



引用格式:张肖静,张涵,周月,等. 亚硝化-厌氧氨氧化工艺的启动及微生物种群演替规律研究[J]. 轻工学报,2019,34(6):56-63.

中图分类号:X703.1 文献标识码:A

DOI:10.3969/j.issn.2096-1553.2019.06.008

文章编号:2096-1553(2019)06-0056-08

亚硝化-厌氧氨氧化工艺的启动及微生物种群演替规律研究

Start-up and microbial community shift of partial nitrification-anammox process

张肖静,张涵,周月,陈召,张楠,位登辉

ZHANG Xiaojing, ZHANG Han, ZHOU Yue, CHEN Zhao, ZHANG Nan, WEI Denghui

郑州轻工业大学 河南省化工分离过程强化工程技术研究中心/环境污染治理与生态修复河南省协同创新中心,河南 郑州 450001

He'nan Engineering Research Center of Chemical Engineering Separation Process Intensification/ He'nan Collaborative Innovation Center of Environmental Pollution Control and Ecological Restoration, Zhengzhou University of Light Industry, Zhengzhou 450001, China

关键词:

亚硝化;厌氧氨氧化;
自养脱氮;快速启动;
微生物种群

Key words:

partial nitrification;
anammox; autotrophic
nitrogen removal;
rapid start-up;
microbial community

摘要:在 SBR 反应器中接种普通活性污泥,在温度为 22~26 °C, pH 值为 7.8~8.0, DO 值低于 0.1 mg/L, 进水氨氮质量浓度为 400 mg/L 的条件下, 历时 21 d, 亚氮积累率稳定在 95% 以上, 表明亚硝化工艺启动成功; 在厌氧氨氧化工艺启动阶段, 将反应时间调整为曝气 7 h, 厌氧搅拌 16 h, 历时 35 d, 总氮去除率达到 70% 以上, 表明亚硝化-厌氧氨氧化工艺启动成功. 在反应器的不同阶段, 变形菌门的相对丰度从 83.64% 降低至 10.09%, 浮霉菌门的相对丰度则从 1.63% 增加到 8.1%.

收稿日期:2019-06-26

基金项目:国家自然科学基金项目(41701569);郑州轻工业大学2018年度校级青年骨干教师项目

作者简介:张肖静(1986—),女,河南省开封市人,郑州轻工业大学副教授,博士,主要研究方向为环境污染治理新技术.

Abstract: The ordinary activated sludge was inoculated in the SBR reactor, and the temperature was 22 ~ 26 °C, the pH was 7.8 to 8.0, the DO value was less than 0.1 mg/L, and the ammonia nitrogen concentration in the feed water was 400 mg/L. After 21 d, the nitrogen accumulation rate was stable above 95% and the partial nitrosation was started successfully; then the conditions of ammonia nitrogen concentration, reaction time, water exchange ratio and other conditions were changed to stabilize the operation to 75 d; during the anaerobic ammonia oxidation start-up phase, the reaction time was adjusted to 7 hours of aeration and 16 hours of anaerobic, the total nitrogen removal rate reached more than 70% after 35 days, and the partial nitrosation-anaerobic ammonia oxidation process started successfully. In different stages of the reactor, the relative abundance of proteobacteria was reduced from 83.64% to 10.09%; the relative abundance of floccus was increased from 1.63% to 8.1%.

0 引言

目前,水体氮污染现象十分严重,因此,废水高效脱氮仍然是污水处理领域亟待解决的问题.厌氧氨氧化是近年来开辟的一种新型脱氮路径.该路径的工艺技术路线是:在厌氧条件下,厌氧氨氧化菌以氨氮作为电子供体,以亚硝酸盐氮作为电子受体,将氨氮和亚氮同时转化为氮气,从而完成脱氮的路径.相比传统的硝化-反硝化工艺,以厌氧氨氧化反应为主体单元的自养脱氮工艺可以节省60%的能耗,减少90%的温室气体排放和100%的有机碳源,具有污泥产量低、无二次污染等诸多优点^[1-3],被认为是最为经济有效的脱氮工艺之一.

