



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202103060

中图分类号 X703

文献标识码 A

王鑫, 穆永杰, 薛晓飞, 等. 不同气源曝气对一段式厌氧氨氧化工艺启动与运行的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(8): 2778-2788.

WANG Xin, MU Yongjie, XUE Xiaofei, et al. Effect of different gas source aeration on start-up and running of one-stage anaerobic ammonium oxidation process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(8): 2778-2788.

## 不同气源曝气对一段式厌氧氨氧化工艺启动与运行的影响

王鑫<sup>1</sup>, 穆永杰<sup>2</sup>, 薛晓飞<sup>2</sup>, 张丽丽<sup>2,\*</sup>, 邵磊<sup>1</sup>, 张建星<sup>2</sup>

1. 北京化工大学化学工程学院, 北京 100029

2. 北控水务集团有限公司, 北京 100102

第一作者: 王鑫(1996—), 男, 硕士研究生。研究方向: 厌氧氨氧化技术。E-mail: wangxin961014@163.com

\*通信作者: 张丽丽(1977—), 女, 博士, 正高级工程师。研究方向: 水处理技术的研究与开发。E-mail: zhanglili03@bewg.net.cn

**摘要** 在(30±2) °C的条件下, 通过精确控制供氧量, 以氧气为气源培养E1反应器, 以空气为气源培养E2反应器, 探究了不同气源对一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺启动、负荷提升及稳定运行效果的影响。结果表明: 以氧气为气源的E1反应系统一段式短程硝化-厌氧氨氧化效果更佳, E1反应器中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率在95%以上, TN去除率在85%以上, 实现负荷提升的时间在10 d左右; 在实现一段式短程硝化-厌氧氨氧化后, E1反应系统内ΔTN/ΔNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/ΔNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N稳定在0.88和0.11; E1、E2反应器内的AOB活性由0.3 mg·(g·h)<sup>-1</sup>分别提升至6.3 mg·(g·h)<sup>-1</sup>和5.9 mg·(g·h)<sup>-1</sup>, AnAOB的活性由1.5 mg·(g·h)<sup>-1</sup>分别提高到9.5 mg·(g·h)<sup>-1</sup>和8.6 mg·(g·h)<sup>-1</sup>。通过不同气源对一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺启动与运行的作用效应对比, 证明了以氧气为气源应用于一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的可行性与优势。以上研究结果可为其在厌氧氨氧化工程的应用提供参考。

**关键词** 短程硝化; 厌氧氨氧化; 氨氧化菌; 亚硝酸盐氧化菌; 纯氧

一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的原理是利用AOB(aerobic ammonia-oxidizing bacteria, 氨氧化细菌)将污水中部分NH<sub>4</sub><sup>+</sup>氧化成NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, AnAOB(anaerobic ammonia-oxidizing bacteria, 厌氧氨氧化菌)把剩余的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>和NO<sub>2</sub><sup>-</sup>转化成N<sub>2</sub>, 利用AOB和AnAOB的协同作用, 在同1个反应器内完成短程硝化和厌氧氨氧化<sup>[1-2]</sup>。与传统硝化-反硝化相比, 一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺具有工艺流程短、能耗低、无需外加碳源、污泥产量少、占地面积小等优点。自2002年, 荷兰Delft工业大学研发至今, 该工艺一直是污水处理领域最具创新性的工艺之一<sup>[3-5]</sup>。一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺已应用于污泥消化、焦化废水、垃圾渗滤液、养殖废水、化工废水等低碳氮比废水的处理领域<sup>[6-10]</sup>。

实现好氧的AOB和厌氧的AnAOB高效富集, 同时抑制NOB(nitrite oxidation bacteria, 亚硝酸盐氧化菌)的生长是一段式厌氧氨氧化工艺成功启动和稳定运行的关键<sup>[11-12]</sup>。然而, 如何在保证AOB与AnAOB的活性的情况下有效地抑制和淘汰NOB仍是亟待解决的问题<sup>[13-14]</sup>。LACKNER等<sup>[15]</sup>

收稿日期: 2021-03-09; 录用日期: 2021-05-18

基金项目: 北控水务集团自主科技立项课题(ZZLX-2018-05)

发现, 在长期运行过程中, anammox 工程常出现 NOB 大量繁殖的现象, 导致脱氮效果恶化,  $\text{NO}_3\text{-N}$  的浓度升高, 甚至最终造成反应系统崩溃。DE CLIPPELEIR 等<sup>[16]</sup>发现, 供氧量的控制不当容易引起系统脱氮率下降, 并引起 NOB 急速生长, 导致系统崩溃。有研究<sup>[17-18]</sup>表明, 在低溶解氧状态下, 保持体系内溶解氧浓度在较低水平能够使 AOB 比 NOB 在生长上更占优势。但 LIU 等<sup>[19]</sup>发现, 仅通过低浓度的溶解氧很难实现对 NOB 的长期抑制。MIAO 等<sup>[20]</sup>在研究一段式部分亚硝化-厌氧氨氧化处理中低浓度氨氮废水时发现, 在低溶解氧条件仍会出现出水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度快速上升的现象。上述研究结果表明, 仅靠低溶解氧并不能确保实现 NOB 活性的有效抑制, 无法使反应系统内的 AOB 与 AnAOB 形成良好的协同作用, 很难实现一段式短程硝化-厌氧氨氧化的顺利启动与稳定运行。CALDERON 等<sup>[21]</sup>发现, 纯氧曝气较之空气曝气具有氧传递速率高、抗冲击负荷好等特点。江雪姣<sup>[22]</sup>发现, 纯氧曝气有利于活性污泥的生长; 由于纯氧曝气传氧速率高、微生物氧化速率高、曝气池占地面积小等优点, 纯氧曝气活性污泥法成功用于城市和工业污水处理中, 在提高污水排放水质、增加处理能力、降低能耗等方面效果极佳<sup>[23]</sup>。然而, 对于不同曝气气源对一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的影响还鲜有研究。综上所述, 本研究通过对曝气量的精确控制, 探究了纯氧曝气与空气曝气对一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺启动过程的影响, 考察了不同曝气方式对工艺脱氮性能、响应特征以及功能菌代谢活性等的作用效应和原理, 以为厌氧氨氧化工程的应用提供参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验装置及运行条件

