

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.01.003

常温有氧低基质下厌氧氨氧化二次启动及脱氮效能

雷雪艳¹, 朱易春^{1,2}, 张超^{1,2}, 杨杰源¹, 郝宛婷¹, 吕桥岩¹,
陈闽茜¹, 宋贤威¹

(1. 江西理工大学 土木与测绘工程学院, 江西 赣州 341000; 2. 河流源头水生态保护
江西省重点实验室, 江西 赣州 341000)

摘要: 厌氧氨氧化是当前最经济有效的生物脱氮工艺,但生活污水的温度和氮浓度都较低,并含有一定的溶解氧(DO),且厌氧氨氧化接种污泥稀少、难以大量获取,这些都限制了其在生活污水处理中的应用。为此,探究了常温有氧低基质下厌氧氨氧化二次启动的可行性,并对其脱氮效能进行了评价。结果显示,当进水DO为4.20~7.50 mg/L、氨氮为27.13~35.64 mg/L、亚硝态氮为36.35~44.80 mg/L、温度为20.8~31.8℃时,运行79 d后氨氮、亚硝态氮和总氮去除率分别达到92.63%、81.61%和68.41%, $\Delta\text{NO}_2^-/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 接近厌氧氨氧化脱氮的理论值1.32,表明厌氧氨氧化二次启动成功;出水DO浓度降低, $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 高于理论值,系统中存在一定的硝化作用;污泥沉降性能良好,颜色由红褐色和灰黑色变为褐色;污泥胞外聚合物(EPS)以紧密结合型为主,且多糖含量大于蛋白质含量,污泥表面官能团中的羟基和氨基等亲水官能团较多,使污泥粒径维持在适宜范围内,有利于抵御外界不利因素对厌氧氨氧化菌的损害。高通量测序结果表明,*Candidatus_Anammoxoglobus*和*Candidatus_Kuenenia*的相对丰度分别为16.39%和3.43%,它们与其他脱氮菌属共同作用,实现了系统高效、稳定的脱氮效能。

关键词: 厌氧氨氧化; 二次启动; 常温; 有氧; 低基质

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)01-0016-09

Secondary Start-up and Nitrogen Removal Performance of Anammox under Room Temperature, Aerobic, and Low Concentration Substrate Conditions

LEI Xue-yan¹, ZHU Yi-chun^{1,2}, ZHANG Chao^{1,2}, YANG Jie-yuan¹,
HAO Wan-ting¹, LÜ Qiao-yan¹, CHEN Min-xi¹, SONG Xian-wei¹

(1. School of Civil Engineering and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China; 2. Jiangxi Provincial Key Laboratory of Water Ecological Conservation in Headwater Regions, Ganzhou 341000, China)

Abstract: Anammox is currently the most economical and efficient biological nitrogen removal process. However, the temperature and nitrogen concentration of domestic sewage are low, and it contains a certain amount of dissolved oxygen (DO). Moreover, the seed sludge of Anammox is scarce and difficult to obtain in large quantities, which limits its application in domestic sewage treatment. Hence, the

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52260004); 江西省教育厅科技研究项目(GJJ210874); 江西理工大学高层次人才科研启动项目(205200100642); 江西理工大学研究生创新专项资金资助项目(XY2023-S116)

通信作者: 张超 E-mail: 1403916177@qq.com

feasibility of the secondary start-up of Anammox under room temperature, aerobic and low concentration substrate conditions was explored, and the nitrogen removal efficiency was evaluated. When the influent DO was 4.20–7.50 mg/L, ammonia nitrogen was 27.13–35.64 mg/L, nitrite nitrogen was 36.35–44.80 mg/L, and the temperature was 20.8–31.8 °C, the removal efficiencies of ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, and total nitrogen reached 92.63%, 81.61%, and 68.41% respectively after 79 days of operation. The ratio of $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ was close to the theoretical value of 1.32, indicating the successful secondary start-up of Anammox. The DO in the effluent declined, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ was higher than the theoretical value, indicating nitrification took place within the system. The sludge possessed excellent settling performance and its color transformed from reddish brown and grayish black to brown. The extracellular polymeric substances of sludge was mainly tightly bounded, and the content of polysaccharides was higher than that of proteins. There were many hydrophilic functional groups such as hydroxyl and amino groups on the surface of the sludge, enabling the sludge particle size to be maintained within an appropriate range, which was beneficial for resisting the damage of external adverse factors to Anammox bacteria. High-throughput sequencing results revealed that the relative abundances of *Candidatus_Anammoxoglobus* and *Candidatus_Kuenenia* were 16.39% and 3.43%, and they interacted with other nitrogen-removal bacteria to achieve an efficient and stable nitrogen removal efficiency.

Key words: Anammox; secondary start-up; room temperature; aerobic condition; low concentration substrate

与传统生物脱氮相比,厌氧氨氧化可降低60%的曝气能耗、减少85%剩余污泥量,同时无需额外投加碳源和大幅度降低温室气体的排放,是当前最经济有效的生物脱氮工艺^[1-2]。厌氧氨氧化的成功启动是其实验室研究和工程化应用的前提,但厌氧氨氧化菌对温度、溶解氧(DO)和基质浓度等条件要求较高^[3]。为了加快厌氧氨氧化的启动,现有的研究主要考虑对系统进行加热^[4]、除氧^[5]和提高进水基质浓度^[6],且接种污泥使用活性较高的厌氧氨氧化污泥^[7]。而实际生活污水的温度和氮浓度都较低,并含有一定的溶解氧,且活性较高的厌氧氨氧化接种污泥稀少、难以大量获取。为了扩大厌氧氨氧化的适用范围,笔者拟以长期低温存放的厌氧氨氧化颗粒污泥作为接种污泥,通过调整升流式厌氧污泥床(UASB)反应器的水力停留时间(HRT),进行常温有氧低基质下厌氧氨氧化的二次启动,并评价其脱氮效能,同时分析UASB中的厌氧氨氧化颗粒污泥特性和微生物特性,以期为污水处理厂节能降耗和实现“碳达峰、碳中和”目标提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 实验用水

