

刘超. 分层接种实现厌氧氨氧化反应器快速启动[J]. 净水技术, 2024, 43(7): 119-125.

LUI C. Implementation of quick start-up for Anammox reactor by stratified inoculation[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(7): 119-125.

分层接种实现厌氧氨氧化反应器快速启动

刘 超*

(上海环境集团股份有限公司,上海 200120)

摘 要 接种传统生物污泥直接启动厌氧氨氧化反应器存在耗时久,甚至启动失败等问题。此外,与厌氧氨氧化污泥混合接种的传统生物污泥会释放出氨氮和有机物等物质,抑制厌氧氨氧化菌的活性,减缓反应器的启动。对此,文中创新性地提出采用分层接种传统生物污泥和厌氧氨氧化污泥的策略,考察了分层接种剩余污泥(上层)和厌氧氨氧化颗粒污泥(下层)反应器的启动特性及剩余污泥富集厌氧氨氧化菌的情况。结果表明,运行第13 d,打开回流产生了短期冲击,反应快速恢复稳定,成功启动了厌氧氨氧化反应器。运行的第86 d,上层剩余污泥的比厌氧氨氧化活性(SAA)为 $2.5 \text{ mg NH}_4^+ / (\text{g VSS} \cdot \text{d})$ 。经过144 d的培养,NRR达到了 $10.8 \text{ kg N} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$,剩余污泥中含有28.2%的 *Candidatus_Brocadia*、1.5%的 *Candidatus_Jettenia* 厌氧氨氧化菌属,厌氧氨氧化菌的拷贝数达到 $8.7 \times 10^{16} \text{ 个/g}$,高效、稳定的厌氧氨氧化反应器得以成功启动。

关键词 厌氧氨氧化 剩余污泥 分层接种 快速启动 混合接种

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)07-0119-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.07.014

Implementation of Quick Start-Up for Anammox Reactor by Stratified Inoculation

LIU Chao*

(Shanghai Environment Group Co., Ltd., Shanghai 200120, China)

Abstract The Anammox reactor by inoculating traditional biological sludge starts for a long time and even fails to start. Mixed with Anammox sludge, traditional biological sludge can release ammonia nitrogen and organic matter to inhibit Anammox bacteria, the low activity of the bacteria slows down the start-up of the reactor. Therefore, the innovative strategy of layered inoculation of traditional biological sludge and Anammox sludge was proposed. The start-up characteristics of the reactors with layered inoculation of activated sludge (upper layer) and Anammox granular sludge (lower layer) and the enrichment of Anammox bacteria by activated sludge were investigated. On thirteenth day of operation, opening the reflux generated a short-term impact, and the reaction period quickly recovered and stabilized, and the Anammox reactor was successfully started. On the 86th day of operation, the SAA of activated sludge in the upper layer was $2.5 \text{ mg NH}_4^+ / (\text{g VSS} \cdot \text{d})$. After 144 days cultivation, the NRR reached $10.8 \text{ kg N} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$, the excess sludge contained 28.2% *Candidatus_Brocadia* and 1.5% *Candidatus_Jettenia*, the copy number of Anammox attained $8.7 \times 10^{16} \text{ g}^{-1}$. Stable and efficient Anammox reactor has been started successfully.

Keywords Anammox excess sludge stratified inoculation quick start-up mixed inoculation

厌氧氨氧化作为一种利用氨氮和亚硝态氮作为底物的自养脱氮微生物,因为其具有经济、高效的特点得到了广泛的研究^[1]。厌氧氨氧化菌在自然界中广泛存在,但是自然界中的厌氧氨氧化菌难以直接工程化运用,需要提前培养富集。作为一种自养型细菌,厌氧氨氧化菌的倍增速率非常缓慢,为 $0.014 \sim$

0.090 d^{-1} ,导致了厌氧氨氧化反应器的启动需要很长的时间^[2]。近年来,研究通过剩余污泥与厌氧氨氧化污泥的混合接种实现了厌氧氨氧化反应器的快速启动^[3]。但是,研究^[4]指出,剩余污泥在反应器消亡会释放大量的氨氮和有机物,从而抑制厌氧氨氧化菌的活性。因此,如何采用正确的接种污泥方式实现厌氧氨氧化反应器的快速启动,值得深入研究。本文提出了利用升流式污泥床反应器分层接种厌氧氨氧化污泥和传统生物污泥的措施加快了整个体系的启动。