实验装置如图 1 所示, 采用 2 套相同规格的小试 EGSB(expanded granular sludge bed) 反应器, E1 反应器采用纯氧曝气, E2 反应器采用空气曝气, 2 套反应器的其他配套装置相同。反应器主体为耐腐蚀有机玻璃材质, 有效容积约为 35 L; 外设水浴加热套筒, 通过实时温控维持反应器温度为  $(30\pm 2)^\circ\text{C}$ ; 反应器底部设有进水管、排泥管、回流管; 主体反应区设有取样口, 温度探头、DO 探头等用于参数实时控制; 反应区上部为三相分离器, 用于气液固三相分离; 分离器上方设有

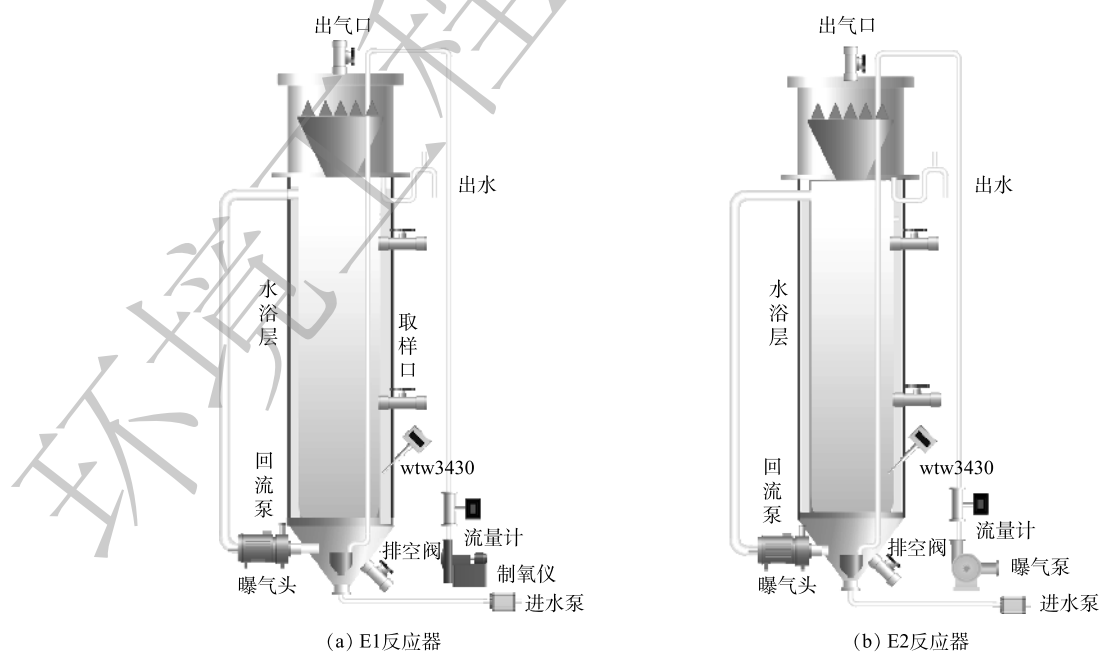


图 1 EGSB 实验装置

Fig. 1 EGSB experimental device

回流管、溢流堰、排水管及集气罩。反应器整体由锡箔纸包裹避光，以避免光照对于功能菌活性的影响以及光合藻类的生长。

反应器进水采用蠕动泵，稳流量进行基质供给，E1以制氧机进行氧气制备供给，E2以空气泵进行空气供给，采用连续曝气方式，通过气体流量计控制曝气量恒定；通过水浴套筒使反应器内部温度恒定在 $(30\pm 2)^\circ\text{C}$ 。具体运行方式如表1所示。

表1 各阶段运行参数  
Table 1 Operating parameters of each stage

实验过程	阶段	时间/d	曝气量/(mL·min <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	HRT/h	回流比/%
Anammox 驯化培养	I	1~9	10(氧气) 50(空气)	50	50	6	200
	II	10~55	15(氧气) 70(空气)	50	25	6	200
Anammox+AOB培养	III	56~76	25(氧气) 130(空气)	80	25	6	200
	IV	77~116	35(氧气) 170(空气)	80	0	6	200
一段式短程硝化-厌氧氨氧化	V	117~176	45(氧气) 230(空气)	110	0	6	200

## 1.2 接种污泥与模拟废水

接种污泥取自某厌氧氨氧化工艺的工程项目排泥，初始接种混合液悬浮固体 (MLSS) 质量浓度为  $6\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，进水采用人工配制的模拟废水，分别以  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和  $\text{NaHCO}_3$  作为废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和碱度的来源；营养液 I 和 II 作为营养物质：营养液 I 为  $5\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  EDTA 和  $5\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{FeSO}_4$ ；营养液 II 为  $15\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  EDTA、 $430\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $240\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $990\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、 $250\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $220\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $190\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $210\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Na}_2\text{SeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$  和  $14\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{H}_3\text{BO}_4$ 。营养液均按  $1.25\ \text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$  的质量浓度投加<sup>[24-26]</sup>。

## 1.3 实验方法

在 EGSB 反应器中进行一段式短程硝化-厌氧氨氧化的启动与稳定运行，运行参数及策略如表1所示。通过精确控气与逐步提高进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  与进水  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的比值实现一段式短程硝化-厌氧氨氧化，通过活性测验测定 2 个反应器系统内各个菌种的反应活性；通过 2 个反应器的数据对比，分析不同气源曝气对一段式厌氧氨氧化工艺启动与运行的影响。

## 1.4 分析方法

1) DO 和 pH 均采用 WTW 在线测定仪测定；MLSS 及 MLVSS 采用重量法测定，水样分析中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的测定采用纳氏试剂光度法， $\text{NO}_2^-\text{-N}$  采用 N-(1-萘基)乙二胺光度法， $\text{NO}_3^-\text{-N}$  采用紫外分光光度法，其余水质指标的分析方法均采用国标方法<sup>[27]</sup>。

