

doi:10.11835/j.issn.1000-582X.2014.03.011

## SBBR 单级自养脱氮系统 N<sub>2</sub>O 排放特征分析

方 芳<sup>1</sup>, 张 强<sup>1</sup>, 陈猷鹏<sup>1,2</sup>, 李 凯<sup>1</sup>, 李震涛<sup>1</sup>, 郭劲松<sup>1,2</sup>

(1. 重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045; 2. 中国科学院 重庆绿色智能技术研究院, 重庆 401122)

**摘 要:**采用 3 组人工配水的单级自养脱氮生物膜反应器, 对比研究了曝气方式及碳源对系统 N<sub>2</sub>O 排放量和排放特征的影响。结果显示, 1 号、2 号和 3 号反应器在一个运行周期内 N<sub>2</sub>O 累积排放量和 N<sub>2</sub>O 转化率分别为 13.69、14.28、2.51 mg 和 1.36%、1.49%、0.236%。连续曝气的 1 号反应器与间歇曝气的 2 号反应器相比, 其 N<sub>2</sub>O 累积释放量、N<sub>2</sub>O 转化率相近。进水含有机碳源的 3 号反应器 N<sub>2</sub>O 累积释放量、N<sub>2</sub>O 转化率约为进水不含有有机碳源的 2 号反应器的 1/6。曝气方式对 N<sub>2</sub>O 排放特征影响较大, 连续曝气的 1 号反应器 N<sub>2</sub>O 累积排放量持续增加, N<sub>2</sub>O 平均排放速率和溶解态 N<sub>2</sub>O 质量浓度表现为先升高至最大值后持续下降。间歇曝气的 2 号反应器 N<sub>2</sub>O 排放量主要来自曝气段, N<sub>2</sub>O 平均排放速率和溶解态 N<sub>2</sub>O 质量浓度整体呈现出先升高后降低的趋势。与其他生物脱氮工艺相比, 单级自养脱氮工艺 N<sub>2</sub>O 转化率较低。

**关键词:**单级自养脱氮; N<sub>2</sub>O 排放量; N<sub>2</sub>O 排放速率; 曝气方式; 碳源

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1000-582X(2014)03-064-07

## The emission of N<sub>2</sub>O during single SBBR completely autotrophic nitrogen removal system

FANG Fang<sup>1</sup>, ZHANG Qiang<sup>1</sup>, CHEN Youpeng<sup>1,2</sup>, LI Kai<sup>1</sup>, LI Zhentao<sup>1</sup>, GUO Jinsong<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing 401122, China)

**Abstract:** Three single autotrophic denitrification biofilm reactors with artificial water are applied to study the influence of aeration treatments and carbon source on the N<sub>2</sub>O emission and N<sub>2</sub>O emission characteristics. The results show that the accumulative N<sub>2</sub>O emission amount and the conversion rate of N<sub>2</sub>O of reactor 1, 2 and 3 in an operation cycle are 13.69, 14.28, 2.51 mg, and 1.36%, 1.49%, 0.236%, respectively. The comparative results of reactor 1 (continuous aeration) with reactor 2 (intermittent aeration) show their accumulative N<sub>2</sub>O emission amounts and N<sub>2</sub>O conversion rates are similar. The accumulative N<sub>2</sub>O emission amount and the N<sub>2</sub>O conversion rate of reactor 3 (organic carbon) are about 1/6 of those of reactor 2 (without organic carbon). Aeration treatments have great influence on N<sub>2</sub>O emission characteristics, for reactor 1, the accumulative N<sub>2</sub>O emission amount increases persistently, the mean N<sub>2</sub>O emission rate and dissolved N<sub>2</sub>O concentration performance continue to

收稿日期: 2013-10-09

基金项目: 国家自然科学基金(51278509; 51108482)

作者简介: 方芳(1973-), 女, 重庆大学教授, 博士生导师, 主要从事水环境质量演变与水污染控制方面的研究, (E-mail) fangfangcq@cqu.edu.cn.

decline after the first rise to the maximum. For reactor 2, N<sub>2</sub>O emissions are mainly in aeration period. The mean N<sub>2</sub>O emission rate and dissolved N<sub>2</sub>O concentration reduce after first increase. The N<sub>2</sub>O conversion rate of single autotrophic nitrogen removal process is lower than those of other biological denitrification processes.

