

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.19.015

# 氮硫比对好氧颗粒污泥特性影响及其脱氮除硫效果

宋欣<sup>1,2,3</sup>, 孙士权<sup>1,2,3</sup>, 商光琦<sup>1,2,3</sup>, 张伟<sup>1,2,3</sup>, 张允宝<sup>2,3,4</sup>, 蒋昌波<sup>1,2,3</sup>,  
万俊力<sup>1,2,3</sup>, 吴方同<sup>1,2,3</sup>, 陈婧<sup>1,2,3</sup>, 谭万春<sup>1,2,3</sup>

(1. 长沙理工大学 水利工程学院, 湖南 长沙 410114; 2. 洞庭湖水环境治理与生态修复  
湖南省重点实验室, 湖南 长沙 410114; 3. 湖南省环境保护河湖疏浚污染控制工程技术  
中心, 湖南 长沙 410114; 4. 湖南省交通运输厅交通建设造价管理站, 湖南 长沙 410016)

**摘要:** 以絮状污泥作为接种污泥,通过改变进水氮硫比(N:S)培养好氧颗粒污泥,考察其对污泥颗粒化的影响及反应器内COD、氮、磷浓度的变化,并利用微生物基因测序手段分析微生物群落结构的变化。结果表明,当N:S为2:1和4:1时,污泥处于连续膨胀状态,无法形成颗粒,此时MLSS为1.104~3.647 g/L、SVI<sub>5</sub>为137~416 mL/g、SV<sub>5</sub>为40%~60%。当N:S升至8:1时,污泥流失得到控制,并在第72天时培养出成熟的好氧颗粒污泥,其粒径主要分布在0.4~0.8 mm,此时MLSS为3.27~5.17 g/L、SVI<sub>5</sub>为36~67 mL/g、SV<sub>5</sub>为12%~20%。污泥颗粒化后,对COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP的平均去除率分别达到95.51%、99.62%、61.30%、25.62%。而整个培养过程中,对硫化物的去除率可达到99%。对成熟颗粒污泥进行微生物群落多样性检测,结果表明,颗粒污泥中*Paracoccus*、*Meganema*、*Azoarcus*为优势菌属,隶属于变形菌门。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 氮硫比; 脱氮除硫

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)19-0091-07

## Effect of Nitrogen to Sulfur Ratio on Characteristics of Aerobic Granular Sludge and Its Nitrogen and Sulfur Removal Performance

SONG Xin<sup>1,2,3</sup>, SUN Shi-quan<sup>1,2,3</sup>, SHANG Guang-qi<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Wei<sup>1,2,3</sup>,  
ZHANG Yun-bao<sup>2,3,4</sup>, JIANG Chang-bo<sup>1,2,3</sup>, WAN Jun-li<sup>1,2,3</sup>, WU Fang-tong<sup>1,2,3</sup>,  
CHEN Jing<sup>1,2,3</sup>, TAN Wan-chun<sup>1,2,3</sup>

(1. School of Hydraulic Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 2. Key Laboratory of Dongting Lake Aquatic Eco-Environmental Control and Restoration of Hunan Province, Changsha 410114, China; 3. Engineering and Technical Center of Hunan Provincial Environmental Protection for River-Lake Dredging Pollution Control, Changsha 410114, China; 4. Transportation Construction Cost Management Station of Hunan Transportation Department, Changsha 410016, China)

**Abstract:** Aerobic granular sludge was cultivated by inoculating flocculent sludge and changing

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51309032); 湖南省交通运输厅科技进步与创新项目(201802); 湖南省教育厅优秀青年基金资助项目(17B014); 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室项目(2016490911); 湖南省研究生科研创新项目(CX2018B554); 湖南省重点领域研发项目(2019SK2191)

通信作者: 孙士权 E-mail: shiquan\_sun@csust.edu.cn

the influent nitrogen to sulfur ratio (N : S). Effects of nitrogen to sulfur ratio on aerobic granulation and variation of COD, nitrogen and phosphorus concentrations in the reactor were investigated, and the changes of the microbial community composition were analyzed by microbial genetic sequencing. When the N : S was 2 : 1 and 4 : 1, the sludge in the reactor was in a continuous bulking state and could not granulate. At this time, MLSS was 1.104 – 3.647 g/L,  $SVI_5$  was 137 – 416 mL/g, and  $SV_5$  was 40% – 60%. When the N : S increased to 8 : 1, the sludge loss was controlled, and the mature aerobic granular sludge with the particle size in the range of 0.4 – 0.8 mm was appeared on the 72nd day. At this time, MLSS was 3.27 – 5.17 g/L,  $SVI_5$  was 36 – 67 mL/g, and  $SV_5$  was 12% – 20%. After granulation, the average removal efficiencies of COD,  $NH_4^+ - N$ , TN and TP were 95.51%, 99.62%, 61.30% and 25.62%, respectively. However, the removal efficiency of sulfide reached 99% during the cultivation. The microbial community diversity of mature granular sludge was detected, and *Paracoccus*, *Meganema* and *Azoarcus* belonging to *Proteobacteria* were the dominant bacteria.