亚硝化-厌氧氨氧化工艺包括分体式和一体式两大类,其中,分体式为亚硝化反应和厌氧氨氧化反应在不同的反应器中,而一体式则为两个反应耦合在一个反应器内.在同一个反应器中,同时富集好氧氨氧化菌 AOB(aerobic ammonia-oxidizing bacteria)和厌氧氨氧化菌 AAOB(anaerobic ammonia-oxidizing bacteria)是亚硝化-厌氧氨氧化工艺启动面临的一大挑战.为了实现亚硝化-厌氧氨氧化工艺的启动,研究者多采用复杂的控制条件或者直接接种自养脱氮污泥,这阻碍了该工艺的广泛应用.例如,鲍林林等^[4]采用新型复合式折流板反应器,接种厌氧氨氧化污泥,控制水温达到30 °C

以上,经过110 d启动;张月雷等^[5]采用SBR反应器,接种反硝化污泥,通过联合控制低进水C/N及水力停留时间的策略,经过75 d启动;管勇杰等^[6]采用移动床生物膜反应器,接种自养脱氮污泥,经过84 d启动.本文拟采用SBR反应器,首先启动亚硝化工艺过程,富集培养AOB,随后启动厌氧氨氧化工艺过程,富集培养AAOB,考察废水中氨氮的去除情况及启动过程中各功能微生物种群的演变规律,以期快速、简易地实现亚硝化-厌氧氨氧化工艺的启动提供一种新的可行方案.

1 材料与amp;方法

1.1 接种污泥和主要试剂

实验所用活性污泥取自污水处理厂回流污泥,该污水处理厂采用A²/O工艺运行,其污泥为普通活性污泥.接种污泥的初始混液悬浮固体MLSS(mixed liquor suspended solids)的质量浓度为9.89 g/L,混合液挥发性悬浮固体MLVSS(mixed liquor volatile suspended solids)的质量浓度为7.26 g/L,接种量为20 L.

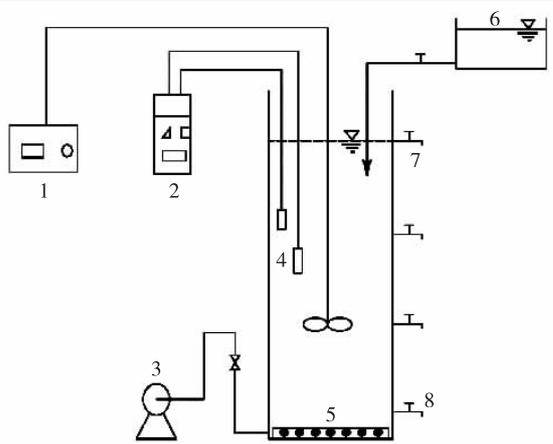
实验用水为人工配水,主要成分如下:(NH₄)₂SO₄的质量浓度为943 ~ 1885 mg/L,NaHCO₃的质量浓度为2 685.3 ~ 1 678.3 mg/L,其中,(NH₄)₂SO₄提供氨氮,NaHCO₃提供碱度;MgSO₄·7H₂O的质量浓度为150 mg/L,KH₂PO₄的质量浓度为68 mg/L,

CaCl₂ 的质量浓度为 68 mg/L. 所用试剂均为优级纯,阿拉丁试剂有限公司产.

1.2 反应器装置

实验所用 SBR 反应器装置见图 1. 该反应器为圆柱形有机玻璃材质,内径为 250 mm,高为 700 mm,有效体积为 34 L,换水比为 80%. 反应器上部装有在线 DO/pH/T 监测装置,可实时跟踪参数变化. 内部设置机械搅拌器,保证反应器内所有物质呈完全混合状态.