**Key words:** single SBBR (sequencing batch biofilm reactor) completely autotrophic nitrogen removal system; N<sub>2</sub>O production; N<sub>2</sub>O emission rate; aeration treatment; carbon source

单级自养脱氮工艺是一种新型的生物脱氮工艺,在处理低碳比高氨氮废水上具有简易、高效、低耗的特点,具有广阔的应用前景,成为生物脱氮领域中的研究热点<sup>[1-2]</sup>。但是由于单级自养脱氮系统中较高的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度,较低的 C/N 以及较低的 DO 条件,使得单级自养脱氮工艺 N<sub>2</sub>O 排放风险高。此外,当进水含有有机碳源后,系统内可能有多种菌种共存<sup>[3-4]</sup>,氮代谢途径复杂多样,使得单级自养脱氮工艺 N<sub>2</sub>O 的排放情况不明了。

N<sub>2</sub>O 是一种强有力的温室气体,其增温潜势分别是 CO<sub>2</sub> 的 190~270 倍、CH<sub>4</sub> 的 4~21 倍<sup>[5]</sup>,是破坏臭氧层的最重要因子<sup>[6]</sup>。近年来的研究表明,污水生物脱氮过程是 N<sub>2</sub>O 的一个重要人为来源,且其 N<sub>2</sub>O 排放量有日益增高的趋势<sup>[7-8]</sup>。因此,污水生物脱氮过程中 N<sub>2</sub>O 的排放问题不容忽视,而目前关于单级自养脱氮工艺 N<sub>2</sub>O 排放特征的研究还很鲜见。

有研究表明,单级自养脱氮工艺可以在连续曝气或者间歇曝气方式下运行<sup>[9]</sup>,低质量浓度的乙酸钠可促进厌氧氨氧化活性<sup>[10]</sup>,单级自养脱氮系统进水加入有机碳源后,系统的 TN 去除率增加<sup>[3-4,11]</sup>。然而,关于曝气方式及有机碳源对单级自养脱氮系统 N<sub>2</sub>O 排放特征影响的研究尚未见报道。因此,本研究采用人工配水,考察了曝气方式及有机碳源对单级自养脱氮系统 N<sub>2</sub>O 排放量和排放特征的影响,研究成果可为提高系统脱氮效率,减少温室气体 N<sub>2</sub>O 的排放提供依据。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 反应器及运行方式

采用有机玻璃板制成的 SBBR (sequencing batch biofilm reactor) 反应器,试验装置如图 1 所示。

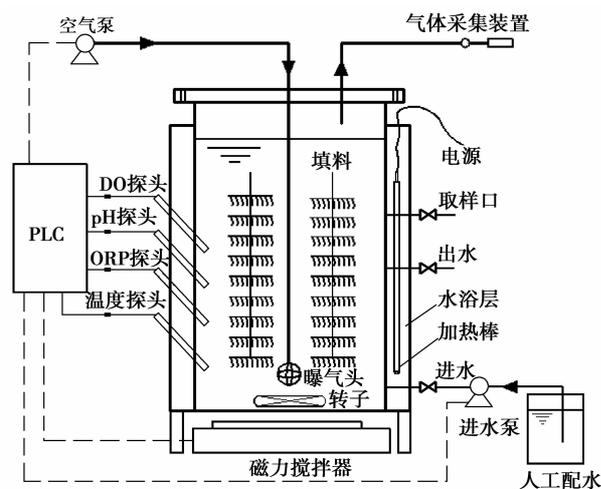


图 1 试验装置示意图

反应器为圆柱形,外层为水浴加热层,配备恒温加热棒以维持系统温度稳定,内层为反应器主体,有效容积为 15 L,反应器内置组合填料供微生物附着生长,底部设有磁力搅拌器。反应器运行周期为 16 h,每周期末换 1/2 的水。试验期间反应器内温度为 (30±2) °C, pH 值为 7.8~8.2。反应器密闭运行,在一个运行周期内每隔 1 h 采集一次水样和气样。

### 1.2 试验用水

采用人工配制的氨氮废水,即向自来水中加入适量的 NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>,使进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 质量浓度约为 140 mg/L,加入 NaHCO<sub>3</sub> 调节 pH 值为 7.8~8.2,并加入适量的 KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 作为磷源,配制微量元素贮备液<sup>[12]</sup>,按 2 mL/L 加入反应器,人工配水水质见表 1。

表 1 人工配水水质

COD/ (mg · L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/ (mg · L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/ (mg · L <sup>-1</sup> )	pH	微量 元素
0~50	135~145	<3	7.8~8.2	适量

### 1.3 反应器控制条件

采用了 3 个 SBBR 反应器,控制条件如表 2 所示。

表 2 反应器控制条件

反应器 编号	曝气方式	DO/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	有机 碳源
1	连续曝气	0.8~1.2	$< 20^{*2}$	无
2	曝/停比 (2h:2h) <sup>1</sup>	1.2~1.6/ 0.2~0.4	$< 20^{*2}$	无
3	曝/停比 (2h:2h) <sup>1</sup>	1.2~1.6/ 0.2~0.4	30~50	乙酸钠