**Key words:** aerobic granular sludge; nitrogen to sulfur ratio; nitrogen and sulfur removal

高浓度硫酸根废水经厌氧处理后,  $SO_4^{2-}$  被还原为硫化物, 带来腐蚀、毒性、恶臭等问题<sup>[1]</sup>, 而污水中的氮、硫也是微生物进行正常生命代谢不可或缺的元素, 好氧颗粒污泥 (AGS) 技术具有同步去除它们的潜力。AGS 于 1991 年首次被发现, 由于其特殊的生物结构及性能, 如高密度、耐冲击负荷、耐有毒物质、沉降时间短等, 引起了众多研究者的关注<sup>[2-7]</sup>。合适的氮负荷不仅有利于形成稳定的 AGS, 而且通过富集硝化菌所形成的 AGS 能够使反应器实现更高效的同步硝化反硝化<sup>[7]</sup>。高硫化物负荷易引起污泥膨胀及颗粒解体, 更会对其他微生物产生毒害作用, 而适宜的硫化物负荷不仅能帮助构成 AGS 骨架, 而且有利于微生物分泌出更多的胞外聚合物来增强 AGS 的稳定性<sup>[8]</sup>, 故通过调控硫负荷来探究合适的氮硫比 (N : S) 对形成稳定的 AGS 是必要的。笔者通过控制进水氮硫比探讨 AGS 的形成特征, 并考察 AGS 的形态变化及其对各污染物的去除效果, 以期 AGS 在含硫化物废水处理中的应用提供参考。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 试验装置

试验装置采用圆柱形 SBR 反应器, 见图 1。SBR 反应器为有机玻璃制成, 内径为 10 cm, 装置高度为 60 cm、有效高度为 50 cm, 有效高径比为 5 : 1, 有效容积为 4 L。用真空泵进行曝气充氧, 以转子流量计控制曝气量, 表面曝气流速为 1.41 cm/s。SBR 反应器的运行周期为 4 h, 其中进水 5 min、生化反应 225 min、静置沉淀 5 min、排水 5 min, 体积交换

比为 50%。反应器接种絮状污泥启动前, 先闷曝 2 d, 筛选出适应新环境的活性污泥。然后以三阶段培养的方式, 逐渐减小进水硫负荷, 考察 AGS 的培养过程及脱氮除硫特性。

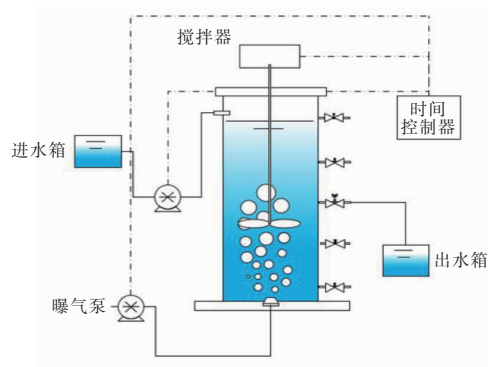


图 1 试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of experimental device

### 1.2 试验废水和接种污泥

试验采用人工模拟废水, COD、 $NH_4^+ - N$ 、TP 浓度分别为 800、60、8 mg/L,  $Ca^{2+}$  和  $Mg^{2+}$  浓度均为 10 mg/L。通过调整  $Na_2S \cdot 9H_2O$  的投加量控制进水氮硫比, 其余各组分浓度如下: NaAc、 $NH_4HCO_3$ 、 $KH_2PO_4$ 、 $CaCl_2$ 、 $MgCl_2 \cdot 6H_2O$  分别为 1.025、0.339、0.045、0.03、0.084 g/L, 微量元素溶液为 1 mL/L。微量元素溶液组成如下: EDTA、 $MnSO_4 \cdot H_2O$ 、 $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ 、 $H_3BO_3$ 、KI、 $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ 、 $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 、 $(NH_4)_6Mo_7O_{24}$  均为 0.05 g/L。试验进水 pH 值为 7.0 ~ 8.5, 温度为  $(25 \pm 2.5) ^\circ C$ 。接种的絮状污泥来源于新开设污水厂二沉池, 污泥为棕黄色, 其 MLVSS/MLSS 为 0.85, 沉降速度为 15 ~ 25 m/h。接

