

# C/N 对好氧反硝化菌强化的 SBR 脱氮效率的影响

赵鑫, 刘芳, 赵研, 胡筱敏

(东北大学 资源与土木工程学院, 辽宁 沈阳 110819)

**摘 要:** 使用 2 株具有良好的好氧反硝化能力的假单胞菌对序批式反应器(SBR)进行生物强化,连续运行 61 d,探讨进水 C/N 变化对微生物强化 SBR 内微生物菌群和其脱氮效率的影响. 随着 C/N 降低,反硝化效率明显降低,但是经强化的 SBR 的反硝化效率始终优于对照组,向活性污泥中接种好氧反硝化细菌后,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率最高提升 14.1%,使用纯菌构建人工菌群可将  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率提高 22.6%. 使用好氧反硝化菌进行强化可以提升反硝化细菌所占比例,促使其迅速成为优势功能菌群,缩短系统的启动周期,大幅提高系统的反硝化效率,并且提高菌群结构和系统运行的稳定性. 该技术在处理 C/N > 10:1 的含硝酸盐的污水时更具优势.

**关 键 词:** 生物强化;好氧反硝化;序批式反应器;脱氮效率;菌群结构分析

中图分类号: X 522

文献标志码: A

文章编号: 1005-3026(2018)08-1205-06

## Effects of C/N on the Denitrification Efficiency of SBR Enhanced by Aerobic Denitrifying Bacteria

ZHAO Xin, LIU Fang, ZHAO Yan, HU Xiao-min

(School of Resources & Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110819, China. Corresponding author: ZHAO Xin, E-mail: zhaoxin@mail.neu.edu.cn)

**Abstract:** Two strains of *Pseudomonas* with efficient aerobic denitrification ability were used in the bio-augmentation process of sequencing batch reactor. In the 61 days' operating process, the effects of C/N on the microbial community structures and denitrification efficiency were investigated. Although the denitrification efficiencies obviously decreased with the C/N decreasing, the performances of bio-augmentation groups were better than those of the negative control. Adding efficient aerobic denitrifiers into activated sludge enhanced the  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  removal rate by about 14.1%, whereas the pure-cultured group was enhanced by 22.6%. Bio-augmentation with aerobic denitrifiers enhanced the proportion of denitrifiers, promoted them to be the dominant functional population, shortened the system's start-up period, greatly enhanced the denitrification efficiency, and improved the stability of the microbial community structure and the system's operation. This technique is more advantageous in the treatment of C/N > 10:1 wastewater containing nitrate.

**Key words:** bio-augmentation; aerobic denitrification; SBR; denitrification efficiency; microbial community structure analysis

水体中的氮主要以有机氮、氨氮和硝酸盐氮的形式存在,氮含量过高不仅会成为水体富营养化、水体黑臭的直接诱因,而且会对水生态环境产生巨大危害,加重水生态系统修复难度和成本,甚至对人类及其他生物产生毒害. 据统计,中国

2014 年氨氮排放总量 238.5 万 t<sup>[1]</sup>,远远超出受纳水体的环境容量,污染负荷压力大,导致地表水体氮素含量严重超标,氮污染已超过 COD,成为影响地表水水环境质量的首要指标<sup>[2]</sup>.

在传统的生物脱氮技术中,由于硝化菌和反

硝化菌对溶解氧、pH 等反应条件的不同要求,往往需要分隔出好氧区和厌氧区,工艺复杂,且运行时间长.好氧反硝化菌的发现成功解决了这一难题,它能够在有氧条件下进行反硝化反应,实现硝化反硝化反应在时间和空间上的统一.同步硝化反硝化(SND)是应用好氧反硝化菌进行脱氮的一种高效手段,可在同一反应系统的相同条件下实现硝化和反硝化过程,简化操作的难度,大幅降低投资费用和运行成本<sup>[3-5]</sup>.碳氮比(简称为C/N)是影响SND的重要因子,C/N越高,反硝化碳源越充分,SND现象愈明显,脱氮效率也越高<sup>[6-8]</sup>.

