

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.01.004

# UASB中厌氧污泥脱铵及与硫酸盐还原的关系

牛泽栋<sup>1,2,3</sup>, 袁林江<sup>1,2,3</sup>, 杨睿<sup>1,2,3</sup>, 朱森<sup>1,2,3</sup>, 贺向峰<sup>1,2,3</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. 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:** 在上流式厌氧污泥床反应器(UASB)建立硫酸盐还原厌氧氨氧化反应过程中,研究了厌氧颗粒污泥对无机废水中铵及硫酸盐的脱除效能,探究了硫酸盐还原与厌氧脱铵的转化途径和机理。结果表明,反应器启动初期 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 即有脱除,平均去除率分别为22.10%和14.83%;中期(运行76 d后) $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 脱除量增加, $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 脱除量逐渐减少;后期 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 脱除量最高达到30.79 mg/L, $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 基本无脱除。除硝化反应外, $\text{H}_2\text{O}_2$ 以及Anammox反应均可提高 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的脱除量,且增加 $\text{HCO}_3^-$ 浓度有利于 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的转化。反应器内出现了单质硫,结合物料衡算推断反应器内发生了硫酸盐还原、硫自养反硝化及硫好氧氧化的联合反应,在反应器内构成了生物硫循环,导致出水 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 量未发生变化。氮、硫循环耦合使得 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 被脱除,出现硫酸盐还原厌氧氨氧化现象。菌群结构分析结果表明,反应器底部*Acinetobacter*的相对丰度达到78.87%,发挥主要的脱氮作用,与Anammox以及反硝化菌构成氮循环;同时,反应器中存在少量的硫酸盐还原菌(*Desulfomonile*和*Desulfovibrio*等)、硫氧化菌(*Rhodopseudomonas*等)以及硫自养反硝化菌(*Thiobacillus*等),共同构成了体系内的硫循环。

**关键词:** 上流式厌氧污泥床反应器(UASB); 硫酸盐还原; 厌氧氨氧化; 硫自养反硝化

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)01-0022-10

## Relationship between Deammoniumization of Anaerobic Sludge and Sulfate Reduction in UASB

NIU Ze-dong<sup>1,2,3</sup>, YUAN Lin-jiang<sup>1,2,3</sup>, YANG Rui<sup>1,2,3</sup>, ZHU Miao<sup>1,2,3</sup>,  
HE Xiang-feng<sup>1,2,3</sup>

(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:** This paper investigated the performance of anaerobic granular sludge for the removal of ammonium and sulfate from inorganic wastewater, and explored the conversion pathway and mechanisms of sulfate reduction and anaerobic deammoniumization in the process of establishing sulfate reduction and anaerobic ammonia oxidation in an upflow anaerobic sludge bed reactor (UASB).  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and  $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51878538); 陕西省教育厅重点实验室研究项目(19JS040)

通信作者: 袁林江 E-mail: yuanlinjiang@xauat.edu.cn

were removed in the initial stage of reactor startup, and the average removal rates reached 22.10% and 14.83%, respectively. In the middle stage (after 76 days), the removed  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  increased and the removed  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  gradually decreased. In the later stage, the removed  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  reached the maximum of 30.79 mg/L, and almost no  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  was removed. In addition to nitrification, both  $\text{H}_2\text{O}_2$  and Anammox reaction improved the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removal, and the increase of  $\text{HCO}_3^-$  concentration was beneficial to  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  conversion. The combined reaction of sulfate reduction, sulfur autotrophic denitrification and aerobic oxidation of sulfur was inferred to take place in the reactor according to the presence of sulfur and mass balance, which constituted a biological sulfur cycle in the reactor, resulting in no change of  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  in the effluent. The coupling of the nitrogen-sulfur cycle removed  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  and resulted in the occurrence of sulfate-reducing anaerobic ammonia oxidation phenomenon. The analysis of the bacterial community showed that the abundance of *Acinetobacter* at the bottom of the reactor reached 78.87%, which played a major role in nitrogen removal, and formed a nitrogen cycle with Anammox and denitrifying bacteria. Meanwhile, a few SRB such as *Desulfomonile* and *Desulfovibrio*, sulfur oxidizing bacteria such as *Rhodopseudomonas* and sulfur autotrophic denitrifying bacteria such as *Thiobacillus* were detected in the reactor, which together constituted the sulfur cycle in the system.

**Key words:** UASB; sulfate reduction; anaerobic ammonia oxidation; sulfur autotrophic denitrification

尽管很多人都看好硫酸盐还原厌氧氨氧化污水脱氮技术的前景<sup>[1]</sup>,但对该反应也一直存在不同的看法<sup>[2-3]</sup>。Wang等人<sup>[4]</sup>在膨胀颗粒污泥床(EGSB)反应器中发现,随着进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度由 166~666 mg/L ( $\text{N/S}=0.25\sim0.99$ ) 增至 1 000~2 000 mg/L ( $\text{N/S}=1.48\sim2.96$ ),硫酸盐去除率从 64% 提高至 71%,同时还去除了 71% 的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ;然而,当提高  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度至 3 000 mg/L ( $\text{N/S}>4.44$ ) 时,硫酸盐去除率却降至 28% 左右。杨世东等人<sup>[5]</sup>在厌氧序批式反应器(ASBR)中发现,在保持硫酸盐为 100 mg/L 条件下,当  $\text{N/S}$  值从 1.0 增加到 3.0 时,氨氮的平均去除率从 78.5% 增加到 94.4%,但继续将  $\text{N/S}$  值提高至 4.0 时,氨氮的平均去除率却降至 69.2%。可见,在不同  $\text{N/S}$  值条件下,硫酸盐还原厌氧氨氧化工艺对氨氮和硫酸盐的去除效率是不同的。

对于承担硫酸盐还原厌氧氨氧化的功能菌,Liu等<sup>[6]</sup>在厌氧氨氧化反应器中分离出一种细菌,认为在硫酸盐还原厌氧氨氧化过程中 *Anammoxoglobus sulfate* 细菌起着关键作用;Cai等人<sup>[7]</sup>还分离出一株具有代谢氨氮和硫酸盐功能的细菌;另外,还有研究者<sup>[2-3,8]</sup>认为硫酸盐还原厌氧氨氧化过程是多种细菌的代谢耦合共同完成的。而不管是 Liu 或 Cai 等人分离出的细菌,亦或是多种细菌代谢耦合,其均