种后反应器内的污泥浓度为 3.14 g/L。

### 1.3 分析项目与方法

#### 1.3.1 常规指标的测定方法

COD 采用快速密闭催化消解法测定;硫化物采用对氨基二甲基苯胺分光光度法测定; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  采用纳氏试剂分光光度法测定; $\text{NO}_2^- - \text{N}$  采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$  采用麝香草酚分光光度法测定;TN 采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法测定;TP 采用过硫酸钾消解—钼锑抗分光光度法测定;pH 值、DO 分别采用便携式 pH 计和溶解氧仪测定; $\text{SVI}_5$  (5 min 的污泥体积指数)、MLSS 均采用国家标准方法测定;颗粒污泥的形成过程采用光学显微镜观察;颗粒污泥的结构采用电子扫描显微镜 (SEM) 观察;颗粒污泥的粒径采用马尔文激光粒度仪测定。

#### 1.3.2 微生物多样性检测方法

取适量污泥样品,用试剂盒 E. Z. N. ATM Mag-Bind Soil DNA 提取 DNA 样品。PCR 扩增采用引物 341F (CCTACGGGNGGCWGCAG) 和 806R (GACTACHVGGGTATCTAATCC),靶向 16s rRNA 的 V3-V4 区。扩增完成后,通过 barcode 区分样品序列,并对各样本序列做 QC,去除非特异性扩增序列及嵌合。采用 OTU 聚类分析,选择丰度最高的序列作为代表性序列并绘制物种丰度组分图。

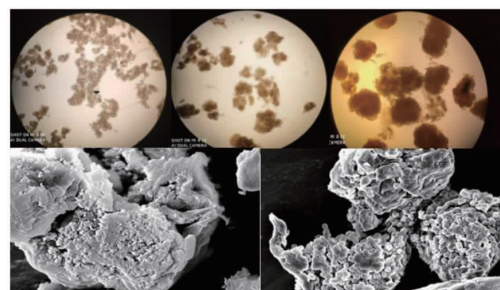
## 2 结果与讨论

### 2.1 好氧颗粒污泥的培养过程

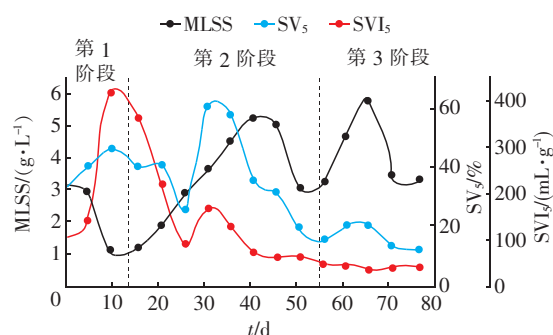
在好氧颗粒污泥的培养过程中,污泥形态及沉降特性的变化见图 2。其中,图 2(a) 上部从左到右依次为 30 d ( $\times 100$ )、60 d ( $\times 100$ ) 和 72 d ( $\times 200$ ) 时的污泥镜检照片,下部为成熟颗粒污泥的 SEM 照片。在第 1 阶段,控制进水 N:S 为 2:1,其中氮和硫的浓度分别为 60 和 30 mg/L。此阶段为装置启动阶段,污泥接种至装置后,颜色由棕黄色变成黑棕色,污泥流失严重,MLSS 下降至 1.104 g/L, $\text{SVI}_5$  值连续上升至 416 mL/g, $\text{SV}_5$  维持在  $(40 \pm 5)\%$ ,这主要是因为微生物不能适应新环境,部分污泥解体所致<sup>[2]</sup>。

第 2 阶段,为了防止污泥过度膨胀与丝状菌的生长,升高进水 N:S 至 4:1,此时进水硫化物浓度为 15 mg/L。污泥的  $\text{SVI}_5$  值逐渐降至 48.37 mL/g,微生物开始适应新环境,污泥颜色也由黑棕色恢复为棕色。在第 56 天改变进水 N:S 为 8:1 进行培