本研究尝试使用好氧反硝化菌对序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)进行微生物强化,探讨不同C/N条件对污染物的去除效率;结合高通量测序技术解析微生物群落结构的演替,通过对反硝化效率、污染物去除率和系统稳定性的比较分析,评价好氧反硝化微生物强化的可行性,为该技术的工程应用提供前期技术支撑.

## 1 材料与方法

### 1.1 菌种来源

实验使用的好氧反硝化细菌 *Pseudomonas chengduensis* ADM 2 - 2 (KY458157) 和 *Pseudomonas chloritidismutans* ADM 8 - 1 (KY458158) 保存于东北大学环境工程系.2 株菌的好氧反硝化最佳 pH 分别为 11 和 9,最佳碳源均为柠檬酸钠,最佳 C/N 分别为 11 和 13,最佳 NaCl 质量浓度分别为 20 g/L 和 30 g/L.在最适条件下,硝态氮( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )初始质量浓度为 170 mg/L,48 h 的最大去除率分别为 87.83% 和 88.06%.

### 1.2 培养基与进水水质

好氧反硝化菌使用的培养基(g/L):柠檬酸钠 2.8,  $\text{KNO}_3$  0.72,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  1,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  1; pH = 8.0,121 ℃ 高压灭菌后备用.

连续流实验进水采用模拟配水,柠檬酸钠和琥珀酸钠为碳源,  $\text{KNO}_3$  为唯一氮源, pH = 8.0 ± 1.0, C/N 变化情况如表 1 所示.

### 1.3 实验装置

实验采用 3 个 SBR 完成,有效容积 4 L(见图 1).采用时控开关控制,间歇运行,反应周期 8 h;每个循环进水 5 min;曝气 7 h,沉淀 50 min,出水 5 min;蠕动泵进水,重力引流出水,以磁力阀控制出水开关;曝气泵供气,以转子流量计控制曝

气量.

表 1 主要进水指标  
Table 1 Data of influent quality

阶段	时间/d	C/N	进水 COD mg·L <sup>-1</sup>	进水 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N mg·L <sup>-1</sup>
I	1 ~ 21	20	1 500 ± 20	75 ± 10
II	22 ~ 29	17	1 275 ± 20	75 ± 10
III	30 ~ 37	14	1 050 ± 20	75 ± 10
IV	38 ~ 45	11	825 ± 20	75 ± 10
V	46 ~ 53	8	600 ± 20	75 ± 10
VI	54 ~ 61	5	375 ± 20	75 ± 10

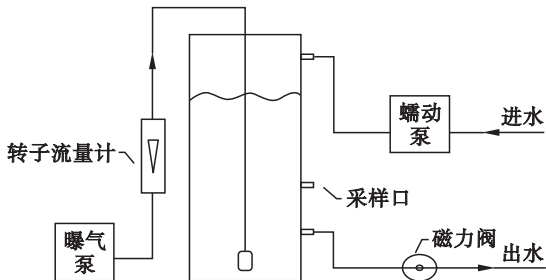


图 1 SBR 示意图  
Fig. 1 Diagram of the SBR

### 1.4 SBR 启动运行及微生物强化方法

SBR I 为对照组,仅投加 50% 活性污泥 (MLSS 4 800 mg/L);SBR II 投加 45% 活性污泥 (MLSS 4 800 mg/L),并同时接种 5% 的 ADM 2 - 2 菌液和 5% 的 ADM 8 - 1 菌液 (MLSS 均为 2 000 mg/L);SBR III 同时接种 5% 的 ADM 2 - 2 菌液和 5% 的 ADM 8 - 1 菌液 (MLSS 均为 2 000 mg/L).菌液加入量均以体积分数计.

### 1.5 水质参数分析方法

主要水质参数指标包括  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮以及活性污泥质量浓度 MLSS,分析方法按照国标的标准方法操作<sup>[9]</sup>.