[收稿日期] 2022-11-25

[通信作者] 刘超(1982—),男,博士,高级工程师,主要从事给排水工程,E-mail:liuchao@shenvir.com。

通过分析分层接种反应器的总脱氮性能,研究分层接种实现反应器快速启动的可行性。通过分析剩余污泥的厌氧氨氧化活性和微生物群落结构,探讨分层接种促进反应器快速启动的机制。

1 材料与方法

1.1 试验装置

本次试验采用厌氧膨胀颗粒污泥床(expanded granular sludge bed, EGSB)反应器。EGSB 为升流式反应器,具有更好的泥水混合效果。反应器装置如图 1 所示。反应器是由有机玻璃制成,有效容积为 2 L,主体直径为 7 cm,高度为 52 cm,三相分离器的体积为 0.2 m³。在反应器的主体设有多个取样口,用于污泥和水样的取样。此外,根据厌氧氨氧化菌的特性,在反应器主体的外层设置水浴层,使反应器保持在厌氧氨氧化菌适宜的温度。反应器整体用黑色海绵包裹,避免光线和藻类生长释放氧气等因素对厌氧氨氧化菌造成负面影响,并且降低热量损失。

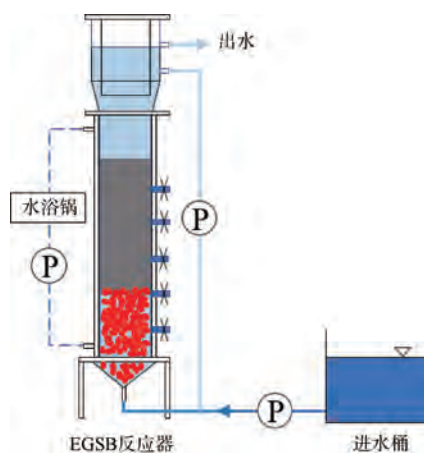


图 1 试验装置

Fig. 1 Test Device

1.2 接种污泥

试验采用分层接种剩余污泥和厌氧氨氧化颗粒污泥的方式,其中,下层接种的厌氧氨氧化颗粒污泥来自本实验室一台长期稳定运行的 EGSB 反应器,接种的体积为 0.5 L,污泥的可挥发性悬浮固体(VSS)质量浓度为 32.8 g/L, VSS/TSS 为 0.2(TSS 为总悬浮固体)。反应器中上层接种的剩余污泥来自某废水处理厂,接种的体积为 1 L,剩余污泥的 VSS 为 2.6 g/L, VSS/TSS 为 0.2。

1.3 进水水质

试验所使用的均为人工模拟废水,通过添加氯

化铵和亚硝酸钠为反应器提供基质氨氮和基质亚硝态氮,具体添加的质量根据进水浓度决定。添加 KHCO₃ 作为无机碳源,同时提供碱度,添加矿物质培养基作为厌氧氨氧化菌代谢和生长的营养物质。另外,在人工模拟废水中还添加了微量元素液为维持微生物机体稳定提供适宜环境。

1.4 常见水质指标测试方法

反应器运行期间,每天需要对反应器的出水进行取样,对水质各项指标进行测定分析。各项指标根据《水和废水监测分析方法》(第四版)的方法进行测定。总氮浓度视为总无机氮浓度。同时,定期对反应器中的污泥固相进行取样和指标分析。污泥固相测定指标主要有 TSS、VSS、比厌氧氨氧化活性(SAA),均根据国家规定的方法进行测定。

1.5 微生物群落分析

反应器运行期间,针对不同阶段的污泥进行生物相分析,主要采用高通量测序和荧光定量聚合酶链式反应(PCR)的方法。本试验选用环境样品提取试剂盒 DNeasy[®] PowerSoil[®] Kit 提取污泥微生物基因组的 DNA。将提取好的 DNA 密封寄出,委托上海美吉生物医药科技有限公司对污泥 DNA 样品进行高通量测序,选用 Illumina PE250 测序平台。同时,通过荧光定量 PCR 来测定传统生物污泥中厌氧氨氧化菌的数量情况。具体的测试方法选用 SYBR Green 法,选用 809F 和 1066R 作为引物标记厌氧氨氧化菌的 16S rRNA 基因片段。

2 结果与分析

2.1 反应器脱氮性能

反应器进水总氮质量浓度由开始的 50 mg/L 逐步提升,打开回流前,进水质量浓度保持在 100 mg/L 左右,避免基质抑制。在 EGSB 反应器启动的前 13 d,采用不打开回流的策略,降低剩余活性污泥细胞裂解对厌氧氨氧化污泥的影响。反应器的进出水情况及脱氮性能如图 2 所示。

