

论述与研究

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.15.001

Anammox 的硫酸盐利用特性及脱氮性能

于丽萍^{1,2,3}, 袁林江^{1,2,3}, 王 茹^{1,2,3}, 袁林杰^{1,2,3}

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 陕西省环境工程重点实验室, 陕西 西安 710055; 3. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055)

摘 要: 以厌氧氨氧化 (Anammox) 污泥为种泥, 进水中用 SO_4^{2-} 全部替代 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 作为电子受体来驯化污泥去氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。反应器运行 180 d 后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量变化情况与 Anammox 菌活性变化情况相近, 系统整体 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量在 40 mg/L 以上, 但 SO_4^{2-} 并未去除, 因此认为 SO_4^{2-} 不能作为电子受体来氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 推测 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除可能存在其他电子受体; 向反应器中添加 5 mmol/L 的羟氨能促进 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除, 说明 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 Anammox 菌活性有关。反应器中 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Jettenia* 丰度由 2.40% 增至 15.63%, *Nitrosomonas* 属丰度由 0.03% 增至 6.32%, *Nitrobacter* 属丰度由 0.12% 增至 1.54%, AOB 活性大于 NOB。菌群数量变化说明反应器中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 AOB、NOB 以及 Anammox 活性有关。在批次实验中, 向反应瓶中注入微量氧气后, 氨氮的去除与 AOB、NOB 的硝化作用以及 Anammox 菌活性呈现显著相关, 推测反应器中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与内部溶解氧量有关。

关键词: Anammox; 硫酸盐; 脱氮性能; AOB; NOB

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)15-0001-07

Sulfate Utilization Characteristics and Denitrification Performance of Anammox Process

YU Li-ping^{1,2,3}, YUAN Lin-jiang^{1,2,3}, WANG Ru^{1,2,3}, YUAN Lin-jie^{1,2,3}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Shaanxi Key Laboratory of Environment Engineering, Xi'an 710055, China; 3. Key Laboratory of Northwest Water Resources and Environment Ecology <Ministry of Education>, Xi'an 710055, China)

Abstract: Anammox sludge was used as the seed sludge, and SO_4^{2-} was used to replace $\text{NO}_2^- - \text{N}$ as the electron acceptor to domesticate the sludge and oxidize $\text{NH}_4^+ - \text{N}$. After the reactor was operated for 180 days, the change of ammonia nitrogen removal in the system was similar to that of Anammox bacteria activity. The overall ammonia nitrogen removal of the system was more than 40 mg/L, but sulfate was not removed. It was concluded that SO_4^{2-} could not be used as an electron acceptor to oxidize $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, and there might be other electron acceptors to oxidize and remove $\text{NH}_4^+ - \text{N}$. Adding 5 mmol/L

hydroxylamine to the reactor could promote the removal of ammonia nitrogen, indicating that the removal of ammonia nitrogen was related to the activity of Anammox bacteria. The abundance of *Candidatus Brocadia* and *Candidatus Jettenia* in the reactor increased from 2.40% to 15.63%; the abundance of *Nitrosomonas* increased from 0.03% to 6.32%; the abundance of *Nitrobacter* increased from 0.12% to 1.54%, and the activity of AOB was greater than that of NOB. The change in the number of bacteria indicated that the removal of ammonia nitrogen in the reactor was related to the activity of AOB, NOB and Anammox bacteria. In batch experiments, after a trace amount of oxygen was injected into the reaction flask, the removal of ammonia nitrogen was significantly related to the nitrification of AOB and NOB and the activity of Anammox bacteria. It was speculated that the removal of ammonia nitrogen in the reactor was related to the amount of internal dissolved oxygen.