### 1.6 微生物群落结构分析方法

微生物群落结构分析使用高通量测序技术,委托上海美吉生物公司完成,扩增使用 16S rRNA 的 V3 - V4 区通用引物 341F (5' - CCT ACG GGN GGC WGC AG - 3') 和 805R (5' - GAC TAC HVG GGT ATC TAA TCC - 3').

## 2 结果与讨论

### 2.1 好氧反硝化菌的微生物强化

将富集培养的 ADM 2 - 2, ADM 8 - 1 按比例接种到 SBR 中,比较微生物强化对 SBR 脱氮的效率差异和系统稳定性;待系统基本稳定时,逐

渐调整进水 COD 负荷,降低进水 C/N (COD/N),探讨 C/N 对系统和微生物群落演替的影响. C/N 从启动阶段的 20:1 逐渐降低为 17:1,14:1,11:1,8:1,5:1,其中启动阶段持续 21 d,其余各阶段均持续 8 d. 虽然,反应器出水 COD 质量浓度随进水 C/N 的下降而降低,但是总体看 3 个 SBR 对 COD 的去除率一直保持相对稳定,平均保持在 90% 左右,仅略有提升.

COD 去除效果如图 2 所示,开始启动时 3 组装置的 COD 去除率依次为 83.2% ,85.13% ,87.56% . 相比对照组,投入强化微生物的 SBR 对 COD 的去除率较高. 启动 3 d 后,SBR II COD 去

除率的每日增量分别为 2.06% 和 1.63% ,略低于对照组反应器的 3.41% 和 3.23% ,推断是投加的反硝化菌与活性污泥中原有微生物菌群形成竞争. 从第 4 天开始,SBR II 的 COD 去除率上升速度明显加快,这说明菌液中的微生物在竞争中逐渐取得优势. SBR III 在启动初期一直具有较高的 COD 去除率,到第 3 天,SBR III 的 COD 去除率就能达到 94.41% ,可见菌液在扩大培养之后仍然具有较高的有机物去除能力. 在反应器运行的整个过程中,3 组 SBR 的 COD 去除率都维持较高水平 ( $\geq 90\%$  ).

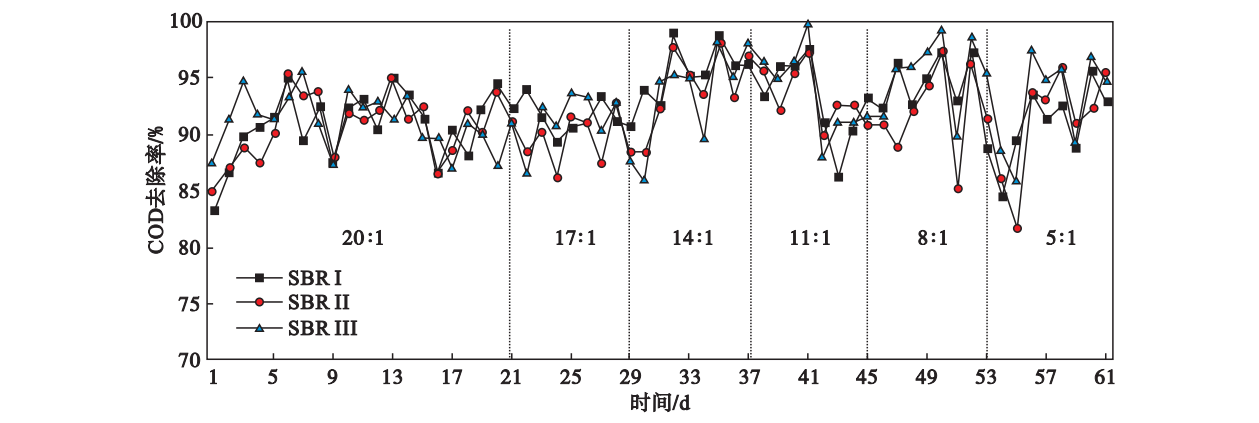


图 2 COD 去除效果  
Fig. 2 Removal rate of COD

$\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除率变化如图 3 所示. 运行第 1 天,3 组 SBR 的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率整体较低,分别为 65.5% ,65.5% ,76.2% ;SBR III 的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率明显高于其他 2 组反应器,说明菌株混合液不仅具有较快生长繁殖速度,扩大培养之后仍具有良好的好氧反硝化性能. 随着反应器运行,3 组装置的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率逐步提升,从第 10 天起, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除进入稳定状态, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的

