

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.09.004

# 氯酸钾对两段式PN/A工艺处理低氨氮废水的影响

赵珂鑫<sup>1</sup>, 王 怡<sup>1</sup>, 李彬娟<sup>1</sup>, 高丽娟<sup>2</sup>, 柴宝华<sup>2</sup>, 韩晓峰<sup>2</sup>,  
寇晓梅<sup>2</sup>, 庄鹏宇<sup>2</sup>

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 中国电建集团西北  
勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065)

**摘 要:** 为考察添加氯酸钾对两段式部分亚硝化/厌氧氨氧化(PN/A)生物膜反应器处理低氨氮废水的影响,首先在低氨氮浓度下建立并采取不同措施维持部分亚硝化,然后在添加氯酸钾条件下降低温度并将PN段出水作为A段进水耦合运行。结果发现,在进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 为60 mg/L、氮负荷为 $1.44 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、温度为 $20^\circ\text{C}$ 、曝气量为 $90 \text{ mL}/\text{min}$ 的条件下,连续添加 $1 \text{ mmol}/\text{L}$ 氯酸钾可成功实现PN反应器的稳定运行, $\text{NO}_2^--\text{N}$ 积累率高达88.72%,出水 $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 值在1.0~1.32之间,满足A段反应器进水氮基质要求,其原因在于PN反应器主要功能区生物膜和活性污泥中AOB主导菌丰度分别为7.70%和9.60%,NOB主导菌丰度分别为1.07%和0.79%,因而使氨氧化速率(AUR)与亚硝酸盐氧化速率(NUR)的比值分别为4.52和8.61。PN段出水进入A段反应器后,氮去除负荷由初始的 $0.85 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 降至 $0.07 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,表明添加氯酸钾的部分亚硝化出水对后续厌氧氨氧化产生了破坏性影响。因此,氯酸钾并不适宜作为PN/A工艺中NOB的抑制剂。

**关键词:** 部分亚硝化; 厌氧氨氧化; 氯酸钾; 低氨氮废水

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)09-0020-06

## Effect of Potassium Chlorate on Two-stage Partial Nitritation/Anammox for Treating Low Ammonia Nitrogen Wastewater

ZHAO Ke-xin<sup>1</sup>, WANG Yi<sup>1</sup>, LI Bin-juan<sup>1</sup>, GAO Li-juan<sup>2</sup>, CHAI Bao-hua<sup>2</sup>,  
HAN Xiao-feng<sup>2</sup>, KOU Xiao-mei<sup>2</sup>, ZHUANG Peng-yu<sup>2</sup>

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. PowerChina Northwest Engineering Corporation Limited, Xi'an 710065, China)

**Abstract:** In order to investigate the effect of potassium chlorate ( $\text{KClO}_3$ ) addition on the treatment of low ammonia nitrogen wastewater in a two-stage partial nitritation/anammox (PN/A) biofilm reactor, the PN at low ammonia nitrogen concentration was firstly established and maintained under different conditions. Finally, the temperature was lowered under the condition of  $\text{KClO}_3$  addition and the PN effluent was coupled as anammox influent. The results showed that the stable operation of PN reactor could be achieved successfully by adding  $1 \text{ mmol}/\text{L}$   $\text{KClO}_3$  continuously under the conditions of influent  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  of 60 mg/L, nitrogen load of  $1.44 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , temperature of  $20^\circ\text{C}$  and aeration rate of  $90 \text{ mL}/$

基金项目: 陕西省重点产业创新链(群)项目(2021ZDLSF05-04); 西安市科技局社会发展科技创新示范项目(20SFSF0011)  
通信作者: 王怡 E-mail: wangyi1003@sina.com

min. The nitrite accumulation rate was as high as 88.72%, and the ratio of  $\text{NO}_2^-$ -N to  $\text{NH}_4^+$ -N in effluent was kept between 1.0 and 1.32, which could meet the influent nitrogen substrate requirements of the anammox reactor. This could be ascribed to that the abundance of AOB-dominant bacteria in biofilm and activated sludge in the main functional area of the PN reactor were 7.70% and 9.60% respectively, while the abundance of NOB-dominant bacteria were 1.07% and 0.79% respectively, leading the ratios of AUR to NUR were 4.52 and 8.61 respectively. After the PN effluent entered the anammox reactor, the nitrogen removal load decreased from  $0.85 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  to  $0.07 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , which indicated that the PN effluent with  $\text{KClO}_3$  addition had a destructive effect on the subsequent anammox reaction. Therefore,  $\text{KClO}_3$  is not suitable to inhibit NOB in PN/A process.

