生的 NO_2^--N 及时被消耗, 避免了高浓度 NO_2^--N 对厌氧氨氧化菌和 AOB 产生抑制, 有助于实现高速率脱氮。

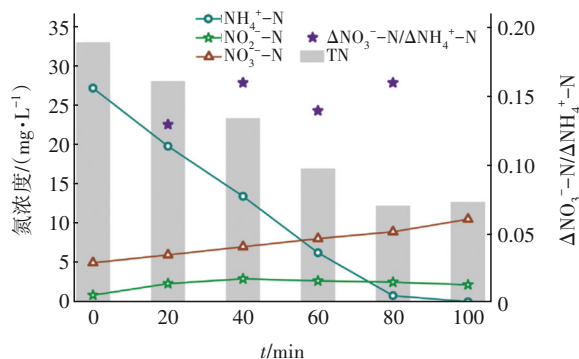


图3 典型周期的氮浓度及 $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 值变化

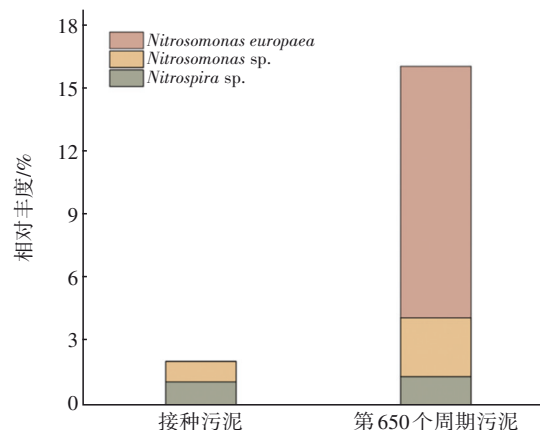
Fig.3 Chang of nitrogen concentration and $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ ratio in typical reaction cycle

为了进一步了解双区 SBR 系统的短程硝化和厌氧氨氧化能力, 分别测定了上部絮体污泥的氨氧化活性和下部颗粒污泥的厌氧氨氧化活性。结果

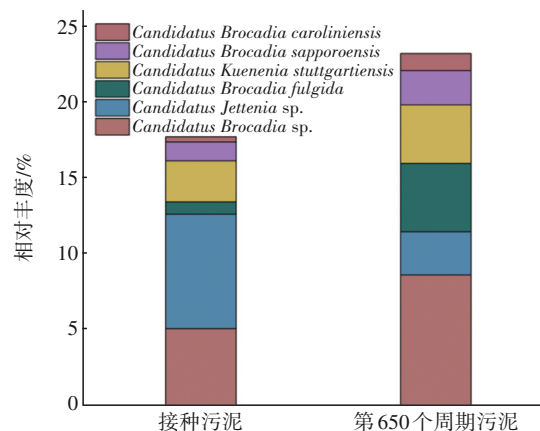
表明, 絮体污泥具有良好的短程硝化能力, NO_2^--N 积累率为 $(81 \pm 3.36)\%$; 最大比氨氧化速率由接种污泥的 1.44 mg/(gMLSS·h) 增至 9.41 mg/(gMLSS·h), 提高了 6.53 倍。颗粒污泥具有厌氧氨氧化能力, 总氮去除速率为 7.53 mg/(gMLSS·h), 与接种的厌氧氨氧化颗粒污泥 [0.53 mg/(gMLSS·h)] 相比, 提高了 14.21 倍。

2.3 双区 SBR 中污泥菌群结构

宏基因组测序结果表明, 双区 SBR 上部絮体污泥中 AOB 与 NOB 的相对丰度比值由接种污泥的 0.87 提高到了 10.77, 这是絮体污泥好氧氨氧化速率大于亚硝酸盐氧化速率, 实现短程硝化亚硝酸盐积累的根本原因。絮体中 AOB 的相对丰度由 0.97% 提高到 14.70% (见图 4)。



a. 上部絮体污泥



b. 下部颗粒污泥

图4 上部絮体污泥中 AOB 和 NOB 及下部颗粒污泥厌氧氨氧化菌的相对丰度

Fig.4 Relative abundance of AOB and NOB in the upper floc sludge and anaerobic ammonia oxidizing bacteria in the lower granular sludge

