

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.09.014

氮负荷提升方式强化 ANAMMOX 反应器的性能研究

王泓¹, 吴莎², 刘珂¹, 刘达山¹, 杨恩喆¹, 陈婧¹, 许荣华¹,
宿忆萌¹, 陈宏¹

(1. 长沙理工大学水利工程学院 洞庭湖水环境治理与水生态修复湖南省重点实验室,
湖南 长沙 410114; 2. 长沙理工大学 化学与食品工程学院, 湖南 长沙 410114)

摘要: 采用提高基质浓度和缩短水力停留时间两种氮负荷提升方式运行 UASB 厌氧氨氧化反应器, 比较了两种方式对反应器运行性能的影响。试验结果表明, 经过 300 d 的连续运行, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、TN 的去除率分别为 93.09%、95.26% 和 88.46%, 氮容积去除负荷由 $0.75 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 升至 $2.26 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。稳定阶段的化学计量关系 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 分别为 1.12 和 0.14, 接近理论值, 第Ⅲ阶段出水 pH 值逐渐升高最后趋于稳定, 产气量达到 $1.51 \text{ L}/(\text{L} \cdot \text{d})$, 污泥粒径增至 $5.0 \sim 7.0 \text{ mm}$, 沉速提高至 $(8.94 \pm 0.77) \text{ cm/s}$, 颗粒化程度高、颜色鲜红, 脱氮性能得到强化。相比提高基质浓度, 采用低浓度进水并缩短水力停留时间的方式提升氮负荷, 能避免基质自身的抑制作用, 稳定且较快地强化厌氧氨氧化反应器性能, 有利于颗粒污泥的形成。

关键词: 厌氧氨氧化; 基质浓度; 水力停留时间; 颗粒污泥; 性能强化

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)09-0090-07

Performance of ANAMMOX Reactor Enhanced by Nitrogen Load Lifting Method

WANG Hong¹, WU Sha², LIU Ke¹, LIU Da-shan¹, YANG En-zhe¹, CHEN Jing¹,
XU Rong-hua¹, SU Yi-meng¹, CHEN Hong¹

(1. Key Laboratory of Dongting Lake Aquatic Eco-Environmental Control and Restoration of Hunan Province, School of Hydraulic Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 2. School of Chemistry and Food Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China)

Abstract: ANAMMOX reactor was operated by two nitrogen load lifting methods including stepwise increasing of substrate concentration and shortening hydraulic retention time (HRT), and effects of the two different methods on performance of ANAMMOX reactor were compared. During 300 days of operation, the removal efficiencies of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ and TN could reach 93.09%, 95.26% and 88.46%, respectively, and the nitrogen load removal rate increased from $0.75 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to $2.26 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ were 1.12 and 0.14 during stable stage,

基金项目: 湖南省重点研发计划项目(2017SK2361); 长沙理工大学研究生科研创新项目(CX2019SS14、SJCX201937);
长沙理工大学大学生创新创业训练计划项目

通信作者: 陈宏 E-mail: chen_h@hnu.edu.cn

which was close to the theoretical value. The pH of the effluent gradually increased and finally tended to be stable in phase III. Gas production per unit volume of sludge reached $1.51 \text{ L}/(\text{L} \cdot \text{d})$. Particle size of the sludge increased to $5.0 - 7.0 \text{ mm}$, and settling velocity increased to $(8.94 \pm 0.77) \text{ cm/s}$. A large amount of scarlet granules were observed, which enhanced the denitrification performance. Compared with the strategy of increasing substrate concentration, low-concentration influent and shortening HRT to increase nitrogen load could avoid the inhibition effect of the substrate itself, and quickly enhanced and stabilized the performance of the ANAMMOX reactor, which was conducive to the formation of granular sludge.