**Key words:** partial nitrification; anammox; potassium chlorate; low ammonia nitrogen wastewater

传统的硝化和反硝化工艺处理低氨氮废水时需要大量的能源和碳源,而近年来在生物自养脱氮领域受到广泛关注的部分亚硝化(PN)和厌氧氨氧化(anammox,简称A)组合工艺具有节省能耗和污泥产量低等优点<sup>[1-6]</sup>。两段式PN/A工艺,即按PN段与A段适宜的环境条件将其分置于不同反应器,耦合完成从废水中脱除氨氮的过程,其中PN段将 $\text{NH}_4^+$ -N部分氧化成 $\text{NO}_2^-$ -N,当出水 $\text{NO}_2^-$ -N/ $\text{NH}_4^+$ -N值为1.0~1.32时即可作为A段反应器进水。已有的研究表明,无论高氮还是低氮进水,A段均可获得较好的脱氮效果<sup>[7-8]</sup>;但是对于PN段,目前只有高氨氮废水可以通过控制游离氨(FA)和游离亚硝酸<sup>[9]</sup>来实现和维持,低氨氮废水由于FA不足往往不能稳定维持。尽管有学者提出氯酸钾<sup>[10]</sup>可以作为NOB抑制剂来实现PN,但目前缺乏其对微生物群落影响及出水对后续A段脱氮性能影响的研究。由于亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>2</sub>)在20~28℃温度区间的生长速率高于氨氧化菌(AOB)<sup>[11]</sup>,所以探讨温度对PN过程的影响也至关重要。为此,笔者以两段式PN/A反应器为研究对象,探讨添加氯酸钾条件下温度变化对PN段稳定性的影响,并考察PN段出水对A段的影响,以期两段式PN/A工艺处理低氨氮废水提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

部分亚硝化采用实验室规模的连续流生物滤柱反应器,该装置由内径为5 cm、总高度为50 cm(包括8 cm的锥体高度和42 cm的柱体高度)的有机玻璃制成,总有效容积为0.75 L。反应器内部填充

直径为10 mm、高为10 mm、孔隙率为82%的有机填料,由底部进水、顶部出水,并在柱体距离进水口20 cm和32 cm处设置两个取样口。反应器底部设置曝气头,外连气泵并由流量计控制气量。反应器外部设有加热系统,确保内部水温可以调节。

厌氧氨氧化采用与PN相同的连续流生物滤柱反应器,外部设有加热系统,控制内部水温为 $(30 \pm 1)^\circ\text{C}$ ,整个反应器完全避光。

### 1.2 试验用水和接种污泥

两个反应器均采用模拟废水。其中,PN段反应器进水由 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 提供唯一氮源,启动阶段保持进水 $\text{NH}_4^+$ -N浓度为105 mg/L,之后维持在60 mg/L;其他组分包括: $\text{KH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.08 g/L)、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.10 g/L)、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.10 g/L)、 $\text{KHCO}_3$ (1.25 g/L)、微量元素I和II<sup>[7]</sup>(各1 mL/L);进水pH保持在7.8~8.2之间。A段反应器启动阶段进水 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_2^-$ -N浓度均为25 mg/L,分别由 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 和 $\text{NaNO}_2$ 配制;其他组分包括: $\text{KH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.01 g/L)、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.01 g/L)、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.10 g/L)、 $\text{KHCO}_3$ (0.4 g/L)、微量元素I和II<sup>[7]</sup>(各1 mL/L)。