反应器运行至第 5 d,出水中才检测到硝态氮,表明反应器内发生了严重的反硝化反应。主要原因是剩余污泥作为好氧污泥难以适应厌氧环境,导致菌群的大量死亡。而未打开回流的反应器上升流速低,仅为 0.26 m/h,释放出的有机物、氨氮等物质难以及时排放出反应器,导致下层接种的厌氧氨氧化污泥受到抑制。而在反应器运行前 13 d,氨氮的去

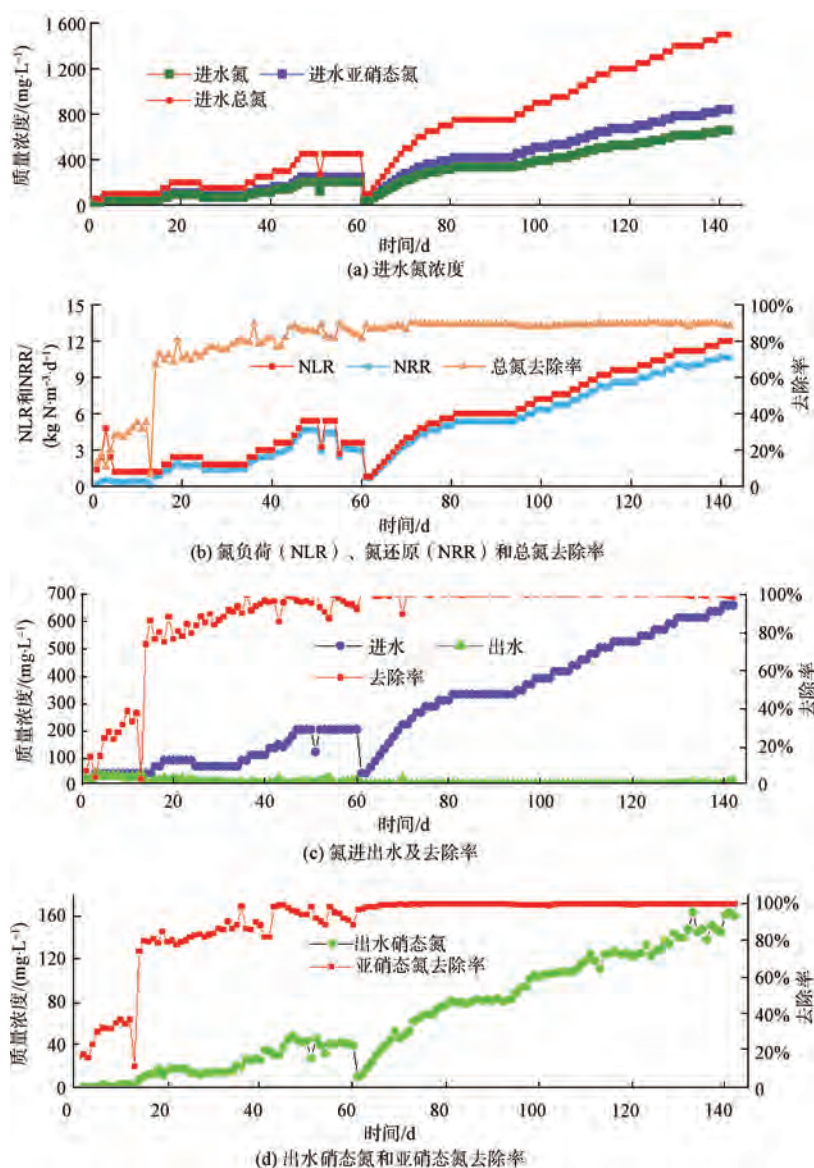


图2 EGSB反应器的脱氮性能

Fig. 2 Nitrogen Removal Performances of EGSB Reactor

除率呈上升趋势,达到了 37.9%,证明了反应器中存在厌氧氨氧化反应,并且反应器内的厌氧氨氧化活性在逐渐增强。因此,在反应器运行的第 13 d 打开回流并逐步提高反应器进水总氮。剩余污泥释放的物质通过回流导致反应器进水成分变化,造成当天的 NRR 仅有 $0.08 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,第 14 d 反应器脱氮性能得到恢复,NRR 达到 $0.8 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,并且逐步上升。反应器运行至 60 d,出水氨氮浓度升高,根据计算,游离氨 (FA) 质量浓度超过 12.4 mg/L ,对厌氧氨氧化菌产生了抑制,因此,降低进水基质浓度以恢复厌氧氨氧化活性^[5]。