2) 反应速率的测定。AOB 反应速率测定：从 2 个反应器中各取 400 mL 泥水混合液，经去离子水淘洗后分别置于 2 个 1 000 mL 广口瓶中，定容至 1 000 mL，维持温度为  $30^\circ\text{C}$ ，进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  为  $100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，充分曝入空气，每 30 min 取样测定活性。NOB 反应速率测定：从 2 个反应器中各取 400 mL 泥水混合液，经去离子水淘洗后分别置于 2 个 1 000 mL 广口瓶中，定容至 1 000 mL，维持温度为  $30^\circ\text{C}$ ，进水  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  为  $50\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，充分曝入空气，每 30 min 取样测定活性。

3) AnAOB 反应活性测定。从 2 个反应器中各取 400 mL 泥水混合液，经去离子水淘洗后分别置于 2 个 1 000 mL 广口瓶中，定容至 1 000 mL，维持温度为  $30^\circ\text{C}$ ，进水  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  为  $50\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，进水

$\text{NH}_4^+\text{-N}$  为  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 缺氧搅拌, 每 30 min 取样测定活性。最终测定 MLSS 和 MLVSS。

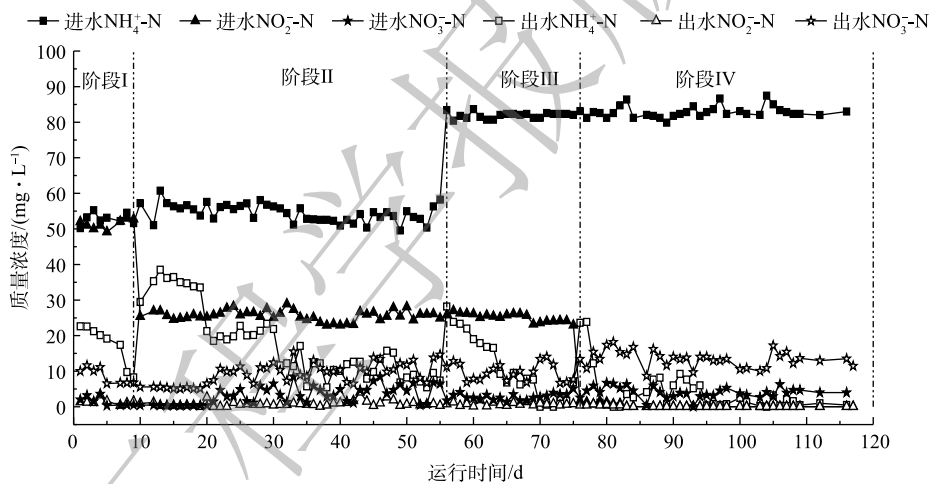
## 2 结果与分析

### 2.1 曝气方式对启动的影响

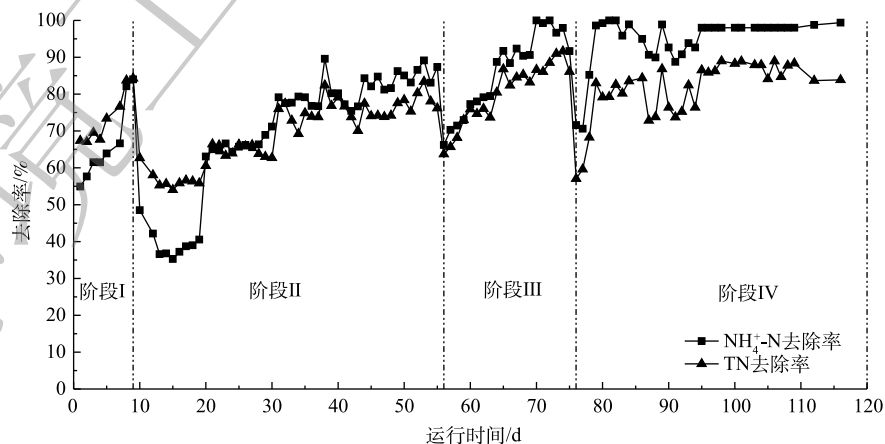
如图 2~图 4 所示, 经过 116 d 的驯化培养, 通过逐步提高  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的进水负荷, 降低  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的进水负荷, 配合精确控制供氧量, 可成功将单纯的厌氧氨氧化工艺转化为完全的一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺。

阶段 I (1~9 d) 为 anammox 的驯化培养阶段, 主要进水基质  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度为  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  质量浓度为  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , E1 和 E2 的曝气量分别控制在  $10 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (氧气) 和  $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (空气)。如图 2(b), 图 3(b) 所示, 反应器仅发生厌氧氨氧化反应, 最终  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TN 的去除率均在 80% 左右, 但如图 2(a), 图 3(a) 所示, 此时 2 反应系统内仍有  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  未被消耗, 说明 2 反应器内 AnAOB 活性良好, AOB 活性均有待提升。

阶段 II (10~56 d) 与阶段 III (57~76 d) 为厌氧氨氧化工艺向一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的过渡阶段。阶段 II 主要进水基质  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度为  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  质量浓度为  $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 同时进行恒气量曝气, E1 的曝气速率为  $15 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (氧气), E2 的曝气速率为  $70 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (空气), 在不影响 AnAOB 活性的基础上驯化 AOB 的活性, 并有效抑制 NOB 的活性。如图 2(b)、图 3(b) 及图 4 所



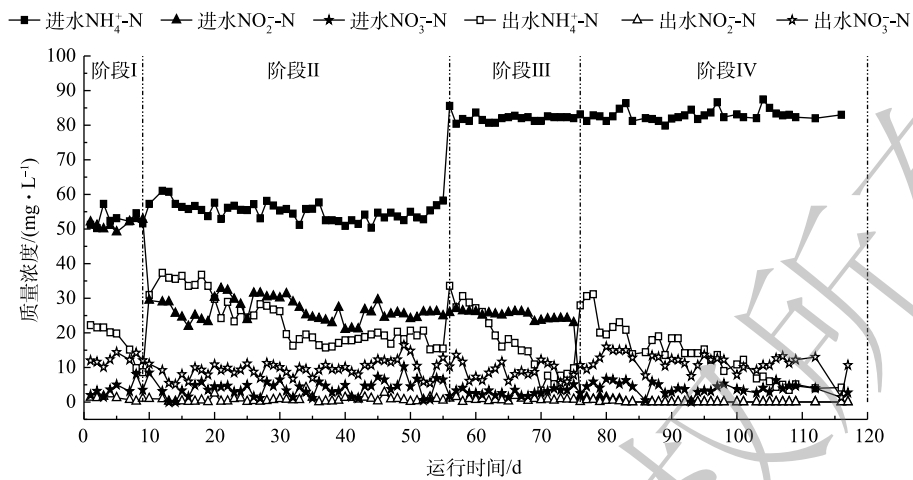
(a) E1 反应器内进出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  及  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  历时变化



