

# CANON 工艺中 $N_2O$ 的释放途径及影响因素

付昆明, 付 巢, 王会芳, 仇付国

(北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室 中—荷污水处理技术研发中心, 北京 100044)

**摘 要:**  $N_2O$  是一种强温室气体,而污水脱氮是  $N_2O$  释放的重要人为源。污水生物脱氮过程不仅增加了  $N_2O$  的释放潜能,且极有可能从水中转嫁到大气中。CANON 作为一种新型脱氮工艺,在处理高氨氮废水时有其独特的技术优势,已广泛用于实际污水处理中,但是进一步的研究发现,该脱氮过程中  $N_2O$  的释放量却不容乐观。在微生物机理上,分别从短程硝化、厌氧氨氧化以及反硝化阶段分析  $N_2O$  可能的产生途径,并对  $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 、曝气量等关键影响因素进行了讨论。在综合分析 CANON 中  $N_2O$  的产生机理和影响因素的基础上,提出优化系统运行控制条件,避免  $NO_2^- - N$  的积累和低 DO 浓度,培养适应高  $NO_2^- - N$  浓度的微生物种群,实现  $N_2O$  的减量化。

**关键词:**  $N_2O$ ; CANON; 短程硝化; 厌氧氨氧化; 亚硝酸盐

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2018)02-0037-05

## $N_2O$ Release Pathways and Influencing Factors in CANON Process

FU Kun-ming, FU Chao, WANG Hui-fang, QIU Fu-guo

(Sino-Dutch R & D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies, Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment <Ministry of Education>, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

**Abstract:** As a kind of powerful greenhouse gas, most of  $N_2O$  could be released from nitrogen removal from wastewater. Wastewater biological nitrogen removal process not only increases the potential for  $N_2O$  emission but also transfers  $N_2O$  from wastewater to atmosphere. As a new denitrification process, CANON process has its unique technical advantages in the treatment of ammonia-rich wastewater. So it has been widely used in practical wastewater treatment field. While, CANON process could not be taken as a perfect technology for wastewater treatment due to a lot of  $N_2O$  emissions. From the microbial biochemical transformation mechanism in CANON process, the  $N_2O$  release pathways were investigated after analysis of the shortcut nitrification, denitrification and anaerobic ammonium oxidation stage. And then, the key factors such as  $NH_4^+ - N$ ,  $NO_2^- - N$ , aeration flow were discussed. After comprehensively analyzed the mechanism and influencing factors of  $N_2O$  emission from CANON, the optimal operating conditions of CANON were put forward to avoid  $NO_2^- - N$  accumulation and low level of DO. And furthermore, the functional microorganism population was cultivated to adapt to high  $NO_2^- - N$  concentration and to reduce  $N_2O$ .

**Key words:**  $\text{N}_2\text{O}$ ; CANON; partial nitrification; ANAMMOX; nitrite

$\text{N}_2\text{O}$  是一种强温室气体,其全球增温潜势(GWP)<sup>[1]</sup>为  $\text{CO}_2$  的 300 倍, $\text{CH}_4$  的 12 倍,危害仅次于  $\text{CO}_2$  和  $\text{CH}_4$ 。通过对国内  $\text{N}_2\text{O}$  排放量的调查发现, $\text{N}_2\text{O}$  平均排放量为  $9.5 \times 10^8 \text{ kg/a}$ ,其中人为源约占 29%。作为大气中  $\text{N}_2\text{O}$  排放的重要人为源,有调查显示,污水脱氮过程中  $\text{N}_2\text{O}$  排放总量约为  $(0.3 \sim 3) \times 10^{12} \text{ kg/a}$ ,占全球  $\text{N}_2\text{O}$  排放总量的 2.5% ~ 25%。由此可见,污水生物脱氮过程不仅增加了  $\text{N}_2\text{O}$  的释放潜能,且极有可能从水中转嫁到大气中。

全程自养脱氮工艺(CANON)是以厌氧氨氧化技术(ANAMMOX)为基础,以  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  为电子受体,将  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  转化为  $\text{N}_2$  的一种新型脱氮工艺。该工艺的核心是控制反应条件以实现短程硝化,而 ANAMMOX 菌受到抑制时,会导致  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累,其  $\text{N}_2\text{O}$  的释放也不容乐观。如何在将污水处理成本降至更低,实现污水可持续发展的同时,避免将水中的氮素污染转嫁至大气中,因此深入了解 CANON 工艺脱氮过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的释放途径及其影响因素,这对实现污水与大气的共同治理将具有重要意义。