PN段反应器的接种污泥取自西安市某污水处理厂好氧段,其MLVSS/MLSS为0.62。A段反应器接种污泥的厌氧氨氧化活性为 $0.10 \text{ gN}/(\text{gVSS} \cdot \text{d})$ ,氮去除负荷(NRR)为 $1.44 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

### 1.3 试验设计

PN段反应器分为启动期(I)、低氨氮运行期(II)、负荷提升期(III)、氯酸钾强化期(IV)和氯酸钾强化降温期(V和VI),具体运行参数如表1所示。根据进水氨氮浓度和有关文献<sup>[10,12]</sup>确定氯酸钾添加

量为1 mmol/L。

表1 部分亚硝化反应器的启动与运行条件

Tab.1 Start-up and operation conditions of partial nitritation reactor

阶段	时间/d	HRT/h	进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	平均氮负 荷 $(\text{kgN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1})$	曝气量/ $(\text{mL}\cdot\text{min}^{-1})$	温 度/ $^{\circ}\text{C}$
I	1~22	4	105±3	0.63	6~20	30
II	23~36	2	60±3	0.75	16~22	30
III	37~134	1	60±3	1.47	40~70	30
IV	135~163	1	60±3	1.42	45~80	30
V	164~181	1	60±3	1.40	80~85	25
VI	182~206	1	60±3	1.44	85~90	20

A段反应器的HRT为1 h,启动成功后,在PN段反应器运行200 d时,将两个稳定运行的反应器串联耦合,PN段出水经沉淀后进入A段反应器。

#### 1.4 采样与测定

水样的采集与测定:每天采集PN和A段反应器的进出水水样,并在PN段反应器的氯酸钾强化期结束时取沿程20 cm和32 cm处的水样。水样分析前过0.45  $\mu\text{m}$ 滤膜,按国家标准方法测定 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度。温度使用水银温度计测定,pH采用雷磁pH计测定。

污泥采集与测定:MLSS和MLVSS采用重量法测定。试验结束后,分别采集PN段反应器0~20、20~47 cm处的生物膜和活性污泥,根据Kristensen等<sup>[13]</sup>的方法测定氨氧化速率(AUR)和亚硝酸盐氧化速率(NUR)。

高通量测序:运行206 d后,通过高通量测序技术分析PN段反应器0~20 cm处活性污泥和生物膜中的微生物群落。使用试剂盒OMEGA Kit(Life, USA)提取DNA,并通过琼脂糖凝胶电泳检测DNA的完整性。采用Qubit 2.0 DNA检测试剂盒(Life, USA)准确定量基因组DNA,利用341F和806R引物进行PCR扩增。

#### 1.5 计算方法

亚硝酸盐氮积累率(NAR)按照式(1)计算,氮负荷(NLR)按照式(2)计算。

$$\text{NAR} = \frac{\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}}}{\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}} + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{NLR} = \frac{\text{TN}_{\text{inf}}}{\text{HRT}} \times 24 \times 10^{-3} \quad (2)$$

式中: $\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 为PN段出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度,mg/

L; $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 为PN段出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度,mg/L; $\text{TN}_{\text{inf}}$ 为PN段进水TN浓度,mg/L;HRT为水力停留时间,h。

## 2 结果与讨论

### 2.1 PN段反应器的启动及运行

#### 2.1.1 反应器启动及运行效果

PN段反应器在整个试验期间的运行效果如图1所示。阶段I进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度为105 mg/L,曝气量逐步提高,第13天时 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 去除率为59.65%,NAR达到99%,认为PN段反应器启动成功。阶段II降低进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度至60 mg/L,维持曝气量在20 mL/min,当NLR平均为0.75 kgN/( $\text{m}^3\cdot\text{d}$ )时,NAR高达100%,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ 值维持在1.0~1.32之间,可满足A段进水水质要求,认为PN段反应器在低氨氮浓度下实现了稳定运行。

