

# 厌氧氨氧化菌快速富集培养及微生物机制解析

陈彦霖<sup>1,2</sup>, 隋倩雯<sup>1</sup>, 姜黎安<sup>1,3</sup>, 姚丽<sup>1,4</sup>, 陈梅雪<sup>1</sup>, 魏源送<sup>1</sup>

(1. 中国科学院生态环境研究中心 水污染控制实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学 资源与环境学院, 北京 100049; 3. 中国矿业大学 化学与环境工程学院, 北京 100083; 4. 中国科学技术大学 生命科学学院, 安徽 合肥 230026)

**摘要:** 为快速筛选培养高丰度的厌氧氨氧化污泥, 解决厌氧氨氧化菌培养难、倍增速率慢的难题, 采用 UASB 反应器富集培养厌氧氨氧化污泥, 并对群落结构的演替进行了解析。通过进水除氧和逐步提高容积负荷的方法富集厌氧氨氧化菌, 当总氮容积负荷在  $0.96 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  时, 总氮去除率和去除负荷分别约为 84.63% 和  $0.817 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。扫描电镜发现反应器中的污泥群落由短杆菌和粘性物质逐步转变成以球菌聚集体为主, 呈球形或卵形, 直径在  $0.8 \sim 1 \mu\text{m}$  之间。采用高通量测序法对菌群结构进行检测后发现, 随着厌氧氨氧化菌富集程度的增加, 浮霉菌门 (*Planctomycetes*) 含量从 13.1% 提高到 54.7%, 而变形菌门 (*Proteobacteria*) 则从 58.3% 降低至 24.8%。在 55 d 中厌氧氨氧化菌 *Candidatus Kuenenia* 丰度从 4.7% 提高至 48.8%, 实现了快速高效富集。

**关键词:** 厌氧氨氧化; UASB; 快速富集; 群落结构; 高通量测序

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)13-0026-06

## Quick Enrichment of ANAMMOX Bacteria and Microbial Community Mechanism Analysis

CHEN Yan-lin<sup>1,2</sup>, SUI Qian-wen<sup>1</sup>, JIANG Li-an<sup>1,3</sup>, YAO Li<sup>1,4</sup>, CHEN Mei-xue<sup>1</sup>, WEI Yuan-song<sup>1</sup>

(1. Laboratory of Water Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Chemical & Environmental Engineering, China University of Mining & Technology, Beijing 100083, China; 4. School of Life Sciences, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China)

**Abstract:** To enrich the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) bacteria and solve the difficulty of slow growth rate of ANAMMOX bacteria, the up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor was used to culture the ANAMMOX bacteria. The ANAMMOX bacteria were enriched by gradually increasing the volumetric loading of the reactor and removing oxygen from influent, with a total nitrogen removal efficiency of 84.63% and a removal load of  $0.817 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  at a volume load of  $0.96 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ . The reactor sludge community changed gradually from *Brevibacterium* and viscous material composition to *Cocci* aggregates, with diameter of about  $0.8 \sim 1 \mu\text{m}$ . The detection of microbial community by

high-throughput sequencing method showed that the content of *Planctomycetes* increased from 13.1% to 54.7% with the increase of ANAMMOX bacteria, while that of *Proteobacteria* decreased from 58.3% to 24.8%. The ANAMMOX bacteria *Candidatus Kuenenia* had an abundance of up to 48.8% during the operation, while another ANAMMOX bacteria *Candidatus Brocadia* abundance decreased to 3.9%.

**Key words:** ANAMMOX; UASB; quick enrichment; community structure; high-throughput sequencing

相对于传统脱氮工艺,厌氧氨氧化具有无需投加碳源、节省 60% 以上的能源、剩余污泥产量低等优势<sup>[1]</sup>,在处理污泥厌氧消化液、垃圾渗滤液、养殖业废水等高氨氮、低碳氮比废水时具有较高的脱氮效率,此外在生活污水处理中也具有很大的发展潜力<sup>[2]</sup>。但是厌氧氨氧化菌的最大生长速率仅为  $0.0027\text{ h}^{-1}$ ,倍增时间长达  $10\sim12\text{ d}$ <sup>[3]</sup>,导致难以富集培养,成为其推广应用的限制因素。另一方面,厌氧氨氧化菌对生长环境要求极其严苛,如  $\text{DO}$ <sup>[4]</sup>、盐度<sup>[5]</sup>、有机物<sup>[6]</sup>、亚硝态氮<sup>[7]</sup>等因素均会影响其活性。其中,反应器构型对厌氧氨氧化菌的截留与富集至关重要<sup>[8]</sup>。UASB 反应器具有污泥截留能力强、耐冲击负荷和处理效果好等优点,在反应器内部能有效地分布底物及厌氧氨氧化菌<sup>[9]</sup>。