去除率分别为 79.4% ,84.5% ,93.0% ;运行第 15 天,经强化的 SBR II 的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率与对照组产生最大差值,相差 14.1% ;而运行第 11 天时,SBR III 的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率与对照组差值最大,达 18.6% . 可见,采用好氧反硝化菌强化 SBR 反应器可以明显提高 SBR 系统的反硝化效率,如果采用纯菌构建人工生物群落,脱氮性能会更好.

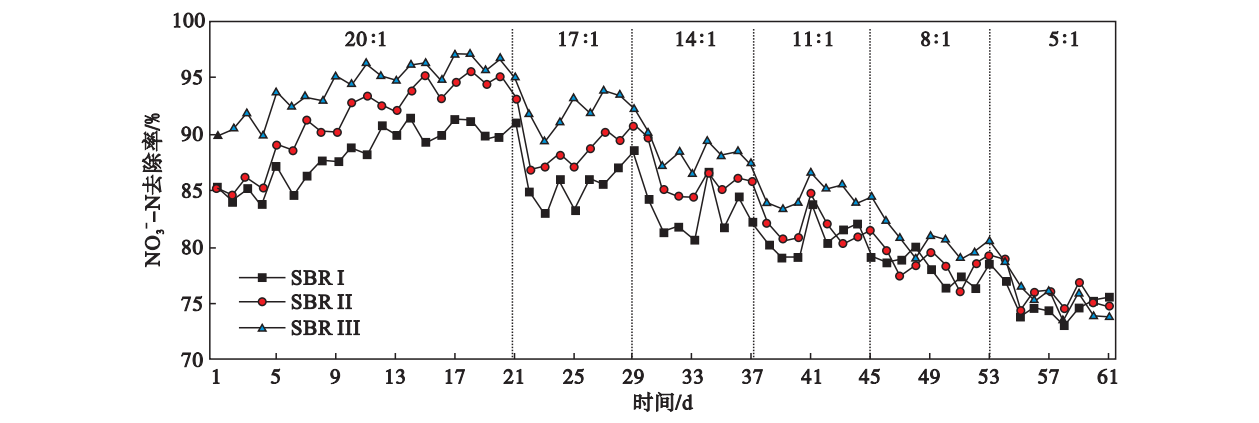


图 3  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除效果  
Fig. 3 Removal rate of  $\text{NO}_3^- - \text{N}$

从运行第 22 天起,开始阶段性降低进水 C/N,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的去除率随之出现明显波动,先急剧下降,然后逐渐适应并上升,再趋于稳定,体现了系统中微生物受外界环境扰动而产生的变化;而且 3 组 SBR 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率明显受到进水 C/N 降低的影响,即降低进水 C/N 会抑制好氧反硝化反应. 进水 C/N 从 20:1 降低到 11:1 的过程中,SBR III 中纯培养反硝化菌的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率始终高于另外 2 组装置,说明纯培养细菌和微生物强化的 SBR 对于 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 有更好的去除能力;当 C/N = 11:1 时,3 组反应器的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率已经分别从 C/N = 20:1 时的 79.4% , 84.5% 和 93.0% 降低至 50.3% , 56.3% 和 64.5% ;纯培养细菌和微生物强化组的去除率始终高于对照组. 当进水 C/N < 11:1 时,投加纯培养细菌的 SBR III 更容易产生波动,微生物强化的 SBR II 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率优势逐渐减弱. C/N = 8:1 时,3 组 SBR 稳定运行时的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率分别为 49.8% ,51.6% ,54.2% . 当 C/N = 5:1 时,SBR II 和 SBR III 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率优势消失,并低于对照组;此时的平均 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率分别为 43.6% ,40.2% ,39.7% ,原本最有优势的 SBR III 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率变为最低.