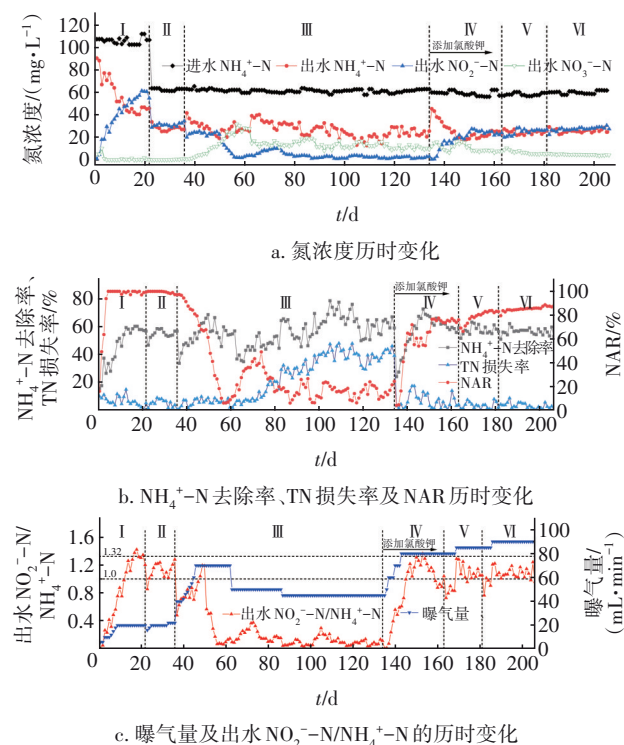


图1 PN段反应器的启动及运行效果

Fig.1 Start-up and operation effect of partial nitritation reactor

阶段III增加曝气量以应对提高的NLR,此时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度逐渐上升,NAR逐渐降至12.31%。为此在第63天和第116天再次接种经33  $^{\circ}\text{C}$ 驯化后AUR/NUR分别为4.34和3.52的污泥各120 mL进行生物强化,并降低曝气量,结果表明部分亚硝化并未恢复。

阶段IV,在进水加入1 mmol/L氯酸钾, $\text{NH}_4^+-\text{N}$



去除率骤降至24.27%,表明氯酸钾抑制了系统中AOB活性,这与李培根等<sup>[14]</sup>的研究结果相似。逐渐增大曝气量至80 mL/min, NAR逐渐升至76.07%,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率为56.97%,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可维持在1.0~1.32之间,而TN损失率由39.38%骤降至3.14%。在阶段V,将温度降至25℃,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率、NAR以及出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 值均有所降低,提高曝气量至85 mL/min后, NAR能够达到83%以上,且出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 值稳定维持在1.0~1.32之间。在阶段VI,继续降温至20℃,类似上述现象出现,提高曝气量至90 mL/min运行21 d后,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率和NAR分别为57.20%和85.93%,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 值稳定维持在1.0~1.32之间。由此可知,本试验通过持续添加氯酸钾可缓解温度降低引起的不利影响,简单方便且快速有效。

综上,在30℃下当进水氨氮浓度较高时可快速启动PN段反应器,进水氨氮浓度降低后可短期维持PN稳定运行,通过缩短HRT来提高NLR会直接破坏PN的稳定性,但是添加1 mmol/L氯酸钾可以维持PN的稳定性,且提高曝气量可减小PN受温度的影响。

### 2.1.2 氯酸钾强化期的沿程水质变化

图2为相同氮负荷下氯酸钾强化期PN段反应器沿程 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度及NAR变化。

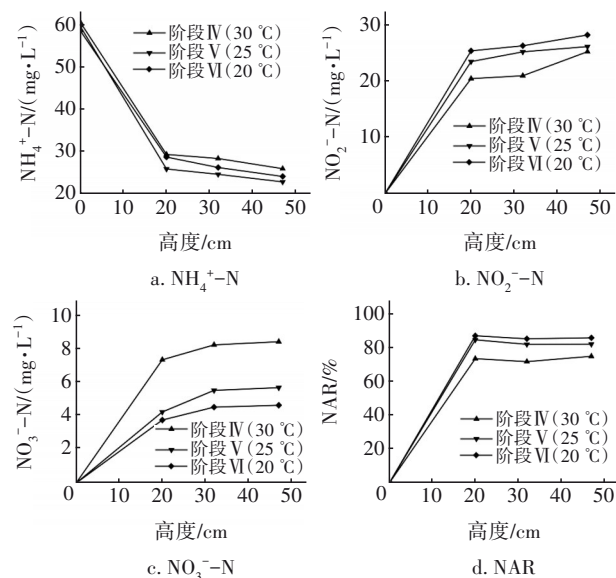


图2 氯酸钾强化期PN段反应器沿程水质变化

Fig.2 Change of water quality along reactor during potassium chlorate strengthening period