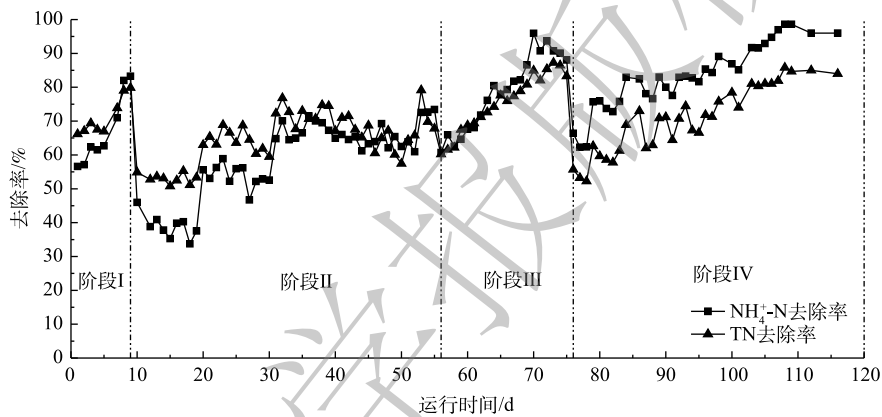
(b) E1 反应器内  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TN 去除率历时变化

图 2 启动过程中, E1 反应器运行效果

Fig. 2 Performance of E1 reactor during the start-up process



(a) E2反应器内进出水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N及NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N历时变化



(b) E2反应器内NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和TN去除率历时变化

图3 启动过程中, E2 反应器运行效果

Fig. 3 Performance of E2 reactor during the start-up process

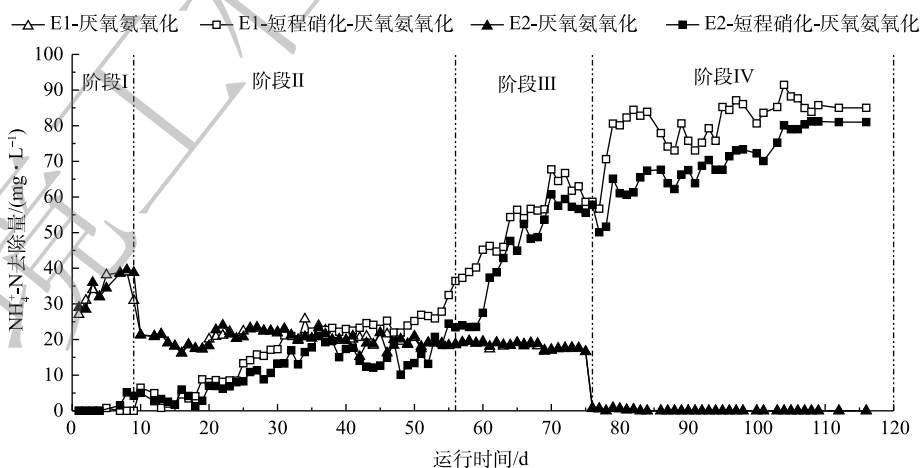


图4 E1和E2反应器各阶段氨氮去除量

Fig. 4 Ammonia nitrogen removal at each stage in the E1 and E2 reactors

示, 在阶段II初期, 2个反应器内出水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率仅为40%, 而出水NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N基本为0, 表明AOB活性不足是阻碍一段式短程硝化-厌氧氨氧化启动的主要原因; 在第20和31天, E1与E2反

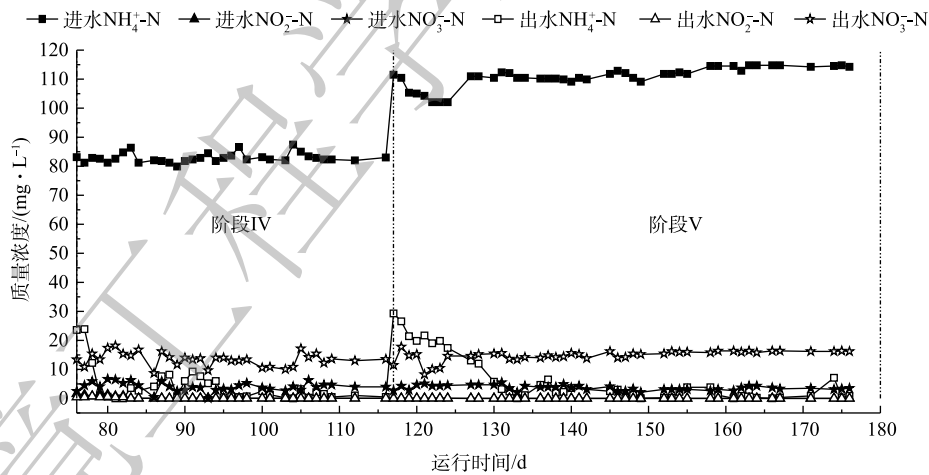
反应器的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及TN去除率均有所提升, E1反应器的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率由40%提升至90%, 而E2最终仅达到80%, E1和E2反应器内一段式短程硝化-厌氧氨氧化的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除量分别达到 $36\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $27\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图4), 证明此阶段两反应器内AOB的活性有所提升; 在阶段Ⅲ(57~76 d), 将E1、E2反应器内的进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 提高至 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 保持在 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 曝气量分别提高至 $25\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (氧气)和 $130\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (空气), 在此阶段两反应器最终的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在90%以上, TN去除率在80%以上, 一段式短程硝化-厌氧氨氧化消耗 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度在 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上。

阶段Ⅳ(77~116 d)是完全的一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺, 如图2及图3所示, 保持进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度为 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 停止在配水中投加 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ , 继续以理论曝气量进行恒气量曝气, E1、E2均实现一段式短程硝化-厌氧氨氧化, 2个反应器最终的氨氮去除率均在95%以上, 总氮去除率均在85%以上, 说明实现了一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的启动。