在 144 d 的运行过程中,反应器的 NLR 逐步提升,最高可达到 $12 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,NRR 最高可以达到 $10.8 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。与表 1 中其他文献所研究的接种混合污泥富集厌氧氨氧化菌相比,该反应器的 NLR 和 NRR 同样能够达到较高水平。

图 3 为通过进出水水质计算得到的反应计量比。反应器运行前 5 d,亚硝酸盐氮/氨氮 (R_s) 高于 1.32,硝酸盐氮/氨氮 (R_p) 为 0,反应器中存在着严重的反硝化反应消耗亚硝酸盐氮和硝酸盐氮。未打开回流前, R_s 值逐渐降低,接近厌氧氨氧化反应理论值 1.32, R_p 上升至 0.19,反应器内反硝化反应逐渐减

表 1 接种污泥反应器的 NLR、NRR 以及总氮去除率对比

Tab. 1 Comparison of NLR, NRR and Removal Efficiency in Reactor Mixed Sludge with Inoculation

反应器	接种污泥	时间/d	NLR/ ($\text{kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	NRR/ ($\text{kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	总氮去除率	参考文献
ASBR	活性污泥+厌氧氨氧化污泥	55	0.128	0.10	>80%	[6]
UASB	反硝化污泥+厌氧氨氧化污泥	151	14	12.38	80.8%	[7]
UASB	活性污泥+厌氧氨氧化污泥	1359	7.1	6.6	<90%	[8]
UASB	厌氧颗粒污泥+厌氧氨氧化污泥	220	0.52	—	—	[9]
UASB	活性污泥+厌氧氨氧化污泥	91	7.2	6.2	>85%	[10]
上流式反应器	活性污泥	150	11	7.13	65%	[11]
MBBR	颗粒污泥	320	5.20	0.39	75%	[12]
EGSB	反硝化污泥	128	1.1	1.0	93%	[13]
生物膜反应器	反硝化污泥	392	9.4	6.2	66%	[14]
IC	厌氧颗粒污泥	72	—	1.7	—	[15]
EGSB	剩余污泥+厌氧氨氧化污泥	144	12.0	10.8	89%	本研究

注: ASBR 为序批间歇式厌氧反应器; UASB 为升流式厌氧污泥床; MBBR 为移动床生物膜反应器; IC 为厌氧反应器。

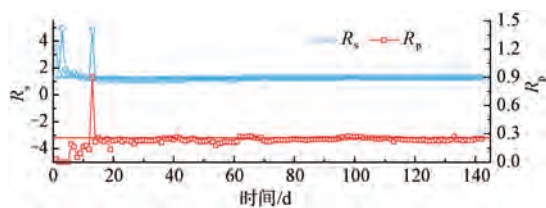


图 3 EGSB 反应器的化学计量比

Fig. 3 Stoichiometric Variation of EGSB Reactor

弱,厌氧氨氧化反应得到增强,与反应器中的脱氮性能相一致。但未打开回流时的 R_s 和 R_p 波动幅度大,认为是剩余活性污泥死亡迅速释放出的物质影响了厌氧氨氧化污泥的活性,导致反应器中厌氧氨氧化反应与反硝化反应竞争激烈。第 13 d 打开回流, R_s 和 R_p 分别为 4.8 和 0.9,进水水质的变化冲击了反应器,适应后, R_s 和 R_p 值均接近理论值,厌氧氨氧化反应成为反应器内主要的脱氮反应。

2.2 厌氧氨氧化活性情况

通过对上层剩余污泥的 SAA 检测,以探究上层剩余污泥富集厌氧氨氧化菌的情况。图 4 为反应器运行的第 66 d 和 86 d 的剩余污泥的 SAA。在反应器中培养了 66 d 的剩余污泥, SAA 为 $0.9 \text{ mg NH}_4^+ / (\text{g VSS d})$,表明剩余污泥已经具备了厌氧氨氧化活性。在反应器中培养了 86 d 的剩余污泥 SAA 为 $2.5 \text{ mg NH}_4^+ / (\text{g VSS d})$ 。随着反应器的运行,剩余污泥的 SAA 增强,表明剩余污泥中富集了厌氧氨氧化菌,促进了反应器中 NLR、NRR 的提升。