由图2可知,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化及 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累主要发生在0~20 cm区段。从阶段IV到阶段VI,滤柱沿程的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度逐渐增高,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐减少,表明氯酸钾的持续添加更有利于 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累,因此NAR持续增加。

### 2.1.3 活性污泥和生物膜活性

试验结束时测定了PN段反应器内不同区段的活性污泥和生物膜硝化活性。在0~20 cm处,活性污泥的AUR和NUR分别为717.36和83.28 mgN/(gVSS·d),生物膜的AUR和NUR分别为528.96和117.12 mgN/(gVSS·d);在20~47 cm处,活性污泥的AUR和NUR分别为348.72和105.36 mgN/(gVSS·d),生物膜的AUR和NUR分别为319.68和150.96 mgN/(gVSS·d)。由此可知,0~20 cm区段的活性污泥具有最高的AUR和最低的NUR, AUR/NUR值为8.61,生物膜的AUR/NUR值为4.52,表明氯酸钾强化对提高系统AUR/NUR值的效果显著。与20~47 cm区段相比,0~20 cm区段活性污泥和生物膜的AUR均明显较高,这与该区段氨氮负荷较高有关,也与沿程水质监测情况一致。

### 2.1.4 高通量测序结果分析

PN段反应器0~20 cm区段生物膜和活性污泥属水平上的细菌相对丰度如图3所示。

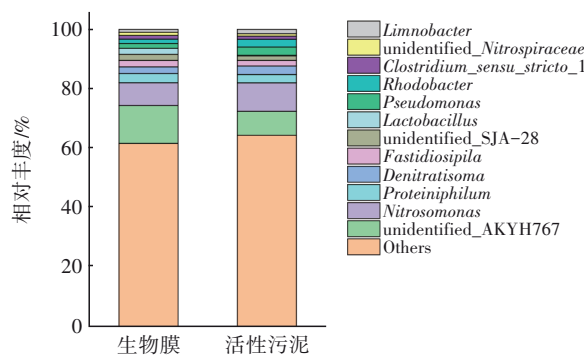


图3 PN段反应器中生物膜和活性污泥属水平细菌的相对丰度

Fig.3 Relative abundance of bacteria at the genus level in biofilm and activated sludge in partial nitrification reactor

从图3可以看出,生物膜和活性污泥中的菌种类型较为相似。主要的AOB功能菌属*Nitrosomonas*的相对丰度位列第二,在生物膜中所占比例为7.70%,而在活性污泥中达到9.60%,这归因于氧气在活性污泥中的传质阻力小于生物膜<sup>[15]</sup>。检测出的NOB菌属*unidentified\_Nitrospiraceae*在生物膜中

的占比为1.07%,而在活性污泥中的占比为0.79%,表明添加氯酸钾能够显著抑制NOB菌属。此外, *Denitratisoma*、*Lactobacillus*、*Pseudomonas*、*Rhodobacter* 等重要反硝化菌属<sup>[16]</sup>在系统脱氮中也发挥着重要作用。总之,该反应器中微生物群落结构虽然较为复杂,但实现部分亚硝化的AOB菌群仍占据优势地位。

## 2.2 氯酸钾强化部分亚硝化耦合厌氧氨氧化

如前所述,氯酸钾强化PN出水 $\text{NO}_2^- \text{--N}/\text{NH}_4^+ \text{--N}$ 值稳定维持在1.0~1.32之间,以该出水作为A段反应器进水,运行性能如图4所示(此时A段反应器已启动成功,TN去除率为73.19%)。