Key words: ANAMMOX; substrate concentration; hydraulic retention time (HRT); granular sludge; performance enhancement

20 世纪 80 年代,荷兰 Delft 理工大学首次在反硝化流化床中发现了厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 反应,即在厌氧或缺氧条件下,微生物直接以 NO_3^- 或 NO_2^- 为电子受体,以 NH_4^+ 为电子供体,将两种氮素同时转化为氮气的生物反应过程。相比以硝化-反硝化为核心的传统生物脱氮工艺,该工艺具有能耗低、无需外加碳源、剩余污泥量低和节约碱度等显著优势^[1]。但是 ANAMMOX 菌倍增周期长、污泥生长缓慢,极大地限制了 ANAMMOX 工艺的推广。因此 ANAMMOX 菌的富集培养和脱氮性能强化逐渐成为研究和应用的热点^[2-3]。在培养厌氧氨氧化污泥的过程中,通常以低基质浓度启动反应器并逐步提升氮负荷来强化反应器的脱氮性能,同时富集 ANAMMOX 菌。进水氮负荷的提升方式包括逐步提高基质浓度和缩短水力停留时间 (HRT)。研究氮负荷提升方式对强化厌氧氨氧化反应器性能的影响,对于 ANAMMOX 反应器的启动和长期稳定运行具有重要意义。

笔者以低基质浓度启动 UASB 厌氧氨氧化反应器,采用逐步提高基质浓度和缩短 HRT 两种方式来提升氮负荷,探究两种方式下厌氧氨氧化反应器脱氮性能的变化,并通过考察反应器启动过程中污泥产气量、污泥量、化学计量关系、进出水 pH 值和污泥特性的变化,了解反应器的运行性能,比较氮负荷提升方式对强化 ANAMMOX 反应器性能的影响。

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置为有机玻璃材质的 UASB 厌氧氨氧化反应器,如图 1 所示。反应装置共有 3 个分区,反应区的内径为 8 cm、高为 80 cm、反应容积为 4 L;三相分离区容积为 1.5 L;外部恒温水浴区层间厚度为 2

cm。反应器采用不透光布进行避光处理,主体设置 8 个取样口,三相分离器上设置出水口、回流口和安全阀。装置配备两台蠕动泵分别用作进水和回流。温度通过恒温水浴槽循环维持。出气口与湿式气体流量计连接,记录产气量并用集气袋收集。

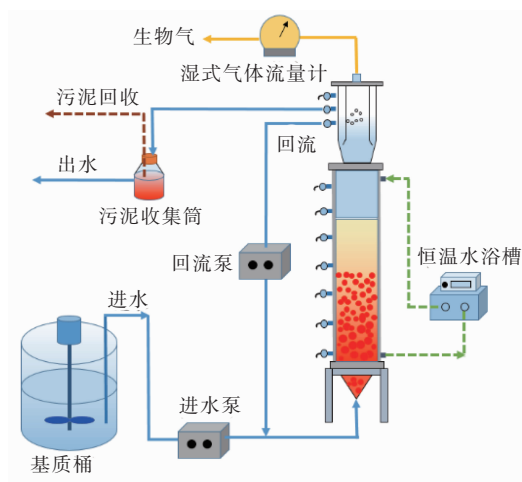


图 1 UASB 厌氧氨氧化反应器示意

Fig. 1 Schematic diagram of UASB ANAMMOX reactor

1.2 接种污泥及试验用水

接种污泥采用在实验室培养的 ANAMMOX 絮状污泥,颜色呈棕黄色,接种体积为 2.5 L, MLSS 为 $3\,200 \text{ mg/L}$, VSS 为 2.5 g/L , 总氮去除负荷为 $0.75 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

试验用水为人工模拟废水,由 NH_4HCO_3 和 NaNO_2 提供 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 控制进水基质比为 $1 : 1.1$, 其他物质包括: NaHCO_3 (0.25 g/L)、 CaCl_2 (25 mg/L)、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (50 mg/L)、 KH_2PO_4 (50 mg/L)、 EDTA (3 mg/L)、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (6.67 mg/L)、 $\text{Na}_2\text{WO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.63 mg/L)、 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.275 mg/L)。人工配水完成后,

向基质桶中通入 10 min 氮气以去除水中溶解氧。

1.3 试验方法

试验分为 3 个阶段,以低基质浓度启动反应器,第 I 阶段保持 HRT 不变,采用逐步提高基质浓度的方式提高氮负荷,直至反应器脱氮性能饱和。第 II 阶段为性能恢复阶段,恢复并维持反应器的脱氮性能。第 III 阶段先取出部分污泥,使污泥量恢复至启动体积,然后采用缩短 HRT 的方式提高氮负荷。温度维持在 35 ℃ 左右,进水 pH 值通过碳酸氢钠调节至 8.0,具体操作条件见表 1。