注:1. 间歇曝气系统 DO 的“/”前后分别代表曝气时的最高 DO 和停曝气时的最低 DO; \* 2. 为人工配水中的自来水所引入的 COD。

#### 1.4 分析方法

生物脱氮过程中产生的  $\text{N}_2\text{O}$  包括两部分:一部分以气态形式逸出系统,排放至大气中,每小时反应器  $\text{N}_2\text{O}$  排放量即为该小时  $\text{N}_2\text{O}$  的平均排放速率,一个运行周期内每小时的排放量累加起来即为  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量。另一部分则溶解于反应器溶液中,为溶解态  $\text{N}_2\text{O}$ ,以质量浓度表示。

气态  $\text{N}_2\text{O}$  采用 Agilent 7820A 气相色谱仪分析测定,色谱柱为填充 80/100 目 porapak Q 的填充

柱。ECD 检测器、进样口和色谱柱的温度分别为 300、100、70  $^{\circ}\text{C}$ 。定量六通阀进样,进样量为 1 mL,载气为高纯  $\text{N}_2$  (纯度  $> 99.999\%$ ),流速为 30 mL/min,  $\text{N}_2\text{O}$  出峰保留时间为 3 min。所有气体样品均测定 3 次,取平均值。

溶解于反应器溶液中的  $\text{N}_2\text{O}$  采用上部空间法测定。取反应器出水于顶空瓶中,加入 0.5 mL 质量浓度为 1 000 mg/L 的  $\text{HgCl}_2$  溶液,以抑制残余微生物活性;向水样上部空间通入  $\text{N}_2$ ,振荡 0.5 h 后,测定水样上部气体中  $\text{N}_2\text{O}$  质量浓度,根据亨利定律计算溶解于反应器溶液中  $\text{N}_2\text{O}$  的量。

$\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、TN 和 COD 等均采用国家标准方法进行检测<sup>[13]</sup>。DO 采用 YSI Professional ODO<sup>TM</sup> 便携式溶氧仪测定,pH 值采用 YSI pH100 便携式 pH 计测定。

## 2 试验结果与讨论

### 2.1 单级自养脱氮系统脱氮性能

图 2 为反应器稳定运行时,单级自养脱氮系统在一个典型运行周期内  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、TN 质量浓度及 TN 去除率的变化。

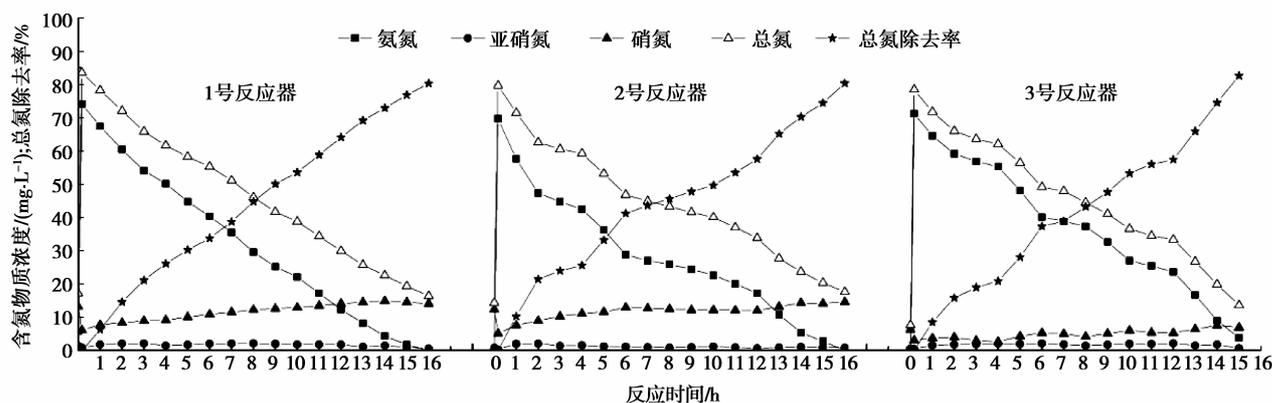


图 2 一个典型周期反应器内含氮物质变化

由图 2 可知,运行周期末 3 个反应器的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  完全转化,TN 去除率分别达到 80.4%、80.4% 和 90.1%,3 号反应器 TN 去除率最高。此外,3 号反应器出水 COD 低于 15 mg/L。

单级自养脱氮系统主要通过亚硝化-厌氧氨氧化反应去除  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 。由图 2 可知,在整个运行周期中,3 个反应器  $\text{NO}_2^--\text{N}$  质量浓度始终低于 2.5 mg/L,由于系统生物膜外层的氨氧化菌 (Ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 将  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化成  $\text{NO}_2^--\text{N}$  后,生成的  $\text{NO}_2^--\text{N}$  可立即被生物膜内层的厌氧氨氧化反应消耗,因而没有在溶液中大量