认为硫酸盐还原厌氧氨氧化过程属于微生物自养过程<sup>[6]</sup>。对于自养过程而言,微生物除了摄取必需的含氮化合物和硫酸盐外,无机碳源的摄取也是必不可少的,且无机碳源的量也必定会对该过程有较大的影响<sup>[9]</sup>。

由于去除机理不明,硫酸盐还原厌氧氨氧化工艺仍存在启动难度大、无法有效维持等诸多问题<sup>[10-11]</sup>,这些问题严重阻碍了硫酸盐还原厌氧氨氧化工艺的推广及应用。故而,探明硫酸盐还原厌氧氨氧化工艺机理是当前的紧要问题。笔者通过改变一个成功启动的具有同步脱除氨氮和硫酸盐的上流式厌氧污泥床(UASB)反应器的进水  $\text{N/S}$  值与无机碳源浓度,分析了 UASB 反应器不同高度处发生的氮循环与硫循环,旨在探明 UASB 反应器中硫酸盐还原厌氧氨氧化工艺机理。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置

实验装置如图 1 所示,采用有机玻璃制成的 UASB 反应器,反应器由反应区和三相分离区组成,内径为 100 mm,反应区高 600 mm,反应器的有效容积为 4.71 L,反应区外设置 20 mm 厚的水浴保温层,在保温层外面包裹铝箔纸以避免光照影响微生物活性。实验期间,温度控制在  $(34\pm1)^\circ\text{C}$ ,pH 控制在

7.9±0.3,水力停留时间(HRT)设为24 h。反应器各个接口处涂抹凡士林进行密封。

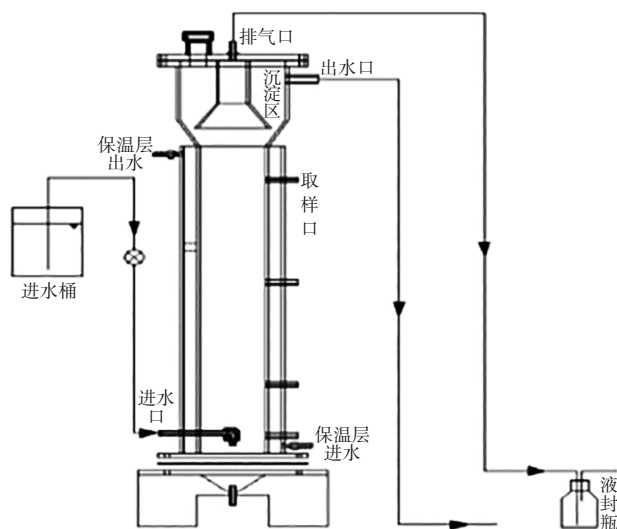


图1 UASB实验装置

Fig.1 Schematic diagram of UASB device

## 1.2 接种污泥与实验进水

实验用接种污泥取自西安市某啤酒厂的厌氧颗粒污泥,利用低浓度的 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 与 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 分别为25、30 mg/L)进行3个月的培养。初始MLSS为88.25 g/L,MLVSS为47.32 g/L,MLVSS/MLSS=0.54。

实验进水采用人工模拟废水,进水中的 $\text{NH}_4^+$ 与 $\text{SO}_4^{2-}$ 分别由 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 与 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 提供。配水组分如下:27 mg/L的 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 、500 mg/L的 $\text{NaHCO}_3$ 、500 mg/L的 $\text{KHCO}_3$ 、38 mg/L的 $\text{CaCl}_2$ 、20 mg/L的 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , $\text{NH}_4\text{Cl}$ 与 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 按需添加,具体见表1。

表1 进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 浓度

Tab.1 Concentration of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and  $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$  in the influent

运行阶段	运行天数/d	$\text{NH}_4^+-\text{N}$ / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	N/S值
I	1~16	25	37	1.54
II	17~25	25	60	0.95
III	26~72	50	60	1.90
IV	73~86	50	96	1.19
V	87~113	50	60	1.90
VI	114~149	100	60	3.81

## 1.3 测定指标及方法

### 1.3.1 常规指标

常规指标的测试方法参考《水和废水监测分析

方法》(第4版)。 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定; $\text{NO}_2^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 及 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 均采用离子色谱法测定; $\text{S}^{2-}$ 采用亚甲基蓝分光光度法测定; $\text{H}_2\text{O}_2$ 采用硫酸钛分光光度法测定<sup>[12]</sup>;TOC采用TOC测定仪测定;pH采用PHS-3S型pH计测定;氧化还原电位(ORP)采用ORP仪测定;DO采用MO128-2M型便携式溶解氧仪测定;污泥中的微生物采用扫描电子显微镜(SEM)观察;元素分析采用场发射扫描电子显微镜(FESEM)进行。单质硫浓度根据以下公式进行计算:

$$S_0 = \text{SO}_4^{2-} \text{ 进水} - \text{SO}_4^{2-} \text{ 出水} - \text{HS}^- \quad (1)$$

### 1.3.2 批次实验方法及运行条件

氨氧化(AOB)活性测定:从反应器污泥底部取5 mL泥水混合物,用磷酸盐缓冲液(PBS)冲洗3次并离心(4 000 r/min),置于100 mL的血清瓶中,加入 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度为50 mg/L的模拟废水至100 mL处,在34℃条件下曝气以提供饱和和溶解氧,每隔2 h取样一次,通过分析 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度的变化计算AOB活性。

厌氧氨氧化(AAOB)活性测定:从反应器污泥底部取5 mL泥水混合物,用PBS冲洗3次并离心(4 000 r/min),置于100 mL血清瓶中,加入 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 浓度分别为50和70 mg/L的模拟废水至100 mL处,利用氩气对血清瓶进行除氧10 min,将其密封后放入恒温振荡器(150 r/min,34℃)进行反应,间隔6 h取一次样,通过分析 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度的变化计算AAOB活性。

批次实验1:在COD分别为100、200、300 mg/L条件下检测硫酸盐还原菌(SRB)活性,主要基质为 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 和COD,其余基质与反应器进水相同,配制COD时均采用乙酸钠作为碳源。从反应器底部取5 mL泥水混合物,用PBS冲洗3次并离心(4 000 r/min),置于100 mL血清瓶中,加入130 mg/L的 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 及不同浓度的COD,用氩气对血清瓶进行除氧10 min,将其密封后放入恒温振荡器(150 r/min,34℃)进行反应。分别在0、4、8、12与24 h取样检测,通过分析 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 浓度的变化计算SRB活性。