实验过程分两个阶段进行:第一阶段,富集培养 AOB,进行亚硝化工艺的启动,SBR 运行过程包括进水 5 min,曝气反应 8 h 或者 22 h,沉淀 30 min,排水 10 min,其余时间静置,每天运行 1 个或 2 个周期;第二阶段,富集培养



1. 电动搅拌器;2. DO/pH/T 便携式在线监测仪;
3. 气泵;4. 探头;5. 曝气环;6. 进水;7. 取样口;8. 排水口

图 1 SBR 反应器装置图

Fig. 1 Schematic diagram of SBR reactor

AAOB,进行厌氧氨氧化工艺的启动,在曝气反应之后,增加厌氧搅拌过程,SBR 运行过程包括进水 5 min,曝气反应 8 h 或 7 h,厌氧搅拌 14 h 或 16 h,沉淀 30 min,排水 10 min,其余时间静置,每天运行 1 个周期. 各阶段反应器的运行参数见表 1.

1.3 分析方法

氨氮的测定采用纳氏试剂分光光度法,亚氮的测定采用 N-1-萘基乙二胺分光光度法,硝氮的测定采用紫外分光光度法,pH 值,DO 值和温度采用 WTW 多参数测定仪进行测定. 各去除速率分别采用以下公式进行计算:

$$\text{氨氮去除率} =$$

$$\frac{\text{进水氨氮质量浓度} - \text{出水氨氮质量浓度}}{\text{进水氨氮质量浓度}} \times 100\%$$

$$\text{总氮去除率} =$$

$$\frac{\text{进水总氮质量浓度} - \text{出水总氮质量浓度}}{\text{进水总氮质量浓度}} \times 100\%$$

$$\text{总氮去除负荷} =$$

$$\frac{(\text{进水总氮质量浓度} - \text{出水总氮质量浓度}) \times 24}{t \times 1000}$$

$$\text{亚氮积累率} =$$

$$\frac{\text{出水亚氮质量浓度}}{\text{出水亚氮质量浓度} + \text{出水硝氮质量浓度}} \times 100\%$$

其中, t 指反应时间.

2 结果与讨论

2.1 亚硝化工艺启动分析结果

在启动厌氧氨氧化工艺前,首先启动亚硝

表 1 各阶段反应器的运行参数

Table 1 Operational parameters of the reactor in each phase

阶段	运行时间/d	进水氨氮质量浓度 / (mg · L ⁻¹)	pH 值	反应温度 / °C	DO 值 / (mg · L ⁻¹)	反应时间/h	换水比/%
I. i	0 ~ 10	400	7.85	22 ~ 26	0.1	8	—
I. ii	11 ~ 21	400	7.80	22 ~ 26	0.1	22	45
I. iii	22 ~ 32	200	7.75	22 ~ 26	0.1	22	60
I. iv	33 ~ 75	200	7.82	22 ~ 26	0.1	8	80
II. i	76 ~ 86	200	7.89	22 ~ 26	0.1 ~ 0	曝气 8 h + 厌氧 14 h	70
II. ii	87 ~ 110	200	7.85	22 ~ 26	0.1 ~ 0	曝气 7 h + 厌氧 16 h	80

化工艺,反应器的运行效果如图2所示.在第1~10 d,模拟废水中的氨氮质量浓度控制为400 mg/L,反应时间为8 h,每天2个周期.由于初始污泥沉降性能较差,在初始阶段换水比不固定.为选择驯化沉降性能好的污泥,在沉淀30 min后即将上清液全部更换为新鲜污水.之后,随着污泥活性的恢复,逐渐增大换水比.由图2可以看出,由于接种的活性污泥取自城市污水处理厂,该污泥已经适应了较高曝气和含有机碳源的废水条件,在转入本实验反应器后,其活性较差,大量的异养菌由于缺乏有机碳源而死亡,进而释放出有机质、氨氮等,导致初始几天反应器的运行效果不稳定.该现象在前期研究中已得到证实^[7].由于所测进水各氮素为反应器每周期开始前的质量浓度,而该质量浓度受到上一周期残留氮素的影响,表现为进水氨氮质量浓度波动较大,出水氨氮质量浓度因微生物活性不稳定而表现出无规律的变化,同时出水硝氮质量浓度较高,说明污泥中主要为硝化细菌.而在第6 d之后,出水硝氮质量浓度开始降低,而出水亚氮质量浓度开始升高,说明污泥中的硝化菌 NOB(nitrite-oxidizing bacteria)