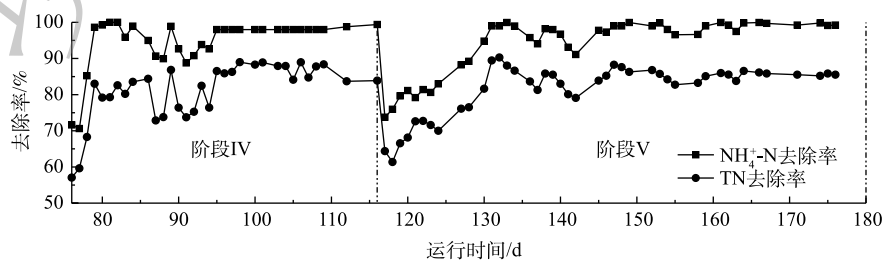
对比E1与E2反应器: 在阶段Ⅱ, E1反应器在第31天实现了近90%的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率和80%的TN去除率, 初步实现了AOB的驯养; E2反应器在第65天才基本实现AOB的驯养; 在阶段Ⅲ、Ⅳ, E1在7 d内完成了负荷提升, 而E2的响应时间在25 d左右。在反应器的整个启动过程中, E1反应器在脱氮效果、启动速率上一直优于E2反应器, 表明以氧气为气源启动一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的效果更佳。这是因为纯氧曝气的氧转移速率是空气曝气的4.67倍<sup>[28]</sup>, 可快速恢复和增强水体中的好氧微生物的活力, 因而E1反应器通过氧气曝气在抑制NOB的情况下迅速刺激AOB的增殖, 实现了一段式短程硝化-厌氧氨氧化的快速启动。

## 2.2 不同曝气气源对系统负荷提升的作用效应

如图5和图6所示, 两反应器的提升负荷与稳定运行用时100 d, 在阶段Ⅳ(76~116 d)完成一段式短程硝化-厌氧氨氧化的启动; 在阶段Ⅴ(117~176 d)将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷提升至 $110\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 并长期运



(a) E1反应器内进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 历时变化



(b) E1反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率历时变化

图5 稳定运行过程中, E1反应器运行效果

Fig. 5 Performance of E1 reactor during the stable running process

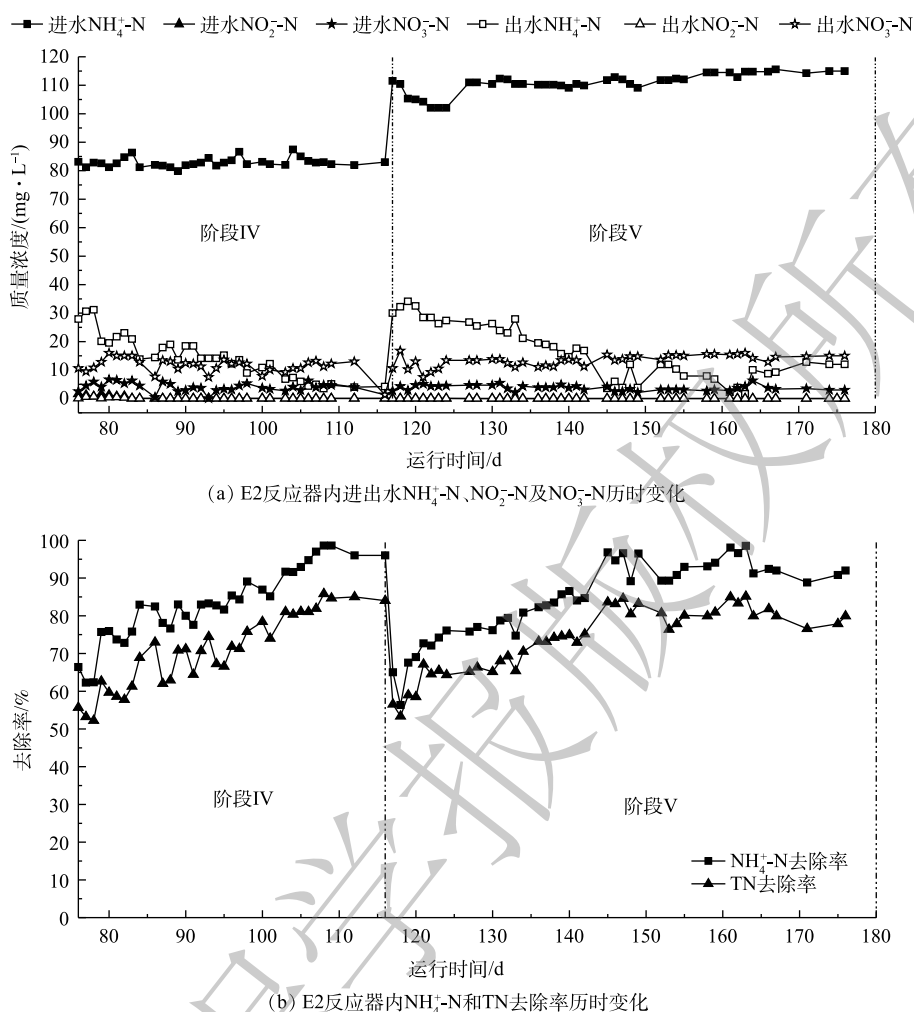


图6 稳定运行过程中, E2反应器运行效果

Fig. 6 Performance of E2 reactor during the stable running process

行。如图5(b)和图6(b)所示,在阶段IV,两反应器完成一段式短程硝化-厌氧氨氧化的启动后, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率均在95%以上, TN去除率均在85%左右,说明一段式短程硝化-厌氧氨氧化效果良好;而在阶段V,将系统进水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的质量浓度提升至110 mg·L<sup>-1</sup>, E2反应器通过25 d的响应完成负荷提升, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率稳定在90%~95%, TN去除率在75%~85%,且如图6(a)所示,在第145天出水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N开始出现波动; E1反应器在10 d内完成负荷提升, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率在95%以上, TN去除率为85%,在长达60 d的运行过程中, E1反应器表现出了更高的去除效率和更稳定的运行工况。这是因为纯氧曝气对比空气曝气,具有氧传递速率高、抗冲击负荷好等优点<sup>[17]</sup>,因而在以氧气作为曝气气源的一段式短程硝化-厌氧氨氧化工艺的负荷提升与运行过程中,氧气曝气的反应系统在提升负荷时响应速度更快、抗冲击负荷能力更好且系统运行更加稳定。