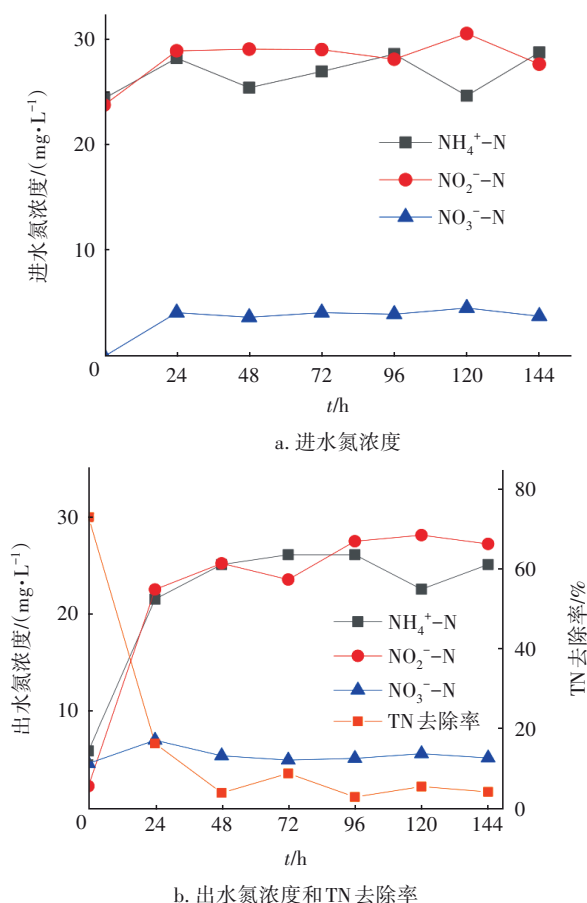


图4 厌氧氨氧化反应器的运行性能

Fig.4 Operation performance of anammox reactor

由图4可知,进水氨氮和亚硝态氮浓度基本保持1:1的比例,但在运行24 h后TN去除率骤降为16.33%,此后维持在5.07%左右,NRR由初始的0.85 kgN/(m<sup>3</sup>·d)降至0.07 kgN/(m<sup>3</sup>·d)。氯酸盐作为一种氧化剂,在PN段反应器中可以为硝化菌提供一定的电子受体,但是其在PN段反应器的还原

产物及其残留物质对后续的A段产生了破坏性影响。尽管Xu等<sup>[10]</sup>通过添加氯酸钾能够快速启动好氧硝化颗粒污泥系统的短程硝化反硝化,但本研究表明,氯酸钾并不适宜作为PN/A工艺中NOB的抑制剂。

## 3 结论

① 部分亚硝化反应器进水添加1 mmol/L氯酸钾,对AOB和NOB均有抑制作用,但是对AOB的抑制可以通过提高曝气量消除,在温度为20℃、NLR为1.44 kgN/(m<sup>3</sup>·d)的条件下,出水 $\text{NO}_2^- \text{--N}/\text{NH}_4^+ \text{--N}$ 值可稳定保持在1.0~1.32之间,满足后续厌氧氨氧化反应的进水氮基质要求。

② 氯酸钾强化对提高PN系统AUR/NUR值的效果显著,高通量测序结果表明,0~20 cm区段AOB的主导菌属*Nitrosomonas*在生物膜及活性污泥中的占比分别为7.70%和9.60%,但NOB的主导菌属unidentified\_*Nitrospiraceae*在生物膜及活性污泥中的占比分别为1.07%和0.79%。

③ 两段式部分亚硝化/厌氧氨氧化(PN/A)反应器处理低氨氮废水时,添加氯酸钾虽然可以形成稳定的PN出水,但该出水使anammox反应器的NRR由0.85 kgN/(m<sup>3</sup>·d)降至0.07 kgN/(m<sup>3</sup>·d),表明氯酸钾并不适宜作为PN/A工艺中NOB的抑制剂。