累积。在整个运行周期中,1 号和 2 号反应器  $\text{NO}_3^--\text{N}$  质量浓度始终低于 16 mg/L,而 3 号反应器的  $\text{NO}_3^--\text{N}$  质量浓度低于 8 mg/L,这是由于 3 号反应器进水含有有机碳源,促进了反硝化作用<sup>[3-4]</sup>,消耗了部分  $\text{NO}_3^--\text{N}$  所致。

### 2.2 单级自养脱氮系统 $\text{N}_2\text{O}$ 排放特征

图 3 为系统在一个典型周期内  $\text{N}_2\text{O}$  的排放情况,表 3 为系统在该周期中  $\text{N}_2\text{O}$  排放量及  $\text{N}_2\text{O}$  转化率。 $\text{N}_2\text{O}$  转化率为一个周期内  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量与周期内总氮去除量的比值。

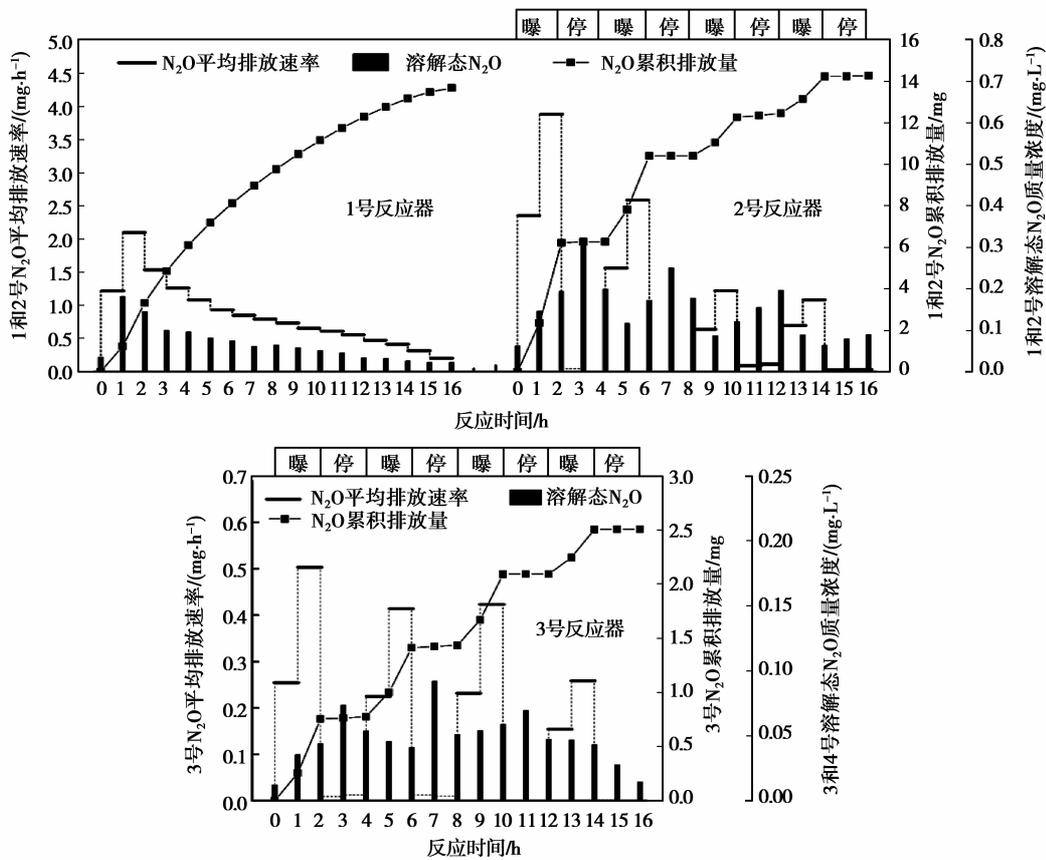


图 3 一个典型周期内 N<sub>2</sub>O 排放情况

表 3 一个典型周期内 N<sub>2</sub>O 排放量和 N<sub>2</sub>O 转化率

反应器	曝气段 N <sub>2</sub> O 累积排放量/ mg	停曝段 N <sub>2</sub> O 累积排放量/ mg	N <sub>2</sub> O 总 排放量/ mg	N <sub>2</sub> O 转化率/ %
1 号	13.69	—	13.69	1.360
2 号	13.99	0.291	14.28	1.490
3 号	2.46	0.047	2.51	0.236