实验用水为人工配制,氨氮为27.13~35.64 mg/

L,亚硝态氮为36.35~44.80 mg/L, KH_2PO_4 为8.78 mg/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为73.50 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为205.00 mg/L, NaHCO_3 为150.16 mg/L,微量元素I、II的投加量均为1 mL/L。微量元素I的组成:EDTA为5 000 mg/L, FeSO_4 为5 000 mg/L。微量元素II的组成:EDTA为15 000 mg/L, H_3BO_3 为14 mg/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为990 mg/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为250 mg/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为430 mg/L, $\text{Na}_2\text{SeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 为210 mg/L, $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为220 mg/L, CoCl_2 为240 mg/L, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为190 mg/L。

1.2 接种污泥

前期从氮容积负荷(NLR)为6.03 mg/(L·d)的膨胀颗粒污泥床(EGSB)中取出厌氧氨氧化颗粒污泥,并在4 °C低温条件下存放107 d。由于存放时间较长,许多粒径较大的颗粒污泥分解为粒径较小的颗粒污泥和絮状污泥,粒径较大的颗粒污泥和部分粒径较小的颗粒污泥颜色保持红褐色,而另一部分粒径较小的颗粒污泥变为灰黑色,厌氧氨氧化菌活性较低。以此作为接种污泥,接种量为200 mL。

1.3 实验装置

实验用UASB装置如图1所示,由透明水管PVC制成,下部反应区的内径和高度分别为55和500

mm,上部三相分离区的内径和高度分别为81.4和150 mm,有效体积为2 L;进、出水方式采用下进上出,出水口和排气口都设置水封;装置外部用黑色海绵包裹。

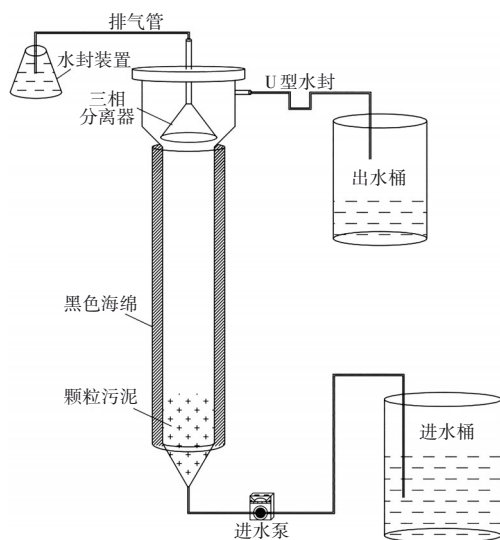


图1 UASB装置示意

Fig.1 Schematic diagram of UASB device

1.4 装置运行方法

UASB装置在常温(20.8~31.8℃)下运行,通过调整HRT控制进水氮容积负荷,装置运行分为4个阶段:第一阶段(1~19 d),HRT为24 h;第二阶段(20~45 d),HRT为12 h;第三阶段(46~59 d),HRT为8 h;第四阶段(60~79 d),HRT为12 h。

1.5 分析项目与方法

氨氮:纳氏试剂分光光度法;亚硝态氮:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;硝态氮:紫外分光光度法;pH:pH计;溶解氧:溶解氧仪;MLSS:重量法;SVI:重力沉降法;污泥形态:普通光学显微镜和扫描电子显微镜;蛋白质(PN):考马斯亮蓝法;多糖(PS):苯酚-硫酸法;污泥表面官能团:傅里叶变换红外光谱仪。

1.6 微生物特性分析方法

启动成功后,从UASB中取污泥样品,冷冻处理后寄往生工生物工程(上海)股份有限公司进行高通量测序。使用OMEGA试剂盒提取污泥中的DNA,测序平台为MiSeq,扩增区域为细菌16S rDNA的V3-V4区,引物:上游为341F(CCTACGGGNGGC-WGCAG)、下游为805R(GACTACHVGGGTATCTA-ATCC)。