批次实验2:检测反应器中的硫自养反硝化(SAD)现象,主要基质为硫粉及 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 。从反应器底部取5 mL泥水混合物,用PBS冲洗3次并离心(4 000 r/min),置于100 mL血清瓶中,加入32 mg/L硫粉以及14 mg/L的 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 及 $\text{NO}_3^--\text{N}$ ,利

用氩气对血清瓶进行除氧 10 min,将其密封后放入恒温振荡器(150 r/min, 34 °C)进行反应。分别在 0、4、8、16 与 24 h 取样检测,通过分析  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  以及  $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$  浓度的变化计算 SAD 活性。

为提高实验的准确性,批次实验均设置 3 组平行样,采用注射氩气进血清瓶以保证瓶内的厌氧环境,每次取样体积保持相同。所取样品经 0.22  $\mu\text{m}$  的滤头过滤后再测定相应指标。

### 1.3.3 微生物菌群分析

污泥微生物群落结构分析采用基于 Illumina MiSeq 测序平台的细菌 16S rDNA 高通量测序技术。测序流程包括以 OMEGA 试剂盒 E. Z. N. A™ Mag-Bind Soil DNA Kit 提取试剂盒进行微生物总 DNA 提取、聚合酶链式反应扩增、扩增产物回收纯化、扩增产物荧光定量、MiSeq 文库构建和 MiSeq 测序。其中,PCR 扩增采用的引物为 MiSeq 测序平台的 16S V3-V4 通用引物 341F (5'-CCTACGGGNGGCWGCAG-3') 和 805R (5'-GACTACHVGGGTATCTAATCC-3')。以上工作均由生工生物工程(上海)股份有限公司完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同 N/S 值下 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 的脱除效果

UASB 反应器中  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 、pH 及  $\text{S}^{2-}$  浓度的变化如图 2 所示。在阶段 I, N/S 值保持在 1.54,  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  的平均脱除量为 3.66 mg/L,  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  的平均脱除量达到 6.64 mg/L,运行初期即观察到  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  和  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  发生了脱除现象。在阶段 II 提高  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  浓度后, N/S 值达到了 0.95,与阶段 I 相比,  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  脱除量明显增加,由 3.66 mg/L 提高至 11.02 mg/L,  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  脱除量则略微降低,平均为 5.44 mg/L。

在阶段 III 和 IV, 提高  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  浓度,进一步提高 N/S 值后,  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  平均脱除量由 11.02 mg/L 提高至 23.86 mg/L,而  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  平均脱除量则逐渐降至 2.53 mg/L。在阶段 V,降低  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  浓度,避免反应器中  $\text{S}^{2-}$  进一步积累,此时  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  平均脱除量达到 26 mg/L,而  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  平均脱除量进一步降至 1.25 mg/L。提高  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  浓度至 100 mg/L 后进入阶段 VI,  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  脱除量逐渐升高,平均脱除量达到了 26.78 mg/L,而  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  在运行末期基本不发生转化。

接种污泥经过 3 个月的驯化,在经过短暂适应期后  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  与  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  均发生脱除现象,出现硫酸

盐型厌氧氨氧化现象。从图 2 可以看出,当调整进水 N/S 值时,  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  与  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  脱除量并未受到明显影响。在反应器运行期间,  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  脱除量呈缓慢上升的趋势,而  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  的脱除量波动较大且呈不断下降趋势。在实验后期检测不到  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  的脱除,可能是由于污泥衰亡产生  $\text{SO}_4^{2-}$  以及发生的硫自养反硝化反应<sup>[13-14]</sup>,形成了硫的再循环。反应器前期出水  $\text{S}^{2-}$  浓度较高、波动较大,之后  $\text{S}^{2-}$  浓度逐渐稳定在 1.45 mg/L 左右。由于在反应器中未检测到其他含硫物质,通过物料衡算得出至少存在 35.06 mg/L 含硫物质积累于反应器中。

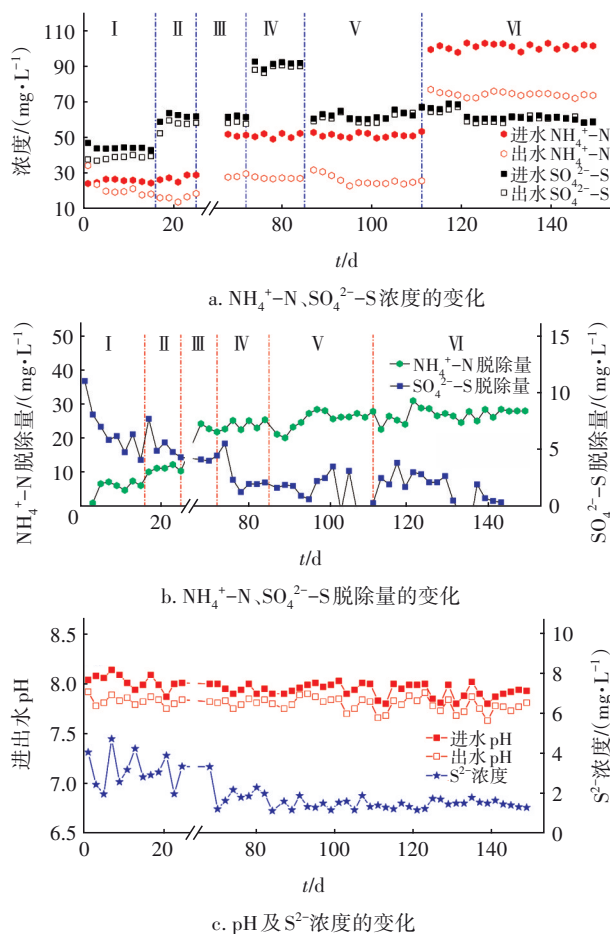


图2 UASB 反应器中  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 、pH 及  $\text{S}^{2-}$  浓度的变化  
Fig.2 Variation of  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ , pH and  $\text{S}^{2-}$  concentration in UASB reactor

实验初期即观察到  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  和  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  发生了脱除现象,但这一现象并不稳定。  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  脱除量逐渐升高,  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  脱除量却逐渐降低。进水中存在的饱和溶解氧仅为 8 mg/L,按照硝化反应来计算不足以氧化等量的  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ ,但是  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  仍有较高的脱除量, Zhang 等人<sup>[15]</sup>认为  $\text{HCO}_3^{-}$  有可能作为电子受体参



与了N和S之间的反应,因此本研究考察了不同浓度的 $\text{HCO}_3^-$ 对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 转化的影响。