在低 DO 值下受到抑制^[8].

考虑到该阶段污泥活性较差,在第11~21 d,将曝气反应时间延长至22 h,同时将换水比固定为45%,每天反应1个周期.由图2可以看出,污泥活性逐渐得到恢复,出水氨氮迅速降低直至接近于0.相应地,氨氮去除率逐渐升高约80%,亚氮积累率从第6 d开始逐渐升高,并逐渐稳定在95%以上,这表明亚硝化工艺启动成功.由该阶段的进出水数据可知,周期开始初,平均进水游离氨 FA(free ammonia)质量浓度为7.1 mg/L;周期末,平均出水 FA 约为3.1 mg/L.在后期,虽然平均出水 FA 由于出水氨氮质量浓度的降低而下降,但出水游离亚硝酸 FNA(free nitrous acid)增加.由此可知,在整个反应周期中,FA 和 FNA 始终处于抑制 NOB 水平^[9].此外,由于 DO 值始终为0.1 mg/L左右,高 FA 结合低 DO 值使得 NOB 彻底得到抑制,亚硝化工艺得到快速启动.

从第22 d起,将进水氨氮质量浓度降低为200 mg/L,反应时间不变,换水比增加至60%.由图2可以看出,反应器中的氨氮完全被消耗,出水氨氮质量浓度为0 mg/L,这表明反应时间

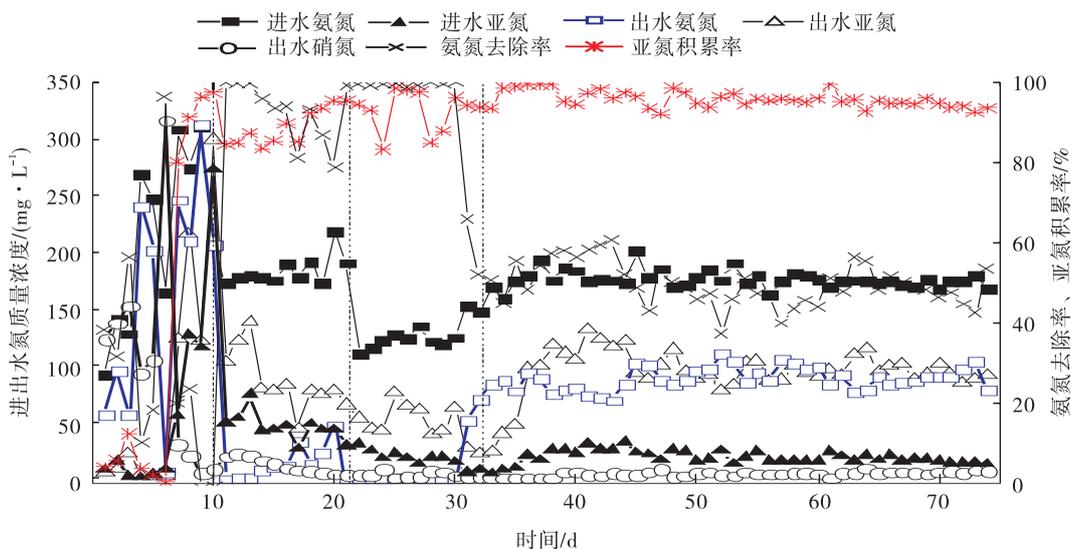


图2 亚硝化工艺启动过程中反应器的运行效果图

Table 2 Reactor operation process effect diagram during the start-up of nitrification