养,反应器进入第 3 阶段。第 60 天时,反应器中开始出现颗粒污泥,至第 72 天时颗粒污泥基本成型。



a. 污泥形态的变化



b. MLSS,  $\text{SVI}_5$  和  $\text{SV}_5$  的变化

图 2 污泥形态及沉降特性的变化

Fig. 2 Change of sludge morphology and settling characteristics

由图 2 可知,成熟的颗粒污泥为黄褐色,内部颜色较深,边缘形态模糊、颜色较浅。污泥颗粒较小,粒径主要在 0.4~0.8 mm 之间。污泥颗粒形成后, $\text{SVI}_5$  由 250 mL/g 降至 36.51 mL/g。污泥颗粒成型后,反应器开始排泥,污泥龄为 30 d,MLSS 维持在  $(4.678 \pm 0.5)$  g/L,MLVSS/MLSS 为 0.80。

根据颗粒污泥培养过程中其沉降性能及形态变化可知,当进水氮硫比较低时,丝状菌为优势菌,随着氮硫比的升高,虽然在一定范围内丝状菌仍占优势,但颗粒污泥逐步成长;当氮硫比升至 8:1 时,成功培养出 AGS,由 SEM 图片与镜检图片可知,丝状菌横穿颗粒内外,AGS 由各类球菌、杆菌等形成一个微结构体<sup>[9]</sup>。适宜的氮硫比不仅有利于污泥颗粒的形成,而且有助于培养出结构密实稳定的颗粒污泥。

### 2.2 含氮化合物浓度的变化

氮是微生物合成蛋白质进行新陈代谢的基本元素,较高的氮负荷有利于培养出稳定的颗粒污泥,使污泥变得更为密实<sup>[10]</sup>。图 3 为颗粒污泥培养过程中出水含氮化合物浓度的变化。可知,当进水 N:S 为 2:1 时,出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度由 0.29 mg/L 增长到

19.22 mg/L,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度由 21.20 mg/L 降至 10.80 mg/L, 出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度由 0.16 mg/L 升至 8.16 mg/L 且继续上升。当进水 N : S 为 4 : 1 时, 出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度由 10.80 mg/L 降至 0.20 mg/L 并且趋于稳定, 出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度逐渐上升, 并稳定在 40 mg/L 左右, 出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度由最高值 16.32 mg/L 降至 0.38 mg/L 并保持稳定, 反应器内实现了稳定的硝化反应。当进水 N : S 为 8 : 1 时, 出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度低于 0.5 mg/L,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度平均为 0.43 mg/L,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度呈下降趋势, 最后稳定在 25 mg/L 左右。自第 60 天开始出现颗粒雏形时, 出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度下降趋势明显。

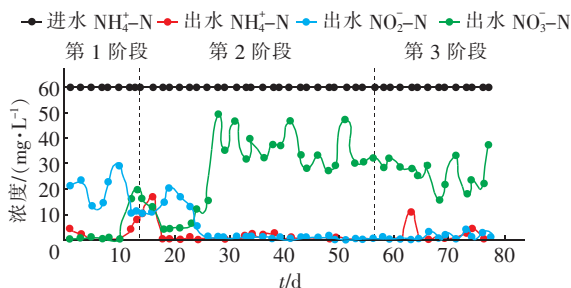


图3 出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度的变化

Fig. 3 Change of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  concentrations in effluent

当进水 N : S 为 2 : 1 时,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度的变化说明亚硝化菌得到了富集, 而硝化菌的活性较差, 但在培养过程中硝态氮逐渐增多, 硝化菌逐渐适应环境并得到富集。当进水 N : S 升至 4 : 1 时, 出水硝态氮浓度也趋于稳定, 但是此时反应器内污泥膨胀程度持续增加, 丝状菌的生长速率远高于其他活性菌, 无法培养出 AGS。继续升高进水 N : S 至 8 : 1, 污泥颗粒逐渐成型后出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度下降, 且  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度有少量回升, 说明由于颗粒污泥的特殊结构, 反应器中发生了同步硝化反硝化, 并且在加硫化物培养的微生物菌群中, 可能存在少量脱氮硫杆菌, 实现了好氧反硝化<sup>[11]</sup>。

## 2.3 好氧颗粒污泥的脱氮除硫效果

### 2.3.1 不同氮硫比下总氮的去除效果

系统对总氮的去除效果见图 4。当进水 N : S 值为 2 : 1 时, 接种的絮状污泥并没有表现出厌氧颗粒污泥的耐受性, 进而使得培养过程中污泥过度流失, DO 浓度与 pH 值偏高, 无缺氧空间, 不利于脱氮, 但 TN 去除率最初仍维持在  $(44.95 \pm 5)\%$ , 出水

