

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.09.002

# 缺氧条件对低碳氮比废水好氧颗粒污泥稳定性的影响

邓永春, 曹江玲, 吴沛嵘, 段文焱, 陈芳媛

(昆明理工大学环境科学与工程学院 云南省土壤固碳与污染控制重点实验室,  
云南 昆明 650500)

**摘要:** 好氧颗粒污泥稳定性低是阻碍其应用的主要问题。为揭示好氧颗粒污泥系统前置缺氧段混合效果对好氧颗粒稳定性的影响,在SBR反应器中接种冷藏6个月的好氧颗粒污泥,将碳氮负荷(COD/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)从200/40 mg/L提升至600/150 mg/L,通过施加和不施加外循环操作改变缺氧段混合效果,考察好氧颗粒污泥系统处理性能、颗粒稳定性及微生物种群结构变化。结果表明,接种的好氧颗粒污泥恢复活性后,当碳氮负荷为400/50 mg/L时未开启外循环操作,系统对COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和TN的去除率分别为95%、99%和20%;当碳氮负荷升至400/80和400/100 mg/L时开启外循环操作,虽然好氧颗粒污泥受反硝化气态氮冲击导致沉淀性能变差,SVI<sub>30</sub>在50~150 mL/g之间波动,系统对COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的去除率仍能够分别保持在95%和99%,但是TN去除率提升至50%;而当碳氮负荷升至600/150 mg/L时再次关闭外循环操作后,好氧颗粒结构变得疏松分散,平均粒径增大至791 μm,SVI<sub>30</sub>恶化为175 mL/g,虽然COD去除率仍能保持在95%左右,但NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和TN去除率分别降低至50%和6%。高通量测序分析表明,缺氧段施加外循环操作后,好氧颗粒微生物多样性和丰富度增加,主要优势菌种为反硝化菌,主要包括 *Thauera* 和 *Rhodobacter*。当处理低碳氮比废水时在缺氧段施加外循环操作,能够通过增强混合效果提高系统反硝化性能,富集大量反硝化菌,从而增强好氧颗粒污泥稳定性。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 低碳氮比废水; 缺氧; 外循环; 稳定性

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)09-0008-09

## Impact of Mixing Effect in Pre-anoxic Phase on Stability of Aerobic Granular Sludge in Treating Wastewater with Low Carbon to Nitrogen Ratio

DENG Yong-chun, CAO Jiang-ling, WU Pei-rong, DUAN Wen-yan, CHEN Fang-yuan  
(Provincial Key Laboratory of Soil Carbon Sequestration and Pollution Control, Faculty of  
Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology,  
Kunming 650500, China)

**Abstract:** Low stability of aerobic granular sludge(AGS) in long-term operation is the main problem hindering its further application in practice. To investigate the impact of the mixing effect in pre-anoxic phase on the stability of AGS, a sequencing batch reactor (SBR) inoculated with AGS refrigerated for 6 months was set up with increased carbon and nitrogen load (C/N) from 200/40 mg/L to 600/150 mg/L in this study. The mixing effect of the pre-anoxic phase was adjusted by adding and not adding an external

基金项目: 云南省重大科技项目(202202AG050019)

通信作者: 陈芳媛 E-mail: chenfy1220@hotmail.com

circulation operation. The properties of the AGS, such as the performance, stability, and microbial community structure, were examined. The results showed that when the C/N was 400/50 mg/L with no external circulation, the removal rate of COD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN were 95%, 99%, and 20%, respectively, after the seeded AGS revived. When the C/N was increased to 400/80 mg/L and 400/100 mg/L with external circulation, COD and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removal rate could still maintain at 95% and 99%, respectively, but the TN removal rate greatly increased to 50%, although the settling ability of the AGS deteriorated due to the mass production of gaseous nitrogen from denitrification, with  $\text{SVI}_{30}$  fluctuating between 50 mL/g and 150 mL/g. However, when the C/N was increased to 600/150 mg/L with no external circulation,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN removal rate decreased to 50% and 6%, respectively, although COD removal rate could still maintain at about 95%. At the same time, the physical structure of AGS became loose and dispersed with the average particle size increased to 791  $\mu\text{m}$  and  $\text{SVI}_{30}$  deteriorated to 175 mL/g. High-throughput sequencing analysis showed that the microbial diversity and richness of aerobic particles increased with the external circulation in the anoxic phase, and the main genus were denitrifying bacteria, mainly including *Thauera* and *Rhodobacter*. These findings demonstrated that the external circulation operation in anoxic phase can improve the denitrification performance of AGS system and enrich a large number of denitrifying bacteria by enhancing the mixing effect, thereby enhancing its stability.