## 1 CANON 中 $\text{N}_2\text{O}$ 产生的微生物学机理

传统污水生物脱氮过程中, $\text{N}_2\text{O}$  主要作为硝化过程或反硝化过程中的副产物或中间产物而产生,主要的产生途径包括硝化细菌反硝化、 $\text{NH}_2\text{OH}$  的氧化以及反硝化作用不彻底等<sup>[2]</sup>。CANON 工艺主要包括短程硝化和 ANAMMOX 两个过程,此外还会存在一定的反硝化作用,目前主要应用在高氨氮废水的处理中<sup>[3]</sup>。国内外学者对生物脱氮过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的产生及释放展开了研究工作,发现  $\text{N}_2\text{O}$  主要产生于微生物的亚硝酸化及反硝化代谢过程。

### 1.1 短程硝化过程

硝化过程中产生  $\text{N}_2\text{O}$  的途径主要有两种:一是在  $\text{NH}_2\text{OH}$  不完全氧化时,通过化学分解硝酰基或生物降解 NO 产生  $\text{N}_2\text{O}$ ,即  $\text{NH}_2\text{OH}$  氧化途径;另一种是氨氧化菌(AOB)以  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  为电子受体进行反硝化产生  $\text{N}_2\text{O}$ ,即 AOB 反硝化途径。CANON 工艺中,由于亚硝酸盐氧化菌(NO)受到抑制,硝化过程中主要是 AOB 参与反应,其将  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  经过  $\text{NH}_2\text{OH}$  而转化为  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ , $\text{N}_2\text{O}$  是作为亚硝酸化过程中的副产物出现的。有研究表明,亚硝酸化过程

是生物脱氮过程中产生  $\text{N}_2\text{O}$  的主要途径<sup>[4]</sup>,而硝酸化过程不会产生  $\text{N}_2\text{O}$ 。Kim 等<sup>[5]</sup>通过试验证明了这一点,即在硝化系统中,当使用  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  代替  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  时,并没有  $\text{N}_2\text{O}$  产生。在亚硝酸化过程中, $\text{N}_2\text{O}$  可能通过  $\text{NH}_2\text{OH}$  的氧化、硝酰基(NO)的化学分解、AOB 的反硝化作用和氨氧化古生菌及异养硝化菌的作用产生。

#### 1.1.1 $\text{NH}_2\text{OH}$ 的氧化

好氧条件下,当系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度或 pH 值过高时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  氧化过程中的第一个中间产物  $\text{NH}_2\text{OH}$  容易发生积累,而积累的  $\text{NH}_2\text{OH}$  可能在羟胺氧化还原酶(HAO)的作用下产生  $\text{N}_2\text{O}$ 。Kim 等<sup>[5]</sup>研究发现,向硝化系统中仅加入  $\text{NH}_2\text{OH}$  时,有  $\text{N}_2\text{O}$  释放出来,并且释放量远高于等量  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  所释放出来的  $\text{N}_2\text{O}$ ,而当  $\text{NH}_2\text{OH}$  被耗尽时, $\text{N}_2\text{O}$  的释放即停止。还有学者通过小试研究  $\text{N}_2\text{O}$  的产生机理,也发现  $\text{NH}_2\text{OH}$  氧化作用有可能是  $\text{N}_2\text{O}$  产生的一个途径<sup>[6]</sup>。此外, $\text{NH}_2\text{OH}$  也有可能和亚硝酸发生纯化学反应而生成  $\text{N}_2\text{O}$ ,但是该过程要求 pH 值 < 5.50,而处理厂中,污水的 pH 值一般为 7 ~ 8<sup>[2]</sup>,故此反应对  $\text{N}_2\text{O}$  的释放几乎没有贡献。 $\text{NH}_2\text{OH}$  对  $\text{N}_2\text{O}$  的释放起主要作用,在源头上控制  $\text{NH}_2\text{OH}$  的积累,不论是在 HAO 的作用下,还是亚硝酸化纯化学反应,都对  $\text{N}_2\text{O}$  的减量化起到重要作用。

#### 1.1.2 硝酰基(NO)的化学分解

积累的  $\text{NH}_2\text{OH}$  还可以继续被氧化成 NOH,NOH 作为亚硝酸化过程的第二个中间产物,可能在好氧条件下发生双分子聚合反应生成  $\text{N}_2\text{O}_2\text{H}_2$ ,继而水解成  $\text{N}_2\text{O}$ 。有学者<sup>[7]</sup>利用 AOB 的纯培养系统考察  $\text{N}_2\text{O}$  产生速率和氨氧化速率的关系,采用四种代谢模型分析试验数据后,发现 NOH 的化学分解也可能是亚硝酸化过程中  $\text{N}_2\text{O}$  产生的途径。