平均浓度为  $(23.12 \pm 4)$  mg/L。此后将进水 N : S 值升为 4 : 1, 生物量增加, 出水 TN 浓度维持在  $(30.11 \pm 4)$  mg/L。继续升高进水 N : S 值至 8 : 1, 出水 TN 平均浓度为 29.22 mg/L。

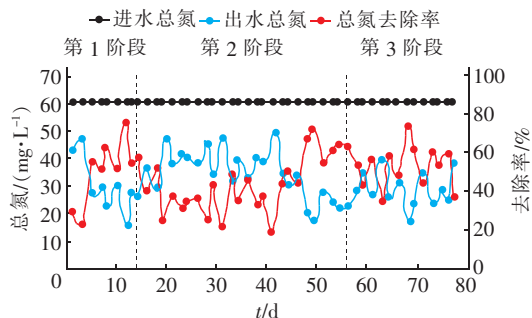


图4 TN 浓度的变化

Fig. 4 Change of TN concentration

当进水 N : S 值较低时, 污泥严重流失, 然而微生物的生长繁殖会摄取污水中的氮元素<sup>[3]</sup>, 可维持反应器对 TN 的少量去除作用。初次升高进水 N : S 值后, 硫化物不再影响反硝化细菌的正常生命活动, 但污泥膨胀未得到解决, 工艺不能正常运行, TN 的去除率较低。继续升高进水 N : S 值后, 丝状菌不再引起污泥膨胀, AGS 逐渐形成, 当厌氧核心区形成后, 为反硝化菌提供了生存环境, TN 去除率得到进一步提高, 此时添加硫化物帮助形成污泥颗粒骨架, 分泌胞外聚合物, 增强污泥颗粒的结构稳定性。相对于低 N : S 值环境, 高 N : S 值时系统表现出较高的 TN 去除率, 证明 AGS 结构确实能提高 TN 的去除效果。

### 2.3.2 不同氮硫比下硫化物的去除效果

图 5 为反应器进水和出水硫离子浓度的变化。当进水 N : S 值为 2 : 1 时, 对应的硫负荷为  $0.09 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , 反应器中的 MLSS 降至最低, 污泥量的减少使得微生物对硫化物的降解能力下降, 但在全曝气模式下, 由于微生物摄取与化学氧化的双重作用, 对硫化物一直保持着较高的去除率, 证明该硫负荷下不适宜培养 AGS, 但却不影响对硫化物的去除效果。升高进水 N : S 至 4 : 1, 硫负荷降至  $0.045 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , 反应器内的污泥量开始稳定, MLSS 逐渐上升至  $3.67 \text{ g/L}$ , 但  $\text{SV}_5$  值仍上升至 60%, 证明硫负荷仍然较高, 引起了丝状菌的过量繁殖, 但是并未影响对硫化物的去除作用。继续升高进水 N : S 至 8 : 1, 污泥膨胀得到控制, MLSS 稳定在  $(4.678 \pm 0.5) \text{ g/L}$ ,  $\text{SV}_5$  值控制在 20% 以下, 反应器对硫化物

仍有99%的去除率,第60天时污泥开始出现单独的聚合体,表明反应器中颗粒雏形出现,丝状菌生长不再影响微生物的聚集,已有研究证明,颗粒化前期有丝状菌缠绕反而能分泌更多的EPS且为微生物的聚集提供桥架,加速颗粒的形成<sup>[4]</sup>,所以此时加入硫化物的主要功能是在于帮助形成AGS。反应器在第72天培养出成熟的颗粒污泥。但是在颗粒表面观察到有大量的丝状菌缠绕,核部颜色较深,这可能是丝状菌缠绕过多而造成的结果<sup>[12]</sup>。

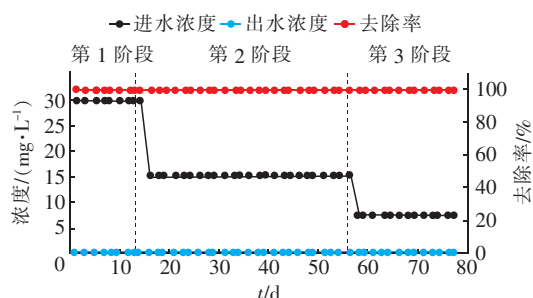


图5 硫离子浓度的变化

Fig. 5 Change of sulfur ion concentration

试验结果表明,硫负荷高或低并不影响硫化物的去除,但会影响微生物的生长。只需要有足够的曝气量就能达到高的硫化物去除率,然而要控制反应器所能承受的硫负荷量,过高的硫负荷不仅会造成反应器中原有污泥的流失,从而影响其他污染物的去除效果,而且更会削弱一些菌种的活性,致使其无法恢复<sup>[13]</sup>。