表 1 UASB 反应器操作条件

Tab. 1 Operational conditions of UASB reactor

阶段	时间/d	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{NO}_2^- - \text{N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	HRT/h	进水负荷/ ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)
I	1 ~ 21	95	105	6	0.80
	22 ~ 41	120	130		1.00
	42 ~ 66	140	160		1.20
	67 ~ 90	165	185		1.40
	91 ~ 107	190	210		1.60
	108 ~ 121	215	235		1.80
	122 ~ 134	240	260		2.00
	135 ~ 150	285	315		2.40
II	151 ~ 172	240	260	6	2.00
III	173 ~ 215	140	160	6	1.20
	216 ~ 222	95	105	4	1.20
	223 ~ 239	120	130		1.50
	240 ~ 254	140	160		1.80
	255 ~ 272	165	185		2.10
	273 ~ 300	140	160	3	2.40

1.4 测试项目及分析方法

采用纳氏试剂分光光度法测定 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度;采用离子色谱法测定 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度;采用玻璃电极法测定 pH 值;采用温度计读取反应器温度;产气量由湿式气体流量计读取,并根据室温、气压换算至标准体积;在启动初期、第 II 阶段和第 III 阶段稳定期取污泥样品,拍照记录形态变化;采用刻度坐标纸读取粒径,测定不同阶段粒径的沉降速度^[4];采用重量法测定污泥 TSS 和 VSS;提取 EPS,并利用考马斯亮蓝法测定蛋白质浓度,利用苯酚-硫酸法测定多糖浓度。