过长. 由于进水氨氮质量浓度受到上一周期剩余氨氮质量浓度的影响, 而进水氨氮质量浓度较前几天有所降低, 约为 130 mg/L, 所以虽然进出水氨氮质量浓度发生了变化, 但出水硝氮质量浓度一直很低, 说明 NOB 受到了持续的抑制. 出水亚氮质量浓度出现波动, 推测其原因可能是该阶段总氮被去除, 后续的微生物检测结果也说明了这一现象. 由于该阶段出水氨氮质量浓度为 0 mg/L, 而为了培养驯化 AAOB, 需要反应器中同时存在氨氮和亚氮两种基质, 因此, 在第 33 d, 将曝气反应时间更改为 8 h, 同时将换水比增加至 80%. 在该阶段, 反应器中进水氨氮质量浓度逐渐趋于平稳状态并稳定在 175 mg/L, 氨氮去除率逐步稳定在 50% 左右, 亚氮积累率稳定在 95% 以上, 出水亚氮质量浓度与出水氨氮质量浓度比值稳定在 1.1 左右, 该出水比值适合作为后续厌氧氨氧化工艺的进水基质^[10-11].

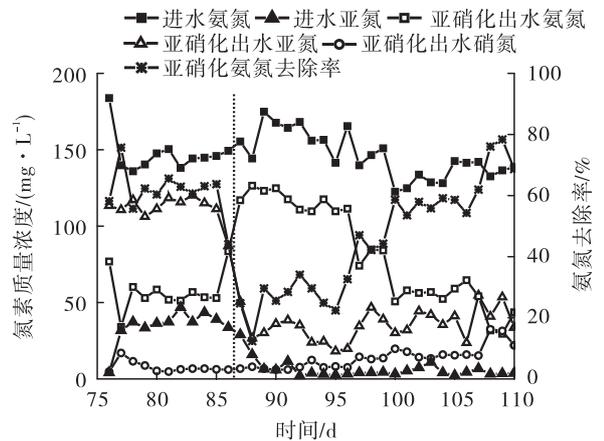
2.2 厌氧氨氧化工艺启动分析

在亚硝化工艺启动成功之后, 反应器运行方案更改为先曝气进行亚硝化, 然后关闭曝气进行厌氧搅拌, 反应器的运行效果如图 3 所示. 在第 76 ~ 86 d, 进水氨氮质量浓度为 200 mg/L, 换水比为 70%, 设置反应器曝气运行 8 h, 厌氧搅拌运行 14 h. 由图 3a) 可以看出, 曝气反应结束之后, 氨氮去除率约为 60%. 好氧反应结束之后, 反应器剩余的氨氮和积累的亚氮作为反应器下一阶段运行时活性污泥所需的营养物质, 并继续进行厌氧搅拌 14 h. 然而, 反应器在厌氧阶段的活性较差, 几乎没有发生总氮去除. 这可能是由于污泥尚未适应新的运行方式, 同时, AAOOB 尚未表现出活性.

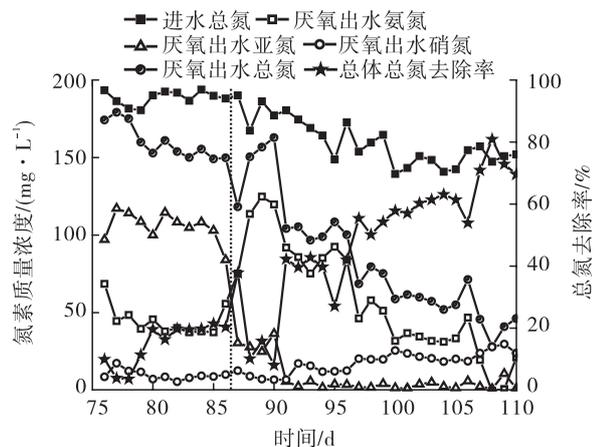
由于在亚硝化阶段的出水亚氮质量浓度较高, 因此, 在第 87 ~ 110 d, 更改曝气时间为 7 h, 厌氧搅拌时间则延长至 16 h. 由图 3a) 可以看出, 亚硝化阶段的氨氮去除率经过前期波动之