2 结果与讨论

2.1 氮的转化和去除情况

厌氧氨氧化二次启动过程中氮的转化和去除情况如图2所示。

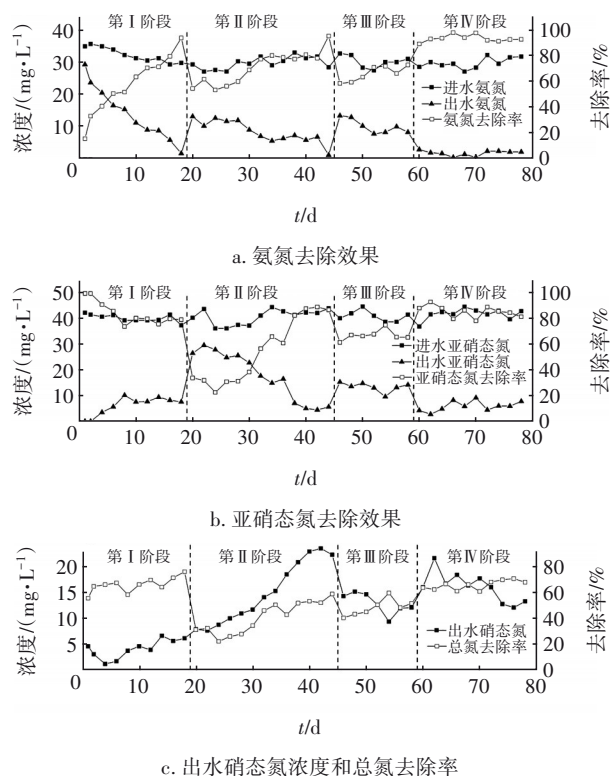


图2 二次启动过程中氮的转化和去除

Fig.2 Conversion and removal of nitrogen during the secondary start-up process

从图2可以看出,在第一阶段初期,氨氮去除率很低,而亚硝态氮被完全去除。这主要是因为接种污泥在低温条件下存放时间较长,污泥厌氧氨氧化活性较差,通过厌氧氨氧化作用去除的氨氮和亚硝态氮较少;进水未进行脱氧,系统中溶解氧浓度较高,部分氨氮和亚硝态氮通过硝化作用转化为硝态氮;同时,部分菌体死亡自溶,也会释放出体内的氨氮和有机物^[8],而亚硝态氮主要通过反硝化作用被去除^[9]。相关研究表明,当接种污泥采用厌氧消化污泥^[9]和好氧活性污泥^[10]等活性较高的非厌氧氨氧化污泥时,启动初期会出现菌体自溶现象,亚硝态氮去除率同样很高,但氨氮去除率却为负值。之后氨氮去除率逐渐提高,而亚硝态氮去除率逐渐降低,第19天时,氨氮、亚硝态氮和总氮去除率分别为93.76%、79.42%和76.60%,出水氨氮浓度仅为1.86 mg/L。这主要是因为厌氧氨氧化菌活性逐渐

恢复,通过厌氧氨氧化作用去除的氨氮和亚硝态氮逐渐增多,且菌体自溶释放的氨氮和有机物逐渐减少,所以通过反硝化作用去除的亚硝态氮也逐渐减少^[10]。与其他研究^[9-11]相比,本实验中的厌氧氨氧化活性提升速度更快,这说明当接种污泥采用厌氧氨氧化污泥时,即使该接种污泥经过长时间的低温存放(菌体自溶现象严重,污泥活性已经很低),且启动阶段受到常温、有氧、低基质等不利因素的影响,其启动时间也会大大缩短。

为了进一步提高厌氧氨氧化菌的活性和系统的脱氮效能,将HRT调整为12 h,进入第二阶段。第21天时,氨氮、亚硝态氮和总氮去除率分别下降为54.71%、34.03%和31.37%,这主要是因为HRT缩短使得氮容积负荷增加,系统短时间内难以适应,污水中许多氨氮和亚硝态氮还没有被去除就已经流出系统。之后系统逐渐适应,氨氮和亚硝态氮去除率逐渐升高,第45天时,氨氮、亚硝态氮和总氮去除率分别为95.19%、87.00%和59.29%,出水氨氮浓度仅为1.37 mg/L。为了继续提高厌氧氨氧化菌的活性和系统的脱氮效能,将HRT调整为8 h。经过14 d的适应运行,第59天时,氨氮、亚硝态氮和总氮去除率分别仅为72.86%、65.61%和51.97%,说明此时系统的脱氮效能较低且难以提高。故将HRT调回为12 h,此时系统的氨氮、亚硝态氮和总氮去除率都明显快速提高。

第61~79天,氨氮、亚硝态氮和总氮平均去除率分别为93.39%、85.63%和66.18%,出水硝态氮平均浓度为16.20 mg/L,此时氨氮、亚硝态氮和总氮去除率都较高且保持稳定,同时氨氮和亚硝态氮的去除接近厌氧氨氧化脱氮的理论值,表明厌氧氨氧化二次启动成功,且厌氧氨氧化菌活性和系统脱氮效能都达到了常温有氧低基质条件下的最佳状态。

2.2 温度、DO和pH的变化

厌氧氨氧化二次启动过程中,系统温度为20.8~31.8℃,平均为26.0℃,在第一阶段系统温度甚至一直低于25.0℃,远低于厌氧氨氧化菌的最适温度(35℃),但系统的氨氮、亚硝态氮和总氮去除率都较高。这说明在常温条件下,厌氧氨氧化系统也可以成功启动并稳定运行,而且具有较高的脱氮效能,从而可以降低厌氧氨氧化系统运行过程中的加热能耗。

二次启动过程中,系统进、出水DO浓度分别为

4.20~7.50、2.11~6.60 mg/L,平均值分别为6.12、4.25 mg/L,高于厌氧条件下的DO浓度(<0.5 mg/L),这主要是因为进水未进行脱氧。虽然厌氧氨氧化菌为专性厌氧菌,但在进水未脱氧条件下,厌氧氨氧化系统仍然能够稳定运行,且具有较高的脱氮效能。这主要是因为系统中的硝化作用会消耗一部分溶解氧,且厌氧氨氧化作用产生的氮气也会将一部分溶解氧排出系统,所以系统出水DO浓度低于进水,这也是系统出水硝态氮浓度高于厌氧氨氧化理论生成值的主要原因^[12]。同时厌氧氨氧化颗粒污泥中的溶解氧具有一定的浓度梯度,所以在溶解氧浓度不太高的条件下,颗粒污泥内部的厌氧氨氧化菌受到溶解氧的不利影响较小。这说明在进水未脱氧条件下,厌氧氨氧化系统也可以稳定运行且具有较高的脱氮效能,从而降低厌氧氨氧化系统运行过程中的脱氧成本。