Key words: Anammox; sulfate; denitrification performance; AOB; NOB

传统的厌氧氨氧化(Anammox)脱氮工艺是指在厌氧环境下, Anammox 菌以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为电子供体、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体, 直接将两者转化为 N_2 脱除的过程^[1-2]。相关研究表明 Anammox 菌不仅可以利用 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体, 也可以利用 Fe^{3+} ^[3]、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ^[4] 等为电子受体来氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。2001 年, Fdz-Polanco 等^[5]在利用厌氧流化床反应器处理糖蜜酒精废水时发现, 有超过 55% 的总凯氏氮转化为 N_2 并从液相中去除, 同时超过 80% 的 SO_4^{2-} 消失在液相, 只有少量以硫化物或硫化氢形式出现在出水或气相中, 并且在固相中检测到了单质硫, 体系中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 SO_4^{2-} 同时被去除, 即发生了硫酸盐型厌氧氨氧化反应。因此 Fdz-Polanco 等认为, 在硫酸盐型厌氧氨氧化中, 厌氧氨氧化菌利用 SO_4^{2-} 代替了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 充当电子受体, 实现了氨的氧化。此外, Rikmann 等^[6]在污泥消化上清液中分别添加 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 SO_4^{2-} , 在 MBBR 和 UASBR 系统中也成功建立了硫酸盐型厌氧氨氧化反应。

然而刘福鑫^[7]在以 SO_4^{2-} 代替 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 作为电子受体进行硫酸盐型厌氧氨氧化的研究中发现 SO_4^{2-} 一直未去除, 而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 却得到良好去除。也有其他研究者^[8]发现 SO_4^{2-} 并未发生明显转化或者 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 SO_4^{2-} 的转化不完全同步, 即 SO_4^{2-} 不能作为电子受体来氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。在上述相关研究中, 虽然体系中的 SO_4^{2-} 并未转化或 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 SO_4^{2-} 的转化不完全同步, 但是 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是有去除的。也有研究者^[9]在连续流实验后期发现当 SO_4^{2-} 停止转化后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的转化量并未减少, 这表明对 Anammox 体系只提供 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 时, 发生了未知电子

受体的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 脱除。因此对于 Anammox 体系利用不同电子受体进行氨氧化的机理仍有待研究。

本研究采用上流式厌氧污泥床(UASB), 接种已经稳定运行良好的厌氧氨氧化污泥, 直接停供 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 并用 SO_4^{2-} 来代替, 探究了 Anammox 系统利用 SO_4^{2-} 作为电子受体对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的脱除, 为进一步认识厌氧氨氧化脱氮奠定基础。

1 材料与方法

1.1 实验装置

上流式厌氧污泥床的有效容积为 10.50 L, 通过蠕动泵进水。保温层处设置恒温水浴加热系统, 保持水温在 $(31 \pm 2)^\circ\text{C}$ 。为避免光线影响反应器内菌群的生长, 整个装置外部用不透光锡纸包裹。反应器分为生物反应区、三相分离区两个部分, 反应过程中产生的气体通过三相分离器分离排出, 同时悬浮颗粒在三相分离器挡板处回流至生物反应区。

1.2 接种污泥

接种污泥为实验室已启动成功的亚硝酸盐型厌氧氨氧化污泥, 污泥沉降比(SV_5)为 98%, SS 为 11.61 g/L, VSS 为 5.98 g/L, $\text{VSS}/\text{SS} = 0.52$ 。由于疫情污泥于上述反应器中室温搁置了 100 d 左右, UASB 的接种污泥量为 4.02 L, 启动前期测得污泥比厌氧氨氧化活性为 $8.25 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$, 反应器上部存留水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 分别为 4.88、0.15 mg/L, 未检测到 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, COD 为 79.50 mg/L, 底部污泥 ORP 为 $(-435 \pm 5) \text{ mV}$ 。

1.3 原水水质

实验采用人工模拟废水, 分别以 NH_4Cl 和 Na_2SO_4 作为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 SO_4^{2-} 的来源。其他主要

成分包括 KH_2PO_4 、 CaCl_2 、 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 NaHCO_3 、 KHCO_3 , 浓度分别为 27、138、200、500、500 mg/L。向配水中加入 1 mol/L 氢氧化钠以调节 pH 值。