单级自养脱氮系统中存在亚硝化菌和厌氧氨氧化菌,另外由于进水含有少量有机碳源,系统中还存在反硝化菌,N<sub>2</sub>O 的产生可能主要来自 AOB 的反硝化作用。已有研究<sup>[14]</sup>认为,低 DO 和较高的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度条件下,容易发生 AOB 的反硝化,从而导致 N<sub>2</sub>O 的排放。SBBR 单级自养脱氮工艺的氮去除途径主要为亚硝化-厌氧氨氧化,在生物膜内部存在 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和低溶氧区域,为 AOB 的反硝化提供了条件。目前对厌氧氨氧化过程中 N<sub>2</sub>O 排放的研究相对较少,但有学者认为,N<sub>2</sub>O 可被厌氧氨氧化菌的混培物作为电子受体而被代谢<sup>[15]</sup>。反硝化作用对 N<sub>2</sub>O 排放的影响较为复杂,反硝化过程分四阶段进行,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N→NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N→NO→N<sub>2</sub>O→N<sub>2</sub>,最

终产物通常为 N<sub>2</sub>O 和 N<sub>2</sub>。有研究报道<sup>[8,16-17]</sup>,较高的 DO 和较低的 pH 值容易抑制一氧化二氮(N<sub>2</sub>O)酶的活性,使 N<sub>2</sub>O 还原成 N<sub>2</sub> 的过程受阻,导致 N<sub>2</sub>O 的大量排放。但也有文献报道<sup>[18-19]</sup>,在反硝化过程中加入有机碳源,可将 N<sub>2</sub>O 还原成 N<sub>2</sub>,从而减少了 N<sub>2</sub>O 的排放。

1 号反应器为连续曝气,由图 3 可知,N<sub>2</sub>O 平均排放速率在运行周期的第 2 小时达到最大值 2.09 mg/h,之后持续下降至周期末的 0.202 mg/h。在整个运行周期内,N<sub>2</sub>O 累积排放量持续增加,至周期结束时达到 13.69 mg。溶解态 N<sub>2</sub>O 质量浓度在运行周期的第 1 小时达到最大值 0.183 mg/L,之后持续下降至周期末的 0.022 6 mg/L。运行周期末,N<sub>2</sub>O 转化率为 1.36%。

与 1 号反应器的连续曝气方式不同,2 号反应器采用间歇曝气,曝停比为 2 h : 2 h,在各曝气时段内其 DO 质量浓度和曝气量均大于 1 号反应器。2 号反应器的 N<sub>2</sub>O 排放特征与 1 号明显不同。由图 3 可知,在每个 2 h : 2 h 的曝停时段内,2 号反应器的 N<sub>2</sub>O 平均排放速率在曝气时段较大,且大于 1 号反应器,停曝时段几乎为零;相应的,N<sub>2</sub>O 累积排放量在曝气段增加,停曝段出现平台期。因此,间歇曝

气反应器  $N_2O$  的排放主要来自曝气段。

从停曝段进入曝气段后,2号反应器  $N_2O$  平均排放速率出现持续 2h 的增加。这有两方面原因,一是由于曝气吹脱作用,将溶液中的  $N_2O$  大量吹脱出去。第二,DO 从停曝段的最低值 0.2~0.4 mg/L 逐渐升高至曝气段第 2 小时的 1.2~1.6 mg/L,较高的 DO 条件促使系统中更多的  $NH_4^+-N$  转化为  $NO_2^- -N$ ,为 AOB 的反硝化作用创造了底物条件,而生物膜的构造又为 AOB 的反硝化作用提供了低氧微环境,从而使得  $N_2O$  平均排放速率随曝气时段的延长而增加。2号反应器从曝气段进入停曝段后,其  $N_2O$  平均排放速率迅速下降,且几乎为零,这主要是由于曝气吹脱作用的解除,使得  $N_2O$  更多地溶入反应器中,并可能进一步被厌氧氨氧化菌或反硝化菌利用;与此同时,较低的 DO 值也有利于  $NO_2^- -N$  的转化。因此, $N_2O$  平均排放速率表现为随着反应器的曝气和停曝而交替变化。

从停曝段进入曝气段后,2号反应器中溶解态  $N_2O$  质量浓度表现为先降低后升高。溶解态  $N_2O$  质量浓度的降低是由于曝气吹脱作用将大量溶解态  $N_2O$  吹脱出去,而之后质量浓度的升高则是由于在此阶段  $N_2O$  产生量增加,且更多地溶于水中。反之,当系统从曝气段进入停曝段后,2号反应器溶解态  $N_2O$  质量浓度出现了先升高后降低。此时,溶解态  $N_2O$  质量浓度的升高是由于曝气吹脱作用减弱所致,而质量浓度的降低则可能是因为停止曝气后系统 DO 质量浓度下降, $NH_4^+-N$  转化为  $NO_2^- -N$  的量减少,AOB 反硝化作用减弱,使得

$N_2O$  产量减少。此外系统中部分溶解态  $N_2O$  也可能在厌氧状态下被厌氧氨氧化菌所利用。因此,与  $N_2O$  平均排放速率相似,2号反应器溶解态  $N_2O$  质量浓度也随着反应器的曝气和停曝而交替变化。