**Key words:** aerobic granular sludge; low carbon to nitrogen ratio wastewater; anoxic phase; external circulation; stability

好氧颗粒污泥(AGS)技术起源于20世纪90年代,被认为是最具发展前景的污水处理工艺之一<sup>[1]</sup>。与传统活性污泥相比,AGS具有规则的形态、紧实的结构、良好的沉降性能以及高浓度生物量,能承受高强度的有机有毒废水冲击。碳氮负荷及其比值(C/N)是影响AGS形成和稳定运行的重要因素。一般来说,较高的C/N(7.5~30)有利于异养菌快速生长,形成蓬松絮体和大颗粒;而较低的C/N(2~5)则会形成以慢速生长菌为主的稳定致密小颗粒<sup>[2]</sup>。Luo等人研究发现C/N由4降至1时,AGS的物理特性、硝化性能和胞外聚合物(EPS)含量均会下降,微生物群落发生显著变化,进而导致颗粒解体<sup>[3]</sup>。在实际应用中存在着大量低C/N同时碳氮负荷波动大的废水,如药厂、垃圾填埋场、化肥厂和石化行业废水等,利用好氧颗粒污泥技术处理该类废水还需进一步深入实践。

目前有研究提出通过调整操作条件,在系统进入曝气阶段前设置前置缺氧段来提高碳源不足时的反硝化效率。同时,颗粒内部能够形成缺氧层,定植更多反硝化菌,提高好氧颗粒污泥系统的稳定性。Kocaturk等人<sup>[2]</sup>研究发现,在曝气前引入缺氧段能够通过改变C/N调节硝化菌及异养菌之间的种

群分布,在C/N为7.5的条件下好氧颗粒污泥对COD的去除率可达75%~90%,TN去除率高达90%以上。Chen等人<sup>[4]</sup>通过交替厌氧/好氧结合分步进水模式,在C/N为5和3的条件下,均能实现超过90%的氮去除效率。值得注意的是,缺氧段的泥水混合效果会影响AGS特性和污染物去除效率。但目前关于缺氧段泥水混合程度对AGS稳定性影响的研究结果不一致<sup>[5-6]</sup>,因此,缺氧段泥水混合效果对AGS的影响机理还需进一步探究。

基于此,接种好氧颗粒污泥后处理不同C/N的废水,通过在缺氧段施加和不施加外循环操作,考察AGS长期运行过程中污泥形态特征、污染物去除性能、EPS含量和组成、微生物菌落结构的变化,探究系统缺氧段混合效果对AGS稳定性的影响机理,以为好氧颗粒污泥技术的应用提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

接种好氧颗粒污泥是在低C/N(碳氮负荷为400/100 mg/L)下培养并冷藏放置近6个月的颗粒污泥,MLSS为2.61 g/L,MLVSS为2.41 g/L,污泥体积指数( $\text{SVI}_{30}$ )为100 mL/g。

## 1.2 实验装置与操作条件

实验采用圆柱形有机玻璃材质SBR反应器,内径为5 cm,有效高度为100 cm,有效高径比( $H/D$ )为20,有效工作体积为2 L。反应器从底部进水,中部排水,体积交换率为50%。每周期为4 h,每天运行6个周期。单周期运行方式为进水5 min、缺氧55 min、曝气170 min、沉降5 min、排水5 min,由时间控制开关自动控制。在好氧段,由设置在反应器底部的曝气石曝气,曝气流量控制在1.2 L/min(即表面气速约为1 cm/s),水力停留时间(HRT)为8 h。缺氧段开启外循环操作时,使用蠕动泵将反应器上层废水通过外部软管输送至反应器底部。蠕动泵流量控制在60 mL/min,使颗粒污泥层膨胀高度控制在一定范围,避免颗粒污泥扬起被循环带走。