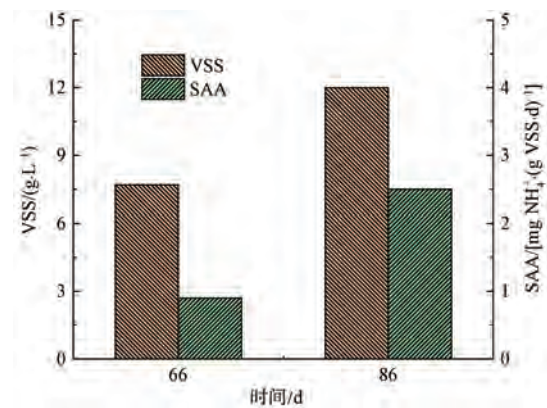


图 4 剩余活性污泥的 SAA

Fig. 4 SAA of Activated Sludge

剩余污泥样品取自 EGSB 反应器运行的不同时期,其宏观性状如图 5 所示。图 5(a)为反应器初始接种的剩余污泥,原始的污泥颜色呈现深褐色。图 5(b)为在反应器中培养了 66 d 的剩余污泥。污泥的颜色明显变浅,呈黄褐色。图 5(c)、图 5(d)分别为反应器中培养了 110、144 d 的剩余污泥,污泥的颜色逐渐变浅,存在着明显的红色,该阶段的污泥表现出了厌氧氨氧化污泥特有的颜色,因此,可从宏观角度证明经过培养的剩余污泥中存在厌氧氨氧化菌,且厌氧氨氧化活性逐渐增强^[16]。不仅是表观颜色的变化,通过观察剩余污泥絮体大小,可以观察到絮状污泥随着培养的时间增长絮体逐渐变大,说明剩余污泥有颗粒化的趋势。但剩余污泥作为絮状污泥,沉降性能差,对

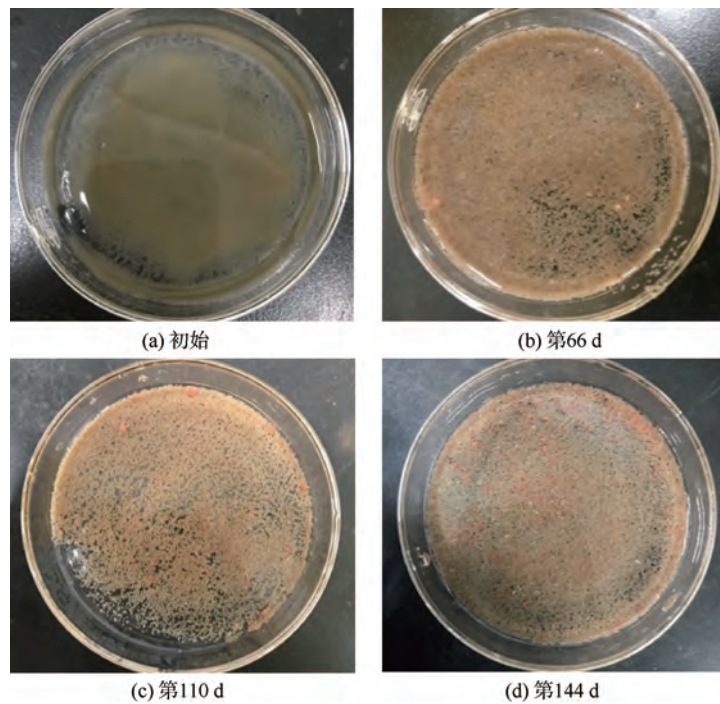


图 5 剩余污泥的宏观性状变化

Fig. 5 Macroscopic Characteristics Change of Excess Sludge

厌氧氨氧化菌没有截留作用,比表面积小、吸附作用弱,通过较弱的吸附作用和驯化作用实现了厌氧氨氧化菌的富集。

2.3 微生物群落结构变化情况

为了研究富集厌氧氨氧化菌的剩余污泥中微生物群落结构的变化规律,对原始的剩余污泥(AS1)

和培养 144 d 的剩余污泥(AS2)进行基于 16S rRNA 的高通量测序。表 2 为不同阶段的剩余污泥中 Alpha 多样性指数。表 2 的 Coverage 指数和图 6 的 Shannon-Wiener 曲线均可以说明该测序结果能够全面反映出剩余污泥中微生物群落结构的主要特征,具有较高的可信度。