二次启动过程中,系统进、出水pH分别为7.09~8.39和7.20~8.98,平均值分别为7.54和7.83。系统中的硝化作用会消耗碱度,而厌氧氨氧化作用会消耗氢离子且占主导地位,在两者共同作用下,导致出水pH略高于进水。

2.3 氮容积负荷和氮去除负荷的变化

厌氧氨氧化二次启动过程中氮容积负荷(NLR)和氮去除负荷(NRR)的变化如图3所示。可以看出,第一阶段(1~19 d)为活性恢复期,NLR为67.31~77.32 mg/(L·d),平均为72.74 mg/(L·d),此阶段NLR较低,这主要是因为进水为低基质(氮浓度较低)污水,且HRT较长(24 h)。NRR为42.18~51.56 mg/(L·d),平均为48.19 mg/(L·d),这一阶段氮的去除主要是厌氧氨氧化和反硝化的共同作用。相关研究表明^[5,9],厌氧氨氧化启动初期NRR都较低,这主要是因为启动初期系统中的厌氧氨氧化菌需要进行有效富集和活性恢复以适应新环境。

第二阶段(20~45 d)为氮负荷提高期,NLR为127.04~148.14 mg/(L·d),平均为141.26 mg/(L·d),这一阶段的NLR较高,主要是因为HRT缩短为12 h。该阶段前期(20~31 d)NRR较低,为28.62~46.33 mg/(L·d),平均为39.38 mg/(L·d),主要是因为HRT缩短使NLR增加,系统短时间内难以适应,污水中许多氮还没有被去除就已经流出系统。该阶段后期(32~45 d)NRR较高,为63.19~86.09 mg/(L·d),平均为75.22 mg/(L·d),这主要是因为系统

已经逐渐适应这一条件下的NLR,此阶段主要通过厌氧氨氧化作用去除氮。

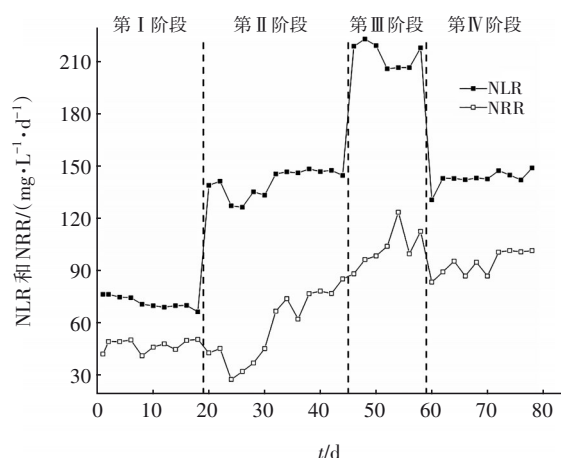


图3 二次启动过程中NLR和NRR的变化

Fig.3 Change in NLR and NRR during the secondary start-up process

第三阶段(46~59 d)为氮负荷进一步提高期, NLR为206.19~223.17 mg/(L·d), 平均为214.26 mg/(L·d), 这一阶段的NLR最高, 主要是因为HRT进一步缩短为8 h。NRR为89.05~124.27 mg/(L·d), 平均为104.06 mg/(L·d), 这一阶段的NRR虽然有所提高, 但总氮去除率下降明显, 平均值仅为48.70%, 且出水总氮较高, 说明系统难以适应此条件下的NLR, 此时系统的脱氮效能较低, 且难以提高, 该阶段也主要通过厌氧氨氧化作用去除氮。

第四阶段(60~79 d)为脱氮效能提高期, NLR为131.28~149.52 mg/(L·d), 平均为143.39 mg/(L·d), 这一阶段的NLR有所降低, 主要是因为HRT调回至12 h。该阶段后期(72~79 d)NRR为101.46~102.33 mg/(L·d), 平均为101.91 mg/(L·d), 总氮去除率平均为73.21%, 这一阶段NRR和总氮去除率都较高, 说明此时系统的脱氮效能较高, 该阶段氮的去除主要还是通过厌氧氨氧化作用。但进水有氧使系统中同时存在一定的硝化作用, 从而提高了系统的出水硝态氮浓度, 一定程度上影响了NRR和总氮去除率的进一步提高。相关研究表明, 当对厌氧氨氧化系统进行加热^[4]和除氧^[5]时, NRR可以达到更高, 但这样也会导致污水处理成本大幅度增加, 且实际工程中难以实现, 只适用于实验室小试。提高进水基质浓度^[6]同样可以使NRR达到更高, 但这只适用于特定的高浓度含氮废水, 并不适用于低浓度的生活污水。

2.4 化学计量比的变化

厌氧氨氧化二次启动过程中化学计量比的变化如图4所示。可以看出, 在第一阶段初期 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 高于厌氧氨氧化理论值1.32(1~7 d为2.07~7.56), 但 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 却低于厌氧氨氧化理论值0.26(5~13 d为0.08~0.23), 这与Zhao等^[4]的研究结果一致。这主要是因为二次启动初期厌氧氨氧化菌活性较差, 通过厌氧氨氧化作用去除的氨氮和生成的硝态氮较少, 但反硝化作用较强, 通过反硝化作用去除的亚硝态氮和硝态氮较多。之后 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 逐渐降低并接近理论值, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 也逐渐升高并接近理论值, 这主要是因为厌氧氨氧化菌活性逐渐恢复, 而反硝化作用逐渐减弱, 厌氧氨氧化作用逐渐占据主导地位。