## 2.2 $\text{HCO}_3^-$ 对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 转化的影响

本实验中添加 $\text{NaHCO}_3$ 以及 $\text{KHCO}_3$ 作为无机碳源维持反应器pH稳定,在连续流反应器持续运行至第162天时, $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 及 $\text{HCO}_3^-$ 浓度保持在100、60、305 mg/L。如图3所示,分别在第187天、第209天和第237天提高 $\text{HCO}_3^-$ 浓度至668、835、1 002 mg/L,发现 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 脱除量逐渐上升, $\text{SO}_4^{2-}$ 脱除量则未受到影响,在本实验中 $\text{HCO}_3^-$ 并未参与N和S的反应中。而反应器在第89天时通过批次实验也检测到3.4 mg $\text{NH}_4^+-\text{N}$ /gVSS的Anammox活性,即存在少量的Anammox菌。Anammox菌可通过厌氧氨氧化途径将氨氮转化后的少量 $\text{NO}_2^-$ 作为电子受体,将氨氮氧化为 $\text{N}_2$ ,进一步提高氨氮的脱除量。

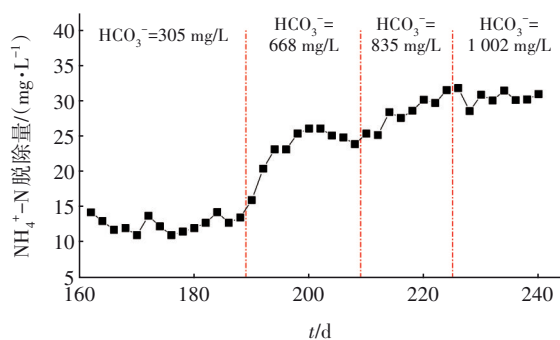


图3  $\text{HCO}_3^-$ 浓度对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 转化的影响

Fig.3 Effect of  $\text{HCO}_3^-$  concentration on  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  conversion

当 $\text{HCO}_3^-$ 浓度提升至1 002 mg/L时, $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 转化量趋于稳定。分析原因,一方面可能是反应器底部的Anammox菌较少,利用 $\text{HCO}_3^-$ 的能力已达到饱和;另一方面可能是前期能够利用 $\text{HCO}_3^-$ 的兼性自养微生物较少,导致 $\text{HCO}_3^-$ 不能得到有效利用。对在反应器底部发现的黄色物质进行XRD检测,发现在转角为 $29.3^\circ$ 、 $35.9^\circ$ 、 $39.4^\circ$ 与 $43.1^\circ$ 处均有吸收峰,表明该物质主要为 $\text{CaCO}_3$ 。 $\text{HCO}_3^-$ 大量积聚在反应器中,与进水中的 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 生成 $\text{CaCO}_3$ 及 $\text{MgCO}_3$ 等沉淀附着于颗粒污泥表面,不仅影响传质效率,还会加速颗粒污泥解体,进而影响出水水质。

此外,由于UASB反应器的特点,在长期运行过程中污泥层菌群在反应器内呈垂直分布,可能出现各污泥层生化反应相耦合,导致 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 的脱除,而在本实验中 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 的变化趋

势也表明有其他电子受体及其他生化反应参与了 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 的转化,因此检测不同高度出水水质,以探究可能的转化途径。

## 2.3 不同高度处 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 的转化情况

同一时刻在不同高度处采集水样进行检测,结果如图4所示。进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 在反应器底部即被脱除,由100.34 mg/L降至73.23 mg/L。此外,部分厌氧颗粒污泥上浮裂解,细菌死亡,导致出水口处的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度上升,这也与体系内检测到的ORP及TOC浓度变化一致。

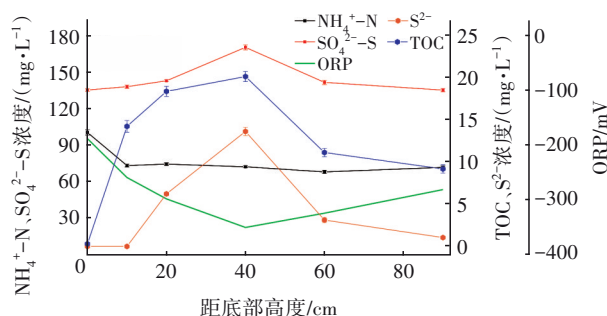


图4 反应器不同高度处 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 、TOC、 $\text{S}^{2-}$ 浓度及体系内ORP的变化

Fig.4 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ , TOC,  $\text{S}^{2-}$  and ORP in the system at different heights

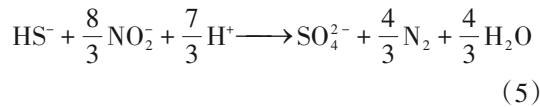
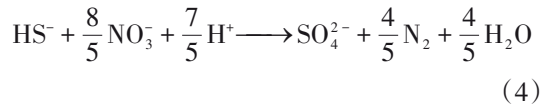
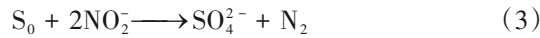
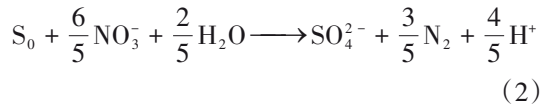
TOC及 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 浓度呈先上升后下降的趋势, $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 浓度先由135.16 mg/L逐渐升至170.16 mg/L,然后逐渐下降,在出水口处达到最低浓度135.08 mg/L,由此观察到出水 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 未能脱除。在中部污泥层TOC浓度高达20.12 mg/L,SRB菌利用大量有机物及 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 进行异养硫酸盐还原产生 $\text{S}^{2-}$ , $\text{S}^{2-}$ 浓度最高可达13.61 mg/L。

由于进水中含有少量溶解氧,反应器底部发生了硝化作用使得 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度降低,而底部厌氧污泥死亡使TOC及 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 浓度逐渐升高。同时,厌氧污泥死亡时会释放 $\text{H}_2\text{O}_2$ 及 $\cdot\text{OH}$ 等氧化性物质而氧化 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ <sup>[16]</sup>,导致 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 在厌氧污泥层被脱除。硫自养反硝化反应与硝化反应相耦合, $\text{S}_0$ 或 $\text{S}^{2-}$ 被重新氧化为 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ ,在反应器中上层SRB菌利用 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 及TOC发生硫酸盐还原反应。综上所述,认为实验期间 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 在不同位置分别被脱除。