1.4 分析方法

SO_4^{2-} 采用热电阴离子色谱测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用紫外分光光度法和热电阴离子色谱测定。

微生物群落结构: 样品 Y1 取自接种常温下搁置的 Anammox 反应器污泥, 样品 Y2 和 Y3 分别为运行 68 d 和 153 d 的污泥, 采用 Qubit3.0 DNA 检测试剂盒提取 DNA, 应用 16S rRNA 基因序列通用引物对 DNA 进行 PCR 扩增, 委托生工生物工程股份有限公司对样品进行测序, 确定其微生物群落信息。

2 结果与讨论

2.1 反应器的启动运行及脱氮性能

2.1.1 反应器启动运行特征

通过增大进水基质浓度、改变 HRT 等启动和运行反应器, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 SO_4^{2-} 浓度变化见图 1。

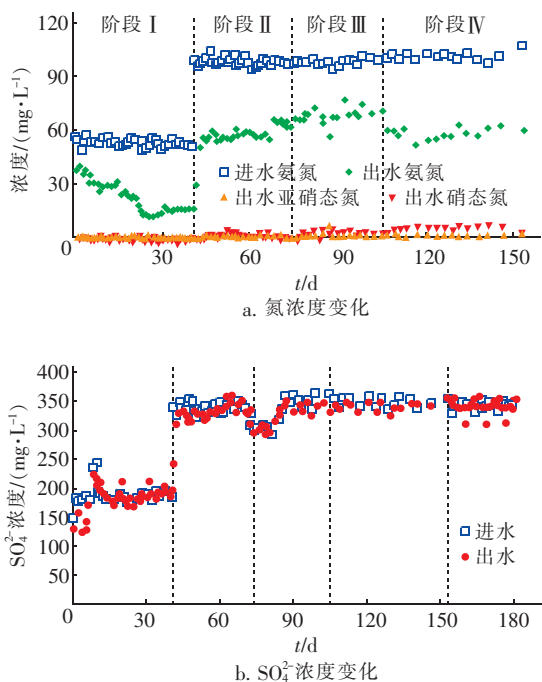


图1 硫酸盐代替亚硝酸盐的 Anammox 脱氮、除硫性能

Fig.1 Anammox denitrification and desulfurization performance with sulfate instead of nitrite

在阶段 I (1 ~ 41 d) 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 55 mg/L, 且高于出水浓度; 启动运行前 9 d SO_4^{2-} 有去除, 随后出水 SO_4^{2-} 浓度与进水几乎一致。由于所

接种的厌氧氨氧化污泥在反应器中经过 100 d 搁置, 推测启动前期 SO_4^{2-} 有去除是因为长时间未供给基质, 反应器内部分菌体死亡后释放出有机物^[10], 导致 COD 浓度增大; 系统内 ORP 值低, 表明反应器中还原性物质或有机物含量高, 溶解氧浓度低, 还原环境占优^[11], SO_4^{2-} 为氧化态, 在还原环境下被反应掉。

在阶段 II (42 ~ 74 d) 提升进水基质浓度, 发现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 仍有去除, 且平均去除量与第 I 阶段稳定运行后期的平均去除量相差不大, 系统整体脱氮量未发生明显变化, 这与其他研究者的结果一致^[8]。此阶段直至运行末期, SO_4^{2-} 并未有去除现象, 测得反应器底部污泥 ORP 值为 -102 mV, 与相关研究测得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 SO_4^{2-} 发生转化时的 ORP 不同^[8,12]。董石语等^[12] 在 CFSTR 反应器中接种混合污泥研究 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 SO_4^{2-} 的同步转化, 在阶段 3 停止添加污泥并与投加污泥阶段进行对比, 发现 ORP 值在 24 h 内从 -200 mV 上升至 -100 mV, 此时出水 SO_4^{2-} 浓度高于进水浓度。因此, 推测 SO_4^{2-} 未去除与系统内 ORP 值有关。