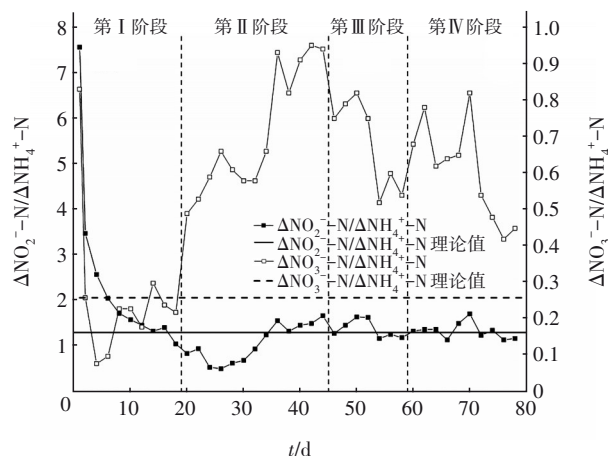


图4 二次启动过程中化学计量比的变化

Fig.4 Change in stoichiometric ratios during the secondary start-up process

第二阶段前期(20~33 d) $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 低于理论值。而从第20天开始, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 一直高于理论值, 这与吕玮等^[11]的研究结果一致。这主要是因为HRT缩短, 系统短时间内难以适应, 从而影响了厌氧氨氧化的脱氮效能。系统进水未脱氧, 溶解氧较高, 部分氨氮和亚硝态氮通过亚硝化和硝化作用转化为亚硝态氮和硝态氮, 且亚硝化作用强于硝化作用。相关研究表明^[5,9], 当对系统进行脱氧^[10]或在进水中加入适量的有机碳源^[9]时, $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 会低于理论值, 这主要是因为系统中的内源或外源反硝化作用对硝态氮进行了一定的去除。从第34天开始, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 一直接近理论值, 这主要是因为此时系统运行较稳定,

且厌氧氨氧化占据主导地位。

2.5 污泥粒径和形态结构变化

厌氧氨氧化二次启动前后污泥粒径和形态结构的变化如图5所示。可以看出,二次启动前厌氧氨氧化颗粒污泥粒径主要在1 mm以下,颗粒污泥之间边界清晰,粒径较大的颗粒污泥和部分粒径较小的颗粒污泥颜色为红褐色,而另一部分粒径较小的颗粒污泥颜色变为灰黑色。这主要是因为污泥在低温条件下存放时间较长,厌氧氨氧化菌因长期缺乏基质而处于内源呼吸阶段,许多粒径较大的颗粒污泥分解为粒径较小的颗粒污泥和絮状污泥,厌氧氨氧化菌活性较低,菌体内缺乏细胞色素C,甚至部分菌体死亡自溶。

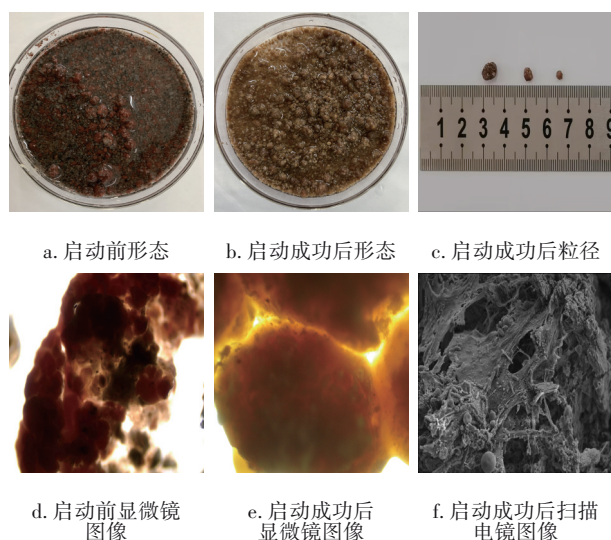


图5 二次启动前后污泥粒径和形态结构

Fig.5 Sludge particle size and morphological structure before and after secondary start-up

二次启动成功后,厌氧氨氧化菌活性逐渐提高,分泌的胞外聚合物(EPS)也越来越多,促进了厌氧氨氧化菌的重新聚集生长,所以厌氧氨氧化颗粒污泥粒径增大,最大粒径为7 mm,粒径主要在0.5~3 mm之间,颗粒污泥之间边界模糊,被胞外聚合物和代谢产物等黏性物质黏连在一起。菌体内细胞色素C逐渐增多,污泥颜色变为褐色。扫描电镜发现,厌氧氨氧化颗粒污泥表面有许多孔洞,这有利于厌氧氨氧化颗粒污泥内外基质和代谢产物的运输及信息传递。同时颗粒污泥表面附着生长了许多球状、椭球状和杆状菌,厌氧氨氧化菌形态多样,其中球状和椭球状为其典型形态。

与接种污泥所在原EGSB型厌氧氨氧化系统相

比,本系统中厌氧氨氧化颗粒污泥粒径较小,颜色由红褐色变为褐色^[13]。这主要是因为进水为低基质污水,颗粒污泥表面基质的运输距离较短,厌氧氨氧化菌活性较低,菌体内细胞色素C较少。

2.6 污泥沉降性能和EPS组分

厌氧氨氧化二次启动成功后,MLSS为3 990 mg/L,SVI为20.59 mL/g,说明此时系统中污泥浓度较高且沉降性能良好。这主要是因为经过79 d的二次启动,一些前期死亡自溶的菌体作为反硝化碳源被利用,其残体随出水排出系统,而厌氧氨氧化菌的活性逐渐恢复,一些前期分解为小颗粒状和絮状的污泥又逐渐聚集形成性能良好且稳定的大颗粒状污泥。