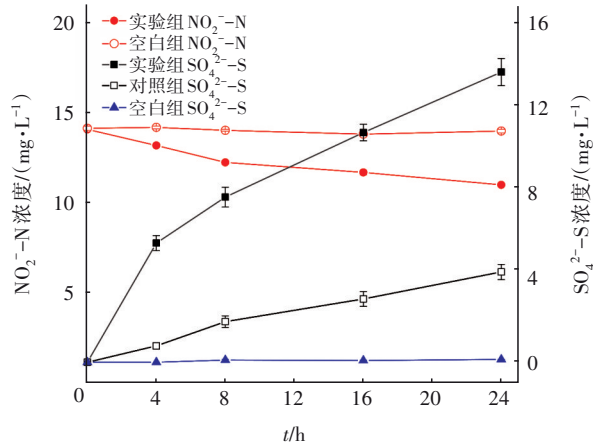
## 2.4 反应器中N与S共同参与的反应

反应器底部 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 由于硝化作用被氧化为 $\text{NO}_x^-$ 的同时,还存在硫酸盐还原的产物 $\text{S}^{2-}$ 及 $\text{S}^0$ 。在 $\text{S}^0$ 及 $\text{NO}_x^-$ 都存在的情况下,硫自养反硝化细菌

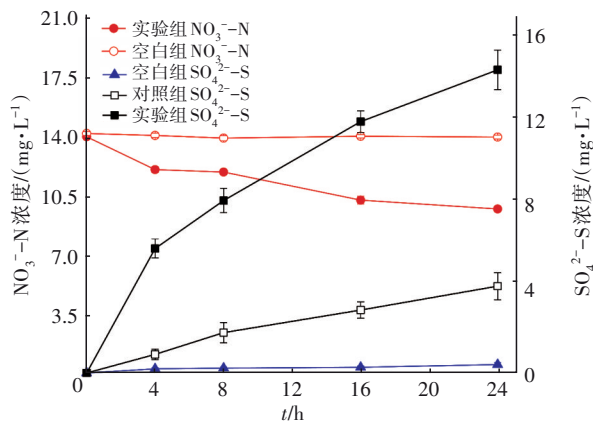
逐渐被富集而发生反应,反应方程式如下:



批次实验2中分别添加 $S^0$ 以及 $NO_2^-$ -N和 $NO_3^-$ -N来证明反应器内发生的硫自养反硝化反应,对照组中仅放入与实验组等量未添加任何基质的污泥,空白组仅添加基质溶液,实验结果如图5所示。



a. 以 $NO_2^-$ -N为电子受体



b. 以 $NO_3^-$ -N为电子受体

图5 以 $NO_2^-$ 或 $NO_3^-$ 为电子受体的硫自养反硝化反应

Fig.5 Sulfur autotrophic denitrification reaction with  $NO_2^-$  or  $NO_3^-$  as electron acceptor

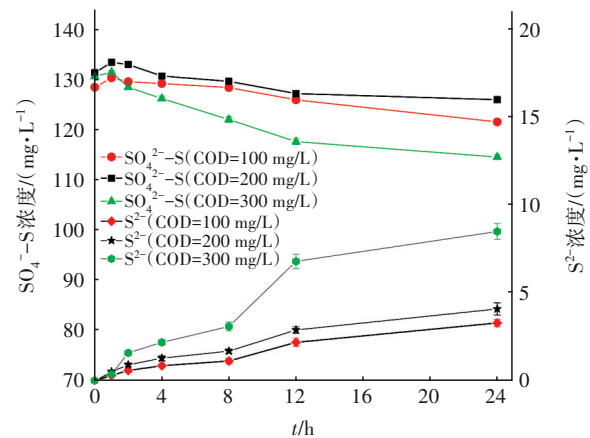
在厌氧条件下对照组中的微好氧菌死亡导致 $SO_4^{2-}$ -S浓度升高,实验组中 $NO_2^-$ -N和 $NO_3^-$ -N浓度

下降, $SO_4^{2-}$ -S浓度不断上升且远远高于对照组,说明反应器中可发生硫自养反硝化反应,而 $S^0$ 的再氧化很可能是后期 $SO_4^{2-}$ -S不发生脱除的原因之一<sup>[17]</sup>。因此认为,污泥中的微生物可利用 $NO_x^-$ -N与 $S^0$ 实现N元素与S元素在反应器中的协同循环。

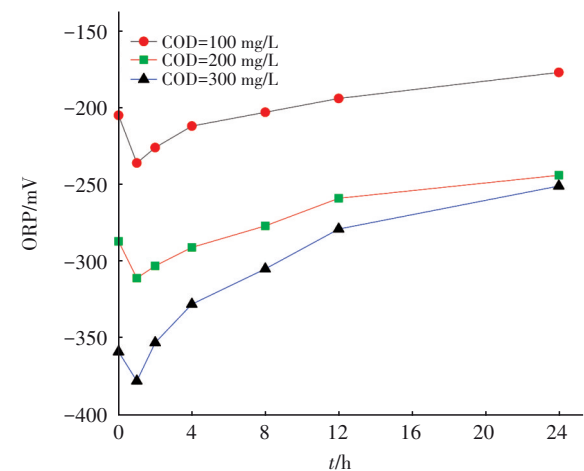
## 2.5 反应器中的硫酸盐还原反应及其产物

运行初期 $SO_4^{2-}$ -S脱除量较高,之后逐渐降低,到后期 $SO_4^{2-}$ -S甚至不发生脱除。接种污泥浓度较高,MLVSS可达47.32 g/L,在运行期间不断衰亡释放有机物。随着反应器的不断运行,污泥衰亡量逐渐降低,其释放的TOC浓度呈下降趋势,而SRB极有可能利用污泥衰亡释放的TOC进行异养硫酸盐还原,因此在厌氧环境下利用不同COD浓度进行批次实验以检测硫酸盐还原活性。

批次实验1中 $SO_4^{2-}$ -S浓度及ORP变化见图6。



a.  $SO_4^{2-}$ -S浓度的变化



b. ORP的变化

图6 批次实验1中 $SO_4^{2-}$ -S浓度及ORP的变化

Fig.6 Variation of  $SO_4^{2-}$ -S concentration and ORP in the system in batch test 1

由图6可知,1 h内 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 浓度均有不同程度的上升,原因可能是污泥中含有的微好氧菌死亡释放了部分 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 及有机物,而ORP则由于微生物死亡释放有机物而短暂下降。之后SRB菌利用有机物进行异养硫酸盐还原产生 $\text{S}^{2-}$ , $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 浓度不断降低,ORP在COD被消耗后缓慢回升。在COD为300 mg/L的条件下,测得硫酸盐还原活性最高,为9.91  $\text{mgSO}_4^{2-}\text{-S}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$ 。