在阶段 III (75 ~ 106 d) 将 HRT 从 24 h 降至 22 h 后, 发现系统整体脱氮性能下降, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率为 31.77%。因此在第 IV 阶段 (107 ~ 152 d) 将 HRT 提高至 26 h, 在此阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率为 42.89%, 略高于第 II 阶段的 41.11%。有研究发现, 在一定范围内延长 HRT 时, 系统硝化反应进行得更彻底, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率也越高^[13]。

2.1.2 Anammox 活性分析

在反应器各阶段运行稳定后, 从中取适量污泥进行厌氧氨氧化活性测定, 结果如图 2 所示。

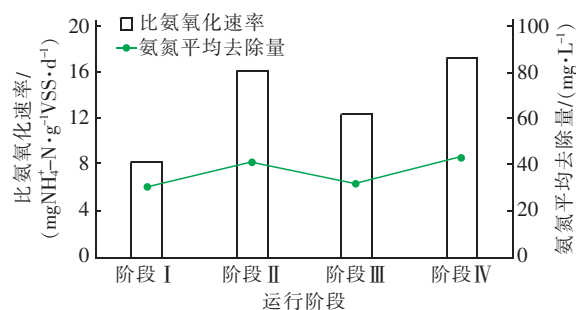


图2 不同运行阶段反应器的氨氧化活性

Fig.2 Ammonia oxidation activity during reactor operation

当 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量降低时, Anammox 活性相应降低; 当 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量升高时, Anammox 活性

相应升高。所以推测 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 Anammox 活动有关。

2.1.3 外加基质下系统脱氮性能

反应器运行至第 68 天,即第 II 阶段高通量测序所得 *Candidatus Brocadia* 的丰度为 1.64%。¹⁵N 示踪研究^[14]表明,Anammox 脱氮反应的代谢途径:*Candidatus Brocadia anammoxidans* 首先将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原为羟氨,然后将羟氨和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为联氨,最后将联氨转化为 N_2 ,所释放的 4 个电子被用于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原为羟氨的反应。在 2.1.2 节推测氨氮的去除与 Anammox 菌活性有关,因此,向反应器中添加 5 mmol/L 的羟氨(批次实验测得最适浓度)会促进 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的转化(如图 3 所示)。

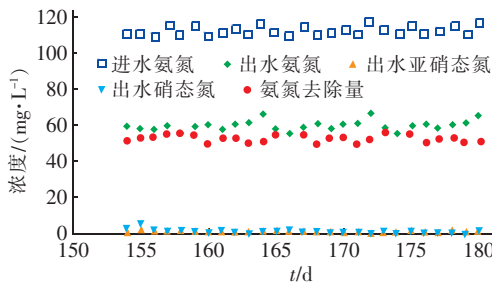


图3 反应器添加羟氨对系统去除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的影响

Fig. 3 Removal effect of ammonia nitrogen after adding hydroxylamine to the reactor

由图 3 可以看出,向反应器中添加 5 mmol/L 的羟氨,待稳定运行后 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除量为 52.96 mg/L,高于第 IV 阶段的 43.27 mg/L。整体上氨氮的去除量提升并不高,分析原因可能是系统内的 *Candidatus Brocadia* 丰度较低,羟氨利用率不高。

2.2 系统氨氮去除现象分析

2.2.1 AOB、NOB 活性及脱氮性能分析

为测定系统内 AOB、NOB 活性,在批次实验中各添加 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,定时取样并测定氮转移情况,结果如图 4 所示。由图 4(a) 可得 AOB 的氨氧化速率为 $15.65 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$;而体系中在只添加 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 时,如图 4(b) 所示, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的趋势很低,其转化速率为 $3.95 \text{ mgNO}_2^- - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$,表明体系中 AOB 活性高于 NOB 活性。

刘国华等^[15]研究发现 DO 由 0.50 mg/L 降低至 0.20 mg/L 时,氨氮去除率由 98% 降低为 40% 左右;Hanaki 等^[16]、Bellucci 等^[17]发现 $\text{DO} \leq 0.50 \text{ mg/L}$