后, 最终稳定在 50% 以上, 而图 3b) 中厌氧氨氧化阶段的总氮去除率则逐步升高, 最终稳定在 70% 以上, 同时出水亚氮质量浓度为 0 mg/L, 出水硝氮质量浓度符合厌氧氨氧化反应生产硝氮的比例^[12]. 这个结果说明了该亚硝化 - 厌氧氨氧化工艺的成功启动.

由上述实验结果可知, 在亚硝化启动成功并稳定运行后, 通过在 SBR 运行过程中增加厌氧搅拌反应阶段, 可快速诱导富集 AAOB, 实现亚硝化 - 厌氧氨氧化工艺的快速启动. 快速启动的可能原因可归结为: 一方面, 反应器始终在



a) 亚硝化阶段



b) 厌氧氨氧化阶段

图 3 亚硝化 - 厌氧氨氧化过程反应器的运行效果图

Fig. 3 Reactor operation effect diagram during the nitrification-anammox period

低 DO 值、高 pH 值、高氨氮条件下运行,有利于 AOB 和 AAOB 的生长^[13-14],同时,NOB 逐渐被抑制,异养菌由于没有有机碳源而被淘汰,自养菌则被保留下来并得到增殖;另一方面,在亚硝化成功启动之后,AOB 将部分氨氮氧化为亚氮,通过调整反应时间和换水比,使得反应器中同时存在氨氮和亚氮,并维持较为适宜的比例.氨氮和亚氮的并存,为 AAOB 的生存提供了适宜的基质,进而促进了 AAOB 的富集生长.因此,在稳定运行的亚硝化反应器中,厌氧氨氧化阶段可在 35 d 启动.

2.3 反应器不同运行阶段微生物种群的演替规律分析

在反应器运行的不同阶段分别取污泥样品,包括接种污泥、亚硝化阶段污泥(第 75 d)和厌氧氨氧化阶段污泥(第 110 d)一起进行高通量测序,测序详细信息见表 2.由表 2 可知,反应器中微生物多样性在亚硝化工艺启动成功后变高,而在厌氧氨氧化工艺启动成功之后又降低.分析其可能原因如下:1)实验所用 SBR 反应器与接种污泥反应器的运行形式不同.接种污泥为连续流运行,且为了协调脱氮除磷,控制的污泥龄较短.而本文所用 SBR 反应器为序批运行,实验过程中没有排泥,污泥龄较长,因此可以促使一些世代时间较长的微生物生长.2)污水基质种类不同.接种污泥所处理的市政污水虽然含有有机物,但是氨氮质量浓度较低.而本文反应器所配水的氨氮质量浓度较高,因此,虽然很多异养菌被淘汰,但同时有较多适合

高氨氮条件的细菌被诱导生长.3)长时间的自养培养和低溶解氧的厌氧氨氧化培养阶段,使得一些不占优势的微生物种群消失,因此其多样性降低.

图 4 为各阶段污泥中微生物在“门”水平的相对丰度.由图 4 可以看出,3 个污泥样品中的优势微生物菌群分别为变形菌门(*Proteobacteria*)、厚壁菌门(*Firmicutes*)、拟杆菌门(*Bacteroidetes*)和浮霉菌门(*Planctomycetes*).其中,接种污泥中变形菌门的相对丰度为 83.64%,在亚硝化工艺启动成功并稳定运行后,该种群的相对丰度降低至 43.16%,而在厌氧氨氧化工艺启动成功之后进一步降低至 10.09%.这表明,在城市污水处理厂的普通活性污泥中,变形菌门是主要菌群.由于城市污水处理厂的主要功能为去除化学需氧量 COD,氨氮和磷,而大部分异养菌、脱氮菌和除磷菌都属于变形菌门,因此,在污水处理厂污泥中生长的变形菌门的比例较高.而城市污水处理厂的普通活性污泥