笔者利用 UASB 反应器富集培养厌氧氨氧化菌,对进水进行氮吹除氧,以保证反应器处于一个较低的溶解氧状态,并通过逐步提高氨氮负荷的方法,力求缩短厌氧氨氧化菌的富集培养时间,大幅提高其丰度<sup>[10]</sup>。采用扫描电镜和高通量测序等技术,对反应器内不同阶段的微生物种群变化进行分析,对厌氧氨氧化菌富集培养过程中的脱氮特性以及厌氧氨氧化菌的动态变化进行研究,以期对厌氧氨氧化菌的富集培养提供更为完整的认识。

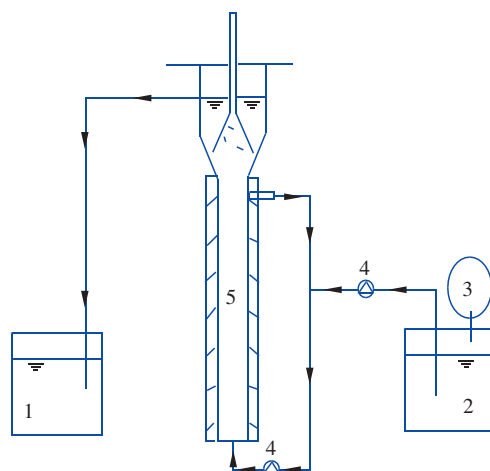
## 1 材料与方法

### 1.1 试验废水

试验采用模拟废水, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  分别由  $\text{NH}_4\text{Cl}$  和  $\text{NaNO}_2$  供给,浓度按需配制,其他组分如下:  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  为  $25\text{ mg/L}$ ,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  为  $260\text{ mg/L}$ ,  $\text{CaCl}_2$  为  $120\text{ mg/L}$ ,  $\text{KHCO}_3$  为  $753\text{ mg/L}$ ,微量元素液 I、II 各  $1\text{ mL/L}$ 。其中,微量元素液 I 由  $\text{EDTA}$ 、 $\text{FeSO}_4$  配制,浓度均为  $5\text{ g/L}$ ;微量元素液 II 由  $\text{EDTA}$ 、 $\text{H}_3\text{BO}_3$ 、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{NaSeO}_3$ 、 $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  组成,浓度分别为  $15$ 、 $0.014$ 、 $0.99$ 、 $0.25$ 、 $0.43$ 、 $0.19$ 、 $0.105$ 、 $0.22\text{ g/L}$ 。

### 1.2 试验装置

试验装置采用 UASB 反应器(见图 1),由有机玻璃制成,总容积为  $7\text{ L}$ ,有效容积为  $5\text{ L}$ ,装置由保温布包裹,起到遮光和保温作用。配水经过氮吹除氧后,处于低溶解氧状态( $<0.1\text{ mg/L}$ )。进水和循环水由蠕动泵连续泵至反应器底部,在上升过程中发生厌氧氨氧化反应,生成的氮气由反应器顶部的三相分离器的气室引出,出水由上部的溢流口流出。前期控制进水 pH 值在 7 左右,温度为  $(30 \pm 2)^\circ\text{C}$ 。



1.出水桶 2.进水桶 3.氮气包 4.蠕动泵 5.UASB

图 1 UASB 反应器示意

Fig.1 Schematic diagram of UASB reactor

### 1.3 接种污泥

接种污泥收集自某厌氧氨氧化反应器的累积排泥( $1.5\text{ L}$ ),表观为黑色,SS 为  $2.575\text{ g/L}$ ,VSS 为  $1.63\text{ g/L}$ ,VSS/SS 为  $0.63$ ,厌氧氨氧化脱氮效率仅为 5% 左右。

### 1.4 样品透射电镜观察

从反应器中取样,经过固定、冲洗和脱水后,用无水丙酮处理  $20\text{ min}$ ;紧接着分别用无水乙醇:乙酸异戊酯 =  $1:1$  溶液及纯乙酸异戊酯进行置换,干燥样品;待样品干燥  $8\text{ h}$  后,在扫描电镜铝板上,用 IB-5(Giko)型离子溅射镀膜仪在样品表面镀一层  $1500\text{ nm}$  厚度的金属膜,最后用透射电镜观察。