时培养的污泥具有更大的氨氧化能力。长期低 DO 运行下(反应器底部污泥层处 DO 为 0.20 mg/L 左右)污泥硝化能力的提高可能是 AOB 和 NOB 同时富集的结果。实验测得添加 ATU (0.10 mg/L)、 NaClO_3 (1 g/L),几乎可以完全抑制 AOB 和 NOB 活性,其 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除速率仅为 $0.05 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$ 。如若用此来抑制 AOB 和 NOB 活性^[18],可判断系统内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除是否与硝化作用有关。

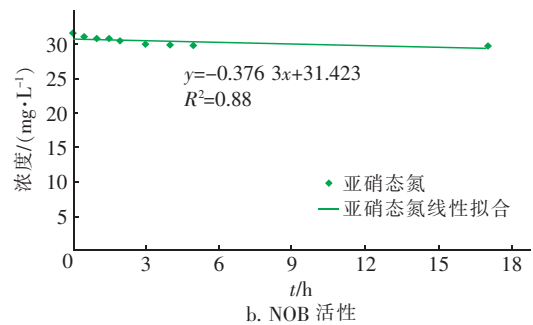
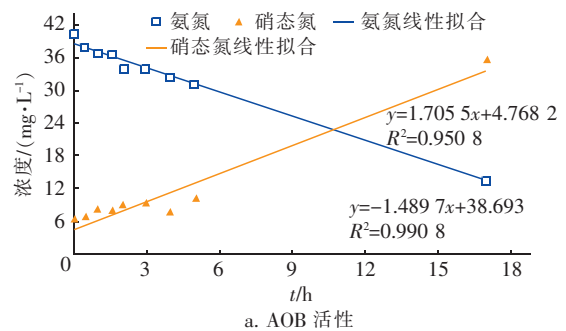


图4 AOB、NOB 活性测定

Fig. 4 AOB and NOB activity determination

批次实验保持 DO 为 0.20 mg/L,对照组 C 只加 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,D 组中添加上述浓度的抑制剂,结果表明,C 组的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除速率为 $1.66 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$,去除量为 8.90 mg/L,且没有 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 产生;在添加抑制剂后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除速率降至 $0.05 \text{ mgNH}_4^+ - \text{N}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$,所以猜测在微氧状态下 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 AOB 和 NOB 活性有关。

2.2.2 NH_4^+ 转化可能的电子受体及来源

从 2.1.1 节 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 SO_4^{2-} 转化量及 2.1.2 节测得的 Anammox 活性,猜测反应器中存在除 SO_4^{2-} 之外的电子受体氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。对上述现象进行合理推测:反应器运行方式造成的微氧环境是导致系统 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化的原因,而并非以 SO_4^{2-} 为电子受体进行的 S-Anammox 反应^[8-9]。

批次实验保证体系严格厌氧(避免多次取样带入微量氧气),零时刻取样,在相隔24 h后取样,发现氨氮几乎没有去除。批次实验只添加氨氮,前42 h保证严格厌氧,42 h后注入6 mL空气,隔一定时间取样,测定基质变化情况,结果见图5(a)。经测定,反应42、47、65 h后 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度依次为2.716、2.436、1.837 mmol/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别为0.006、0.030、0 mmol/L和0、0.105、0.474 mmol/L。基于图5(a)及注入空气阶段氮浓度的变化情况进行物料衡算,结果如图5(b)所示。