#### 1.1.3 AOB 的反硝化作用

限氧条件下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度过高时会对微生物产生毒害作用,此时 AOB 会分泌出 NOR 和 isoNIR 等一系列生物酶,将  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  转化为  $\text{N}_2\text{O}$ ,该过程称为 AOB 的反硝化作用。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度越高,AOB 的反硝化作用越强, $\text{N}_2\text{O}$  产生的能力越强。Jia 等<sup>[8]</sup>在研究限氧条件下  $\text{N}_2\text{O}$  的产生机理和来源时,发现

AOB 具有反硝化能力,由于反应过程中缺少有机碳源且存在氧气,异养菌反硝化产生  $N_2O$  的能力被抑制,AOB 反硝化作用成为产生  $N_2O$  的主要来源。随着 DO 浓度的升高,AOB 反硝化作用对  $N_2O$  产量的贡献逐渐降低, $NH_2OH$  氧化对其贡献相应增大。高坤等<sup>[9]</sup>通过实验发现在限氧条件下的自养亚硝化过程中,不同进水  $NH_4^+ - N$  浓度条件下的  $NH_4^+ - N$  氧化速率基本不变,而完成亚硝化的时间随进水  $NH_4^+ - N$  浓度的增高而延长,积累的  $NO_2^- - N$  浓度越高,导致 AOB 反硝化产生  $N_2O$  的速率越大, $N_2O$  释放总量和释放因子也越大。因此,AOB 反硝化是产生  $N_2O$  的主要途径。Casciotti 等<sup>[10]</sup>通过试验发现,AOB 中不存在氧化亚氮还原酶(NOS),这就导致其反硝化作用的最终产物为  $N_2O$ 。控制  $NO_2^- - N$  的积累,防止 AOB 反硝化,是  $N_2O$  减量的一个重要途径。

#### 1.1.4 氨氧化古生菌和异养硝化菌的作用

在污水处理厂中,氨氧化古生菌在低溶解氧浓度和较长的污泥停留时间(SRT)下会出现。而高 COD/N、低 DO 浓度时,异养硝化菌也会对氨的氧化产生作用,反应速率比好氧硝化菌低 100 ~ 1 000 倍<sup>[5]</sup>。虽然没有证据证明氨氧化古生菌或异养硝化菌会对  $N_2O$  的释放产生重要作用,但是 Anderson 等<sup>[11]</sup>在异养硝化菌的纯培养试验时,发现异养硝化菌比自养硝化菌会产生更多的  $N_2O$ 。

#### 1.2 ANAMMOX 过程

ANAMMOX 过程中  $N_2O$  可能产生的途径有  $NH_2OH$  氧化、 $NO_2^- - N$  的还原、NO 的排毒作用。Okabe 等<sup>[4]</sup>的研究证明 ANAMMOX 菌在还原  $NO_2^-$  时,并未经过传统的产生  $N_2O$  的反硝化过程,其释放的  $N_2O$  仅为进水氮负荷的  $(0.1 \pm 0.07)\%$ 、氮总去除量的  $(0.14 \pm 0.09)\%$ ,而短程硝化过程的释放率分别为  $(4.0 \pm 1.5)\%$ 、 $(9.6 \pm 3.2)\%$ ,说明 CANON 工艺中,短程硝化过程是  $N_2O$  的主要释放途径。有人认为,ANAMMOX 过程中, $N_2O$  可能来自 NO 的排毒作用,NO 是 ANAMMOX 的中间产物<sup>[12]</sup>。而郑平等<sup>[13]</sup>认为,ANAMMOX 菌有 HAO,其只能将  $NH_2OH$  转化为 NO 或  $N_2O$ ,或者中间产物  $NH_2OH$  有可能被氧化而产生  $N_2O$ 。有学者<sup>[4]</sup>采用微电极原位检测  $N_2O$  的产生速率,发现  $N_2O$  主要产生于 ANAMMOX 颗粒污泥的内部,而在该区域并未发现