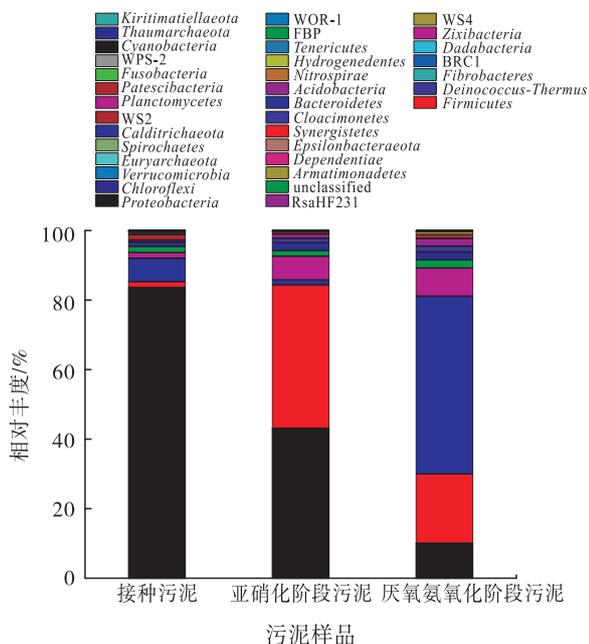


图 4 各阶段污泥中微生物在“门”水平的相对丰度

Fig. 4 Microbial relative abundance of the sludge in each phase in “phylum” level

表 2 测序信息表

Table 2 Sequencing information sheet

污泥样品	序列数	OUT 个数	香农指数	覆盖率
接种污泥	44 399	2101	3.22	0.97
亚硝化阶段污泥 (第 75 d)	66 979	2113	3.50	0.98
厌氧氨氧化阶段 污泥(第 110 d)	96 928	2001	2.78	0.99

经过实验室反应器培养后,虽然提供了足够的氮源,但污水中不含有有机碳源 COD,含磷量也仅够供微生物生长之用,同时反应器又在较低 DO 值的条件下运行,因此导致一些微生物种群由于不能适应自养环境而死亡.由此可知,在亚硝化工艺启动阶段,受到抑制程度最大的是变形菌门,且此时反应器中的变形菌主要为脱氮菌、AOB 等.经过厌氧氨氧化培养后,变形菌门的相对丰度进一步降低,这可能是由于厌氧氨氧化阶段又诱导了其他微生物的增殖,例如厌氧氨氧化菌群或者拟杆菌门,进而导致变形菌门的相对丰度降低.拟杆菌门的相对丰度在厌氧氨氧化阶段增加到 51.17%,成为反应器中的优势微生物,因而表现为变形菌门、厚壁菌门等几种优势菌群的降低.厚壁菌门呈现出先增加后降低的变化过程,说明该菌群适合在低 DO 值、高氨氮的条件下生存.另外一种主要的功能菌群是浮霉菌,它从接种污泥中的 1.63%,先增加到 6.83%,然后在厌氧氨氧化阶段再增加至 8.1%.由文献[15-16]可知,AAOB 属于浮霉菌门,该菌群相对丰度的增加表明了 AAOB 在反应器中的增殖,同时也证实了亚硝化-厌氧氨氧化工艺的成功启动和稳定运行.上述结果从微生物角度反映了亚硝化-厌氧氨氧化工艺启动过程中微生物种群的演替规律.