### 2.3.3 氮硫比与颗粒污泥脱氮除硫能力的相关性

通过投加氮源可以培养自养硝化菌属如氢氧化菌、亚硝态氮氧化菌,进而得到结构稳定、密实的颗粒污泥,而适当的硫离子能够使反应器在避免污泥膨胀的同时生长出丝状菌,分泌足够的胞外聚合物,形成颗粒污泥的骨架,并且提高骨架的稳定性<sup>[4]</sup>。在反应器整个运行过程中,在全曝气模式下硫化物都保持99%的去除率,进水中的硫化物直接被氧化成硫酸根,化学反应速率高于生化反应速率,无法使得硫离子作为电子供体氧化成为中间体如单质硫,实现了与氮的协同自养反硝化。试验过程中维持氮负荷为 $0.18 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,在进水N:S为2:1条件下,硫负荷为 $0.09 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,高于反应器能承受的范围,污泥严重膨胀并不断流失,污泥浓度下降,TN去除率仅为 $(44.95 \pm 5)\%$ 。提高进水N:S至4:1,硫负荷降为 $0.045 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,污泥仍处

于膨胀状态,TN去除率降至 $(38.68 \pm 5)\%$ ,系统无法提供有效的厌氧空间来提高脱氮能力。继续提高进水N:S至8:1,硫负荷为 $0.0225 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,污泥膨胀得到控制,在运行至第60天时,污泥开始聚集,72 d时聚集成粒,核心的厌氧环境能实现反硝化脱氮,提高对TN的去除率。在高N:S值条件下,可通过投加硫化物帮助污泥形成颗粒骨架,提供足够的反硝化空间,TN平均去除率达到61.30%。若当污泥颗粒形成后,运行过程设置足够的厌氧运行时间段,可形成自养硝化反硝化<sup>[14]</sup>。

### 2.4 不同氮硫比下COD与TP的去除效果

反应器对COD和TP的去除效果变化见图6。

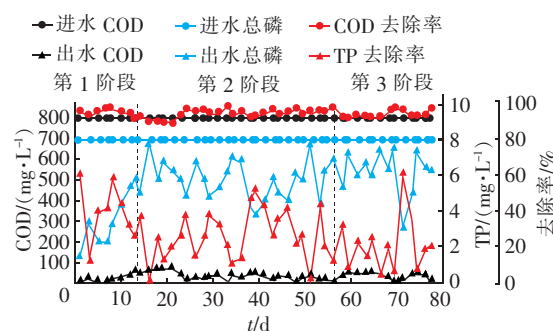


图6 COD与TP浓度的变化

Fig. 6 Change of COD and TP concentration

试验过程中,保持进水COD与TN的浓度分别为800,60 mg/L,COD负荷为 $2.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。当进水N:S值为2:1时,出水COD浓度由13 mg/L上升至66.60 mg/L,出水TP浓度由3.08 mg/L上升至5.86 mg/L,反应器内高浓度的硫化物影响了异养微生物的正常代谢,氧化后的硫酸根离子又会影 响聚磷菌的活性<sup>[14]</sup>,造成了反应器内COD与TP去除效果的急剧下降。当进水N:S值升至4:1时,出水COD由76 mg/L降至29.33 mg/L,出水TP浓度由5.86 mg/L升至 $(6.72 \pm 0.3) \text{ mg/L}$ ,说明由于长时间的加入硫化物运行,反应器内的异养微生物已经开始适应了新环境,对COD的去除能力逐渐提高,但聚磷菌活性仍然受到抑制。当进水N:S值升至8:1时,反应器内的微生物量维持稳定,出水COD浓度维持在 $(35.73 \pm 5) \text{ mg/L}$ ,出水TP浓度为5.95 mg/L,表明反应器内的微生物对有机物的摄取已经达到平衡,并且聚磷菌处于最大被抑制程度。在整个过程中,TP去除率均较低,这是由于加入的硫化物会影响聚磷菌活性,而在全曝气模式下硫化物氧化成的硫酸根也会影响聚磷菌对磷的吸