表 2 剩余污泥样本 Alpha 多样性指数
Tab. 2 Alpha Diversity Index of Excess Sludge

样品	Sequence	OTUs	Shannon	Simpson	ACE	Chao	Coverage
AS1	57 231	1 456	5.9	0.006	1 460.6	1 456.7	0.999
AS2	40 569	436	3.7	0.1	487.3	489.0	0.998

注:OTUs 为操作分类单元。

Chao 指数和 ACE 指数均呈现下降的趋势,表明随着反应器的运行,剩余污泥中微生物群落的丰富度降低。Shannon 指数呈下降趋势,Simpson 指数呈上升趋势,Shannon 指数和 Simpson 指数的变化均可以表明在反应器运行过程中,剩余污泥中生物多样性的降低。因此,根据 Alpha 多样性指数表明微生物群落的丰富度降低和多样性都降低,微生物群落发生了很大变化。

图 7 显示了运行初始和运行 144 d 的剩余污泥微生物群落在属水平上的结构变化。将微生物的相

对丰度大于 1% 的菌属作为主要菌属。在富集了厌氧氨氧化菌的剩余污泥中检测到了 *Candidatus_Brocadia* 和 *Candidatus_Jettenia* 两种厌氧氨氧化菌属。本研究进水总氮质量浓度最高可以达到 1 500 mg/L,因此适合存在于高基质浓度废水中的 *Candidatus_Brocadia* 生长^[17]。*Candidatus_Brocadia* 在 144 d 的剩余污泥微生物总菌属中占比达到了 28.2%。而 *Candidatus_Jettenia* 的占比较低,只有 1.5%,可以说明通过分层接种厌氧氨氧化污泥能够实现剩余污泥富集厌氧氨氧化菌。

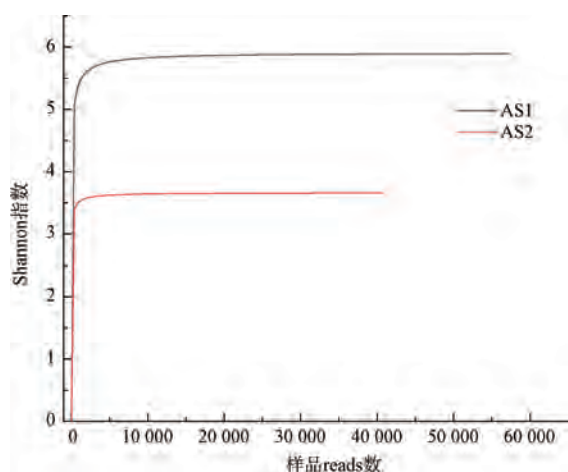


图6 剩余污泥 Shannon 稀释性曲线

Fig. 6 Shannon Dilution Curve of Excess Sludge

根据微生物群落在属水平上的结构变化可知,在初始剩余污泥中,微生物菌属众多,其中很多是反硝化菌属,如 *Sulfuritalea*、*Dechloromonas*、*Denitratisoma*、*unclassified_f__Comamonadaceae* 等。随着反应器的运行, *Sulfuritalea*、*Dechloromonas* 和 *unclassified_f__Comamonadaceae* 的丰度均降低甚至完全死亡消失。值得关注的是, *Denitratisoma* 这一菌属的占比没有降低反而上升,猜测可能是由于剩余污泥中大量微生物细胞裂解死亡释放有机物为反硝化菌提供了碳源,而这种环境下可能适合 *Denitratisoma* 的生存。