同时对反应器上层发现的部分黄色物质进行XRD检测,发现在转角为 $23.1^\circ$ 、 $25.9^\circ$ 、 $26.7^\circ$ 、 $27.7^\circ$ 及 $28.7^\circ$ 处均有吸收峰,显示有 $\text{S}^0$ 生成。由于 $\text{S}^{2-}$ 为耗氧型污染物,易被氧化物氧化,而反应器上层由于漏氧、水封条件差或颗粒污泥上浮裂解释放氧化物质等因素,使得 $\text{S}^{2-}$ 逐渐被氧化为 $\text{S}^0$ 。

自来水以及污泥中所含Fe、Cu等金属元素容易与SRB还原生成的 $\text{S}^{2-}$ 结合生成含硫矿物,形成以金属或非金属材料作为晶核的沉淀,为此对底部黄色污泥进行SEM观察(如图7所示),同时对反应器底部及中部初期和后期污泥进行元素分析,结果见表

2。从图7和表2可以看出,污泥中存在含硫沉淀形成的结晶物,且由于反应器内形成了 $\text{CaCO}_3$ 沉淀,反应器底部与中部污泥的Ca元素占比均明显提高。与初期相比,后期反应器底部污泥中的S元素占比较低,可能是由于发生硫自养反硝化导致 $\text{S}^0$ 重新生成了 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 。中部污泥的S元素则开始积累,S元素占比由初始的1.1%积累至2.3%,说明发生硫酸盐还原反应生成了 $\text{S}^{2-}$ ,之后被氧化为S单质积累在污泥层中,这也与2.3节的结果一致。

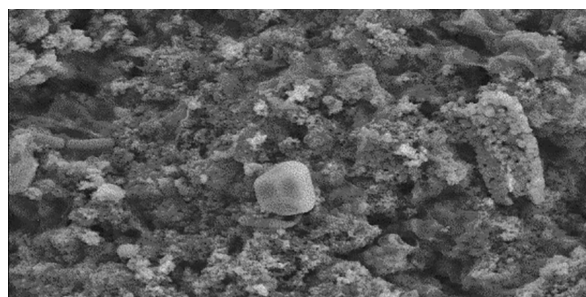


图7 反应器中含硫沉淀的SEM图像

Fig. 7 SEM image of sulfur-containing precipitation in the reactor

表2 不同时期污泥中的元素占比

Tab.2 Elements percentage of sludge in different periods

%

项目	C	O	Na	Al	Si	P	S	Cl	Ca	Fe	Cu	其他
底部初期	21.2	65.5	1.8	3.5	1.0	1.6	0.8	1.2	0.8	0.9	0.6	1.1
底部后期	22.1	66.2	2.6	2.6	0.5	1.5	0.7	1.3	1.0	0.8	0.2	0.5
中部初期	21.5	65.1	1.5	3.7	1.1	1.5	1.1	1.3	0.7	0.8	0.5	1.2
中部后期	21.9	65.3	2.4	2.4	0.6	1.4	2.3	1.4	0.9	0.6	0.3	0.5

## 2.6 反应器中的氮和硫循环

反应器底部污泥负责 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化。一方面,实验初期接种的厌氧颗粒污泥中混有少量有机物,经过厌氧发酵后产生多种代谢产物,使异养菌大量增值同化 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,导致在厌氧环境下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低;另一方面,由于进水桶未进行除氧,进水中携带少量的溶解氧(约8 mg/L),当反应器底部兼性厌氧菌受到 $\text{O}_2$ 刺激时会产生 $\text{H}_2\text{O}_2$ ,在反应器底部、中部及上部测得 $\text{H}_2\text{O}_2$ 浓度分别为1.4、2.3、3.1 mg/L, $\text{H}_2\text{O}_2$ 可氧化 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的脱除量。而反应器内 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 的转化则主要利用体系内污泥死亡释放的TOC进行 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 还原。

当运行至第89天时,底部污泥逐渐由黑色转变为黄色,经批次实验证明底部污泥的硝化能力可达到30.25  $\text{mgNH}_4^+\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$ ,且高通量测序同样表明,底部污泥中存在硝化菌。硝化菌利用少量溶

解氧将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,不仅为Anammox菌生长提供了所需的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,而且为Anammox菌增殖创造了条件。由于反硝化菌初始丰度比Anammox菌要高,对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的竞争力较强,初期Anammox菌的丰度较低,没有合适的底物可供利用,生长较为缓慢,导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 脱除量较低。反应器经过长时间运行后,硝化活性逐渐增强,硝化菌以及 $\text{H}_2\text{O}_2$ 等使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 脱除量提高,提供更多的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 从而促进Anammox菌的生长。第89天利用批次实验检测到反应器底部的Anammox活性为3.4  $\text{mgNH}_4^+\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$ ,Anammox反应参与底部 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化,进一步提高了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的脱除量。

在反应器运行至第150天时, $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 不发生脱除则是由于进水溶解氧使得厌氧污泥死亡,释放了额外的 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 。此外,由于污泥携带的有机物被消耗,SRB仅利用污泥衰亡产生的TOC进行 $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ 还



原,  $\text{SO}_4^{2-}$ -S 还原量逐渐减少。同时,在反应器底部发生的硫自养反硝化反应以及中部的硫氧化反应,也使得  $\text{S}^{2-}$  或  $\text{S}^0$  重新生成  $\text{SO}_4^{2-}$ -S, 最终使得出水  $\text{SO}_4^{2-}$ -S 基本不发生转化。

因此推断,在反应器下层发生的是 Anammox、硝化及硫自养反硝化耦合的生化反应,在中层与上层则发生的是硫酸盐还原及硫氧化反应,见图8。

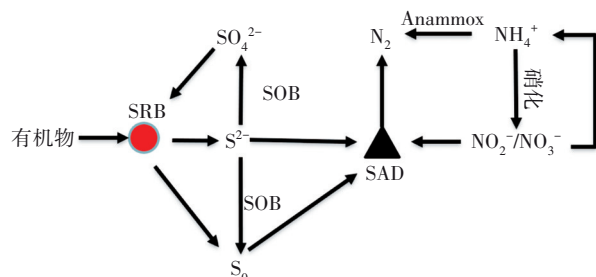


图8 反应器中氮和硫的代谢途径

Fig.8 Schematic diagram of nitrogen and sulfur metabolic pathways in the reactor

## 2.7 微生物菌群解析

利用高通量技术分析了反应器在 0、89、240 d 时污泥的微生物菌群结构,结果见图9。可知,在反应器的3个运行阶段,硝化菌、反硝化菌、硫酸盐还原菌、硫自养反硝化菌以及硫氧化菌均存在。