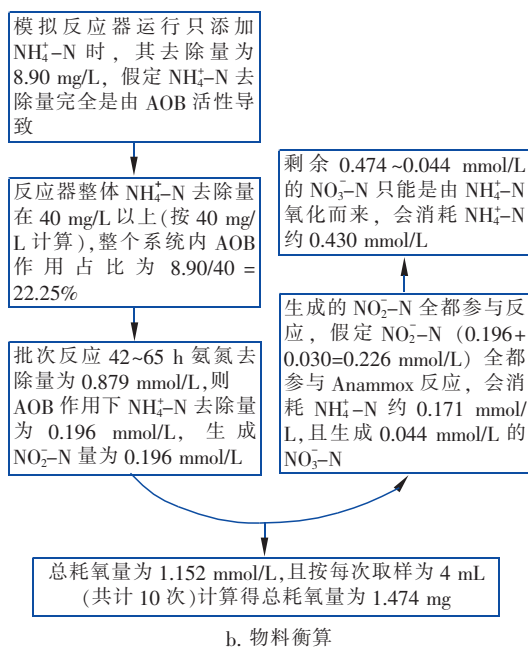
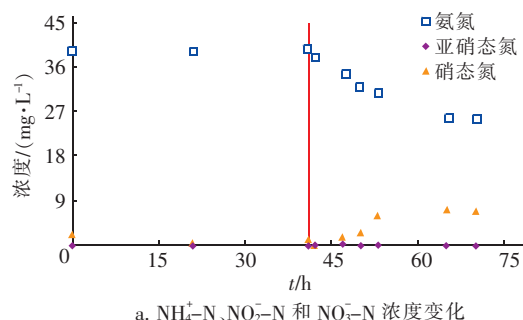


图5 注入空气后体系内基质变化及物料衡算

Fig. 5 Matrix changes and material balance in the system after air injection

由图5(b)可得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 总消耗为0.780 mmol/L,与实际反应在42~65 h的去除量(0.879 mmol/L)相差不大,且总耗氧量为1.474 mg。依据25℃下空气密度为1.184 mg/mL、氧气质量分数为23%,消耗1.474 mg氧气需空气5.413 mL;实际向

血清瓶中注入空气量为6 mL,满足瓶中所需耗氧量。综上,可推测实验中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与AOB、NOB的硝化作用及Anammox反应相关。

实际运行中进水所带入的氧气量不足以支持上述推测的系统内可能发生的相关反应,反应器内部可能存在其他反应。Sabumon^[19]研究论证了过氧化氢酶途径产氧的可能性,表明氨氧化所需的氧可能是通过兼性厌氧菌的过氧化氢酶活性在混合培养中产生的。

2.3 污泥菌群种属变化

Y1、Y2、Y3三个污泥样品中属水平上的主要菌群相对丰度见图6。在短期(68 d)、长期(153 d)驯化后的污泥中检测到大量的*Candidatus Brocadia*和*Candidatus Jettenia*属,总计由启动期的2.40%增至15.63%,表明经过短期、长期停供 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 后厌氧自养阶段驯化培养使得相关Anammox菌群逐渐富集起来,进一步证明了系统内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除有一部分是由Anammox菌活动引起的。

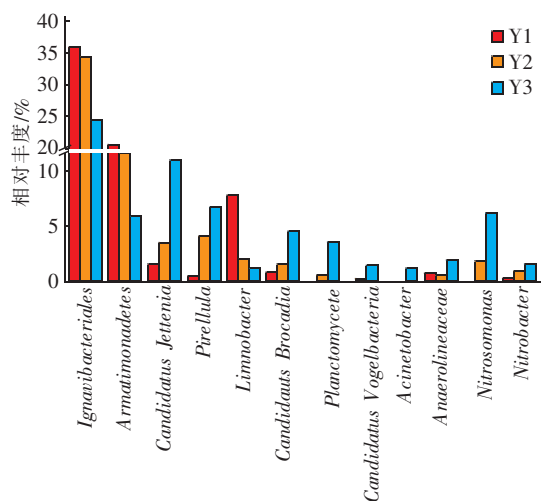


图6 属水平上的物种相对丰度

Fig. 6 Relative abundance of species at the genus level

在启动运行过程中,接种污泥Y1中亚硝化单胞菌属*Nitrosomonas*丰度极低,占比仅为0.03%,为典型的好氧氨氧化菌(AOB);经短期、长期停供 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 驯化后,细菌丰度增加,Y2、Y3各占1.94%、6.32%,可以进行厌氧条件下的氨氧化作用。在反应器污泥层底部测得DO在0.2 mg/L左右,这些亚硝化单胞菌能在微氧条件下生长繁殖,并将水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,这也是导致Anammox反应器中常发现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有“超量去除”现象的原因。在2.2.1节也提到低溶解氧下AOB