### 2.3 反应系统化学计量比分析

实验过程中对两反应器各阶段的化学计量比进行分析:一段式短程硝化-厌氧氨氧化的2个特征化学计量比值( $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ )的理论值分别为0.88和0.11<sup>[29-30]</sup>。当反应系统一段式短程硝化-厌氧氨氧化程度越高,其 $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值越接近0.88,当 $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 接近于0.11,证明NOB活性越低。当NOB活性上升时, $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值将高于0.11。厌氧氨氧化反应也存在有2个特征化学计量比值( $\Delta\text{NO}_2^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ ),其理论值分别为

1.32 和 0.26。通过这些特征化学计量比值的变化可以判断反应器中占优的脱氮途径，从而推测不同脱氮途径在反应器中的演变过程。

如图 7 与图 8 所示，在阶段 I，两反应器内进行厌氧氨氧化反应，由于工况复杂， $\Delta\text{NO}_2^-/\text{N}$ 、 $\Delta\text{NH}_4^+$  和  $\Delta\text{NO}_3^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+$  的实际值分别在 1.25 和 0.24 左右，与理论的 1.32 和 0.26 有一定差异；阶段 II 和阶段 III 为两反应器由厌氧氨氧化向一段式短程硝化-厌氧氨氧化的过渡阶段，随着进水  $\text{NO}_2^-/\text{N}$  / 进水  $\text{NH}_4^+$  的比值降低， $\Delta\text{NO}_2^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+$  逐步靠近进水  $\text{NO}_2^-/\text{N}$  / 进水  $\text{NH}_4^+$  的比值，说明两个反应系统逐渐由单纯的厌氧氨氧化向一段式厌氧氨氧化转化。在进水  $\text{NO}_2^-/\text{N}$  / 进水  $\text{NH}_4^+$  下降到 0 之后，两反应器开始进行完全的一段式短程硝化-厌氧氨氧化反应；在阶段 IV 和 V，当进水  $\text{NO}_2^-/\text{N}$  / 进水  $\text{NH}_4^+$  变为 0 时，E1 反应器内  $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+$  和  $\Delta\text{NO}_3^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+$  分别稳定保持在 0.88 和 0.11 左右，且在提升负荷和气量时比值未发生变化，表明 NOB 被有效抑制，一段式短程硝化-厌氧氨氧化活性极高。赵良杰<sup>[31]</sup> 研究的反应系统内  $\Delta\text{NO}_3^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+$  一直在 0.15 左右，NOB 保有一定的活性，在提高负荷与供氧量后 NOB 开始生长繁殖，最终成为优势菌种；杨晓欢<sup>[32]</sup> 发现在每次提升负荷及提高气量时会有  $\Delta\text{NO}_3^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+$  升高的现象。与之相比，本研究中 E1 反应器的一段式短程硝化-厌氧氨氧化更加稳定。