2 结果与讨论

2.1 反应器脱氮性能的变化

UASB 厌氧氨氧化反应器连续运行 300 d,其脱氮性能的变化如图 2 所示。

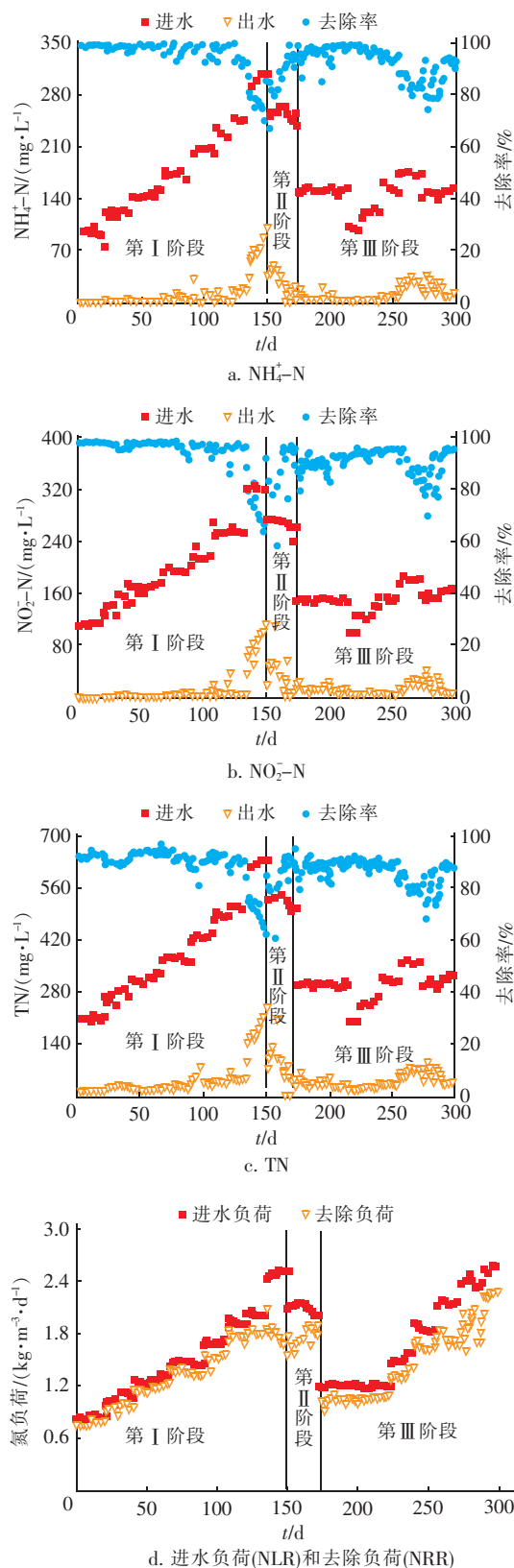


图 2 反应器脱氮性能的变化

Fig. 2 Changes of nitrogen removal performance in ANAMMOX reactor

在第 I 阶段,保持 HRT 为 6 h 不变,逐步提高进水总氮浓度,由 200 mg/L 升高至 600 mg/L。在 1~134 d, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 TN 的去除效果均较好,进水总氮浓度为 500 mg/L 时,反应器运行稳定后对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 TN 的平均去除率分别为 94.25%、97.22%、90.17%,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度分别为 16.93 和 7.16 mg/L, NRR 达到 $1.82 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,此时反应器运行性能良好。进一步提高进水基质浓度至 600 mg/L,反应器脱氮性能逐渐恶化,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率分别降至 67.42%、64.49%,出水浓度分别为 100.96 和 113.91 mg/L, NRR 为 $1.56 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,表明此时反应器的脱氮性能达到饱和且进水基质对厌氧氨氧化菌产生了抑制作用。研究表明,氨和亚硝酸盐是 ANAMMOX 菌生长所需的基质,但在一定条件下也会变成毒性基质^[5],亚硝酸盐浓度超过 250 mg/L 时 ANAMMOX 菌的活性就会受到抑制,而游离氨的抑制浓度在 10~200 mg/L 之间^[6-7]。

在第 II 阶段,降低进水基质浓度至 500 mg/L,对反应器性能进行恢复,1 d 内 TN 去除率可恢复至 84.85%,运行稳定以后 ANAMMOX 反应器对氨氮和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率可以恢复至 95.56% 和 95.58%, NRR 达到 $1.84 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,表明 ANAMMOX 工艺中基质抑制是可逆的,且能较快恢复,甚至完全恢复,这与先前的研究结论相同^[8]。

在第 III 阶段,先从反应器中取出部分污泥使剩余污泥体积与启动初始体积保持一致,而后缩短水力停留时间,从而提高进水氮负荷。当 HRT 为 6 h、TN 浓度为 300 mg/L 时,反应器稳定运行后 NRR 达到 $1.08 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。第 216 天,缩短 HRT 至 4 h,进水基质浓度由 200 mg/L 逐渐提高至 250、300 mg/L,运行稳定后 TN 去除率为 88.73%, NRR 为 $1.65 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。继续提高基质浓度至 350 mg/L,发现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率分别降低至 82.49% 和 85.94%,TN 去除率也降低至 79.16%,而 NRR 仍维持在 $1.70 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。说明此时反应器的脱氮性能已经饱和但尚未受到抑制,运行状态可能处在失稳的边缘。第 273 天,缩短 HRT 为 3 h,进水基质浓度为 300 mg/L,进一步提高进水负荷。在 273~289 d,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 TN 的平均去除率分别为 83.27%、83.12% 和 78.18%,较先前阶段仍未提高。在 290~300 d,反应器的脱氮

效果逐渐改善,稳定阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 TN 的去除率分别为 93.09%、95.26% 和 88.46%, NRR 达到 $2.26 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,高于第 I 阶段稳定运行时的去除负荷。说明在富集培养厌氧氨氧化污泥过程中,采用低基质浓度、缩短 HRT 要比逐步提高进水浓度的方式更利于 ANAMMOX 污泥脱氮性能的增强。因为较短的 HRT 带来更大的上升流剪切力,使得污泥流化程度更高,能够与基质充分接触,同时较低的进水浓度既保证了基质之需,又避免了基质本身对 ANAMMOX 菌的抑制作用。此外,缩短 HRT 的方式更有利于污泥颗粒化,ANAMMOX 颗粒污泥相比絮状污泥具有更好的脱氮性能^[9]。