AOB(仅存在于颗粒表面),这说明 AOB 对  $N_2O$  的贡献可忽略;而当投加青霉素(抑制异养硝化菌和 AOB)时,完全没有  $N_2O$  释放,这表明异养反硝化作用可能是 ANAMMOX 过程中  $N_2O$  的一个释放途径;还有研究者猜测内源反硝化也可能是 ANAMMOX 过程中的一个  $N_2O$  来源。另外,DO、FNA 等会抑制 ANAMMOX 菌的代谢,使  $NO_2^- - N$  积累,进而可能导致  $N_2O$  的释放。尽管 ANAMMOX 菌在正常状态下没有表现出生成  $N_2O$  的能力,但它在好氧或微氧条件下会产生  $N_2O$ <sup>[14]</sup>。所以 CANON 工艺在低 C/N、限氧条件下运行时, $N_2O$  依然是可能产生的<sup>[15]</sup>。

#### 1.3 反硝化过程

运用 CANON 工艺时,生物脱氮过程中也存在反硝化反应。 $N_2O$  是反硝化过程中的中间产物,在外界环境适宜时其可被 NOS 酶继续还原为  $N_2$ 。在以下两种情况下反硝化过程会产生  $N_2O$ :①一些反硝化菌本身没有 NOS 酶系统,这样只能将  $NO_3^- - N$  还原至  $N_2O$ ;②受外界条件的干扰,NOS 酶失去活性,导致  $N_2O$  积累,相比其他酶,NOS 酶对外界环境变化更敏感,且竞争电子能力更弱,诸如 DO、金属离子、盐度和抑制剂(比如  $C_2H_2$ )等因素均有可能使 NOS 酶活性降低甚至失活,导致  $N_2O$  积累。

缺氧条件下, $NO_3^- - N$  浓度较低时,CANON 工艺中反硝化菌可能会进行异化还原成氨(DRNA)反应,即在相应酶的催化下,将  $NO_3^- - N$  或  $NO_2^- - N$  转化为  $NH_4^+ - N$ ,合成蛋白质、氨基酸等有机物而获得营养物质。

#### 2 影响 $N_2O$ 产生与释放的因素

CANON 工艺中, $N_2O$  主要是不完全硝化或不完全反硝化过程的产物,影响其释放的因素有很多,包括  $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 、曝气量(或 DO)、pH 值、碳氮比,而盐度、温度、重金属和抑制剂(如  $NaClO_3$ )等亦是可能诱发  $N_2O$  释放的因素。

##### 2.1 $NH_4^+ - N$ 浓度

在 CANON 工艺中, $NH_4^+ - N$  浓度不同,所能提供给亚硝化过程的电子也会不同,从而影响  $NH_2OH$ 、 $NO_2^- - N$  的积累,进而可能影响  $N_2O$  的释放。田琳等<sup>[16]</sup>采用 SBBR 反应器进行试验,发现部分亚硝化过程中,进水  $NH_4^+ - N$  浓度越高,释放的  $N_2O$  越多。但是,Pijuan 等<sup>[17]</sup>在保持 DO 浓度不变的条件下,改变进水  $NH_4^+ - N$  浓度,发现  $N_2O$  的



释放量并不受  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度的影响,可能是因为反应器中微生物能够适应试验范围内的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度,并未受到冲击,  $\text{N}_2\text{O}$  及时得到转化。

## 2.2 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度

在 CANON 工艺中,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、DO、温度等均会影响  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的积累,其中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  直接影响  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度的变化,而 DO、温度等则通过影响 ANAMMOX 菌、反硝化菌或者 NOB 的活性而间接影响  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度的变化。当  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度过高时,可能会抑制 NOS 酶的活性,进而导致更多的  $\text{N}_2\text{O}$  释放。有学者研究指出,系统中  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度越高, AOB 进行反硝化作用的机会就越高,进而释放更多的  $\text{N}_2\text{O}$ <sup>[18]</sup>。反硝化过程中,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  或 FNA 会抑制 NOS 酶的活性,导致反硝化不彻底而以  $\text{N}_2\text{O}$  为最终产物。Law 等<sup>[19]</sup>发现,在短程硝化系统中,一定浓度的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  对应特定量的  $\text{N}_2\text{O}$ ,而当  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  在 50 ~ 500 mg/L 之间变化时,对  $\text{N}_2\text{O}$  产生有抑制作用,继续提高  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度时,  $\text{N}_2\text{O}$  释放量甚至保持不变。但也有学者试验得出,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度不影响  $\text{N}_2\text{O}$  的释放<sup>[17]</sup>,其认为 AOB 对试验范围内的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度有适应性。这表明,不同环境中生长的菌种对  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的承受能力可能不同。