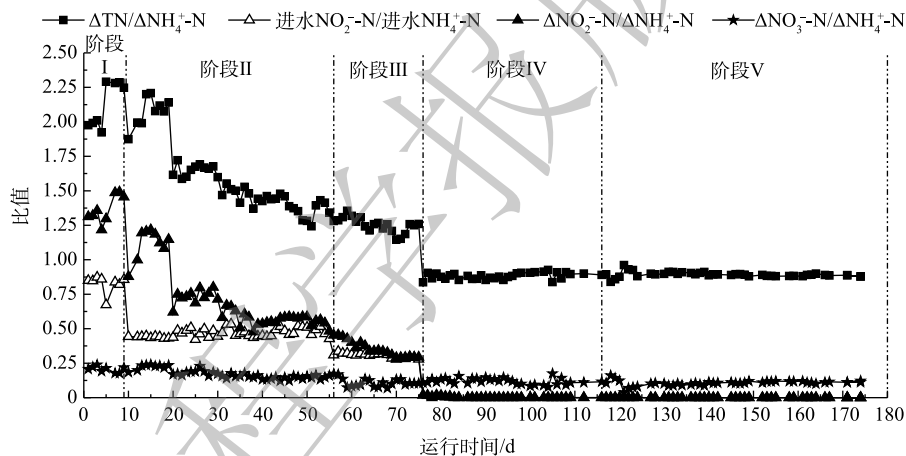


图 7 E1 反应器化学计量比变化

Fig. 7 Changes of stoichiometric ratio in E1 reactor

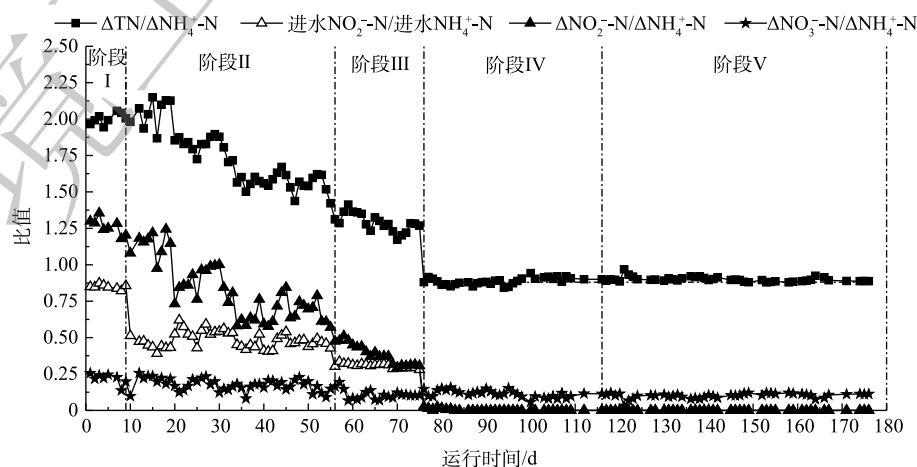


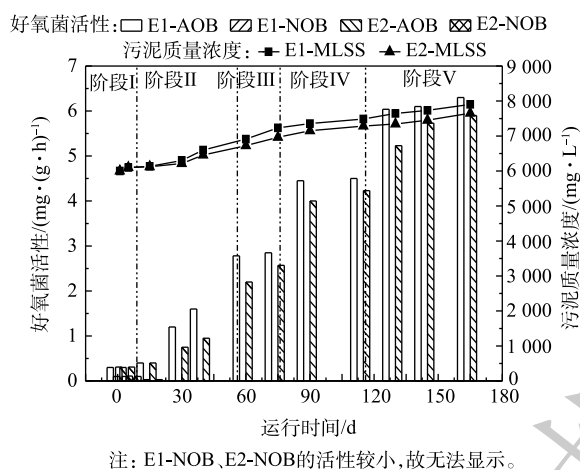
图 8 E2 反应器化学计量比变化图

Fig. 8 Changes of stoichiometric ratio in E2 reactor



## 2.4 一段式短程硝化-厌氧氨氧化的启动与运行过程的活性分析

分别在第1、5、15、30、40、60、75、90、115、130、145天测定两反应器的污泥质量浓度,通过烧杯实验测定反应器内各菌种的反应活性,结果如图9和图10所示。两反应器的污泥质量浓度由 $6\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增长到 $7\ 800\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , NOB活性基本被完全抑制,而AOB活性随着反应器的运行负荷增加而逐渐提升, E1、E2反应器内AOB的活性由 $0.3\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 分别提升至 $6.3\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $5.9\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ ,反应系统在完成NOB有效抑制的前提下,完成了AOB的驯化培养。E1、E2反应器的AnAOB活性由最初的 $1.5\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 分别提升至 $9.5\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $8.6\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。



注: E1-NOB、E2-NOB的活性较小,故无法显示。

图9 各阶段功能菌活性

Fig. 9 Activities of functional bacteria at each stage

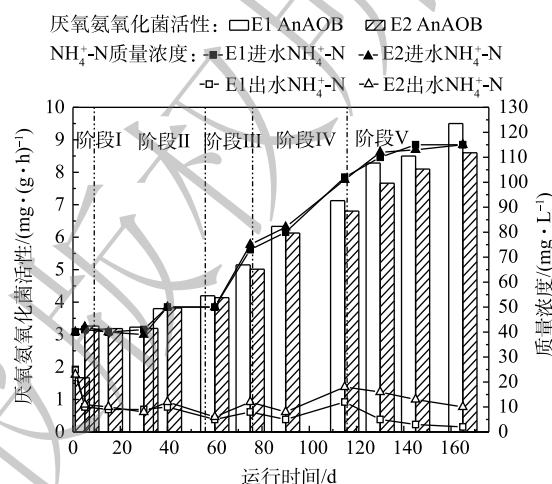


图10 各阶段 AnAOB 活性图

Fig. 10 Activities of AnAOB at each stage

在本研究中,随着反应进行, E1和E2反应器中的AnAOB和AOB活性均呈上升的趋势,而NOB活性受到抑制,表明反应系统内AOB与AnAOB形成了良好的协同作用;在各阶段, E1反应器中的AnAOB和AOB的活性均高于E2反应器, E1中AOB和AnAOB活性最终分别达到 $6.3\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $9.5\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。张凯等<sup>[33]</sup>对AnAOB进行培养时发现, AnAOB活性由初期的 $0.615\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 提升至 $7.74\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。李冬等<sup>[34]</sup>研究CANON反应速率以及anammox速率变化与曝气密度的关系时发现,在曝气密度为3时anammox速率最高,为 $10.6\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。杨京月等<sup>[35]</sup>在对AnAOB进行活性批次实验中发现, AnAOB对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除活性最高分别为 $0.106\ \text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.169\ \text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 。MIAO等<sup>[36]</sup>在间歇曝气时发现AnAOB活性持续升高,由第105天的 $0.59\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 提升至第283天的 $1.23\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。与上述研究结果对比,在本研究中, AnAOB在E1反应器内活性提升速率以及活性峰值均有一定优势,表明以氧气为气源的E1反应系统更能刺激AOB与AnAOB的活性,使系统具有良好的稳定性与较高的脱氮效率。

## 3 结论

1) 经过176 d的驯养,两反应器可成功实现一段式短程硝化-厌氧氨氧化的启动与稳定运行。其中, E1反应器 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在95%以上, TN去除率在85%以上,其脱氮效能、响应速度和稳定性均优于E2反应器。

2) 以氧气为气源的E1反应器在完成一段式短程硝化-厌氧氨氧化后,其 $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 稳定在0.11及0.88,在长期运行中表现出了极佳的稳定性。

3) 通过活性测定实验对两反应器内测定各菌种活性, E1反应器内NOB活性基本被抑制, AOB和AnAOB的活性分别提升至 $6.3\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $9.5\ \text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。