## 1.3 废水水质

系统进水为人工模拟废水。碳源为含量60%的工业乙酸钠,氮源为硫酸铵,磷源为磷酸二氢钾,通过投加碳酸氢钠调控pH在7.5左右。其他的营养液和微量元素包括:  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  为22.5 mg/L,  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  为12.5 mg/L,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  为15 mg/L,  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  为10 mg/L,  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  为0.12 mg/L,  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  为0.12 mg/L,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  为0.03 mg/L,  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  为0.05 mg/L,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  为0.1 mg/L,  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  为0.1 mg/L,  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  为0.05 mg/L,  $\text{H}_3\text{BO}_3$  为0.05 mg/L。不同时期的进水碳氮负荷提升情况如表1所示。

表1 不同阶段的碳氮负荷

Tab.1 Carbon and nitrogen load at different phases

阶段	时间/d	碳氮负荷/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	碳氮比	外循环
I	1~23	200/40	5	否
II	24~60	400/50	8	否
III	61~93	400/80	5	是
IV	94~165	400/100	4	是
V	166~220	600/150	4	否

注: 碳氮负荷是指COD和氨氮理论浓度。

## 1.4 分析项目与测试方法

COD、氨氮、亚硝态氮、硝态氮采用哈希DR3900紫外可见光度计测定。SVI、MLSS、MLVSS等按照美国APHA标准方法进行测定。好氧颗粒污泥的表观形态采用奥林巴斯XTL-300型光学显微镜观察,颗粒粒径使用马尔文2000型激光粒度仪测定。

胞外聚合物(EPS)分为疏松层EPS(LB-EPS)和

紧密层EPS(TB-EPS),采用水热提取法分别提取。EPS含量为蛋白质(PN)和多糖(PS)含量之和,PN采用考马斯亮蓝法测定,以牛血清白蛋白为标准样品;PS采用蒽酮-硫酸比色法测定,以葡萄糖为标准样品。

## 1.5 颗粒污泥微生物群落分析

在系统运行的不同时间段取出污泥样品20 mL,于8 000 r/min离心15 min后收集沉淀污泥,保存于-80 °C冰箱中备用。使用PowerSoil®DNA分离试剂盒提取样本DNA,以Qubit 2.0 DNA试剂盒测量其纯度和浓度。使用27F/1492R引物组对细菌16S rDNA基因的V1-V9区进行扩增,将最终的反应产物进行AMPure PB Beads纯化后置于Sequel II测序仪上进行上机测序。以Silva为参考数据库,使用朴素贝叶斯分类器对OTUs代表序列进行分类学注释,得到物种分类学信息,统计样本在不同分类水平上的群落结构。利用QIIME软件计算各样品的Ace、Chao1及Shannon指数。

## 2 结果与讨论

### 2.1 好氧颗粒污泥特性

#### 2.1.1 好氧颗粒污泥的形态特征

图1是不同时期污泥的电镜照片(除接种污泥和第220天的图像比例尺为1倍,其余图像皆为5倍)。接种时好氧颗粒污泥呈黄褐色,表观结构相对完整,说明冷藏储存对颗粒的物理结构完整性影响不大。在阶段II碳氮负荷提升至400/50 mg/L时,颗粒形态结构依然能够维持。在阶段III提升碳氮负荷至400/80 mg/L,缺氧段开始加入外循环操作,此时系统内开始出现絮体与颗粒共存状态。这种现象可以解释为外循环操作提高了缺氧段的反硝化作用,上一周期残留的硝态氮还原产生的气态氮,对颗粒结构造成了一定的冲击,导致颗粒结构分散,颗粒表面出现一定的絮体细菌。尽管如此,好氧颗粒污泥的沉降性能并没有受到明显影响。说明此时的AGS已较好地适应了高氨氮环境,微生物群落已趋于稳定。在阶段IV提升碳氮负荷至400/100 mg/L,污泥形态以絮体和粒径较小的颗粒为主,系统的沉降性能产生剧烈波动。这主要是因为进水氨氮负荷进一步提升,致使反硝化过程产生了更多的气态氮,对原有颗粒结构造成了更为严重的冲击,部分颗粒发生了破碎<sup>[7]</sup>。但是,此阶段并没有观



观察到丝状菌生长,说明好氧颗粒仅物理结构受到影响,而其稳定性受到的影响不大。在阶段V提升碳氮负荷至600/150 mg/L,并且缺氧段停止了外循环操作,系统内开始形成明显的大颗粒污泥,同时颗粒的密实程度显著下降,稳定性受到冲击。在第220天,由于好氧颗粒沉降性能和氨氮去除性能恶化等原因,系统终止运行。