由于假单胞菌属细菌为异养菌,在生长代谢过程中对碳源有强烈依赖:在碳源较多时,反硝化反应进行速度快,而碳源不足时,生长代谢受到影响,导致生长受到抑制,优势地位逐渐被其他细菌取代. 在 3 组 SBR 中,进水 C/N 偏低时,SBR II 和 SBR III 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率明显相应降低,特别是 SBR III,由于仅投加了纯培养细菌,当条件不适宜时,就会产生明显的波动现象,影响系统的稳定性,耐受冲击负荷能力差. SBR II 经过微生物强化后,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率明显优于空白对照组,而且当进水 C/N 调整后,耐受能力也更强一些.

综合分析,在 3 组 SBR 中,经过微生物强化的 SBR II 的去除效率高于空白对照组,耐受外界干扰并进行快速自我调节的能力要优于纯培养细菌组. 因此,微生物强化组的能力更具有优势.

2.2 微生物群落结构分析

对 3 组 SBR 在 61 d 内的微生物群落变化进行分析,分别选择 6 批次样品进行分析:第 0 天(Rx-0)、第 10 天(Rx-1),第 21 天(Rx-2),第 29 天(Rx-3),第 45 天(Rx-4)和第 61 天(Rx-5),x 是 SBR 编号. 其中第 21 天(包括第 21 天)之前为 SBR 的启动期,后面 3 次取样对应调整进

水 C/N 的样品. 污泥样品经抽提基因组 DNA 后扩增、测序,测序结果按照 97% 相似性对非重复序列进行 OTU(operational taxonomic units)聚类,丰度低于 1% 的菌合并归入 Others,具体结果如图 4 所示.

由于接种污泥来自城市污水处理厂的生化池,所以初始污泥中的微生物多样性较高且没有明显的优势菌种. 在 R1-0 和 R2-0 样品中,优势菌主要来源于 *Flavobacterium*, *Amaricoccus* 和 *Azoarcus*,分别约占 7.0% ,5.8% 和 5.7% . 这 3 个菌属的细菌均为生化池内的常见菌属,具有有机污染物去除能力和一定的硝化除磷能力<sup>[10-11]</sup>. 初始污泥中具有好氧反硝化能力的微生物比例很低,推断是导致反应器启动初期反硝化效率低的原因. 在 SBR III 中,投加了富集培养的假单胞菌,因此在 R3-0 的样品中,均为 *Pseudomonas* 菌属细菌,优势非常明显.

在 SBR 的启动期,3 组 SBR 中占据优势种群地位的均是 *Pseudomonas* 细菌,但是 SBR II 和 SBR III 中的比例更高. 人工投加的强化细菌改变了污泥中的微生物群落组成,假单胞菌属细菌丰度的增加大幅提升了系统的反硝化能力,这也是 SBR II 和 SBR III 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除效率始终高于对照组的原因.

随着进水 C/N 的降低,3 组 SBR 中的假单胞菌属细菌所占比例明显降低,SBR I 和 II 中下降比例最明显,在第 29 天,假单胞菌属细菌在 3 组 SBR 中的比例分别为 R1:18.3% ,R2:37.5% ,R3:52.7% ,分别是 C/N 调整之前的 53.8% ,57.7% 和 69.3% . 假单胞菌数量的降低,明显改变了 3 组 SBR 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率,微生物的群落结构变化与 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率曲线形成了明显的呼应. SBR I 中,微生物种类仍多于 II 和 III,假单胞菌是此时系统中主要的好氧反硝化功能微生物. 随着进水 C/N 进一步降低,在 SBR II 和 III 中出现了一定比例的 *Azoarcus* 属细菌,*Azoarcus* 也是污水处理厂生化池中常见的异养反硝化细菌,但是比 *Pseudomonas* 细菌的反硝化能力弱,对碳源的需求也较高<sup>[12-13]</sup>. 在第 45 天,进水 C/N = 11:1,*Pseudomonas* 和 *Azoarcus* 所占的比例进一步降低,这与进水碳源含量明显降低和功能菌生长受抑制有关,并导致反硝化效率进一步下降. 当进水 C/N = 5:1 (第 61 天)时,3 组 SBR 内 *Pseudomonas* 比例均大幅降至 17% 以下,3 组 SBR 的好氧反硝化率均维持在 40% 左右,此时的 *Pseudomonas* 已经不是系统中的优势菌群. 3 组