二次启动成功后,厌氧氨氧化污泥的EPS组分主要包括:松散结合型蛋白质(LB-PN)、松散结合型多糖(LB-PS)、紧密结合型蛋白质(TB-PN)和紧密结合型多糖(TB-PS),它们的含量分别为0.29、0.72、0.62和3.74 mg/gSS,这说明厌氧氨氧化污泥EPS以紧密结合型为主,且多糖含量大于蛋白质。松散结合型EPS可以将污水中的基质富集到厌氧氨氧化菌的细胞外,从而有利于基质进一步向厌氧氨氧化菌细胞内运输,而紧密结合型EPS可以抵御外界不利因素对厌氧氨氧化菌细胞的损害^[14]。

与接种污泥所在的原EGSB型厌氧氨氧化系统相比,UASB系统中厌氧氨氧化污泥浓度较低,EPS组分不变,但各组分含量显著降低^[13]。这主要是因为进水为低基质污水,厌氧氨氧化菌分泌的EPS较少,同时基质向厌氧氨氧化菌细胞内运输的距离也较短,这也再次验证了该系统中厌氧氨氧化颗粒污泥粒径相对较小。

2.7 污泥表面官能团

厌氧氨氧化二次启动成功后污泥表面的官能团如图6所示。在3 288 cm^{-1} 处宽且强的特征峰由污泥中蛋白质的一 NH_2 和多糖的一 OH 剧烈振动引起,2 924 cm^{-1} 处的特征峰由污泥中多糖和有机物的一 CH_2 振动引起,1 640 cm^{-1} 处较强的特征峰由污泥中蛋白质的 $\text{C}=\text{O}$ 剧烈振动引起,1 533 cm^{-1} 处较强的特征峰由污泥中酰胺Ⅱ的 $\text{C}-\text{N}$ 和 $\text{N}-\text{H}$ 剧烈振动引起,1 420 cm^{-1} 处较强的特征峰由污泥中蛋白质的 $\text{C}-\text{O}$ 剧烈振动引起,1 034 cm^{-1} 处较强的特征峰由污泥中多糖的 $\text{C}-\text{O}$ 剧烈振动所引起,605 cm^{-1} 处宽且强的特征峰由污泥中的不饱和键引起^[15-16]。这

些进一步验证了厌氧氨氧化污泥EPS中存在蛋白质和多糖等物质。

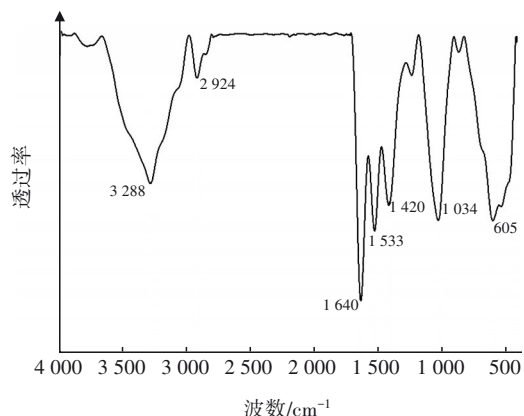


图6 二次启动成功后污泥表面官能团

Fig.6 Functional groups on sludge surface after successful secondary start-up

与接种污泥所在的原EGSB型厌氧氨氧化系统相比,本系统中厌氧氨氧化污泥表面官能团中的羟基和氨基等亲水性官能团较多^[13]。这主要是因为进水为低基质污水,污泥表面的亲水性官能团较多,使得厌氧氨氧化颗粒污泥的亲水性较好,再次验证了该系统中厌氧氨氧化颗粒污泥粒径较小。

2.8 微生物特性

2.8.1 微生物 Alpha 多样性指数

与接种污泥所在的原EGSB型厌氧氨氧化系统相比,本系统中OTUs数量(844)较多,Chao1、Ace、Shannon和Shannoneven指数(分别为844、844、4.503和0.668)较大,而Simpson指数(0.0389)较小。这说明当进水为低基质污水时,厌氧氨氧化系统中微生物群落数量较多,微生物群落的丰富度和多样性也较高,这可能是因为进水未进行脱氧,系统DO浓度较高,且HRT较长,从而促进了硝化细菌等好氧微生物的生长和繁殖。

2.8.2 微生物群落结构

厌氧氨氧化二次启动成功后系统中微生物群落结构如图7所示。可以看出,在门水平上,优势菌为*Proteobacteria*(变形菌门,34.15%)、*Planctomycetes*(浮霉菌门,22.76%)、*Chloroflexi*(绿弯菌门,5.85%)、*Firmicutes*(厚壁菌门,4.09%)、*Acidobacteria*(酸杆菌门,3.23%)、*Armatimonadetes*(装甲菌门,2.46%)、*Actinobacteria*(放线菌门,2.28%)、*Bacteroidetes*(拟杆菌门,1.89%),它们的相对丰度之和达到

76.71%。*Proteobacteria*在厌氧氨氧化系统中较常见,包括硝化细菌和反硝化细菌;*Firmicutes*可以促进硝化作用和有机物的去除;*Bacteroidetes*可以促进反硝化作用和有机物的去除;*Actinobacteria*有利于系统中氮的转化和去除^[17-19]。它们可以降低系统中的溶解氧和有机物浓度,从而为厌氧氨氧化菌提供更好的生长和繁殖条件。*Planctomycetes*包含厌氧氨氧化菌,它是厌氧氨氧化系统中主要的菌门^[20]。*Chloroflexi*可以利用微生物分泌的EPS和死亡的菌体进行代谢,能够促进厌氧氨氧化污泥由絮状向颗粒状转变,并使形成的颗粒污泥粒径逐渐增大^[21]。*Armatimonadetes*可以促进系统启动过程中厌氧氨氧化菌活性的恢复和提升^[22]。