2.2 化学计量关系的变化

在厌氧氨氧化反应器启动运行过程中,化学计量关系可以用来指示厌氧氨氧化性能的演变。1998 年 Strous 等人提出了 ANAMMOX 化学反应式^[10],根据计量关系可知发生厌氧氨氧化反应时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除量之比为 1:1.32, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成量之比为 1:0.26,这两个比例关系在 2014 年被 Lotti 等人^[11]分别修正为 1:1.146 和 1:0.161。UASB 厌氧氨氧化反应器在运行过程中化学计量关系的变化如图 3 所示。

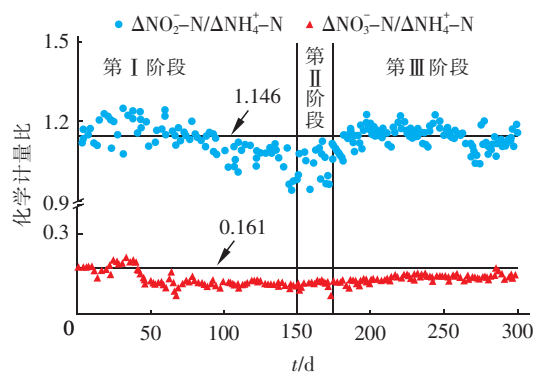


图 3 化学计量关系随时间的变化

Fig. 3 Change of stoichiometric ratio with time

从图 3 可以看出,在第 I 阶段前期, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 升高至 1.20, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 0.18,均略高于理论值,表明反应器处于启动阶段,菌群结构不稳定,ANAMMOX 菌活性差,存在少量亚硝酸盐氧化菌将部分 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化成 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,使得比值均高于理论值。第 I 阶段后期和第 II 阶段, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降低至 1.04, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 0.11,都略低于理论值。因为第 I 阶段后期基质浓度过高,ANAMMOX 菌受到抑制造成

反应器失稳,存在氨氧化菌将部分 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 导致 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值偏小。同时由于反应器恶化,部分微生物不适应环境变化而衰亡,其残体作为有机物为反硝化提供了条件,使得生成的部分 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 被还原,导致比值降低。在第Ⅲ阶段,反应器稳定运行以后, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 1.12, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 0.14, 化学计量关系接近理论值,由此说明厌氧氨氧化为反应器中的主导反应。

2.3 反应器中pH值的变化

厌氧氨氧化过程需要消耗酸度,因此反应器进出水 pH 值的变化可以作为厌氧氨氧化反应器启动运行的指示性参数。据报道,ANAMMOX 菌适宜生长的 pH 值范围为 6.7~8.3^[12],最适 pH 值为 8^[13]。本试验用 NaHCO_3 调控进水 pH 值在 7.8~8.3 之间,同时为 ANAMMOX 菌提供碳源。UASB 厌氧氨氧化反应器 pH 值的变化如图 4 所示。

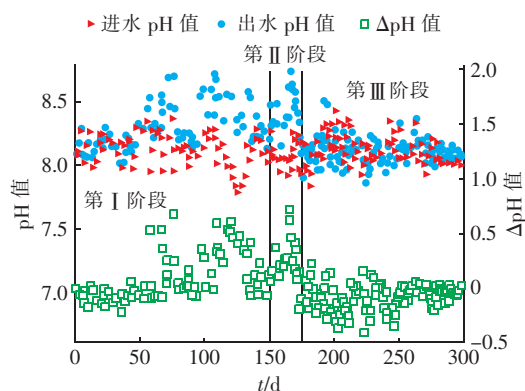


图4 运行过程中 pH 值的变化

Fig. 4 Changes of pH during operation

从图 4 可以看出,在第Ⅰ阶段启动初期,反应器 pH 值变化较为稳定, ΔpH 值也在 0 附近,这是因为启动初期,反应器内存在少量硝化菌,硝化反应会消耗碱度,而 ANAMMOX 菌活性较差,消耗的酸度较少,所以进出水 pH 值变化不大。在第Ⅰ阶段中期,随着进水基质浓度的逐步提高,反应器运行稳定,ANAMMOX 菌活性增强,出水 pH 值明显高于进水,表明反应器中厌氧氨氧化反应逐渐变为主导。在第Ⅰ阶段后期,基质浓度过高,ANAMMOX 菌受到抑制导致反应器恶化,此时 ΔpH 值迅速降低,出现较大波动。随着第Ⅱ阶段反应器性能的恢复, ΔpH 值逐渐升高。第Ⅲ阶段 pH 值变化波动较小,相比第Ⅰ阶段较为稳定。试验结果表明,第Ⅲ阶段以缩短