### 1.5 DNA提取和PCR扩增

取1 mL污泥样品,经13 200 r/min离心10 min后,使用Fast DNA SPIN for Soil试剂盒提取。提取的DNA在Nanodrop分光光度计上测定浓度和质量,并使用1%琼脂糖凝胶电泳验证DNA的完整性。采用PCR对16S rRNA的V4区进行扩增,引物为515F和907R,反应条件为:95℃预变性2 min;95℃变性30 s、55℃退火30 s、72℃延伸30 s,共循环25次;最后72℃保持5 min。PCR反应体系为20  $\mu$ L,包括4  $\mu$ L 5  $\times$  FastPfu Buffer、2  $\mu$ L dNTPs(2.5 mmol/L)、0.8  $\mu$ L上下游引物(5  $\mu$ mol/L)、0.4  $\mu$ L FastPfu聚合酶和10  $\mu$ g DNA模板。

### 1.6 高通量测序与OTU分类

采用Illumina Miseq平台测序分析,测序数据经优化后,每个样品含有23 731~23 755条有效序列。有效序列采用Ribosomal Database Project(RDP)分类,设定cutoff值为50%进行物种分类。热图采用HemI 1.0绘制,冗余性分析(RDA)采用Canoco 5.0基于各样品中前10位菌属绘制。

### 1.7 水质指标测定方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ :纳氏试剂比色法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ :N-(1-萘基)-乙二胺光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ :紫外分光光度法;SS、VSS:重量法;pH值:WTW型便携式pH测定仪。

## 2 结果与讨论

### 2.1 UASB反应器对TN的去除

反应器的HRT为7 h,通过对进水进行氮吹除氧控制溶解氧 $<0.1$  mg/L。根据底物消耗情况调整容积负荷,考察反应器的运行性能。根据底物的消耗情况可将整个过程分为3个阶段,即迟滞阶段、活性提高阶段和稳定运行阶段,如图2所示。

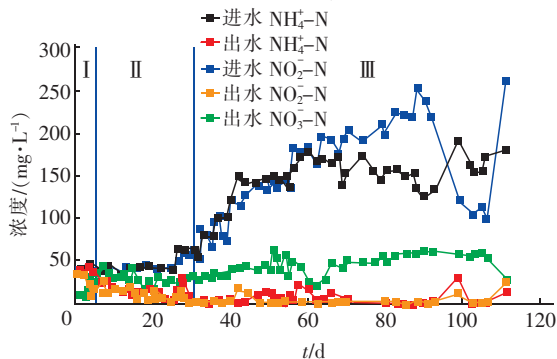


图2 富集过程中三氮变化

Fig. 2 Nitrogen change during enrichment

第1~5天为迟滞阶段,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度略低或持平于进水, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 得到一定去除。众多研究曾报道,在该阶段出水氨氮浓度一般高于进水<sup>[11,12]</sup>,这是因为微生物不能适应新环境,导致其发生细胞自溶而释放出 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ <sup>[13]</sup>。推测分析,接种污泥中含有厌氧氨氧化菌,因此在系统内同时存在着厌氧氨氧化和溶菌作用,使得出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度略低于进水浓度。另一方面,反硝化菌可以利用菌体自溶产生的有机物在兼氧条件下发生一定程度反硝化作用<sup>[14]</sup>,所以在该阶段厌氧氨氧化和反硝化的协同作用使得出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度一直低于进水。

从第6天开始,反应器运行进入到活性提高期,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度降低,去除率逐渐升高,在第31天 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率达到98%;出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度先保持稳定,之后亦不断降低,在第31天 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率达到97%,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为21.65 mg/L,反应器实现了高效脱氮,表明此时厌氧氨氧化菌得到大量富集,并不断淘洗掉反硝化菌,成为优势细菌,厌氧氨氧化反应成为系统中主要反应。在此阶段,由于溶菌作用的减弱,释放的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和有机物减少,以及反硝化菌的淘洗,降低了异养菌脱氮作用, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 作为反硝化的电子受体消耗有所减少,但是厌氧氨氧化菌的活性增强,即厌氧氨氧化菌逐步适应了反应器中的水质环境<sup>[15]</sup>。