SBR 中的情况基本相同,系统中的 *Amaricoccus*, *Flavobacterium* 和 *Thauera* 占有更高的比例,3 种菌也是活性污泥中的常见细菌,与 *Azoarcus* 相同,也具有一定的硝化和反硝化能力,可以去除水中一些其他污染物. 其中,已知的 *Thauera* (陶厄氏菌属) 通常也具有反硝化能力<sup>[14-15]</sup>.

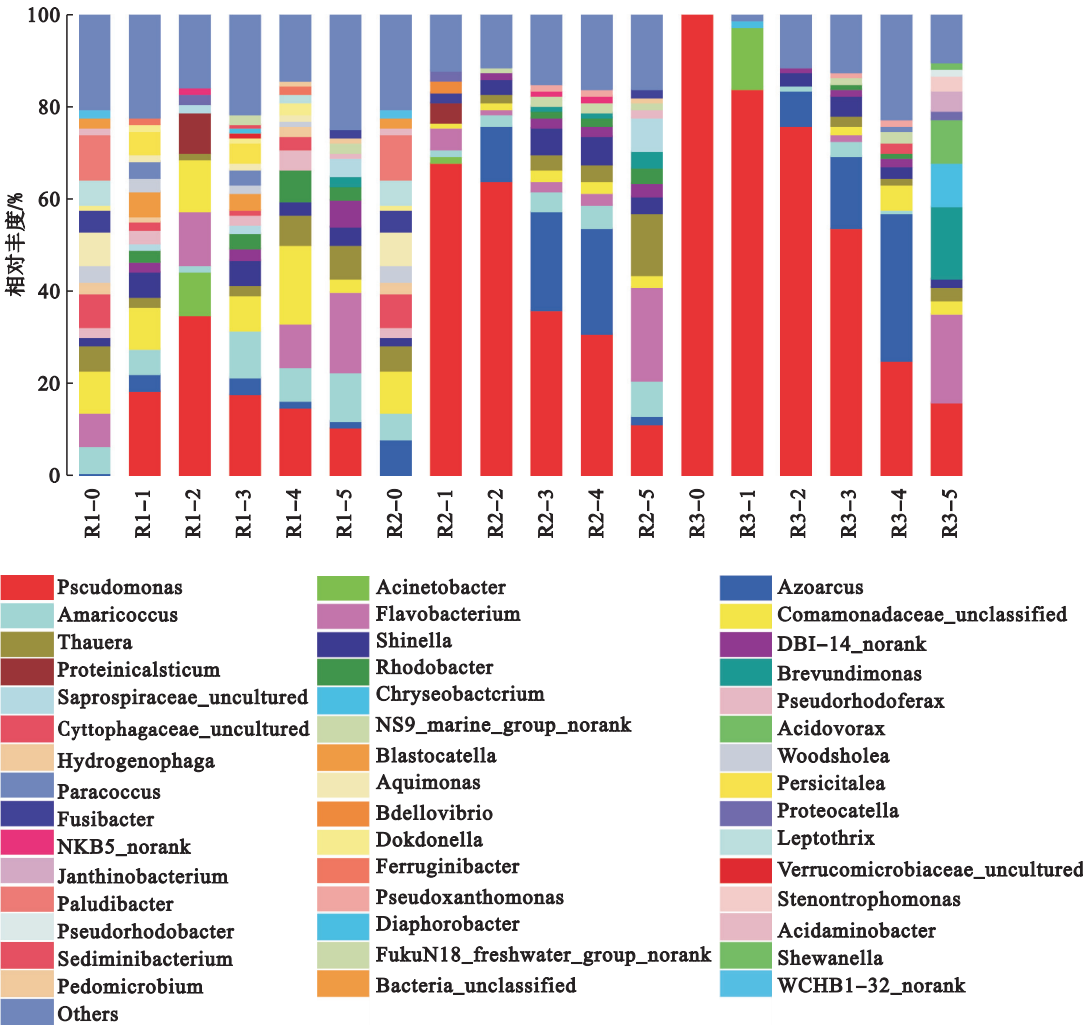


图 4 样品微生物群落结构分析  
Fig. 4 Analysis of the microorganism community structure

通过比较 3 组 SBR 中的微生物菌群结构变化发现,投加好氧反硝化细菌可以明显提升功能菌所占的比例,从而提升系统的反硝化效率;使用纯培养细菌构建反硝化菌群,虽然反硝化效率较高,但容易受到低碳氮比等外界因素的扰动,影响系统稳定性. 微生物强化方法应用于处理高碳氮比的硝酸盐污水更具优势.

3 结 论

1) 采用好氧反硝化菌对 SBR 进行强化可以有效提升反硝化细菌在菌群中所占比例,促使好氧反硝化细菌迅速成为优势功能菌群;可以在不增加额外运行成本的前提下,缩短系统的启动周期,并且大幅提高系统的反硝化效率.

2) 虽然采用纯菌构建的反硝化微生物菌群效率更高,但是经微生物强化的系统耐受外界环境变化扰动的能力强,系统菌群结构稳定,受扰动后恢复周期缩短.

3) 使用投加好氧反硝化菌进行微生物强化的技术在处理 C/N > 10:1 的含硝酸盐的污水时更有优势.

参考文献:

[ 1 ] 中华人民共和国环境保护部. 2014 年中国环境状况公报 [ R ]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 2015.  
( PRC Ministry of Environmental Protection. Bulletin of Chinese state of environment in 2014 [ R ]. Beijing: PRC Ministry of Environmental Protection, 2015. )  
[ 2 ] 杨航. 省界断面水质变化趋势及环境影响因子研究 [ D ]. 吉林: 吉林大学, 2015.  
( Yang Hang. Study on water quality trend and environmental

- influence factors in provincial section area [D]. Jilin: Jilin University, 2015. )
- [3] Hossini H, Rezaee A, Ayati B, et al. Simultaneous nitrification and denitrification using a polypyrrole/microbial cellulose electrode in a membraneless bio-electrochemical system [J]. *RSC Advances*, 2015, 5: 72699 – 72708.
- [4] Insel G, Erol S, Övez S. Effect of simultaneous nitrification and denitrification on nitrogen removal performance and filamentous microorganism diversity of a full-scale MBR plant [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2014, 37 (11): 2163 – 2173.
- [5] Liu Y, Shi H, Xia L, et al. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101 (3): 901 – 906.
- [6] Wang X, Wang S, Xue T, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage [J]. *Water Research*, 2015, 77: 191 – 200.
- [7] Gogina E, Gulshin I. Simultaneous nitrification and denitrification with low dissolved oxygen level and C/N ratio [J]. *Procedia Engineering*, 2016, 153: 189 – 194.