## 参考文献:

- [1] CHO S, FUJII N, LEE T, *et al.* Development of a simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation process in a single reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2): 652-659.
- [2] 田夏迪,茹临锋,吕心涛,等. 短程反硝化工艺的研究进展与展望[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(2): 7-15.  
TIAN Xiadi, RU Linfeng, LÜ Xintao, *et al.* Research progresses and prospect of partial denitrification process [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(2): 7-15 (in Chinese).
- [3] 黄拓,郑敏,李继云,等. 黄水的亚硝化/厌氧氨氧化处理效果研究[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(21): 1-5.  
HUANG Tuo, ZHENG Min, LI Jiyun, *et al.* Treatment effect of yellow water by nitrosation/anaerobic ammonium oxidation process [J]. *China Water & Wastewater*,

- 2019, 35(21): 1-5 (in Chinese).
- [4] 沈明玉, 吴莉娜, 李志, 等. 厌氧氨氧化在废水处理中的研究及应用进展[J]. 中国给水排水, 2019, 35(6): 16-21.
- SHEN Mingyu, WU Lina, LI Zhi, *et al.* Research and application progress of anaerobic ammonium oxidation in wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(6): 16-21 (in Chinese).
- [5] 冯兴会, 汪晓军, 陈振国, 等. 短程硝化/厌氧氨氧化工艺处理氧化铁红废水[J]. 中国给水排水, 2019, 35(1): 102-106.
- FENG Xinghui, WANG Xiaojun, CHEN Zhenguo, *et al.* Treatment of iron oxide red wastewater by partial nitrification/Anammox process [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(1): 102-106 (in Chinese).
- [6] 付昆明, 廖敏辉, 任奕, 等. 污水短程硝化影响因素的对比分析[J]. 中国给水排水, 2019, 35(4): 24-29.
- FU Kunming, LIAO Minhui, REN Yi, *et al.* Comparative analysis of factors influencing short-cut nitrification in wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(4): 24-29 (in Chinese).
- [7] TANG C J, ZHENG P, WANG C H, *et al.* Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge [J]. Water Research, 2011, 45(1): 135-144.
- [8] YAO R D, YUAN Q, WANG K J. Effective inhibition prevention strategy for the enrichment of anammox bacteria with low concentrations of substrates at 25 °C [J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 37: 101514.
- [9] VAN HULLE S W H, VANDEWEYER H J P, MEESCHAERT B D, *et al.* Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams [J]. Chemical Engineering Journal, 2010, 162(1): 1-20.
- [10] XU G J, XU X C, YANG F L, *et al.* Selective inhibition of nitrite oxidation by chlorate dosing in aerobic granules [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 185(1): 249-254.
- [11] BOUGARD D, BERNET N, CHÈNEBY D, *et al.* Nitrification of a high-strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: effect of temperature on nitrite accumulation [J]. Process Biochemistry, 2006, 41(1): 106-113.
- [12] LEES H, SIMPSON J R. The biochemistry of the nitrifying organisms 5 nitrite oxidation by *Nitrobacter* [J]. Biochemical Journal, 1957, 65(2): 297-305.
- [13] KRISTENSEN G H, JØRGENSEN P E, HENZE M. Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR [J]. Water Science & Technology, 1992, 25(6): 43-57.
- [14] 李培根, 王宇佳, 胡筱敏. 低DO与化学控制相结合的半亚硝化运行[J]. 环境工程学报, 2017, 11(4): 2170-2176.
- LI Peigen, WANG Yujia, HU Xiaomin. Combination of low DO and chemical control in the operation of semi-nitrification [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(4): 2170-2176 (in Chinese).
- [15] ZHOU X H, ZHANG M K, YU T, *et al.* Oxygen profiles in biofilms undergoing endogenous respiration [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 220: 452-458.
- [16] LIU W R, YANG D H, CHEN W J, *et al.* High-throughput sequencing-based microbial characterization of size fractionated biomass in an anoxic anammox reactor for low-strength wastewater at low temperatures [J]. Bioresource Technology, 2017, 231: 45-52.

作者简介: 赵珂鑫(1997- ), 女, 陕西韩城人, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理技术。

E-mail: 623615979@qq.com

收稿日期: 2021-07-05

修回日期: 2021-10-12

(编辑: 刘贵春)