为了探究剩余污泥中厌氧氨氧化菌的时间分布,本试验采用荧光定量 PCR 技术来定量测定厌氧氨氧化菌的数量。图 8 为初始剩余污泥和反应器运

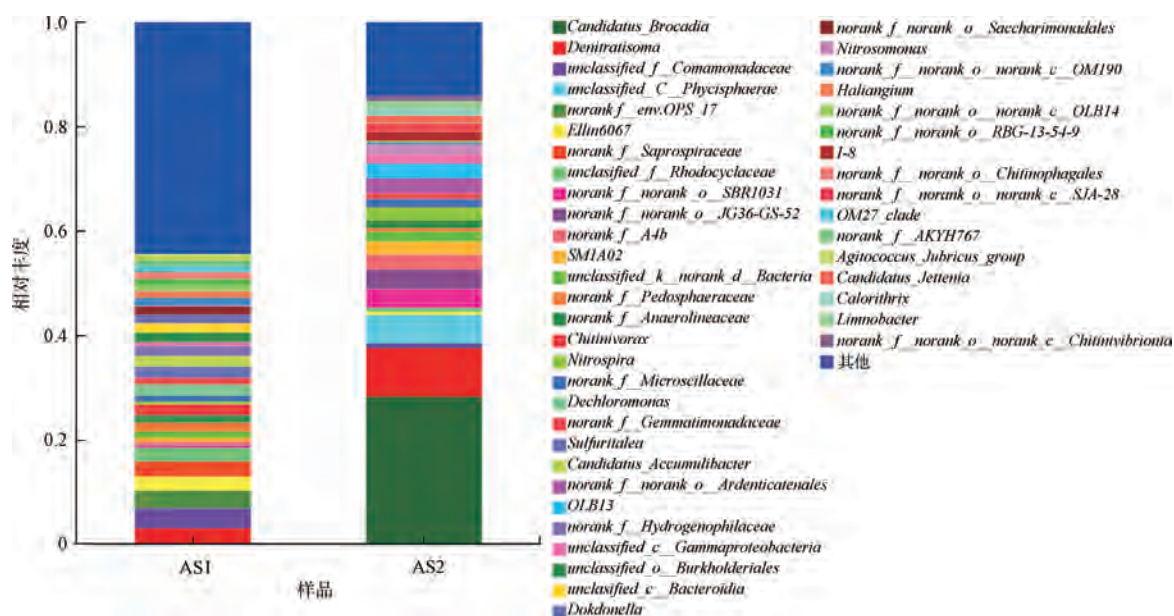


图7 不同阶段剩余污泥样本微生物群落在属水平的构成

Fig. 7 Composition of Microbial Community in Different Stages of Excess Sludge Samples at the Genus Level

行第 144 d 的厌氧氨氧化菌拷贝数。通过对比可以看到,初始剩余污泥中厌氧氨氧化菌的拷贝数为 2.4×10^{15} 个/g。随着反应器的运行,剩余污泥中厌氧氨氧化菌逐渐增多,厌氧氨氧化菌的拷贝数达到 8.7×10^{16} 个/g,说明分层接种厌氧氨氧化污泥成功使剩余污泥中富集了大量的厌氧氨氧化菌。

通过对剩余污泥中微生物群落分析,剩余污泥经培养后,以 *Candidatus_Brocadia* 为主要菌属,厌氧氨氧化菌丰度逐渐提高,成功富集了厌氧氨氧化菌。剩余污泥通过吸附和驯化富集了厌氧氨氧化

菌,提高了反应器中厌氧氨氧化菌的生物量,促进了反应器的启动。

3 结论

本文研究了分层接种剩余污泥和厌氧氨氧化污泥启动厌氧氨氧化反应器。通过对反应器的脱氮性能、剩余污泥的厌氧氨氧化活性及微生物群落结构性状的分析,得到以下结论。

(1) 在 144 d 的运行过程中,分层接种剩余污泥和厌氧氨氧化污泥的反应器 NLR 为 $12 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, NRR 为 $10.8 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。在反应器运行第 13 d,

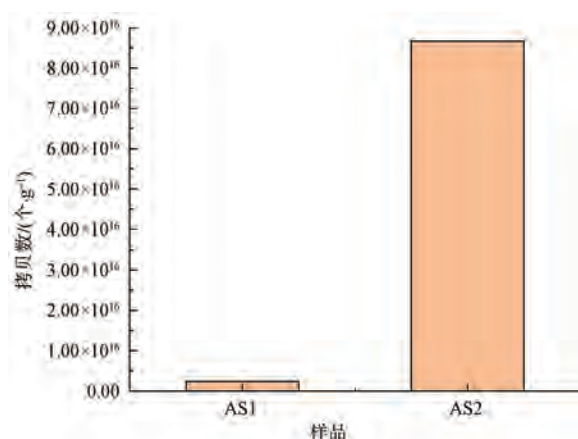


图8 不同阶段剩余污泥中厌氧氨氧化菌的拷贝数

Fig.8 Copy Number of Anammox Bacteria in Excess Sludge

打开回流产生了短期冲击,反应器快速恢复稳定, R_s 、 R_p 逐渐接近厌氧氨氧化理论值,成功启动了厌氧氨氧化反应器。

(2)培养了 86 d 的剩余活性污泥 SAA 为 $2.5 \text{ mg NH}_4^+ / (\text{g VSS} \cdot \text{d})$,具有较高的厌氧氨氧化活性。经过 144 d 的培养,剩余污泥中检测到了 *Candidatus_Brocadia* 和 *Candidatus_Jettenia* 这两种厌氧氨氧化菌属,占比分别为 28.2% 和 1.5%。剩余污泥中厌氧氨氧化菌的拷贝数为 8.7×10^{16} 个/g。分层接种剩余污泥通过吸附和驯化实现了厌氧氨氧化菌的富集。