在稳定运行阶段(32~111 d),逐步提高进水基质浓度并控制 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的比例在1:1.26左右, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均出水浓度为5.4 mg/L,平均去除率为96%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均出水浓度为3.3 mg/L,平均去除率在97%左右,总氮平均去除率和平均去除负荷分别为82%和0.84 kg/( $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ )。

UASB反应器稳定运行后, $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 $\text{NO}_3^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值分别为1.35和0.25,与理论值吻合较好,说明反应器已成功启动厌氧氨氧化反应。有研究表明<sup>[16]</sup>,当进水中含有溶解氧时,氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>B</sub>)可利用该部分溶解氧氧化氨氮和亚硝态氮,从而在反应器中存活下来,最后形成包括AOB与AAOB在内的多种功能菌群协同关系。但是在本试验中,由于进水已进行充分的氮吹除氧,进水桶配置有氮气包,故在反应器运行期间,进水基本处于低溶解氧状态( $<0.1$  mg/L)。因此从溶解氧的角度基本杜绝了AOB、



NOB 等功能菌的充分生长,从而保证厌氧氨氧化菌在缺氧状态下进行生长,在较短时间内得到了富集。

2.2 不同时期污泥的扫描电镜分析

在不同时期反应器的去除性能见表 1,图 3 是与其相对应的污泥扫描电镜照片。接种污泥中的菌群主要由短杆菌和粘性物质组成;第 20 天的菌群依然存在散落的短杆菌,但是出现了少量的球状菌;第 35 天的菌群与第 20 天的类似,这可能是因为两次采样间隔较短,菌群未发生明显变化;第 55 天的菌群以球菌聚集体为主,呈球形或卵形,直径在 0.8 ~ 1 μm 之间,与其他文献报道的结果类似<sup>[17]</sup>。

表 1 反应器不同阶段性能比较

Tab. 1 Comparison of performance at different stages

时间/ d	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N/ (mg · L <sup>-1</sup> )		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N/ (mg · L <sup>-1</sup> )		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N/ (mg · L <sup>-1</sup> )	TN 去 除率/ %	去除负荷/ (g · L <sup>-1</sup> · d <sup>-1</sup> )
	进水	出水	进水	出水			
0	41.46	38.66	41.00	34.00	9.74	0.07	0.000 2
20	43.94	12.24	41.40	4.94	30.69	43.91	0.128 5
35	78.30	0.32	65.00	1.40	29.71	78.07	0.383 6
55	136.5	8.14	145.00	1.00	34.14	84.63	0.816 8

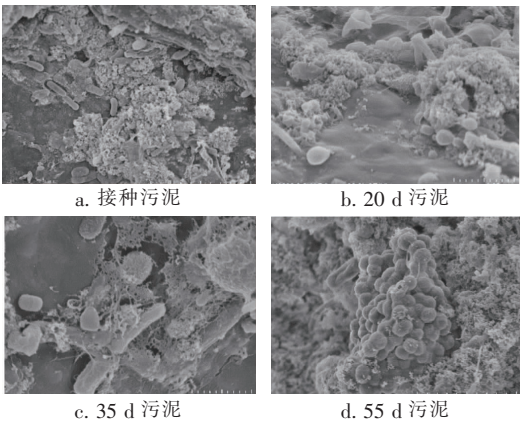


图 3 UASB 反应器内不同时期污泥扫描电镜照片

Fig. 3 SEM image of sludge at different stages

2.3 UASB 反应器微生物菌群分析

UASB 中微生物菌群结构变化见图 4,其中图 4 (b)是基于属水平的热图,通过每个属的有效序列数取 ln 转化完成,颜色越红表明含量越高,越蓝则表明含量越低。从接种污泥到试验的第 55 天,浮霉菌门(Planctomycetes)含量从 13.1% 提高到 54.7%,而变形菌门(Proteobacteria)含量却从 58.3% 逐步降至 24.8%。除此之外,拟杆菌门(Bacteroidetes)、绿弯菌门(Chloroflexi)和 Ignavibacteriae 门的丰度在 3% ~ 9% 之间,在各阶段总体变化不大。