- [8] Takaya N, Catalan-Sakairi M A, Sakaguchi Y, et al. Aerobic denitrification bacteria that produce low levels of nitrous oxide [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69 (6): 3152 – 3157.
- [9] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.  
(Editorial Board of Determination Methods for Examination of Water and Wastewater in SEPA. Determination methods for examination of water and wastewater [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. )
- [10] Abu G O, Dike P O. A study of natural attenuation processes involved in a microcosm model of a crude oil-impacted wetland sediment in the Niger Delta [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99 (11): 4761 – 4767.
- [11] Falvo A, Levantesi C, Rossetti S, et al. Synthesis of intracellular storage polymers by *Amaricoccus kaplicensis*, a tetrad forming bacterium present in activated sludge [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2001, 91 (2): 299 – 305.
- [12] 黄廷林, 何秀秀, 张海涵, 等. 水库贫营养异养硝化 – 好氧反硝化菌 Sxf14 的脱氮特性 [J]. 应用与环境生物学报, 2015, 21 (2): 201 – 207.  
(Huang Ting-lin, He Xiu-xiu, Zhang Hai-han, et al. Nitrogen removal characteristics of the heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium *Acinetobacter* sp. Sxf14 [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2015, 21 (2): 201 – 207. )
- [13] 张延青. 颗粒污泥反硝化除磷优势菌种的分离与鉴定 [D]. 南京: 南京农业大学, 2012.  
(Zhang Yan-qing. Dominant strain of denitrification and phosphorus removal bacteria in granular sludge [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2012. )
- [14] Liu B, Mao Y, Bergaust L, et al. Strains in the genus *Thauera* exhibit remarkably different denitrification regulatory phenotypes [J]. *Environmental Microbiology*, 2013, 15 (10): 2816 – 2828.
- [15] Mao Y, Xia Y, Zhang T. Characterization of *Thauera*-dominated hydrogen-oxidizing autotrophic denitrifying microbial communities by using high-throughput sequencing [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 128: 703 – 710.