参考文献

- [1] NI S Q, ZHANG J. Anaerobic ammonium oxidation: From laboratory to full-scale application [J]. Biomed Research International, 2013; 469360. DOI: 10.1155/2013/469360.
- [2] YIN X, ZHAI J, HU W, et al. A fast start-up of the organotrophic Anammox process inoculated with constructed wetland sediment [J]. Ecological Engineering, 2019, 138; 454-460. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.07.039.
- [3] KANDERS L, BEIER M, NOGUEIRA R, et al. Sinks and sources of Anammox bacteria in a wastewater treatment plant-screening with qPCR [J]. Water Science and Technology, 2018, 78(2); 441-451.
- [4] XIAO R, NI B J, LIU S, et al. Impacts of organics on the microbial ecology of wastewater Anammox processes: Recent advances and meta-analysis [J]. Water Research, 2021, 191; 116817. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116817.
- [5] FERNANDEZ I, DOSTA J, FAJARDO C, et al. Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process [J]. Journal of Environmental Management, 2012, 95; 170-174. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.10.044.
- [6] WANG Q, WANG Y, LIN J, et al. Selection of seeding strategy

for fast start-up of Anammox process with low concentration of Anammox sludge inoculum [J]. Bioresource Technology, 2018, 268; 638-647. DOI: 10.1016/j.ibiod.2017.11.007.

- [7] CHEN H, HU H Y, CHEN Q Q, et al. Successful start-up of the Anammox process: Influence of the seeding strategy on performance and granule properties [J]. Bioresource Technology, 2016, 211; 594-602. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.139.
- [8] YIN X, QIAO S, ZHOU J T, et al. Fast start-up of the Anammox process with addition of reduced graphene oxides [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 283; 160-166. DOI: 10.1016/j.ccej.2015.07.059.
- [9] ANGELIDAKI I, BATSTONE D J, SCHMIDT J E. Improved nitrogen removal in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by incorporation of Anammox bacteria into the granular sludge [J]. Water Science and Technology, 2004, 49(11/12); 69-76. DOI: 10.2166/wst.2004.0807.
- [10] LI H, ZHOU S, MA W, et al. Fast start-up of Anammox reactor: Operational strategy and some characteristics as indicators of reactor performance [J]. Desalination, 2012, 286; 436-441. DOI: 10.1016/j.desal.2011.11.038.
- [11] TRIGO C, CAMPOS J L, GARRIDO J M, et al. Start-up of the Anammox process in a membrane bioreactor [J]. Journal of Biotechnology, 2006, 126(4); 475-487.
- [12] WANG T, WANG X, YUAN L, et al. Start-up and operational performance of Anammox process in an anaerobic baffled biofilm reactor (ABBR) at a moderate temperature [J]. Bioresource Technology, 2019, 279; 1-9. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.01.114.
- [13] WANG H Y, PENG L, MAO N J, et al. Effects of Fe^{3+} on microbial communities shifts, functional genes expression and nitrogen transformation during the start-up of Anammox process [J]. Bioresource Technology, 2021, 320; 124326. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124326.
- [14] TSUSHIMA I, OGASAWARA Y, KINDAICHI T, et al. Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) biofilm reactors [J]. Water Research, 2007, 41(8); 1623-1634.
- [15] TANG C J, ZHENG P, MAHMOOD Q, et al. Start-up and inhibition analysis of the Anammox process seeded with anaerobic granular sludge [J]. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, 2009, 36(8); 1093.
- [16] KANG D, LI Y, XU D, et al. Deciphering correlation between chromaticity and activity of Anammox sludge [J]. Water Research, 2020, 185; 116184. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116184.
- [17] 李亚男, 姚丽, 隋倩雯, 等. 厌氧氨氧化细菌富集培养过程微生物结构与功能解析 [J]. 环境科学学报, 2021(1); 92-101.
- LI Y N, YAO L, SUI Q W, et al. Evolution of microbial structures and functions during the enrichment of Anammox bacteria [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021(1); 92-101.