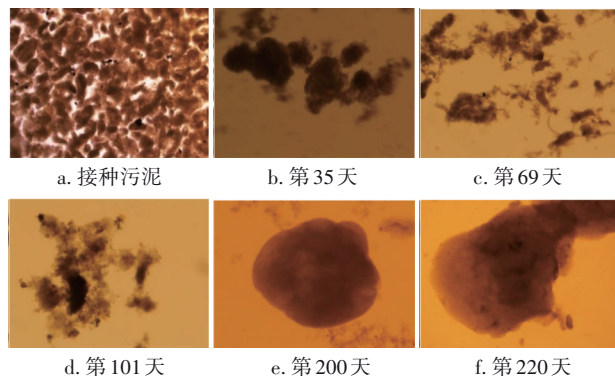


图1 好氧颗粒污泥形态的变化

Fig.1 Change in morphology of AGS with time

### 2.1.2 好氧颗粒污泥浓度和沉降性能

系统污泥浓度随时间的变化如图2(a)所示。在阶段I, MLSS在第16天降至最低2.27 g/L, MLVSS在第19天降至最低1.71 g/L, MLVSS/MLSS降至0.69。这是因为低温长期储存的颗粒污泥结构疏松,刚加入到系统时,活性低、沉降性能差的污泥被大量排出系统。污泥活性逐渐回升之后,污泥浓度也随之提高,在阶段II末 MLSS和MLVSS分别达到3.78和3.10 g/L, MLVSS/MLSS提升至0.82。进入到阶段III和IV后,由于施加外循环的缺氧段混合效果大大提高,系统反硝化效果提升而产生的大量气态氮黏附在颗粒污泥上,导致污泥沉降性能下降,外排流失,MLSS、MLVSS随之明显下降,最低降至1.44和0.68 g/L, MLVSS/MLSS最低降至0.47。之后,系统逐渐适应较高的进水氨氮负荷条件,MLSS、MLVSS及MLVSS/MLSS在阶段IV的中后期开始增长。进入到阶段V后,由于关闭缺氧段外循环,MLSS、MLVSS及MLVSS/MLSS呈现出先稳定后上升再急剧下降状态。这种现象可以解释为:经过前阶段长期运行后,颗粒污泥已经具有较强的物理和生物结构,所以在该阶段初期,虽然外循环停止,系统的MLSS、MLVSS仍能维持相对稳定。但是,后期由于污泥长期处于高碳氮负荷且缺氧条件不佳,其菌