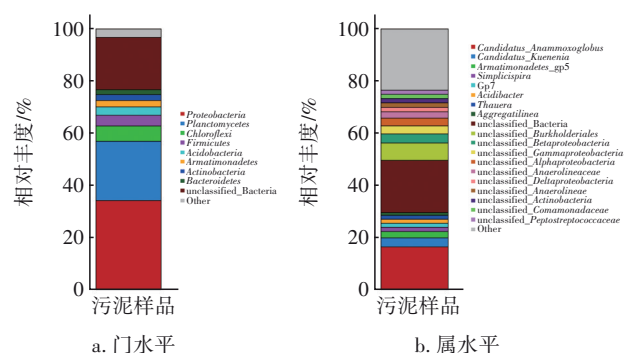


图7 二次启动成功后系统微生物群落结构

Fig.7 Microbial community structure of the system after successful secondary start-up

在本系统中*Proteobacteria*的相对丰度最高,*Firmicutes*、*Actinobacteria*和*Bacteroidetes*也有一定占比,这主要是因为进水未脱氧,DO浓度较高,且HRT较长,同时少量菌体死亡自溶释放出体内的有机物,从而在一定程度上促进了硝化细菌和反硝化细菌的生长和繁殖。*Planctomycetes*的相对丰度也较高,说明系统中发生了明显的厌氧氨氧化反应。*Chloroflexi*的相对丰度位列第三,这主要是因为系统中微生物分泌的EPS及死亡的菌体保证了其生长和繁殖,它的存在使厌氧氨氧化二次启动成功后的颗粒污泥粒径大于接种污泥。*Armatimonadetes*的相对丰度也较高,它的存在提高了厌氧氨氧化二次启动过程中系统的氮去除负荷。

在属水平上,优势菌主要包括*Candidatus Anammoxoglobus*(16.39%)、*Candidatus Kuenenia*(3.43%)、*Armatimonadetes_gp5*(2.46%)、*Simplicispira*(1.61%)、*Gp7*(1.54%)、*Acidibacter*(1.54%)、*Thauera*

(1.52%)和 *Aggregatilinea* (1.04%), 它们的相对丰度之和达到 29.52%。*Candidatus_Anammoxoglobus* 和 *Candidatus_Kuenenia* 包含厌氧氨氧化菌, 它们是厌氧氨氧化系统中常见的菌属^[23]。在本系统中 *Candidatus_Anammoxoglobus* 的相对丰度最高, 这主要是因为它对厌氧氨氧化底物的竞争力很强。*Candidatus_Kuenenia* 的相对丰度位列第二, 这主要是因为系统进水为低基质污水, 该菌在低基质时对厌氧氨氧化底物的竞争更具优势。这些也充分说明了本系统中氮的去除以厌氧氨氧化作用为主。*Armatimonadetes_gp5* 的相对丰度位列第三, 它可以促进厌氧氨氧化颗粒污泥的形成及粒径的增大。*Simplicispira*、Gp7 和 *Thauera* 都是与脱氮有关的菌属, 它们在氮的转化和去除过程中发挥了积极作用。与其他研究^[5,10,13,20]相比, 本系统中门和属水平上的优势菌种类相差不大, 但在不同研究中它们的相对丰度都有所差异, 这主要是系统接种污泥和运行条件不同所导致的。

3 结论

① 以长期低温存放的厌氧氨氧化颗粒污泥作为接种污泥, 在常温有氧低基质条件下, 通过调整 HRT 可以实现厌氧氨氧化的二次启动, 第 79 天总氮去除率和 NRR 分别达到 68.41% 和 102.28 mg/(L·d)。该研究摆脱了厌氧氨氧化严苛的启动和运行条件制约, 扩大了厌氧氨氧化的适用范围。

② 启动成功后, 厌氧氨氧化颗粒污泥粒径增大至 0.5~3 mm, 增强了系统对有氧等不利环境的抵抗能力。厌氧氨氧化活性得以恢复, 低基质下颗粒污泥颜色变为褐色。颗粒污泥表面附着生长了许多球状、椭球状和杆状菌, 菌属形态呈现多样化。

③ *Candidatus_Anammoxoglobus* 和 *Candidatus_Kuenenia* 是系统中的优势菌属, 它们的相对丰度分别为 16.39% 和 3.43%。进水有氧使系统中同时存在硝化菌属, 从而增加了系统的出水硝态氮浓度, 在一定程度上影响了总氮去除率和脱氮效能的进一步提高。

参考文献:

[1] ZHAO Q, LI J W, DENG L Y, *et al.* From hybrid process to pure biofilm anammox process: suspended sludge biomass management contributing to high-level anammox enrichment in biofilms[J]. *Water Research*,

2023, 236: 119959.