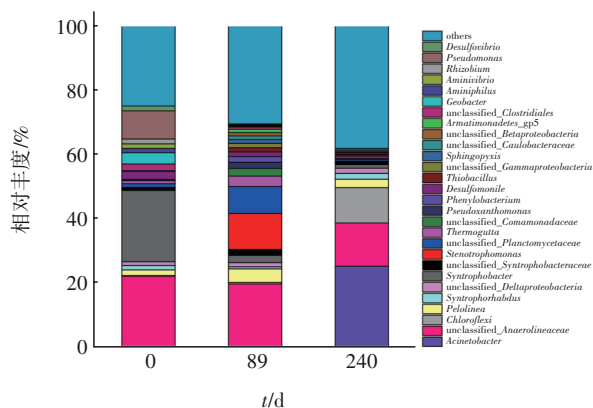


图9 反应器中微生物菌群的相对丰度

Fig.9 Relative abundance of bacterial communities in the reactor

在反应器底部检测到 *Acinetobacter*, 其丰度由初始的 0.023% 增至第 240 天的 25.22%, 同时检测到 *Comamonadaceae*、*Pseudoxanthomonas*、*Thiobacillus*、*Thermomonas* 等反硝化菌, 初始总丰度仅为 0.5%, 在第 89 天提高至 6.51%。其中, *Thiobacillus* 是一种硫自养反硝化菌, 其丰度由初始的 0 逐渐提高至 1.32%, 说明反应器中确实存在硫自养反硝化反应,

这与 2.5 节的结果相吻合。高通量测序中并未发现 Anammox 菌, 但在反应器运行至第 89 天时利用批次实验检测到较低的 Anammox 活性。反应器中 *Desulfomonile*、*Desulfovibrio* 及 *Syntrophobacteraceae* 等 SRB 菌, 在初始接种污泥中的总丰度可达到 4.96%, 随着反应器内有机物的减少, SRB 菌的总丰度呈下降趋势, 在第 240 天下降至 1.67%, 这也与反应器中硫酸盐脱除量降低的趋势相吻合。同时, 在反应器中存在少量的硫氧化菌属, 例如 *Rhodopseudomonas*、*Rhodobacteraceae* 等, 可利用  $\text{H}_2\text{S}$  进行代谢自养生长, 总丰度可达到 0.188%。

在第 162 天提高  $\text{HCO}_3^-$  浓度以后,  $\text{NH}_4^+$ -N 脱除量增加。在主要负责脱氮的底部污泥中, 检测到 *Acinetobacter* 菌的丰度提高至 78.87%。有研究者发现, *Acinetobacter* 菌具有硝化及反硝化能力<sup>[18]</sup>, 甚至部分 *Acinetobacter* 菌群可进行异养硝化脱氮<sup>[19]</sup>。底部污泥衰亡产生的少量有机物为 *Acinetobacter* 菌群异养硝化提供了基质, 同时进水中少量的 DO 以及  $\text{H}_2\text{O}_2$  为 *Acinetobacter* 的好氧反硝化提供了条件, 导致其大量增殖, 反应器中氨氮的脱除主要发生在底部污泥中, 而其与混合污泥菌群的差别仅在于 *Acinetobacter* 的丰度。即 *Acinetobacter* 的丰度决定了反应器的脱氮效果, 因此认为 *Acinetobacter* 在反应器中起主要的脱氮作用。 *Desulfomonile*、*Desulfovibrio* 及 *Syntrophobacteraceae* 则是反应器中主要的 SRB 菌, 利用  $\text{SO}_4^{2-}$  作为电子受体进行  $\text{SO}_4^{2-}$  还原反应<sup>[20-22]</sup>。 *Thiobacillus* 作为反应中的硫自养反硝化细菌, 可将  $\text{SO}_4^{2-}$  还原生成的  $\text{S}^{2-}$  或  $\text{S}^0$  以  $\text{NO}_x^-$ -N 为电子受体氧化为  $\text{SO}_4^{2-}$ <sup>[23]</sup>, 与硫氧化菌共同形成硫的再循环, 其丰度逐渐提高使得  $\text{SO}_4^{2-}$  的脱除量进一步降低, 这也与 2.1 节中的推测相吻合。在本实验中并未发现 Cai 等人鉴定出的可以同时利用  $\text{NH}_4^+$ -N 以及  $\text{SO}_4^{2-}$ -S 的 *Bacillus Benzoevorans* 菌株<sup>[7]</sup>, 也未曾发现 Liu 等人在 Anammox 反应器中分离得到的脱氮除硫功能菌种 *Anammoxoglobus sulfate*<sup>[6]</sup>。

因此, 在本研究的反应器中, 硝化、Anammox、异养反硝化及硫自养反硝化共同构成了系统内的氮循环; 硫酸盐还原、硫自养反硝化及硫好氧化共同构成了系统内的硫循环, 氮、硫循环耦合使得反应器中出现硫酸盐还原厌氧氨氧化。



### 3 结论

① 改变UASB反应器进水N/S值时,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  与  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  的脱除量并未受到明显影响。体系内存在的Anammox反应、兼性厌氧微生物产生的  $\text{H}_2\text{O}_2$  以及提高  $\text{HCO}_3^-$  浓度均有助于  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  脱除量的提高。在将  $\text{HCO}_3^-$  浓度提高至 1 002 mg/L 后,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  脱除量不再升高。

② 由于UASB反应器的特点,在不同高度污泥层形成了不同种类的微生物菌群,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  在不同位置分别被脱除,由不同层的氮、硫化反应相互耦合形成硫酸盐型厌氧氨氧化现象。

③ 溶解氧使得厌氧污泥死亡产生额外的  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  还原生成的  $\text{S}^{2-}$  被 *Rhodopseudomonas*、*Rhodobacteraceae* 等硫氧化菌以及硫自养反硝化菌重新氧化为  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ , 在反应器内部形成硫循环, 导致出水  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  不发生脱除。而 *Acinetobacter* 主要负责反应器内  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的脱除, 与Anammox、异养反硝化及硫自养反硝化共同构成体系内的氮循环。