3号反应器的曝气方式与2号反应器相同,但3号反应器的进水加入了乙酸钠作为有机碳源。由图3可知,3号反应器  $N_2O$  的排放特征与2号反应器相似,即  $N_2O$  排放量主要来自曝气段, $N_2O$  平均排放速率和溶解态  $N_2O$  质量浓度随着反应器的曝气和停曝而交替变化。但在运行周期内的各个时段内,3号反应器  $N_2O$  平均排放速率, $N_2O$  累积排放量和溶解态  $N_2O$  质量浓度均明显小于2号反应器。由表3也可知,3号反应器在一个运行周期内  $N_2O$  累积排放量为 2.51 mg,仅为2号反应器 14.28 mg 的 1/6。这是由于3号反应器进水含有少量有机碳源,可促进反硝化作用,而反硝化反应可能利用有机碳源将溶解态  $N_2O$  还原成  $N_2$ ,使得  $N_2O$  排放量减少。有研究表明<sup>[18-19]</sup>,反硝化过程中加入有机碳源,反硝化反应可将  $N_2O$  还原成  $N_2$ 。此外,当系统进水含有有机碳源后,系统的脱氮途径将会存在短程硝化反硝化,全程硝化反硝化等多种脱氮途径<sup>[12]</sup>。相比于不含有有机碳源的系统,含氮物质的转化途径更加灵活多样化,这可能在一定程度减少了  $NO_3^- -N$ 、 $NO_2^- -N$ 、 $NO$ 、 $NO_2$  等物质的累积,从而减少了其转化为  $N_2O$  的风险。

### 2.3 不同生物脱氮工艺 $N_2O$ 转化率

表4为进水较低氨氮质量浓度下,不同生物脱氮工艺  $N_2O$  转化率的比较。

表 4 不同生物脱氮工艺  $N_2O$  转化率比较

序号	$N_2O$ 转化率/%	水质	脱氮工艺	文献
1	0.236	$\rho_{NH_4^+-N}=140$ mg/L,以乙酸钠为有机碳源 COD=40 mg/L	单级自养脱氮工艺	本研究
2	1.36,1.49	$\rho_{NH_4^+-N}=140$ mg/L,不加有机碳源	单级自养脱氮工艺	本研究
3	0.5~2.6	$\rho_{NH_4^+-N}=40$ mg/L	同步硝化反硝化	王淑莹等 <sup>[20]</sup>
4	4.77~7.95	$\rho_{NH_4^+-N}=50\sim 200$ mg/L,C/N=2,3,4,5	好氧颗粒污泥同步硝化反硝化	阮文全等 <sup>[21]</sup>
5	3.05	$\rho_{NH_4^+-N}=35\sim 78$ mg,C/N=4.9	短程硝化反硝化	于德爽等 <sup>[19]</sup>
6	4~11	$\rho_{NH_4^+-N}=32.33\sim 69.22$ mg/L,C/N=2.80~3.60	短程硝化反硝化	张静蓉等 <sup>[7]</sup>
7	5.3~26.1	$\rho_{NH_4^+-N}=50$ mg/L	全程反硝化	Hu 等 <sup>[22]</sup>
8	6.45	$\rho_{NH_4^+-N}=35\sim 78$ mg/L,C/N=4.9	全程反硝化	于德爽等 <sup>[19]</sup>
9	6.43~39.2	$\rho_{NH_4^+-N}=150$ mg/L,C/N=6	好氧反硝化	Wang 等 <sup>[23]</sup>

由表4可知,在本研究的单级自养脱氮工艺中, $N_2O$ 转化率分别为1.36%,1.49%和0.236%,低于文献报道的其他生物脱氮工艺 $N_2O$ 转化率。

大量文献表明,较高的 $NO_2^-$ -N质量浓度容易导致 $N_2O$ 的排放<sup>[24-25]</sup>。Zeng, et al<sup>[26]</sup>在研究亚硝酸盐同步硝化反硝化过程 $N_2O$ 的排放时,发现 $N_2O$ 的排放与 $NO_2^-$ -N质量浓度具有良好的正相关性。由图2可知,本研究的3个反应器在整个运行周期中 $NO_2^-$ -N质量浓度始终低于2.5 mg/L,较低的 $NO_2^-$ -N累积量是单级自养脱氮工艺 $N_2O$ 排放量较低的原因之一。