群结构受到极大影响,稳定性逐渐变差并大量排出系统,最终导致MLSS、MLVSS降低。

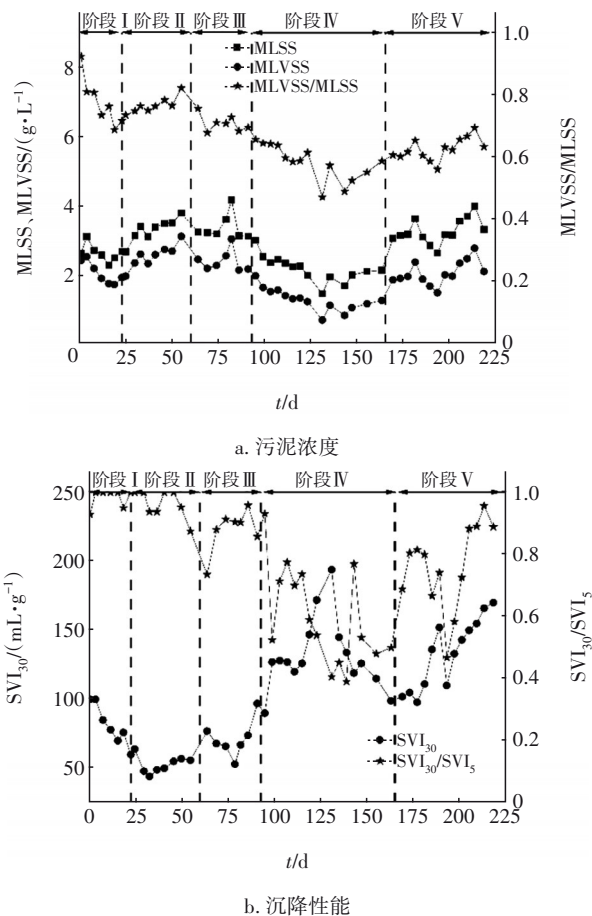


图2 好氧颗粒污泥浓度及其沉降性能

Fig.2 Biomass concentration and settling ability of AGS

反应器的 $SVI_{30}$ 和 $SVI_{30}/SVI_5$ 随时间的变化如图2(b)所示。在阶段I反应器的 $SVI_{30}$ 由100 mL/g逐步下降,在第23天降至60 mL/g,说明冷藏颗粒污泥沉降性能恢复较快。在阶段II,反应器的平均 $SVI_{30}$ 基本维持在53 mL/g左右。在阶段III和IV添加了外循环操作后,反硝化过程产生的大量气态氮对污泥沉降性能造成影响,尤其是阶段IV的 $SVI_{30}$ 在100~200 mL/g之间波动。在阶段V,系统 $SVI_{30}$ 由100 mL/g增加至170 mL/g。从系统启动到阶段III结束 $SVI_{30}/SVI_5$ 都稳定在1左右,这表明系统颗粒污泥一直处于颗粒完全形成的状态。在阶段IV和阶段V, $SVI_{30}$ 变化导致 $SVI_{30}/SVI_5$ 波动,此时颗粒污泥形态发生剧烈变化,沉降性能恶化,颗粒结构瓦解。

### 2.1.3 好氧颗粒污泥的粒径分布

好氧颗粒污泥的粒径分布曲线见图3。接种颗粒污泥的平均粒径为672  $\mu\text{m}$ 。这是因为在4  $^{\circ}\text{C}$ 低

温下存储时,颗粒污泥长期处于饥饿状态,颗粒内部的EPS被当作营养物质消耗,使得颗粒间的黏结性能下降,开始向四周扩散所致。启动运行之后,颗粒的粒径逐渐减小,在阶段Ⅱ末测得平均粒径为206  $\mu\text{m}$ ,此时系统内主要为细小的颗粒。在阶段Ⅲ和Ⅳ加入外循环后,平均粒径减小至144  $\mu\text{m}$ ,这主要归因于前置缺氧段进行的反硝化作用产生的气态氮冲击,导致颗粒结构破碎。在阶段Ⅴ颗粒逐渐向蓬松态转变,颗粒粒径增大至791  $\mu\text{m}$ 。