收作用<sup>[14]</sup>。

综上可知,不同的氮硫比并未对 COD 的去除效果产生较大的影响,当进水 N:S 值升至 4:1 后, COD 的去除效果得到了一定提高并趋于稳定,但 TP 去除率难以提升,硫化物经氧化后生成的硫酸根离子无法经好氧反应去除,影响了聚磷菌的活性,使得除磷效果较差。

## 2.5 微生物群落结构的变化

为了进一步明晰污泥内的微生物群落结构变化,图 7 列出了污泥在属水平上的微生物群落结构变化。

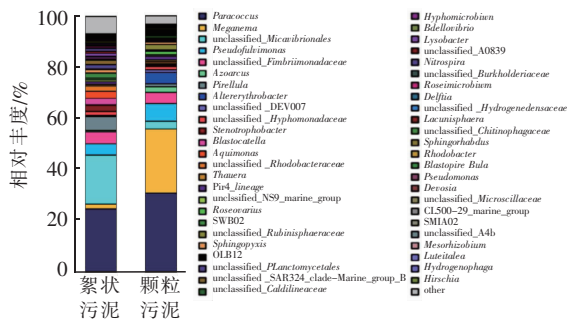


图 7 接种絮状污泥和成熟颗粒污泥在属水平上的微生物群落结构分布

Fig. 7 Microbial community structure distribution of inoculated flocculent sludge and mature granular sludge at genus level

所有污泥样本中的微生物群落可大致分为五类:变形菌门(Proteobacteria)、浮霉菌门(Planctomycetes)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、疣微菌门(Verrucomicrobia)、酸杆菌门(Acidobacteria),在成熟颗粒污泥中的占比分别为 90.4%、1.2%、1.3%、3.4%、1.7%。在颗粒污泥培养过程中,变化最为明显的菌种为 Meganema,属于变形菌门,其基因水平的样本 reads 数目由 1 004 增加到 12 092,该菌为甲基杆菌,其数量的增加与进水中的硫负荷变化相关,说明在乙酸钠作为碳源条件下,该菌种为优势菌,适合在含硫化物的环境下生长。菌种 Paracoccus 为变形菌,相对丰度约为 30%,此菌种呈球状,可进行好氧呼吸代谢;当生存环境为厌氧且存在硝酸盐或亚硝酸盐时,菌种 Paracoccus 能以它们为电子受体进行厌氧生长代谢,释放出氮气。通过扫描电镜发现颗粒污泥表面有大量的球菌附着,根据微生物的丰度推测其中大部分应为 Paracoccus,说明在反应器运行过程中,颗粒污泥内部可以同时进行反硝化反

应,证明了当 AGS 形成后 TN 去除效果得到提高,也是由于该菌属的富集。Azoarcus 为固氮弧菌属,其基因水平的样本 reads 数目由 255 增加到 1 023,此菌为在好氧条件下能自生固氮的革兰氏阴性杆菌,更能进一步提高反应器的脱氮能力。DEV007 为丝状菌,其相对丰度为 3.4%,通过扫描电镜发现形成的颗粒污泥表面缠绕紧致、密稠,这是丝状菌过度生长所导致的结果。在微生物检测中发现了 Altererythrobacter,该菌为交替赤杆菌属,其基因水平的样本 reads 数目由 2 增加到 2 168,该菌类在环境修复、食品工程及生物医药等领域具有广泛的应用前景<sup>[7,15]</sup>。

由微生物分析结果可知,通过控制氮硫比,可以富集好氧反硝化菌属 Paracoccus 和适量的丝状菌,不仅能稳固 AGS 的结构,还能提高 AGS 的脱氮能力,通过控制氮硫比培养得到的 AGS 有提高污水处理效果的潜力。

## 3 结论

① 利用不同的进水氮硫比培养 AGS,第 72 天时实现了 SBR 反应器内絮状活性污泥的颗粒化,绝大部分颗粒粒径在 0.4~0.8 mm 内,成熟的 AGS 具有良好的沉降性能,SVI<sub>5</sub> 值为 36.51 mL/g,MLSS 维持在(4.678±0.5) g/L。

② 颗粒污泥培养过程中,进水 COD 负荷与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷分别维持在 2.4 kg/(m<sup>3</sup>·d) 和 0.18 kg/(m<sup>3</sup>·d),而加入的硫化物负荷需要稳定反应器的运行,由 0.09 kg/(m<sup>3</sup>·d) 逐渐降低至 0.022 5 kg/(m<sup>3</sup>·d),对应的进水 N:S 由 2:1 升至 8:1。结果表明,接种污泥中的微生物能够缓慢适应加入的硫化物对环境的改变,当进水 N:S 值为 8:1 时,污泥中的丝状菌生长得到控制,污泥不再膨胀。污泥颗粒化后,系统对 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP 的平均去除率分别达到了 95.51%、99.62%、61.30%、25.62%。