## (上接第 1195 页)

- [2] Liu W G, Wei D Z, Wang B Y, et al. A new collector used for flotation of oxide minerals [J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2009, 19 (5): 1326 – 1330.
- [3] Weng X Q, Mei G J, Zhao T T, et al. Utilization of novel ester-containing quaternary ammonium surfactant as cationic collector for iron ore flotation [J]. *Separation & Purification Technology*, 2013, 103 (2): 187 – 194.
- [4] Huang Z Q, Zhong H, Wang S, et al. Comparative studies on flotation of aluminosilicate minerals with Gemini cationic surfactants BDDA and EDDA [J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2013, 23 (10): 3055 – 3062.
- [5] Jiang H, Liu G R, Hu Y H, et al. Flotation and adsorption of quaternary ammonium salts collectors on kaolinite of different particle size [J]. *International Journal of Mining Science and Technology*, 2013, 23 (2): 249 – 253.
- [6] Filippov L O, Filippova I V, Severov V V. The use of collectors mixture in the reverse cationic flotation of magnetite ore; the role of Fe-bearing silicates [J]. *Minerals Engineering*, 2010, 23 (2): 91 – 98.
- [7] Yao J, Yin W Z, Gong E P. Depressing effect of fine hydrophilic particles on magnesite reverse flotation [J]. *International Journal of Mineral Processing*, 2016, 149 (4): 84 – 93.
- [8] Liu W B, Liu W G, Wei D Z, et al. Synthesis of N,N-Bis(2-hydroxypropyl) laurylamine and its flotation on quartz [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 309: 63 – 69.
- [9] 熊道陵, 李金辉, 钟洪辉. 应用基团电负性理论分析丙三醇黄原酸钠抑制毒砂作用机理 [J]. 中南大学学报(自然科学版), 2015, 41 (6): 2156 – 2161.  
(Xiong Dao-ling, Li Jin-hui, Zhong Hong-hui. Analysis of suppression mechanism of arsenopyrite by glycerol sodium xanthogenate using group electronegativity theory [J]. *Journal of Central South University (Science and Technology)*, 2015, 41 (6): 2156 – 2161. )
- [10] 李明阳, 魏德洲, 崔宝玉, 等. 2,3 – 二巯基丁二酸对黄铜矿和辉钼矿浮选行为的影响 [J]. 东北大学学报(自然科学版), 2015, 36 (7): 1020 – 1023.  
(Li Ming-yang, Wei De-zhou, Cui Bao-yu, et al. Flotation behavior of chalcopyrite and molybdenite in the presence of 2,3-Disulfanylbutedioic Acid [J]. *Journal of Northeastern University (Natural Science)*, 2015, 36 (7): 1020 – 1023. )