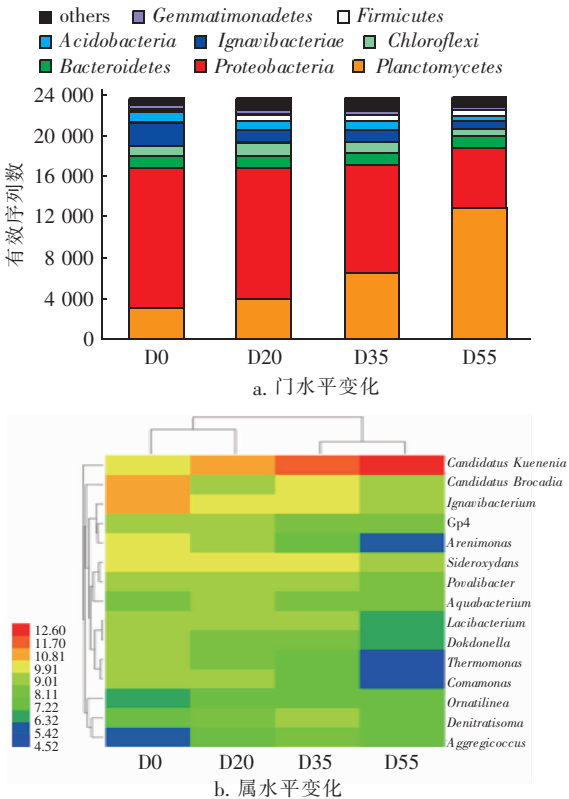


图 4 UASB 中微生物菌群结构变化

Fig. 4 Changes of microbial flora in UASB

厌氧氨氧化菌属于浮霉菌门。本试验体系中存在两种厌氧氨氧化菌,分别为 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Kuenenia*,较多研究发现这两种细菌通常同时存在于厌氧氨氧化反应器中<sup>[18]</sup>。试验初期 *Candidatus Brocadia* (7.6%) 较 *Candidatus Kuenenia* (4.7%) 丰度高,在培养驯化过程中, *Candidatus Kuenenia* 逐步占据优势,丰度增至 48.8%,而 *Candidatus Brocadia* 丰度降至 3.9%。研究发现 *Candidatus Kuenenia* 较 *Candidatus Brocadia* 对 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N 的亲合力更强,可以利用较低浓度的亚硝态氮,而当 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N 浓度高于 17 ~ 30 μmol/L 时 *Candidatus Brocadia* 较 *Candidatus Kuenenia* 具有更高增殖速率;此外, *Candidatus Kuenenia* 比 *Candidatus Brocadia* 具有更高的耐受 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N 抑制能力<sup>[19]</sup>,这可能是本系统中 *Candidatus Kuenenia* 大量增殖的原因之一。如图 5 所示,进水氮负荷的增加是提高厌氧氨氧化菌丰度的重要原因之一。随着氮负荷的不断提高,厌氧氨氧化菌群的丰度从 14.7% 增至 58.9%。而关于两种厌氧氨氧化菌对底物的竞争,以及对 DO、有机物、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N 等抑制物耐受能力的研究目前还

非常缺乏。两种厌氧氨氧化菌在动力学及生理特征上的差异可能是导致其生态位不同的原因。

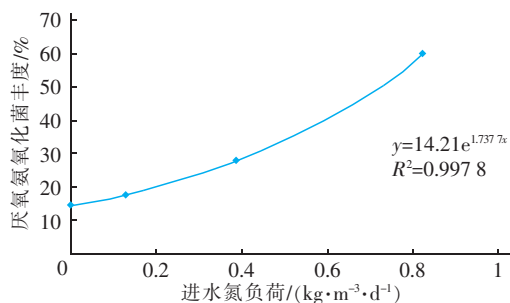


图5 进水氮负荷与厌氧氨氧化菌丰度的关系

Fig. 5 Relationship between nitrogen load of influent and abundance of ANAMMOX bacteria

试验中占优势地位的 *Ignavibacterium*, 是污水处理系统常见菌属, 并且在厌氧氨氧化反应器中具有较高丰度<sup>[20]</sup>。 *Ignavibacterium album* 属于厌氧异养菌, 具有多种功能, 经全基因组测序发现可以编码  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  还原酶、 $\text{NO}$  还原酶及  $\text{N}_2\text{O}$  还原酶, 具有反硝化或异化硝酸盐还原功能 (DNRA)。在第一阶段试验 *Ignavibacterium* 大量富集是由于细菌自溶后释放出有机物, 促进了其反硝化功能, 而随着厌氧氨氧化菌的富集, 其含量从 8.9% 降至 2.7%。从图 4 (a) 可知, 除 *Candidatus Kuenenia* 大量富集以外, 大部分优势菌属均表现出降低趋势。