3 结论

本文在 SBR 反应器中首先富集培养 AOB,随后启动厌氧氨氧化过程,富集培养 AAOB,为快速和简易地实现亚硝化-厌氧氨氧化工艺的启动提供了一种新的可行方案,并对反应器不同运行阶段微生物种群的演替规律进行分析,主要结论如下:

1) 在温度为 22 ~ 26 °C, pH 值为 7.8 ~ 8.0, DO 低于 0.1 mg/L, 进水氨氮质量浓度为

400 mg/L 的条件下,经过 21 d,成功启动亚硝化工艺,氨氮去除率稳定在 50% 左右,亚氮积累率稳定在 95% 以上,高 FA 结合低 DO 值是成功富集 AOB 的关键因素.

2) 在亚硝化工艺稳定运行之后,在曝气反应 7 h 之后增加厌氧搅拌反应 16 h,利用亚硝化反应所产生的亚氮和残留的氨氮诱导 AAOB 增殖,历时 35 d,总氮去除率稳定在 70% 以上,成功启动氧氨氧化工艺.

3) 在亚硝化启动成功后,变形菌门的相对丰度从 83.64% 降低为 43.16%,并在厌氧氨氧化阶段进一步降低为 10.09%;浮霉菌门的相对丰度则从 1.63% 增加到 8.1%.

参考文献:

- [1] TERADA A, ZHOU S, HOSOMI M. Presence and detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria and appraisal of anammox process for high-strength nitrogenous wastewater treatment: a review [J]. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2011, 13(6): 759.
- [2] KARTAL B, KUENEN J G, VAN LOOSDRECHT M C M. Sewage treatment with anammox [J]. *Science*, 2010, 328(5979): 702.
- [3] 李冬, 苏庆岭, 梁瑜海, 等. CANON 颗粒污泥高效脱氮及处理生活污水试验研究 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2015, 47(8): 79.
- [4] 鲍林林, 韩朝丽, 马慧, 等. 折流板生物膜自养脱氮反应器的启动特 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(19): 28.
- [5] 张月雷, 李军, 卞伟, 等. 协同 C/N 及 HRT 快速启动全程自养脱氮工艺 [J]. *水处理技术*, 2018, 44(3): 87.
- [6] 管勇杰, 吴迪, 周家中, 等. NAUTO™ 自养脱氮工艺接种启动及稳定运行控制 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(7): 28.
- [7] ZHANG X J, LI D, LIANG Y H, et al. Applica-

- tion of membrane bioreactor for completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process [J]. *Chemosphere*, 2013, 93 (11): 2832.
- [8] RODRIGUEZ-SANCHEZ A, GOMZALEZ-MARTINEZ A, MARTINEZ-TOLEDO M, et al. The effect of influent characteristics and operational conditions over the performance and microbial community structure of partial nitrification reactors[J]. *Water*, 2014(6):1905.
- [9] ZHANG X J, LI D, LIANG Y H, et al. Start-up, influence factors, and the microbial characteristics of partial nitrification in membrane bioreactor [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2015, 54(3):581.
- [10] MA B, ZHANG S, ZHANG L, et al. The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102:8331.
- [11] 张健, 陈益明, 邱凌峰, 等. HRT 与进水基质浓度对 Anammox 反应器效能影响研究[J]. *环境工程*, 2016, 34(2):58.
- [12] GIJS J. Anammox bacteria: from discovery to application [J]. *Nature Reviews*, 2008 (6): 320.
- [13] 张肖静, 傅浩强, 张楠, 等. 低基质厌氧氨氧化滤柱的快速启动及稳定运行[J]. *轻工学报*, 2018, 33(4):42.
- [14] 陈重军, 冯宇, 汪瑶琪, 等. 厌氧氨氧化反应影响因素研究进展[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(2):346.
- [15] 陈婷婷, 郑平, 胡宝兰, 等. 厌氧氨氧化菌的物种多样性与生态分布[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(5):1229.
- [16] WANG C, XIE B, HAN L, et al. Study of anaerobic ammonium oxidation bacterial community in the aged refuse bioreactor with 16S rRNA gene library technique [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 145:65.