### 参考文献:

- [1] GRUBBA D, MAJTACZ J, MAKINIA J. Sulfate reducing ammonium oxidation (SULFAMMOX) process under anaerobic conditions [J]. Environmental Technology & Innovation, 2021, 22: 101416.
- [2] 完颜德卿, 黄勇, 毕贞, 等. 硫酸盐还原氨氧化体系中基质转化途径 [J]. 环境科学, 2017, 38(8): 3406-3414.  
WANYAN Deqing, HUANG Yong, BI Zhen, et al. Conversion pathways of substrates in sulfate-reducing ammonia oxidation system [J]. Environmental Science, 2017, 38(8): 3406-3414 (in Chinese).
- [3] 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. Simultaneous conversion conditions of ammonia and sulfate in ANAMMOX systems [J]. Environmental Science, 2019, 40(8): 3691-3698 (in Chinese).
- [4] WANG D P, LIU B, DING X C, et al. Performance evaluation and microbial community analysis of the function and fate of ammonia in a sulfate-reducing EGSB reactor [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, 101: 7729-7739.
- [5] 杨世东, 祝彦均, 刘涵, 等. 不同氮硫浓度及氮硫比对硫酸盐还原厌氧氨氧化脱氮效果的影响 [J]. 农业工程学报, 2021, 37(16): 199-204.  
YANG Shidong, ZHU Yanjun, LIU Han, et al. Effects of N/S and ammonia concentrations on the process of sulfate reduction anaerobic ammonium oxidation [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(16): 199-204 (in Chinese).
- [6] LIU S T, YANG F L, GONG Z, et al. Application of anaerobic ammonium-oxidizing consortium to achieve completely autotrophic ammonium and sulfate removal [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(15): 6817-6825.
- [7] CAI J, JIANG J X, ZHENG P. Isolation and identification of bacteria responsible for simultaneous anaerobic ammonium and sulfate removal [J]. Science China Chemistry, 2010, 53(3): 645-650.
- [8] BI Z, WANYAN D Q, LI X, et al. Biological conversion pathways of sulfate reduction ammonium oxidation in anammox consortia [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2020, 14(3): 15-25.
- [9] 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.
- [10] 刘福鑫, 黄勇, 袁怡, 等. 厌氧硫酸盐还原-氨氧化的研究 [J]. 环境工程学报, 2015, 9(2): 699-704.  
LIU Fuxin, HUANG Yong, YUAN Yi, et al. Study of anaerobic sulfate-reducing ammonium oxidation reaction [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(2): 699-704 (in Chinese).
- [11] 刘正川, 袁林江, 周国标, 等. 从亚硝酸还原厌氧氨氧化转变为硫酸盐型厌氧氨氧化 [J]. 环境科学, 2015, 36(9): 3345-3351.  
LIU Zhengchuan, YUAN Linjiang, ZHOU Guobiao, et al. Achievement of sulfate-reducing anaerobic ammonium oxidation reactor started with nitrate-reducing anaerobic ammonium oxidation [J]. Environmental Science, 2015, 36(9): 3345-3351 (in Chinese).
- [12] 李亚琪, 王弘恺, 朱维晃, 等. 聚苯胺/蒽醌修饰碳毡作为阴极在电芬顿中的应用 [J]. 环境科学学报, 2020, 40(11): 3905-3912.  
LI Yaqi, WANG Hongkai, ZHU Weihuang, et al. The modification of carbon felt with anthraquinone and

- polyaniline as a cathode in electro-Fenton process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(11): 3905–3912 (in Chinese).
- [13] QIN Y L, WEI Q Y, ZHANG Y Y, *et al.* Nitrogen removal from ammonium- and sulfate-rich wastewater in an upflow anaerobic sludge bed reactor: performance and microbial community structure [J]. *Ecotoxicology*, 2021, 30(8): 1719–1730.
- [14] 张丽, 黄勇, 袁怡, 等. 硫酸盐/氨的厌氧生物转化试验研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(11): 4356–4361.
- ZHANG Li, HUANG Yong, YUAN Yi, *et al.* Study on the biotransformation of sulfate and ammonia in anaerobic conditions [J]. *Environmental Science*, 2013, 34(11): 4356–4361 (in Chinese).
- [15] ZHANG D D, CUI L, ZHU H, *et al.* Treatment performance and microbial community under ammonium sulphate wastewater in a sulphate reducing ammonium oxidation process [J]. *Environmental Technology*, 2021, 42(19): 2982–2990.
- [16] SABUMON P C. Anaerobic ammonia removal in presence of organic matter: a novel route [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 149(1): 49–59.
- [17] 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.
- [18] 辛玉峰, 曲晓华, 袁梦冬, 等. 一株异养硝化-反硝化不动杆菌的分离鉴定及脱氮活性 [J]. *微生物学报*, 2011, 51(12): 1646–1654.
- XIN Yufeng, QU Xiaohua, YUAN Mengdong, *et al.* Isolation and identification of a heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying *Acinetobacter* sp. YF14 and its denitrification activity [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2011, 51(12): 1646–1654 (in Chinese).
- [19] 李珍阳, 姜润, 刘琳, 等. 低温异养硝化菌的筛选、鉴定及降解特性研究 [J]. *生物技术通报*, 2021, 37 (10): 45–56.
- LI Zhenyang, JIANG Run, LIU Lin, *et al.* Screening of low-temperature heterotrophic nitrifying bacteria and their physiological and biochemical characteristics [J]. *Biotechnology Bulletin*, 2021, 37 (10) : 45–56 (in Chinese).
- [20] WANG P, XIAO X, ZHANG H, *et al.* Molecular survey of sulphate-reducing bacteria in the deep-sea sediments of the west Pacific Warm Pool [J]. *Journal of Ocean University of China*, 2008, 7(3): 269–275.
- [21] GUAN F, LIU Z, DONG X C, *et al.* Synergistic effect of carbon starvation and exogenous redox mediators on corrosion of X70 pipeline steel induced by *Desulfovibrio singaporensis* [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 788: 147573.
- [22] LIU P F, POMMERENKE B, CONRAD R. Identification of *Syntrophobacteraceae* as major acetate-degrading sulfate reducing bacteria in Italian paddy soil [J]. *Environmental Microbiology*, 2018, 20(1): 337–354.
- [23] LIU Z H, LIN W M, LUO Q J, *et al.* Effects of an organic carbon source on the coupling of sulfur (thiosulfate)-driven denitrification with Anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 335: 125280.

作者简介:牛泽栋(1997–),男,山西忻州人,硕士研究生,研究方向为城市污水处理。

E-mail:wangmiao1592916@163.com

收稿日期:2022-02-04

修回日期:2022-03-30

(编辑:刘贵春)

治理水土流失 建设美丽中国