氨氧化过程的两种关键酶——氨单加氧酶

(AMO)和羟胺氧化酶(HAO)的基因数量显著增加,分别由634和1 678提高到了5 776和9 424。这一变化提高了双区SBR系统的氨氧化速率。AMO介导氨氮氧化为羟胺的过程,HAO介导羟胺氧化为亚硝酸盐的过程。AOB的优势菌种由接种污泥的*Nitrosomonas* sp. 变为*Nitrosomonas europaea*, NOB则一直为*Nitrospira* sp.,这是因为该菌更适合低氧环境^[18],而双区SBR上部絮体污泥区溶解氧被控制在0.5 mg/L以下。

厌氧氨氧化菌在颗粒污泥中得到进一步富集,其相对丰度由17.74%提高到23.22%。厌氧氨氧化过程两种代表性酶——联氨合成酶(HZS)和联氨脱氢酶(HDH)的基因数量分别由11 898和2 862提高到了12 064和3 986。这一变化解释了双区SBR系统NRR提高的原因。HZS介导一氧化氮和氨合成联氨的过程,HDH介导联氨氧化成氮气的过程。相比接种的厌氧氨氧化颗粒污泥,双区SBR底部颗粒污泥中厌氧氨氧化菌*Candidatus Jettenia* sp. 相对丰度降低,而*Candidatus Brocadia* sp. 相对丰度增加。低浓度污水厌氧氨氧化脱氮滤池启动过程中也出现了厌氧氨氧化菌种的转变现象^[19]。*Candidatus Brocadia* sp. 采用R策略繁殖,生长速率较快,双区SBR底部厌氧氨氧化污泥脱氮速率高,更适宜其生长。

2.4 脱氮机理与特点

双区SBR展示出高速率短程硝化厌氧氨氧化脱氮能力,NRR高达 (675 ± 50) mg/(L·d),HRT低至1.66 h。高速率脱氮的实现得益于双区设置,在上部的好氧区絮体污泥实现短程硝化,而在底部缺氧区厌氧氨氧化颗粒污泥实现脱氮。通过投加羟胺,NOB活性被抑制,并通过排出絮体污泥来控制其污泥龄,以淘洗出NOB,从而快速而稳定地实现短程硝化。由于进水中不含有机物,这避免了异养菌的大量繁殖,从而提高了絮体污泥中AOB的相对丰度,进而提升了氨氧化速率。底部缺氧区不供氧则防止了氧对厌氧氨氧化菌的抑制作用。上部产生的低浓度 NO_2^- -N回流至底部,为厌氧氨氧化菌提供了底物,同时避免了抑制效应,使得厌氧氨氧化菌展现出高活性和高生长速率。接种厌氧氨氧化颗粒污泥,并排出絮体污泥而不排出颗粒污泥,确保了厌氧氨氧化菌在底部区域滞留,从而提高了颗粒污泥中厌氧氨氧化菌的丰度。高氨氧化速率与

高厌氧氨氧化速率的结合,最终实现了高速率脱氮。

双区SBR脱氮技术展现出高速率、低HRT的特点,这有助于降低构筑物的占地面积,为用地紧张的城市中心污水处理厂减污降碳升级改造提供了技术支撑。采用投加羟胺实现了稳定的短程硝化,但这也增加了药剂成本,后续还需优化运行以降低羟胺投加量,提高该技术应用的潜力。双区SBR脱氮技术无需COD,但是实际城镇污水中含有大量COD,该技术可以与厌氧膜生物反应器(AnMBR)工艺结合。污水通过AnMBR时,其中的有机物会被生物膜中的厌氧微生物分解,进而转化为甲烷,这不仅有助于能源回收,还能提高处理过程的经济性。AnMBR工艺处理城镇污水时,对COD的去除率通常超过85%,甚至能达到90%以上,使得处理后的出水COD可降至36~50 mg/L^[20]。

3 结论

① 双区SBR可实现高速率低碳脱氮,当进水无有机物,且 NH_4^+ -N浓度为58.18 mg/L时,NRR高达 (675 ± 50) mg/(L·d),HRT低至1.66 h。这为污水处理厂的减污降碳升级改造提供了新的选择。

② 双区SBR上部絮体污泥高丰度富集AOB,底部颗粒污泥高丰度富集厌氧氨氧化菌,为高速脱氮提供了微生物支撑。

参考文献:

- [1] LI Y, LIU S, LU L, et al. Non-uniform dissolved oxygen distribution and high sludge concentration enhance simultaneous nitrification and denitrification in a novel air-lifting reactor for municipal wastewater treatment: a pilot-scale study[J]. Bioresource Technology, 2023, 384: 129306.
- [2] LI J, PENG Y, ZHANG L, et al. Quantify the contribution of anammox for enhanced nitrogen removal through metagenomic analysis and mass balance in an anoxic moving bed biofilm reactor[J]. Water Research, 2019, 160: 178-187.
- [3] WINKLER M H, VAN LOOSDRECHT M C M. Intensifying existing urban wastewater [J]. Science, 2022, 375(6579): 377-378.
- [4] 张余健, 杨一宸, 马斌, 等. 低碳城市污水脱氮工艺中硝化颗粒污泥的培养[J]. 中国给水排水, 2023, 39(7): 17-22.
- ZHANG Yujian, YANG Yichen, MA Bin, et al. A low

- carbon municipal wastewater nitrogen removal process based on forming partial denitrification/Anammox and nitrifying granular sludge: the cultivation of nitrifying granular sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2023, 39(7): 17–22(in Chinese).
- [5] MA B, WANG S, CAO S, *et al.* Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200: 981–990.
- [6] MA B, PENG Y, ZHANG S, *et al.* Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 129: 606–611.
- [7] MA Y, PENG Y, WANG S, *et al.* Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant [J]. *Water Research*, 2009, 43: 563–572.
- [8] MA B, BAO P, WEI Y, *et al.* Suppressing nitrite-oxidizing bacteria growth to achieve nitrogen removal from domestic wastewater via anammox using intermittent aeration with low dissolved oxygen [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 13048.
- [9] MA B, YANG L, WANG Q, *et al.* Inactivation and adaptation of ammonia-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria when exposed to free nitrous acid [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 1266–1270.
- [10] QIAN W, PENG Y, LI X, *et al.* The inhibitory effects of free ammonia on ammonia oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria under anaerobic condition [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 243: 1247–1250.
- [11] LI J, ZHANG L, LIU J, *et al.* Hydroxylamine addition and real-time aeration control in sewage nitrification system for reduced start-up period and improved process stability [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 294: 122183.
- [12] WANG Z, ZHANG L, ZENG W, *et al.* A loading rate switch strategy for stable nitrification in mainstream municipal wastewater [J]. *Nature Sustainability*, 2024, 7:305–314.
- [13] YANG Q, PENG Y, LIU X, *et al.* Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(23): 8159–8164.
- [14] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, HU Z, *et al.* Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater [J]. *Environmental Technology*, 2015, 36(9): 1167–1177.
- [15] MIAO Y, ZHANG L, YANG Y, *et al.* Start-up of single-stage partial nitrification–anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 218: 771–779.
- [16] LI X, SUN S, YUAN H, *et al.* Mainstream upflow nitrification–anammox system with hybrid anaerobic pretreatment: long-term performance and microbial community dynamics [J]. *Water Research*, 2017, 125: 298–308.
- [17] FENG D, HE Y, LU W, *et al.* Achieving stable advanced nitrogen removal from mainstream municipal wastewater using integrated strategies in partial nitrification anammox (PNA) granular hybrid system [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 486: 150311.
- [18] BAO P, WANG S, MA B, *et al.* Achieving partial nitrification by inhibiting the activity of *Nitrospira*-like bacteria under high-DO conditions in an intermittent aeration reactor [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 56: 71–78.
- [19] 委燕, 马斌, 许鑫鑫, 等. 厌氧氨氧化滤池的深度脱氮性能与菌群结构分析 [J]. *中国给水排水*, 2021, 37(9): 15–20.
- WEI Yan, MA Bin, XU Xinxin, *et al.* Advanced nitrogen removal performance and microbial community composition of Anammox biofilter [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(9): 15–20(in Chinese).
- [20] MEI X J, WANG Z W, MIAO Y, *et al.* A pilot-scale anaerobic membrane bioreactor under short hydraulic retention time for municipal wastewater treatment: performance and microbial community identification [J]. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 2018, 8(1): 58–67.

作者简介: 赵钰莹(1999–), 女, 吉林蛟河人, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理与资源化。

E-mail: zyy19990220@163.com

收稿日期: 2024-03-19

修回日期: 2024-04-11

(编辑: 李德强)