③ 全曝气模式下不适合直接采用絮状污泥培养脱氮除硫颗粒污泥。在全曝气模式下,进水的硫化物会被快速氧化成硫酸根离子,高硫酸根离子浓度会影响聚磷菌与反硝化菌的性能,进而影响出水 TN、TP 浓度。

④ 微生物群落结构变化分析表明,好氧颗粒污泥在高溶解氧浓度条件下也能得到较好的脱氮效果,颗粒污泥的结构特点能帮助实现同步硝化反硝

化。*Paracoccus* 与 *Meganema* 能在高硫酸根离子浓度下正常生存。

#### 参考文献:

- [1] YANG W, ZHAO Q, LU H, *et al.* Sulfide-driven autotrophic denitrification significantly reduces  $N_2O$  emissions[J]. *Water Research*, 2016, 90: 176 – 184.
- [2] ZHOU J H, ZHOU C Y, YU H C, *et al.* Determining the effects of aeration intensity and reactor height to diameter ( $H/D$ ) ratio on granule stability based on bubble behavior analysis [J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2019, 26 (1): 784 – 796.
- [3] ZHANG Z M, YU Z D, WANG Z H, *et al.* Understanding of aerobic sludge granulation enhanced by sludge retention time in the aspect of quorum sensing [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272: 226 – 234.
- [4] LIU Y, TAY J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment [J]. *Biotechnology Advances*, 2004, 22 (7): 533 – 563.
- [5] RUSANOWSKA P, CYDZIK-KWIATKOWSKA A, SWIATCZAK P, *et al.* Changes in extracellular polymeric substances (EPS) content and composition in aerobic granule size-fractions during reactor cycles at different organic loads [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272: 188 – 193.
- [6] JAHN L, SVARDAL K, KRAMPE J. Comparison of aerobic granulation in SBR and continuous-flow plants [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 231: 953 – 961.
- [7] HE Q, ZHANG W, ZHANG S, *et al.* Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 326: 1223 – 1231.
- [8] WANG Y, WEI D, LI K, *et al.* Response of extracellular polymeric substances to the toxicity of 2,4-dichlorophenol in aerobic granular sludge system; production and interaction mechanism [J]. *RSC Advances*, 2015, 5: 33016 – 33022.
- [9] 彭永臻, 吴蕾, 马勇, 等. 好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展 [J]. *环境科学*, 2010, 31 (2): 273 – 280.
- [10] PENG Yongzhen, WU Lei, MA Yong, *et al.* Advances: granulation mechanism, characteristics and application of aerobic sludge granules [J]. *Environmental Science*, 2010, 31 (2): 273 – 280 (in Chinese).
- [11] NGUYEN P T T, VAN NGUYEN P, TRUONG H T B, *et al.* The formation and stabilization of aerobic granular sludge in a sequencing batch airlift reactor for treating tapioca-processing wastewater [J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2016, 25 (5): 2077 – 2084.
- [12] VASHI H, IORHEMEN O T, TAY J H. Extensive studies on the treatment of pulp mill wastewater using aerobic granular sludge (AGS) technology [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 359: 1175 – 1194.
- [13] SWIATCZAK P, CYDZIK-KWIATKOWSKA A. Treatment of ammonium-rich digestate from methane fermentation using aerobic granular sludge [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2018, 229 (8): 247.
- [14] ADAV S S, LEE D J, SHOW K Y, *et al.* Aerobic granular sludge: recent advances [J]. *Biotechnology advances*, 2008, 26 (5): 411 – 423.
- [15] ZHAO X, CHEN Z, WANG X, *et al.* PPCPs removal by aerobic granular sludge membrane bioreactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, 98 (23): 9843 – 9848.
- [16] PRONK M, BASSIN J P, DE KREUK M K, *et al.* Evaluating the main and side effects of high salinity on aerobic granular sludge [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, 98 (3): 1339 – 1348.

作者简介: 宋欣 (1995 – ), 男, 湖南怀化人, 硕士研究生, 研究方向为污水处理理论与技术。

E-mail: 2833803154@qq.com

收稿日期: 2020 – 04 – 14

修回日期: 2020 – 09 – 22

(编辑: 刘贵春)