其次,单级自养脱氮工艺的主要脱氮途径是亚硝化-厌氧氨氧化,而至今厌氧氨氧化的氮代谢中尚未证实 $N_2O$ 的存在<sup>[27]</sup>,并且在试验室规模的厌氧氨氧化反应器排放的尾气中也没有发现 $N_2O$ <sup>[28]</sup>。此外,郑平等<sup>[15]</sup>研究表明, $N_2O$ 可被厌氧氨氧化菌的混培物作为电子受体而被代谢。因此,相对于其他生物脱氮工艺,由于单级自养脱氮工艺的主要脱氮途径厌氧氨氧化反应不产生 $N_2O$ ,甚至可能利用 $N_2O$ ,而使得其 $N_2O$ 排放风险降低。此外,由2.2的分析可知,当系统进水含有一定量有机碳源时,还可促进反硝化反应的进行,反硝化菌有可能利用有机碳源将 $N_2O$ 还原成 $N_2$ <sup>[18-19]</sup>,从而减少了 $N_2O$ 排放量。

另外, Park 等<sup>[25]</sup>研究表明,生物膜系统 $N_2O$ 的排放量小于非生物膜系统,他认为在有载体或填料的生物膜系统中,生物截留量大,生物膜内形成供多种微生物共同代谢的好氧-缺氧微生物环境,有利于减少系统 $N_2O$ 的排放。本研究单级自养脱氮工艺采用生物膜法,在生物膜的外层形成好氧区,内层形成缺氧和厌氧区。由于好氧,缺氧和厌氧区紧密相连,由 $NH_4^+$ -N转化的 $NO_2^-$ -N可以立即进入生物膜内层而被Anammox菌消耗利用,使得 $NO_2^-$ -N积累量相对较小;在生物膜外层生成的 $N_2O$ 也可以快速扩散进入生物膜内层,而被反硝化菌、Anammox菌所消耗,从而减少了 $N_2O$ 排放。

### 3 结论

1)当进水 $NH_4^+$ -N质量浓度约为140 mg/L时,1号、2号和3号反应器的 $N_2O$ 累积排放量和 $N_2O$ 转化率分别为13.69、14.28、2.51 mg和1.36%,1.49%,0.236%。与其他生物脱氮工艺相比,单级自养脱氮工艺 $N_2O$ 转化率较低。

2)曝气方式对 $N_2O$ 排放特征影响较大,在一个运行周期内,连续曝气的1号反应器 $N_2O$ 累积排放量持续增加, $N_2O$ 平均排放速率和溶解态 $N_2O$ 质量

浓度为先升高至最大值,之后持续下降。间歇曝气的2号反应器 $N_2O$ 排放量主要来自曝气段, $N_2O$ 平均排放速率和溶解态 $N_2O$ 质量浓度整体呈现出先升高后降低的趋势,且随着反应器的曝气和停曝而交替变化。

3)有机碳源对系统 $N_2O$ 排放有较大影响,含有有机碳源的3号反应器 $N_2O$ 累积排放量和 $N_2O$ 转化率约为不含有有机碳源的2号反应器的1/6。

### 参考文献:

- [1] Ahn Y H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies; a review [J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41: 1709-1721.
- [2] Jetten M S M, Cirpus I, Kartal B, et al. 1994-2004: 10 years of research on the anaerobic oxidation of ammonium [J]. *Biochemical Society Transactions*, 2005, 33(1): 119-123.
- [3] Li J, Guo J S, Fang F, et al. Effect of organic carbon on nitrogen conversion and microbial communities in the completely autotrophic nitrogen removal process [J]. *Environmental Technology*, 2012, 33(10): 1-9.
- [4] Xiao Y, Zeng G M, Yang Z H, et al. Coexistence of nitrifiers, denitrifiers and Anammox bacteria in a sequencing batch biofilm reactor as revealed by PCR-DGGE [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2009, 106(2): 496-505.
- [5] IPCC. *Climate change 1995: the Science of Climate Change* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1996: 21-24.
- [6] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide ( $N_2O$ ): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century [J]. *Science*, 2009, 326(5949): 123-125.
- [7] 张静蓉, 王淑莹, 尚会来, 等. 污水短程硝化反硝化和同步硝化反硝化生物脱氮中 $N_2O$ 排放量及控制策略[J]. *环境科学*, 2009, 30(12): 3624-2629.  
ZHANG Jingrong, WANG Shuying, SHANG Huilai, et al.  $N_2O$  Emission and control in shortcut nitrification and denitrification and simultaneous nitrification and denitrification biological nitrogen removal systems [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(12): 3624-2629.
- [8] 耿军军, 王亚宜, 张兆祥, 等. 污水生物脱氮革新工艺中温室气体 $N_2O$ 的产生及微观机理[J]. *环境科学学报*, 2010, 30(9): 1729-1738.  
GENG Junjun, WANG Yayi, ZHANG Zhaoxiang, et al.  $N_2O$  production and mechanism in recently developed biological nitrogen removal processes [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(9): 1729-1738.