## 2.3 pH 值

pH 值之所以能够影响  $\text{N}_2\text{O}$  的释放,主要可能是因为它会影响 FNA 的浓度。pH 值越低,同样的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  会产生更多的 FNA,而当  $\text{FNA} > 0.004 \text{ mg/L}$  时,即可完全抑制  $\text{N}_2\text{O}$  的还原。Dai 等<sup>[20]</sup>发现,当 pH 值由 8.5 向 6.5 变化时,  $\text{N}_2\text{O}$  的产量增加。相反, Anderson 等<sup>[11]</sup>认为,在曝气充足的条件下,亚硝酸化单胞菌产生的  $\text{N}_2\text{O}$  受 pH 值和缓冲液种类的影响,当 pH 值 = 8.5 时  $\text{N}_2\text{O}$  的产量最大, pH = 6 时产生的  $\text{N}_2\text{O}$  最少。可见,脱氮过程中,有关 pH 值对  $\text{N}_2\text{O}$  释放量的影响并没有统一的认识。

## 2.4 曝气量/DO

CANON 工艺中曝气量不仅影响系统 DO 的大小,还会改变污水中气体分压,改变气态  $\text{N}_2\text{O}$  和溶解态  $\text{N}_2\text{O}$  的比例,进而影响  $\text{N}_2\text{O}$  的释放量。首先,其他条件不变时,增加曝气量会提高系统中 DO 浓度,进而有可能抑制 ANAMMOX 菌的活性,导致  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累而释放更多的  $\text{N}_2\text{O}$ ;或者反硝化菌可能优先以  $\text{O}_2$  进行电子呼吸,导致反硝化不彻底而以

$\text{N}_2\text{O}$  为最终产物。其次,曝气量越大,对系统产生的吹脱作用越强,会使得水中的  $\text{N}_2\text{O}$  更多地释放至大气中。Castro 等<sup>[21]</sup>通过改变一体化 PN/A 反应器中曝气量发现,高曝气条件下,释放的  $\text{N}_2\text{O}$  是进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的  $(2.5 \pm 0.8)\%$ ,而低曝气量条件下仅为  $(1.0 \pm 0.3)\%$ 。而对于两体式 PN/A 反应器而言,亚硝酸化反应器中曝气量越低,反而释放的  $\text{N}_2\text{O}$  越多<sup>[17]</sup>,这可能是因为低 DO 条件下, AOB 越易利用  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  进行反硝化作用,进而产生更多的  $\text{N}_2\text{O}$ 。

## 2.5 C/N

CANON 工艺中不需要外加碳源,而反硝化过程需要大量的碳源, CANON 工艺中会存在一定的反硝化,在碳源不足时反硝化很难彻底反应,反硝化菌为防止  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、NO 等有毒物质的积累,将其还原为无毒的  $\text{N}_2\text{O}$ 。短程脱氮过程中,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  负荷增加,水力停留时间减少,盐度增加, DO 降低都会导致  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的积累,是产生  $\text{N}_2\text{O}$  的间接因素;而在短程反硝化阶段,即使 C/N 比降到 0.5,也没有发现  $\text{N}_2\text{O}$  的增加,这说明 C/N 比并不是短程脱氮中  $\text{N}_2\text{O}$  积累的主要因素。因此碳源不足在反硝化过程中是导致  $\text{N}_2\text{O}$  产生的一个因素,在短程硝化过程中 C/N 对  $\text{N}_2\text{O}$  的积累作用较小。

## 3 结论

① CANON 工艺中,短程硝化过程是  $\text{N}_2\text{O}$  释放的主要可能途径,其主要来源于  $\text{NH}_2\text{OH}$  的氧化和 AOB 的反硝化作用等。

②  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、DO、pH 值等因素均会影响  $\text{N}_2\text{O}$  的释放,从微生物角度来看,有些因素可能抑制某些酶(如 NOS 酶)的活性而阻止某些过程(如  $\text{N}_2\text{O}$  的还原)的发生,或者抑制某些菌种(如 ANAMMOX 菌)的生长代谢而导致  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累。

③ CANON 工艺中  $\text{N}_2\text{O}$  的减量化主要可以通过两个方面进行,一方面,优化系统运行时的控制条件,避免  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累和低 DO;另一方面,可以通过培养适应高  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度的微生物种群,提升产生  $\text{N}_2\text{O}$  的门槛。

## 参考文献:

- [1] 王长科,罗新正,张华. 全球增温潜势和全球温变潜势对主要国家温室气体排放贡献估算的差异[J]. 气候变化研究进展,2013,9(1):49-54.
- [2] Kampschreur M J, Temmink H, Kleerebezem R, et al.