HRT 的方式提高进水负荷,出水 pH 值随着反应器性能的稳定逐渐升高并趋于稳定,因为提高进水负荷初期,ANAMMOX 菌需要一段时间适应新的外部环境,脱氮性能受到负荷的冲击。反应器出水 pH 值升高以及 ΔpH 值的差异逐渐缩小,反映了厌氧氨氧化作用在其中逐步占据优势的过程。

2.4 产气量及污泥体积的变化

厌氧生物处理中,微生物的产气量是判断反应器运行性能的一个重要指示参数。在厌氧氨氧化反应器启动运行过程中,可以通过反应中生成氮气的体积来指示微生物的脱氮活性。污泥体积的变化能够反映 ANAMMOX 菌的富集情况。在运行过程中反应器产气情况及污泥体积的变化如图 5 所示。

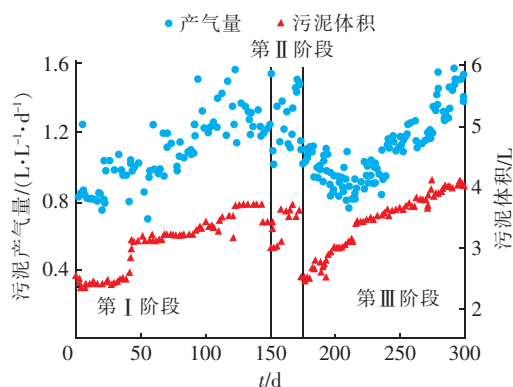


图5 运行过程中产气量及污泥体积的变化

Fig. 5 Changes of N_2 production and sludge volume during operation

从图 5 可以看出,在第Ⅰ阶段,反应器的产气量随着进水负荷的增大而逐渐升高,当进水 TN 为 500 mg/L 时,运行稳定后单位体积污泥的产气量达到 1.38 L/(L·d),污泥体积由启动时的 2.5 L 增长至 3.7 L。第 135 天,进水总氮浓度达到 600 mg/L 后,产气量出现了降低,说明 ANAMMOX 菌活性受到了一定的抑制,反应器的运行性能恶化,也和 2.1 节中反应器脱氮性能变化得出的结论一致。第Ⅱ阶段的产气量波动较大,这是因为反应器正处于恶化后的性能恢复阶段。在第Ⅲ阶段初期,污泥体积恢复至 2.5 L,产气量随着进水负荷的增大继续升高,后期稳定运行阶段达到 1.51 L/(L·d),污泥体积也增至 4.0 L。通过第Ⅰ、Ⅲ阶段产气情况的对比可知,以较低基质浓度、缩短 HRT 的方式来提高进水负荷,反应器产气量的变化更加稳定且增长较快,而第Ⅰ阶段的产气波动较大,表明缩短 HRT 提升负荷的

方式更有利于反应器性能的稳定和增强。

2.5 污泥特性的变化

厌氧氨氧化污泥的理化特性和生物学特性的变化也是反应器启动运行过程中的重要指示参数。活性较好的厌氧氨氧化污泥因富含细胞色素 c 而呈现红色,同时颗粒化程度高、粒径大,具有良好的沉降性能和抗冲击负荷能力,能有效保留生物量。本试验的接种污泥为厌氧氨氧化絮状污泥,反应器运行过程中污泥形态的变化如图 6 所示,第 I 阶段启动初期和第 II、III 阶段后期稳定运行阶段的污泥特性参数见表 2。