冗余分析揭示了水质参数对菌群结构的影响, 见图 6。水质参数是影响菌群结构的关键因素, 随 TN 去除率和去除负荷的逐步提高, *Candidatus Kuenenia* 大幅提高, 而其他菌属表现出降低趋势, 在试验的 55 d 中实现了厌氧氨氧化菌的快速富集。

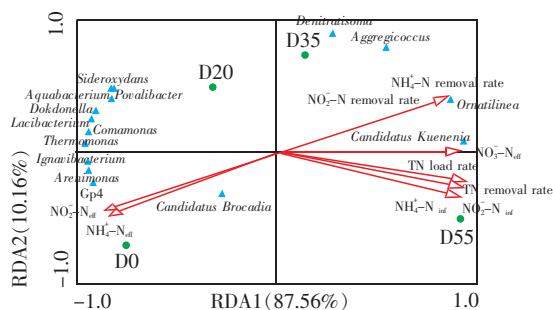


图6 水质参数与菌群结果的冗余分析

Fig. 6 Redundancy analysis of water quality parameters and flora results

### 3 结论

① 通过控制进水溶解氧浓度, 采用 UASB 反

应器富集低活性厌氧氨氧化污泥, 该过程经历了迟滞期、活性提高期和稳定运行期, 并且在稳定运行期间 TN 平均去除率和平均去除负荷分别为 82% 和  $0.84 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

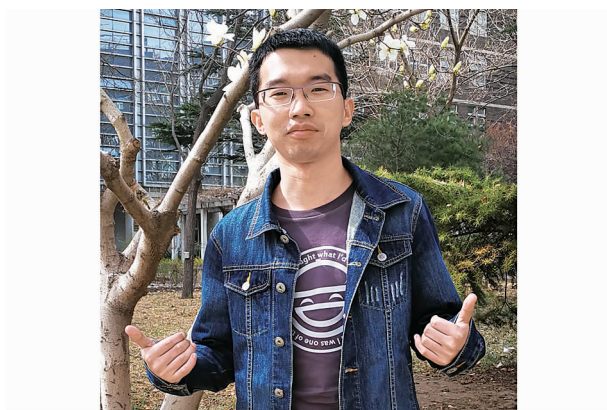
② 在厌氧氨氧化菌富集培养初期, 其群落主要由短杆菌和粘性物质组成; 在稳定运行以后, 污泥群落以球菌聚集体为主, 呈球形或卵形, 直径在  $0.8 \sim 1 \mu\text{m}$  之间。

③ 通过对污泥群落结构进行高通量测序, 发现浮霉菌门含量大幅提升, 而变形菌门含量却逐步降低, 从 58.3% 降低至 24.8%。在 55 d 中厌氧氨氧化菌 *Candidatus Kuenenia* 的丰度从 4.7% 提高至 48.8%, 实现了厌氧氨氧化菌的快速高效富集。

### 参考文献:

- [1] 郝晓地, 仇付国, W. R. L. van der Star, 等. 厌氧氨氧化技术工程化的全球现状及展望[J]. 中国给水排水, 2007, 23(18): 15-19.  
Hao Xiaodi, Qiu Fuguo, van der Star W R L, et al. Global situation of developing ANAMMOX technology towards engineering application [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(18): 15-19 (in Chinese).
- [2] 付昆明, 仇付国, 左早荣. 厌氧氨氧化技术应用于市政污水处理的前景分析[J]. 中国给水排水, 2015, 31(4): 8-13.  
Fu Kunming, Qiu Fuguo, Zuo Zaorong. Prospective analysis of application of anaerobic ammonia oxidation technology to municipal wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2015, 31(4): 8-13 (in Chinese).
- [3] 陈重军, 冯宇, 汪瑶琪, 等. 厌氧氨氧化反应影响因素研究进展[J]. 生态环境学报, 2016, 25(2): 346-352.  
Chen Chongjun, Feng Yu, Wang Yaoqi, et al. Research progress in influence factor of Anammox reaction [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(2): 346-352 (in Chinese).
- [4] Tsushima I, Ogasawara Y, Kindaichi T, et al. Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors [J]. Water Res, 2007, 41(8): 1623-1634.
- [5] Wei Q, Kawagoshi Y, Huang X, et al. Nitrogen removal properties in a continuous marine anammox bacteria reactor under rapid and extensive salinity changes [J]. Chemosphere, 2016, 148: 444-451.
- [6] Chamchoi N, Nitisoravut S, Schmidt J E. Inactivation of

- ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification[J]. *Bioresour Technol*, 2008, 99(9): 3331 – 3336.
- [7] Lotti T, van der Star W R L, Kleerebezem R, *et al.* The effect of nitrite inhibition on the anammox process[J]. *Water Res*, 2012, 46(8): 2559 – 2569.
- [8] 齐京燕, 李旭东, 曾抗美, 等. 厌氧氨氧化反应器研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2007, 13(5): 748 – 752.
- Qi Jingyan, Li Xudong, Zeng Kangmei, *et al.* Progress in research of anaerobic ammonium oxidation reactors[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2007, 13(5): 748 – 752 (in Chinese).
- [9] 郑猛. ASBR 和 UASB 中的厌氧氨氧化菌富集筛选、耐盐驯化、分子生物学鉴定及保藏条件的研究[D]. 青岛: 青岛大学, 2012.
- Zheng Meng. Study on the Enrichment and Screening of Anaerobic Ammonia Oxidizing Bacteria, Salt Tolerance, Molecular Biological Identification and Preservation Conditions in ASBR and UASB[D]. Qingdao: Qingdao University, 2012 (in Chinese).
- [10] 张海芹, 王翻翻, 李月寒, 等. 不同接种污泥 ABR 厌氧氨氧化的启动特征[J]. *环境科学*, 2015, 36(6): 2216 – 2221.
- Zhang Haiqin, Wang Fanfan, Li Yuehan, *et al.* Start-up performance of ANAMMOX enrichment with different inoculated sludge in anaerobic baffled reactor[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(6): 2216 – 2221 (in Chinese).
- [11] 张少辉, 郑平, 华玉妹. 反硝化生物膜启动厌氧氨氧化反应器的研究[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(2): 220 – 224.
- Zhang Shaohui, Zheng Ping, Hua Yumei. Start-up of Anammox bioreactor with denitrification biofilm[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(2): 220 – 224 (in Chinese).
- [12] 李祥, 黄勇, 袁怡. 高基质浓度下厌氧氨氧化反应器的启动过程[J]. *环境工程学报*, 2010, 4(8): 1771 – 1775.
- Li Xiang, Huang Yong, Yuan Yi. Process of start-up of ANAMMOX reactors at high substrate concentrations[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010, 4(8): 1771 – 1775 (in Chinese).
- [13] Tang C J, Zheng P, Mahmood Q, *et al.* Start-up and inhibition analysis of the Anammox process seeded with aerobic granular sludge[J]. *J Ind Microbiol Biotechnol*, 2009, 36(8): 1093 – 1100.
- [14] Wang T, Zhang H, Gao D, *et al.* Enrichment of Anammox bacteria in seed sludges from different wastewater treating processes and start-up of Anammox process[J]. *Desalination*, 2011, 271(1/3): 193 – 198.
- [15] Li H, Zhou S, Ma W, *et al.* Fast start-up of ANAMMOX reactor: Operational strategy and some characteristics as indicators of reactor performance [J]. *Desalination*, 2012, 286(1): 436 – 441.
- [16] Wang T, Zhang H, Gao D, *et al.* Comparison between MBR and SBR on Anammox start-up process from the conventional activated sludge [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 122(5): 78 – 82.
- [17] Dalsgaard T, Canfield D E, Petersen J, *et al.* N<sub>2</sub> production by the anammox reaction in the anoxic water column of Golfo Dulce, Costa Rica [J]. *Nature*, 2003, 422(6932): 606 – 608.
- [18] Liu W, Yang D, Chen W, *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]. *Bioresour Technol*, 2017, 231: 45 – 52.
- [19] Zhang L, Narita Y, Gao L, *et al.* Microbial competition among anammox bacteria in nitrite-limited bioreactors [J]. *Water Res*, 2017, 125: 249 – 258.
- [20] Zeng T, Li D, Liao W, *et al.* Nitrogen removal and functional bacteria distribution of ANAMMOX at ambient temperature[J]. *Journal of Water Reuse & Desalination*, 2016, 6(4): 476 – 483.



作者简介: 陈彦霖(1992 – ), 男, 四川泸州人, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制。

E – mail: ylin\_000@yeah. net

收稿日期: 2018 – 03 – 05