- [9] 方芳, 杨国红, 郭劲松, 等. DO 和曝停比对单级自养脱氮工艺影响试验研究[J]. 环境科学, 2007, 28(9): 1975-1980.  
FANG Fang, YANG Guohong, GUO Jinsong, et al. Influence of DO and aeration/non-aeration ratio on one-step SBBR completely autotrophic nitrogen removal process [J]. Environmental Science, 2007, 28(9): 1975-1980.
- [10] 刘金苓. 厌氧氨氧化微生物的有机代谢机理及其固定化效应研究[D]. 广州: 中山大学, 2006.
- [11] Wang C C, Lee P H, Kumar M, Huang Y T, et al. Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 175: 622-628.
- [12] 杨国红, 方芳, 郭劲松, 等. 单级自养脱氮工艺氨氮去除途径研究[J]. 环境科学, 2009, 30(1): 102-107.  
YANG Guohong, FANG Fang, GUO Jinsong, et al. mechanism of ammonium removal in the completely autotrophic nitrogen removal in one reactor process[J]. Environmental Science, 2009, 30(1): 102-107.
- [13] 国家环保局编. 水和废水监测分析方法[M]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [14] Poth M, Focht D D.  $^{15}\text{N}$  kinetic analysis of  $\text{N}_2\text{O}$  production by nitrosomonas europaea: an examination of nitrifier denitrification [J]. Applied Environmental Microbiology, 1985, 49(5): 1134-1141.
- [15] 郑平, 冯孝善, Jetten M S M, et al. 厌氧氨氧化菌基质转化特性的研究[J]. 浙江农业大学学报, 1997, 23(4): 409-413.  
ZHENG Ping, FENG Xiaoshan, Jetten M S M et al. Study on substrate conversion characteristics of mixed microbial culture for anaerobic ammonium oxidation[J]. Journal of Zhejiang Agricultural University, 1997, 23(4): 409-413.
- [16] Otte S, Grobden N G, Robertson L A, et al. Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1996, 62(7): 2421-2426.
- [17] Hanaki K, Hong Z, Matsuo T, et al. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater [J]. Water Science and Technology, 1992, 26(5/6): 1027-1036.
- [18] Yang Q, Liu X H, Peng C Y, et al.  $\text{N}_2\text{O}$  production during nitrogen removal via nitrite from domestic wastewater: main sources and control method [J]. Environmental science technology, 2009, 43(24): 9400-9406.
- [19] 于德爽, 李津, 陆婕. 短程与全程硝化反硝化过程中  $\text{N}_2\text{O}$  产量比较[J]. 中国给水排水, 2008, 24(7): 66-69.  
YU Deshuang, LI Jin, LU Jie. Comparison of  $\text{N}_2\text{O}$  production quantity between complete and shortcut nitrification and denitrification processes [J]. China Water & Wastewater, 2008, 24(7): 66-69.
- [20] 王淑莹, 张静蓉, 尚会来, 等. 生物膜同步硝化反硝化脱氮过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的产生量及机理分析[J]. 北京工业大学学报, 2011, 37(9): 1400-1406.  
WANG Shuying, ZHANG Jingrong, SHANG Huilai, et al. The  $\text{N}_2\text{O}$  production and mechanism analysis of simultaneous nitrification and denitrification in biofilm reactor [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2011, 37(9): 1400-1406.
- [21] 阮文权, 陈坚. 好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的产生[J]. 无锡轻工大学学报, 2004, 23(4): 37-41.  
RUAN Wenquan, CHEN Jian. The Generation of  $\text{N}_2\text{O}$  with SND aerobic granular sludge [J]. Journal of Wuxi University of Light Industry, 2004, 23(4): 37-41.
- [22] Hu Z, Zhang J, Li S P, et al. Effect of anoxic/aerobic phase fraction on  $\text{N}_2\text{O}$  emission in a sequencing batch reactor under low temperature [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(5): 5486-5491.
- [23] Wang P, Liu J, Wang B, et al. The impacts of pH and DO on  $\text{N}_2\text{O}$  production during wastewater aerobic nitrogen removal process[C]//International Symposium on Biotechnology for Environmental Pollution Control, 2004, Beijing, China.
- [24] Weissenbacher N, Loderer C, Lenz K, et al.  $\text{NO}_x$  monitoring of a simultaneous nitrifying-denitrifying (SND) activated sludge plant at different oxidation reduction potentials [J]. Water Research, 2007, 41: 397-405.
- [25] Park K Y, Inamori Y, Mizuochi M, et al. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2002, 90(3): 247-252.
- [26] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z, et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, 84(2): 170-178.
- [27] Kartal B, Kuypers M M M, Lavik G, et al. Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium [J]. Environment Microbiology. 2007, 9(3): 635-642.
- [28] Van Der Star W R L, Miclea A I, Van Dongen U G J M, et al. The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2008, 101(2): 286-294.