有氨氧化能力;Schmidt等^[20]、Bock等^[21]也曾发现在厌氧条件下 *Nitrosomonas* 可以利用不同的电子受体进行氨氧化反应。这也可以进一步证明反应器内氨氮的去除有一部分是由 AOB 活动引起的。

NOB 主要有硝化杆菌属 (*Nitrobacter*)、硝化螺菌属 (*Nitrospira*)、硝化刺菌属 (*Nitrosoina*) 和硝化球菌属 (*Nitrococcus*)^[22], 在启动运行中测得 *Nitrobacter* 丰度由 0.12% 增至 1.54%, NOB 丰度低于 AOB, 表明 NOB 活性较低, 这与 2.2.1 节所得结果一致。

3 结论

① 在进水缺乏 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 但有 SO_4^{2-} 存在下, Anammox 菌并未显示出能利用 SO_4^{2-} 作为电子受体来氧化进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的能力; 反应器内 *Candidatus Brocadia*、*Candidatus Jettenia*、*Nitrosomonas* 以及 *Nitrobacter* 菌群数量变化说明反应器中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 AOB、NOB 以及 Anammox 菌活性有关。

② 向反应器中添加 5 mmol/L 的羟氨能促进 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除, 进一步说明系统内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 Anammox 菌活性有关。

③ 在严格厌氧条件下 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 并未得到去除, 而向反应瓶中注入微量氧气后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与 AOB、NOB 的硝化作用以及 Anammox 菌活性呈现显著相关。推测反应器中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除与内部溶解氧量有关。

参考文献:

- [1] 田夏迪, 茹临锋, 吕心涛, 等. 短程反硝化工艺的研究进展和展望[J]. 中国给水排水, 2020, 36(2): 7-15. TIAN Xiadi, RU Linfeng, LÜ Xintao, et al. Research progress and prospect of partial denitrification process [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(2): 7-15 (in Chinese).
- [2] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences—An application survey[J]. Water Research, 2014, 55: 292-303.
- [3] GAO F, ZHANG H, YANG F, et al. The effects of zero-valent iron (ZVI) and ferrous oxide (Fe_3O_4) on anammox activity and granulation in anaerobic continuously stirred tank reactors (CSTR) [J]. Process Biochemistry, 2014, 49(11): 1970-1978.
- [4] SUMINO T, ISAKA K, IKUTA H, et al. Nitrogen removal from wastewater using simultaneous nitrate reduction and anaerobic ammonium oxidation in single reactor[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2006, 102(4): 346-351.
- [5] FDZ-POLANCO F, FDZ-POLANCO M, FERNANDEZ N, et al. New process for simultaneous removal of nitrogen and sulphur under anaerobic conditions [J]. Water Research, 2001, 35(4): 1111-1114.
- [6] RIKMANN E, ZEKKER I, TOMINGAS M, et al. Sulfate-reducing anaerobic ammonium oxidation as a potential treatment method for high nitrogen-content wastewater [J]. Biodegradation, 2012, 23(4): 509-524.
- [7] 刘福鑫. 厌氧氨氧化微生物利用不同电子受体的可行性研究[D]. 苏州: 苏州科技学院, 2014. LIU Fuxin. Feasibility Study on Anammox Microbes Utilizing Different Electron Acceptors [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2014 (in Chinese).
- [8] 赖杨岚, 周少奇. 硫酸盐型厌氧氨氧化反应器的启动特征分析[J]. 中国给水排水, 2010, 26(15): 41-44. LAI Yanglan, ZHOU Shaoqi. Analysis of start-up characteristics of sulfate type anaerobic ammonia oxidation reactor [J]. China Water & Wastewater, 2010, 26(15): 41-44 (in Chinese).
- [9] PRACHAKITTIKUL P, WANTAWIN C, NOOPHAN P, et al. ANAMMOX-like performances for nitrogen removal from ammonium-sulfate-rich wastewater in an anaerobic sequencing batch reactor [J]. Journal of Environmental Science and Health, 2016, 51(3): 220-228.
- [10] 赖玮毅, 周伟丽, 何圣兵. 生物活性炭厌氧氨氧化反应器启动过程研究[J]. 环境科学, 2013, 34(8): 3171-3179. LAI Weiye, ZHOU Weili, HE Shengbing. Study on the start-up of anaerobic ammonium oxidation process in biological activated carbon reactor [J]. Environmental Science, 2013, 34(8): 3171-3179 (in Chinese).
- [11] 苏高强. 有机废水处理工程中的氧化还原电位的特性研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2009. SU Gaoqiang. Study on the Characteristics of Oxidation-reduction Potential in Organic Wastewater Treatment Engineering [D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2009 (in Chinese).
- [12] 董石语, 毕贞, 张文静, 等. ANAMMOX 体系中氨与硫酸盐的同步转化条件[J]. 环境科学, 2019, 40(8): 3691-3698. DONG Shiyu, BI Zhen, ZHANG Wenjing, et al.