## 参 考 文 献

- [1] KUENUEN J G. Anammox bacteria: From discovery to application[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, 6(4): 320-326.
- [2] YANG W, HE S L, HAN M, et al. Nitrogen removal performance and microbial community structure in the start-up and substrate inhibition stages of an anammox reactor[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2018, 126(1): 88-95.
- [3] VAN DE GRAAF A A, MULDER A, BRUIJN P D, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, 16(3): 177-249.
- [4] SIEGRIST H, SALZGEBER D, EUGSTER J, et al. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal[J]. *Water Science and Technology*, 2008, 57(3): 383-388.
- [5] KARKAL B, KUENUEN J G, VAN L M C, et al. Engineering. Sewage treatment with anammox[J]. *Science*, 2010, 328(5979): 702-703.
- [6] 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.
- [7] MIAO L, WANG K, WANG S, et al. Advanced nitrogen removal from landfill leachate using real-time controlled three-stage sequence batch reactor (SBR) system[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 159: 258-265.
- [8] MOLINUEVO B, GARCIA M C, KARAKASHEV D, et al. Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: Effect of organic matter content on process performance[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(7): 2171-2175.
- [9] WANG G, XU X, ZHOU L, et al. A pilot-scale study on the start-up of partial nitrification-anammox process for anaerobic sludge digester liquor treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241: 181-189.
- [10] KELUSKARR, NERURKARA, DESAI A, et al. Development of a simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation and denitrification (SNAD) bench scale process for removal of ammonia from effluent of a fertilizer industry[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130: 390-397.
- [11] YUAN S H, ZHAO X H, ZHAO Y Q, et al. Achieving high-rate autotrophic nitrogen removal via canon process in a modified single bed tidal flow constructed wetland[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 237: 329-335.
- [12] ZHANG Z, CHEN S, WU P, et al. Start-up of the Canon process from activated sludge under salt stress in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR)[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(16): 6309-6314.
- [13] GUANG J X, ZHOU Y, YANG Q, et al. The challenges of mainstream deammonification process for municipal used water treatment[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, 99(6): 2485-2490.
- [14] CAO Y, VAN L M C, DAIGGERG T, et al. Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017, 101(4): 1365-1383.
- [15] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, et al. Full-scale partial nitritation/anammox experiences: An application survey[J]. *Water Research*, 2014, 55: 292-303.
- [16] DE CLIPPELEIR H, VLAEMINEK S E, DE WILDE F, et al. One-stage partial nitritation/anammox at 15 degrees C on pretreated sewage: Feasibility demonstration at lab-scale[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2013, 97(23): 10199-10210.
- [17] HUNIK J H, TRAMPER J, WIJFFELS R H, et al. A strategy to scale up nitrification processes with immobilized cells of nitrosamines europaea and nitrobacter agilis[J]. *Bioprocess Engineering*, 1994, 11(2): 73-82.
- [18] 谢丽, 殷紫, 尹志轩, 等. 一段式厌氧氨氧化工艺亚硝酸盐氧化菌抑制方法研究进展[J]. *化工学报*, 2016, 67(7): 2647-2655.
- [19] LIU G Q, WANG J M. Long-term low DO enriches and shifts nitrifier community in activated sludge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(10): 5109-5117.
- [20] MIAO Y Y, ZHANG L, YANG Y D, et al. Start-up single partial nitrification-anammox process treating low-strength sewage and its restoration from nitrate accumulation[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 218: 771-779.
- [21] CALDERON K, GONZALEZ-MARTINEZ A, MONTERO-PUENTE C, et al. Bacterial community structure and enzyme activities in a membrane bioreactor (MBR) using pure oxygen as an aeration source[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 103(1):

87-94.

- [22] 江雪姣. 纯氧曝气系统中活性污泥特性研究[J]. *文山学院学报*, 2020, 33(3): 37-39.
- [23] 徐冰清, 詹超, 程建光. 城市污水处理厂应用纯氧曝气技术的探讨[J]. *能源环境保护*, 2010, 24(6): 35-38.
- [24] GRAAF V D A A, DE BRUIJN P D, ROBERTSON L A, et al. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor[J]. *Microbiology*, 1996, 142(8): 2187-2196.
- [25] SUN S H, SONG Y, YANG X J, et al. Effects of temperature on anammox performance and community structure[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 260: 186-195.
- [26] SUN S H, SONG Y, YANG X J, et al. Strategies for improving nitrogen removal under high sludge loading rate in an anammox membrane bioreactor operated at 25 °C[J]. *Chemical Engineering Science*, 2018, 183: 106-114.
- [27] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [28] 陈帅, 谭学军, 蒋玲燕. 浅谈纯氧曝气活性污泥法处理技术[J]. *城市道桥与防洪*, 2012(1): 65-67.
- [29] 王小龙. 基于颗粒污泥的单级自养脱氮系统构建及其脱氮效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
- [30] SLIEKERS A O, DERWORT N, CAMPOS-GOMEZ J L, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. *Water Research*, 2002, 36(10): 2475-2482.
- [31] 赵良杰. 一段式部分亚硝化厌氧氨氧化工艺处理中低浓度氨氮废水技术研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020.
- [32] 杨晓欢. 动态膜序批式反应器(DM-SBR)应用于一段式厌氧氨氧化的工艺研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020.
- [33] 张凯, 张志华, 王朝朝, 等. Anammox富集与优化曝比对MBR-SNAD工艺的影响[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(6): 2370-2377.
- [34] 李冬, 高雪健, 张杰, 等. 不同曝气密度对canon工艺启动的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(2): 829-836.
- [35] 杨京月, 郑照明, 李军, 等. 厌氧氨氧化耦合反硝化底物竞争抑制特性[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(8): 2947-2953.
- [36] MIAO Y Y, ZHANG L, YANG Y D, 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.

(责任编辑: 曲娜)

## Effect of different gas source aeration on start-up and running of one-stage anaerobic ammonium oxidation process

WANG Xin<sup>1</sup>, MU Yongjie<sup>2</sup>, XUE Xiaofei<sup>2</sup>, ZHANG Lili<sup>2\*</sup>, SHAO Lei<sup>1</sup>, ZHANG Jianxing<sup>2</sup>

1. College of Chemical Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China

2. Beijing Enterprises Water Group Limited, Beijing 100102, China

\*Corresponding author, E-mail: zhanglili03@bewg.net.cn

**Abstract** Through precise control the oxygen supply amount at (30±2) °C, the E1 reactor with oxygen as the gas source and E2 reactor with air as the gas source were cultivated. These two sets of one-stage partial nitrification-anammox EGSB reactors were compared to explore the effects of different gas sources on the start-up, load increase and stable running of the one-stage partial nitrification-anammox process. The results showed that one-stage partial nitrification-anammox in E1 reaction system with oxygen as gas source performed better, the removal rates of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and TN in E1 reactor were over 95% and 85%, respectively. The time to achieve the load increase was about 10 days; After one-stage shortcut nitrification anammox, ΔTN/Δ NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/ΔNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N were stable at 0.88 and 0.11 in E1 reaction system, respectively; the AOB activity in E1 and E2 reactors increased from 0.3 mg·(g·h)<sup>-1</sup> to 6.3 mg·(g·h)<sup>-1</sup> and 5.9 mg·(g·h)<sup>-1</sup>, respectively; the activity of AnAOB increased from 1.5 mg·(g·h)<sup>-1</sup> to 9.5 mg·(g·h)<sup>-1</sup> and 8.6 mg·(g·h)<sup>-1</sup>, respectively. Through comparison of the effects of different gas sources on the start-up and running of one-stage partial nitrification-anaerobic process, the feasibility and advantages of the oxygen as gas source in one-stage partial nitrification-anaerobic system were proved. This result can provide references for its application in anaerobic ammonia oxidation.

**Keywords** partial nitrification; anammox; AOB; NOB; pure oxygen