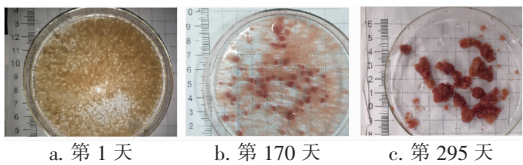


图 6 运行过程中污泥形态的变化

Fig. 6 Changes of sludge morphology during operation

表 2 运行过程中污泥的特性

Tab. 2 Characteristics of sludge during operation

项 目	第 I 阶段	第 II 阶段	第 III 阶段
粒径/mm	0.3 ~ 0.5	1.0 ~ 3.0	5.0 ~ 7.0
沉速/(cm · s ⁻¹)	1.55 ± 0.28	5.05 ± 0.71	8.94 ± 0.77
VSS/(g · L ⁻¹)	2.51 ± 0.02	2.69 ± 0.03	2.92 ± 0.04
TSS/(g · L ⁻¹)	4.45 ± 0.10	4.54 ± 0.07	4.52 ± 0.08
VSS/TSS	0.56	0.59	0.65
蛋白质/(mg · g ⁻¹ VSS)	51.8 ± 2.69	63.9 ± 3.28	75.2 ± 3.9
多糖/(mg · g ⁻¹ VSS)	39.4 ± 3.06	43.9 ± 2.10	48.9 ± 1.46
蛋白质/多糖	1.31	1.45	1.54

第 I 阶段启动初期,污泥形态为棕黄色絮状污泥,含有少量粒径较小的颗粒化污泥,ANAMMOX 菌活性较差,反应器脱氮性能弱。随着进水基质浓度逐步提高,到第 II 阶段性能恢复后,反应器中逐渐形成了大量的颗粒化污泥,污泥颜色也由启动时的棕黄色逐渐变为浅红色,表明通过提高基质浓度的方式提升负荷可以刺激 ANAMMOX 菌产生胞外聚合物,这也是实现污泥团聚和颗粒化的重要原因,但是此时颗粒化程度较低,颗粒污泥粒径较小,颗粒之间也较为分散。第 III 阶段,通过缩短 HRT 来提升负荷,运行后期反应器中出现了粒径较大、结构紧实、颜色鲜红的厌氧氨氧化颗粒污泥,污泥最大粒径达到 7.0 mm,沉降速度也增至 (8.94 ± 0.77) cm/s。随着污泥颗粒化程度的大大提升,VSS/TSS 以及污泥 EPS 中蛋白质和多糖的含量也逐步升高,研究结

果也支持 EPS 是实现颗粒污泥快速形成和稳定维持的关键因素。李冬等^[14]采用缩短试验周期的方式,在 125 d 内形成较大粒径的厌氧氨氧化颗粒污泥,处理性能由 0.074 kg/(m³ · d) 升高至 0.204 kg/(m³ · d)。陈方敏等的研究表明,采用低浓度进水并缩短 HRT 的策略更有利于反应器的长期稳定运行和实现颗粒化^[15]。采用较低的基质浓度和缩短 HRT 的方式能够增大上升流的剪切力,有利于污泥颗粒化及性能增强,可以保证 ANAMMOX 反应器的长期稳定运行。

3 结论

① 采用提高基质浓度和缩短 HRT 两种方式来提升 UASB 厌氧氨氧化反应器的氮负荷,均能逐步增强 ANAMMOX 反应器的脱氮性能,经过 300 d 的连续运行,NH₄⁺ - N、NO₂⁻ - N 和 TN 的稳定去除率分别达到 93.09%、95.26% 和 88.46%,氮容积去除负荷由启动时的 0.75 kg/(m³ · d) 提升至 2.26 kg/(m³ · d)。

② 通过长期连续运行,稳定阶段 ΔNO₂⁻ - N/ΔNH₄⁺ - N 和 ΔNO₃⁻ - N/ΔNH₄⁺ - N 分别为 1.12 和 0.14,接近理论值;第 III 阶段出水 pH 值逐渐升高并趋于稳定;污泥出现明显富集,单位污泥的产气量随着负荷的升高而逐渐增大;污泥颜色变得鲜红且逐渐颗粒化,粒径达到 5.0 ~ 7.0 mm,沉降速度升高至 (8.94 ± 0.77) cm/s。

③ 提高基质浓度的方式持续到一定程度,基质自身会对 ANAMMOX 产生抑制作用,造成反应器失稳甚至恶化,但是这种抑制是可逆的,能够快速甚至完全恢复。相比提高基质浓度,以较低浓度、缩短 HRT 的方式提升负荷,能够在相对较短时间内强化反应器脱氮性能,且各指示参数也表现出更稳定的运行特征。

参考文献:

[1] CAO Y S, VAN LOOSDRECHT M, DAIGGER G. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017,101(4):1365 - 1383.