- Synchronous conversion conditions of ammonia and sulfate in ANAMMOX system [J]. Environmental Science, 2019, 40(8): 3691–3698 (in Chinese).
- [13] DAE W G. The Effects of HRT, MLSS and DO on nitrogen removal efficiency in MBR process with internal baffle[J]. Journal of the Korean Society of Water and Wastewater, 2009, 23(5): 527–537.
- [14] VAN DE GRAAF A A, DE BRUIJN P, ROBERTSON L A, *et al.* Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed [J]. Microbiology, 1997, 143(7): 2415–2421.
- [15] 刘国华, 陈燕, 范强, 等. 溶解氧对活性污泥系统的脱氮效果和硝化细菌群落结构的影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(6): 1971–1978.
- LIU Guohua, CHEN Yan, FAN Qiang, *et al.* The influence of dissolved oxygen on the denitrification effect of activated sludge system and the community structure of nitrifying bacteria[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(6): 1971–1978 (in Chinese).
- [16] HANAKI K, WANTAWIN C, OHGAKI S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor [J]. Water Research, 1990, 24(3): 297–302.
- [17] BELLUCCI M, OFITERU I D, GRAHAM D W, *et al.* Low-dissolved-oxygen nitrifying systems exploit ammonia-oxidizing bacteria with unusually high yields [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2011, 77(21): 7787–7796.
- [18] TALLEC G L, GARNIER J, BILLEN G, *et al.* Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level[J]. Water Research, 2006, 40(15): 2972–2980.
- [19] SABUMON P C. Anaerobic ammonia removal in presence of organic matter: a novel route[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 149(1): 49–59.
- [20] SCHMIDT I, BOCK E. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha* [J]. Archives of Microbiology, 1997, 167(2/3): 106–111.
- [21] BOCK E, SCHMIDT I, STÜVEN R, *et al.* Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor[J]. Archives of Microbiology, 1995, 163(1): 16–20.
- [22] ZHENG M, WANG Z, MENG J, *et al.* Inactivation kinetics of nitrite-oxidizing bacteria by free nitrous acid [J]. Science of the Total Environment, 2021, 752: 141876.

作者简介: 于丽萍(1996–), 女, 山东淄博人, 硕士研究生, 研究方向为城市污水处理。

E-mail: 2051313955@qq.com

收稿日期: 2020–12–14

修回日期: 2021–01–03

(编辑: 李德强)

加强湖泊管理保护

改善湖泊生态环境

维护湖泊健康生命