- [2] YUAN Q, JIA Z, ROOTS P, *et al.* A strategy for fast anammox biofilm formation under mainstream conditions[J]. *Chemosphere*, 2023, 318: 137955.
- [3] PENG M W, QI J, YAN P, *et al.* Insight into the structure and metabolic function of iron-rich nanoparticles in anammox bacteria[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 150879.
- [4] ZHAO Y, LI J W, LIU Q Y, *et al.* Fast start-up and stable operation of mainstream anammox without inoculation in an A²/O process treating low COD/N real municipal wastewater[J]. *Water Research*, 2023, 231: 119598.
- [5] 张涵, 张肖静, 马冰冰, 等. 以城市废弃污泥为种泥启动厌氧氨氧化工艺的可行性[J]. *化工进展*, 2023, 42(2): 1080-1088.
ZHANG Han, ZHANG Xiaojing, MA Bingbing, *et al.* Feasibility of starting anammox process with municipal waste sludge as seed sludge[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2023, 42(2): 1080-1088 (in Chinese).
- [6] WANG T, ZHANG D D, SUN Y T, *et al.* Using low frequency and intensity ultrasound to enhance start-up and operation performance of Anammox process inoculated with the conventional sludge[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2018, 42: 283-292.
- [7] WANG Q T, WANG Y L, LIN J B, *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.
- [8] 雷雪艳, 晏雯雯, 张超, 等. 湿干比对不同人工快速渗滤系统处理厌氧折流板反应器出水的影响[J]. *江西冶金*, 2023, 43(3): 259-264.
LEI Xueyan, YAN Wenwen, ZHANG Chao, *et al.* Effect of wet/dry ratio on anaerobic baffled reactor effluent treatment with different constructed rapid infiltration systems[J]. *Jiangxi Metallurgy*, 2023, 43(3): 259-264 (in Chinese).
- [9] 马艳红, 赵智超, 安芳娇, 等. 不同 COD 浓度下低基质厌氧氨氧化的启动特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 2317-2325.
MA Yanhong, ZHAO Zhichao, AN Fangjiao, *et al.* Start-up performance of low-substrate anaerobic ammonium oxidation under different COD concentrations[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2317-2325 (in Chinese).

- [10] 陈加波,周鑫,李旭,等. 以活性污泥为接种污泥厌氧氨氧化工艺的快速启动及脱氮效能[J]. 化工进展, 2022,41(7):3900-3907.
CHEN Jiabo, ZHOU Xin, LI Xu, *et al.* Rapid start-up and nitrogen removal performance of anammox process using activated sludge as an inoculation [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2022,41(7):3900-3907(in Chinese).
- [11] 吕玮,张立秋,黄奕亮,等. 常温低基质下两种厌氧氨氧化反应器启动特性比较[J]. 中国给水排水,2019, 35(3):31-37.
LÜ Wei, ZHANG Liqiu, HUANG Yiliang, *et al.* Comparison of start-up characteristics of anaerobic ammonium oxidation between ASBR and biofilter at room temperature and low substrate concentration [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(3):31-37 (in Chinese).
- [12] YUAN L Z, WANG T, XING F H, *et al.* Enhancement of Anammox performances in an ABR at normal temperature by the low-intensity ultrasonic irradiation [J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2021,73:105468.
- [13] 杨杰源,朱易春,赖雅芬,等. 低强度超声波对高负荷厌氧氨氧化EGSB反应器运行性能的影响[J]. 化工进展, 2024, 43(2):1098-1108.
YANG Jieyuan, ZHU Yichun, LAI Yafen, *et al.* Effect of low intensity ultrasound on operation performance of high load ANAMMOX-EGSB reactor [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2024, 43(2):1098-1108(in Chinese).
- [14] FENG C J, LOTTI T, CANZIANI R, *et al.* Extracellular biopolymers recovered as raw biomaterials from waste granular sludge and potential applications: a critical review [J]. Science of the Total Environment, 2021, 753:142051.
- [15] YANG J Y, ZHU Y C, XIE Y, *et al.* Effects of low-intensity ultrasound on anammox granular sludge [J]. Journal of Water Process Engineering, 2023,53:103795.
- [16] ZHU L, LV M, DAI X, *et al.* The stability of aerobic granular sludge under 4-chloroaniline shock in a sequential air-lift bioreactor (SABR) [J]. Bioresource Technology, 2013,140:126-130.
- [17] ZHANG Q, ZHENG J L, ZHAO L Z, *et al.* Succession of microbial communities reveals the inevitability of anammox core in the development of anammox processes [J]. Bioresource Technology, 2023,371:128645.
- [18] SUN A R, LIU X H, ZHANG S Y, *et al.* Enhancing nitrogen removal efficiency and anammox metabolism in microbial electrolysis cell coupled anammox through different voltage application[J]. Bioresource Technology, 2023,384:129283.
- [19] ZHANG F Z, PENG Y Z, SUN J Y, *et al.* Ultra-low energy consumption process (PN+Anammox) for enhanced nitrogen removal from decentralized sewage [J]. Chemical Engineering Journal, 2021,426:130769.
- [20] FENG Y, ZHAO Y P, GUO Y Z, *et al.* Microbial transcript and metabolome analysis uncover discrepant metabolic pathways in autotrophic and mixotrophic anammox consortia [J]. Water Research, 2018, 128: 402-411.
- [21] CHENG B N, BAO J G, DU J K, *et al.* Application of electric fields to mitigate inhibition on anammox consortia under long-term tetracycline stress [J]. Bioresource Technology, 2021,341:125730.
- [22] SU J F, YANG S, HUANG T L, *et al.* Enhancement of the denitrification in low C/N condition and its mechanism by a novel isolated *Comamonas* sp. YSF15 [J]. Environmental Pollution, 2020,256:113294.
- [23] YANG Y F, XIAO C C, YU Q, *et al.* Using Fe(II)/Fe(III) as catalyst to drive a novel anammox process with no need of anammox bacteria [J]. Water Research, 2021, 189:116626.

作者简介:雷雪艳(2000-),女,河南商丘人,硕士研究生,研究方向为污水生物脱氮。

E-mail:1811059875@qq.com

收稿日期:2023-11-25

修回日期:2024-03-18

(编辑:刘贵春)