[2] 李军,杜佳,郑照明,等. 间歇曝气实现厌氧氨氧化快速启动的研究[J]. 中国给水排水,2018,34(11): 20 - 26.

- LI Jun, DU Jia, ZHENG Zhaoming, *et al.* Study on rapid start-up of anammox by intermittent aeration[J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34 (11): 20 - 26 (in Chinese).
- [3] 安芳娇, 彭永臻, 董志龙, 等. 不同运行策略下厌氧氨氧化的脱氮性能[J]. *环境科学*, 2018, 39(6) : 2770 - 2777.
- AN Fangjiao, PENG Yongzhen, DONG Zhilong, *et al.* Performance of the removal of nitrogen during anaerobic ammonia oxidation using different operational strategies [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(6) : 2770 - 2777 (in Chinese).
- [4] LU H F, JI Q X, DING S, *et al.* The morphological and settling properties of anammox granular sludge in high-rate reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 143: 592 - 597.
- [5] 魏彩莹, 张静, 任露露, 等. 厌氧氨氧化活性抑制、恢复与强化及工艺应用研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2018, 24(3) : 671 - 680.
- WEI Caiying, ZHANG Jing, REN Lulu, *et al.* Recent advances in activity inhibition, recovery and enhancement, and application of the anaerobic ammonium oxidation process [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2018, 24(3) : 671 - 680 (in Chinese).
- [6] ZHANG Y L, NIU Q G, MA H Y, *et al.* Long-term operation performance and variation of substrate tolerance ability in an anammox attached film expanded bed (AAFEB) reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 211: 31 - 40.
- [7] ZHANG Y L, HE S L, NIU Q G, *et al.* Characterization of three types of inhibition and their recovery processes in an anammox UASB reactor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2016, 109: 212 - 221.
- [8] 唐崇俭, 郑平, 陈小光. 厌氧氨氧化工艺的基质抑制及其恢复策略[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2010, 18(4) : 561 - 570.
- TANG Chongjian, ZHENG Ping, CHEN Xiaoguang. Substrate inhibition and recovery strategies for anammox process[J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2010, 18(4) : 561 - 570 (in Chinese).
- [9] 于鹏飞, 周明俊, 孙明, 等. 氮负荷对厌氧氨氧化污泥颗粒化的影响[J]. *水处理技术*, 2016, 42(7) : 25 - 29, 34.
- YU Pengfei, ZHOU Mingjun, SUN Ming, *et al.* Nitrogen load effects on anaerobic ammonia oxidation granular sludge [J]. *Technology of Water Treatment*, 2016, 42(7) : 25 - 29, 34 (in Chinese).
- [10] STROUS M, HEIJNEN J J, KUENEN J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, 50(5) : 589 - 596.
- [11] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, LUBELLO C, *et al.* Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture [J]. *Water Research*, 2014, 60: 1 - 14.
- [12] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(7) : 3248 - 3250.
- [13] EGLI K, FANGER U, ALVAREZ P J J, *et al.* Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate [J]. *Archives of Microbiology*, 2001, 175(3) : 198 - 207.
- [14] 李冬, 曹正美, 张杰, 等. 常温低基质启动 AAOB 颗粒污泥性能分析[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2020, 52(11) : 10 - 17.
- LI Dong, CAO Zhengmei, ZHANG Jie, *et al.* Performance analysis of AAOB granular sludge started at room temperature and low substrate [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2020, 52(11) : 10 - 17 (in Chinese).
- [15] 陈方敏, 顾澄伟, 胡羽婷, 等. 厌氧氨氧化污泥恢复过程中的颗粒特性[J]. *环境科学*, 2018, 39(12) : 5605 - 5611.
- CHEN Fangmin, GU Chengwei, HU Yuting, *et al.* Granular characteristics of anaerobic ammonia oxidation sludge during the recovery process [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(12) : 5605 - 5611 (in Chinese).

作者简介:王泓(1996 -),男,湖北十堰人,硕士研究生,主要研究方向为新型自养生物脱氮理论及技术。

E-mail: hongwang@stu.csust.edu.cn

收稿日期: 2019 - 12 - 30

修回日期: 2020 - 03 - 13

(编辑:任莹莹)