- Nitrous oxide emission during wastewater treatment[J]. *Water Res*,2009,43(17):4093–4103.
- [3] 左早荣,付昆明,仇付国,等. CANON 工艺的研究现状及面临困难分析[J]. *水处理技术*,2013,39(9):15–19.
- [4] Okabe S, Oshiki M, Takahashi Y, *et al.*  $N_2O$  emission from a partial nitrification-anammox process and identification of a key biological process of  $N_2O$  emission from anammox granules[J]. *Water Res*,2011,45(19):6461–6470.
- [5] Kim S W, Miyahara M, Fushinobu S, *et al.* Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Bioresour Technol*,2010,101(11):3958–3963.
- [6] Wunderlin P, Mohn J, Joss A, *et al.* Mechanisms of  $N_2O$  production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions[J]. *Water Res*,2012,46(4):1027–1037.
- [7] Law Y, Ni B, Lant P, *et al.*  $N_2O$  production rate of an enriched ammonia-oxidising bacteria culture exponentially correlates to its ammonia oxidation rate[J]. *Water Res*,2012,46(10):3409–3419.
- [8] Jia W, Liang S, Zhang J, *et al.* Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process; sources and mechanisms[J]. *Bioresour Technol*,2013,136:444–451.
- [9] 高坤,赵剑强,葛光环,等. 限氧自养亚硝化过程中  $N_2O$  的释放特征[J]. *环境工程*,2016,(7):1–5.
- [10] Casciotti K L, Sigman D M, Ward B B. Linking diversity and stable isotope fractionation in ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Geomicrobiology*,2003,23(4):335–353.
- [11] Anderson I C, Poth M, Homstead J, *et al.* A Comparison of  $NO$  and  $N_2O$  production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*[J]. *Appl Environ Microbiol*,1993,59(11):3525–3533.
- [12] 王赛,王淑莹,巩有奎,等. 新型生物脱氮工艺中  $N_2O$  产生及释放研究进展[J]. *水处理技术*,2010,36(3):5–9.
- [13] 郑平,张蕾. 厌氧氨氧化菌的特性与分类[J]. *浙江大学学报:农业与生命科学版*,2009,35(5):473–481.
- [14] Yu R, Kampschreur M J, Van Loosdrecht M C M, *et al.* Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia[J]. *Environ Sci Technol*,2010,44(4):1313–1319.
- [15] Tang C, Zheng P, Wang C, *et al.* Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge[J]. *Water Res*,2011,45(1):135–144.
- [16] 田琳,孔强,张建,等. 不同氨氮浓度对部分亚硝化过程中  $N_2O$  释放的影响[J]. *安徽农业科学*,2012,40(33):16325–16327.
- [17] Pijuan M, Torà J, Rodríguez-Caballero A, *et al.* Effect of process parameters and operational mode on nitrous oxide emissions from a nitrification reactor treating reject wastewater[J]. *Water Res*,2014,49(1):23–33.
- [18] Shiskowski D M, Mavinic D S. The influence of nitrite and pH (nitrous acid) on aerobic-phase, autotrophic  $N_2O$  generation in a wastewater treatment bioreactor[J]. *J Environ Eng Sci*,2006,5(4):273–283.
- [19] Law Yingyu, Lant Paul, Yuan Zhi-guo. The confounding effect of nitrite on  $N_2O$  production by an enriched ammonia-oxidizing culture[J]. *Environ Sci Technol*,2013,47(13):7186–7194.
- [20] Dai Y, Di H, Cameron K, *et al.* Effects of nitrogen application rate and a nitrification inhibitor dicyandiamide on ammonia oxidizers and  $N_2O$  emissions in a grazed pasture soil[J]. *Sci Total Environ*,2013,465:125–135.
- [21] Castro-Barros C M, Daelman M R J, Mampaey K E, *et al.* Effect of aeration regime on  $N_2O$  emission from partial nitrification-anammox in a full-scale granular sludge reactor[J]. *Water Res*,2015,68:793–803.



作者简介:付昆明(1981–),男,山东莒南人,博士,副教授,主要从事市政与环境教学与科研工作,主要研究方向为污水自养脱氮技术、 $N_2O$  释放控制技术及农村污水治理技术。

E-mail: fukunming@163.com

收稿日期:2017–07–22