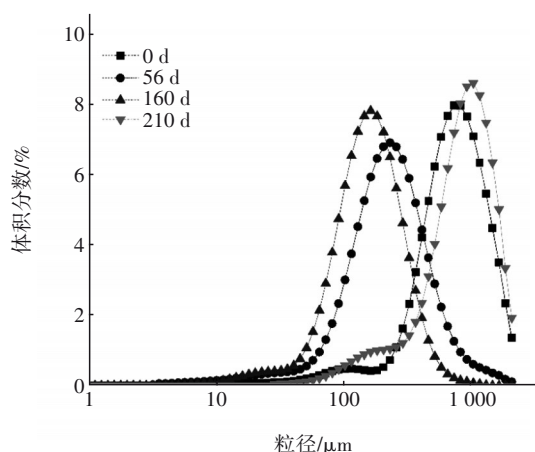


图3 好氧颗粒污泥的粒径分布曲线

Fig.3 Particle size distributions of aerobic granular sludge

## 2.2 好氧颗粒污泥的污染物去除性能

### 2.2.1 COD去除性能

运行期间AGS对COD的去除效果见图4。

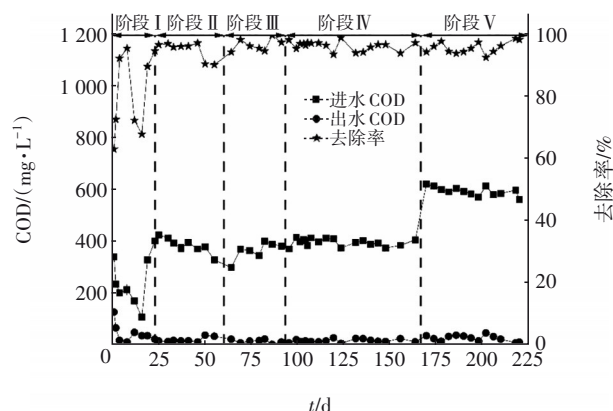


图4 运行期间好氧颗粒污泥对COD的去除性能

Fig.4 COD removal by AGS during operation

在阶段Ⅰ初期,反应器对COD的去除效果并不理想,特别是第16天去除率最低至68%。说明冷藏后的颗粒污泥活性较低,需要一定恢复周期。随着污泥活性的逐步恢复,至该阶段末COD去除率提升至90%。在阶段Ⅱ~Ⅴ,好氧颗粒污泥始终保持良

好的COD去除性能,去除率均达到了95%以上。这表明碳氮负荷的提升和缺氧段是否设置外循环对系统去除COD影响不大。

### 2.2.2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能

系统对氨氮的去除性能如图5所示。在阶段Ⅰ系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率较低,这与冷藏颗粒污泥的硝化菌活性低有关。至该阶段末期,硝化菌的活性完全恢复, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达到了98%。在阶段Ⅱ虽然提升了碳氮负荷,但是碳氮比仍处于比较适宜颗粒污泥生长的范围,因此 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达到了99%以上。在阶段Ⅲ再次提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷至80 mg/L, C/N为5,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率仍能达到99%以上。这可能是因为启动了外循环装置,系统在前置缺氧段进行了充分泥水混合,使得反硝化菌与硝化菌活性都较高。在阶段Ⅳ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷进一步增加至100 mg/L时,在初期和中期氨氮去除率有几次波动,但大部分情况下都维持在99%。表明好氧颗粒污泥在该负荷冲击下具有良好的适应性,而去除率波动可能与污泥沉淀性能下降导致的浓度降低有关。在阶段Ⅴ系统负荷进一步增加至600/150 mg/L,同时缺氧段停止了外循环。在该阶段初期,基于好氧颗粒在前阶段获得的较高硝化活性,使得系统的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率维持在99%以上。但运行近3周后去除率迅速下降,在第193天降至77.54%,运行末期降至33.87%。

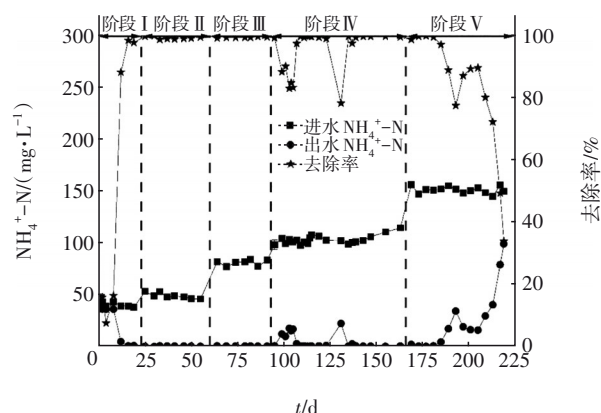


图5 好氧颗粒污泥对氨氮的去除性能

Fig.5 Ammonia nitrogen removal by AGS

### 2.2.3 TN去除性能

在阶段Ⅰ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 产生一定累积,产生的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 少,导致TN去除率很低。表明此时的系统完全硝化能力较差。系统运行至阶段Ⅰ末,虽然氨氮负荷

增加,但 $\text{NO}_2^-$ -N降低至1 mg/L, $\text{NO}_3^-$ -N浓度升至30.8 mg/L,TN平均去除率逐渐提升至21%。说明硝化菌活性恢复,系统反硝化能力有所增强。在阶段Ⅲ开始增加外循环操作后,虽然氨氮负荷大幅提升至80 mg/L,TN去除率在前期波动后不但没有降低,反而提升至30%。在阶段Ⅳ进一步提升氨氮负荷,TN去除率进一步提升至57%。在阶段Ⅲ和Ⅳ, $\text{NO}_2^-$ -N基本没有积累,说明增加外循环可以使好氧颗粒污泥在前置缺氧段有效进行反硝化反应,提高了对TN的去除率。在阶段Ⅴ碳氮负荷进一步增加至600/150 mg/L时,由于取消了外循环, $\text{NO}_2^-$ -N达到了19.6 mg/L,反硝化效率大大降低,在后期去除率急剧下降至5%。

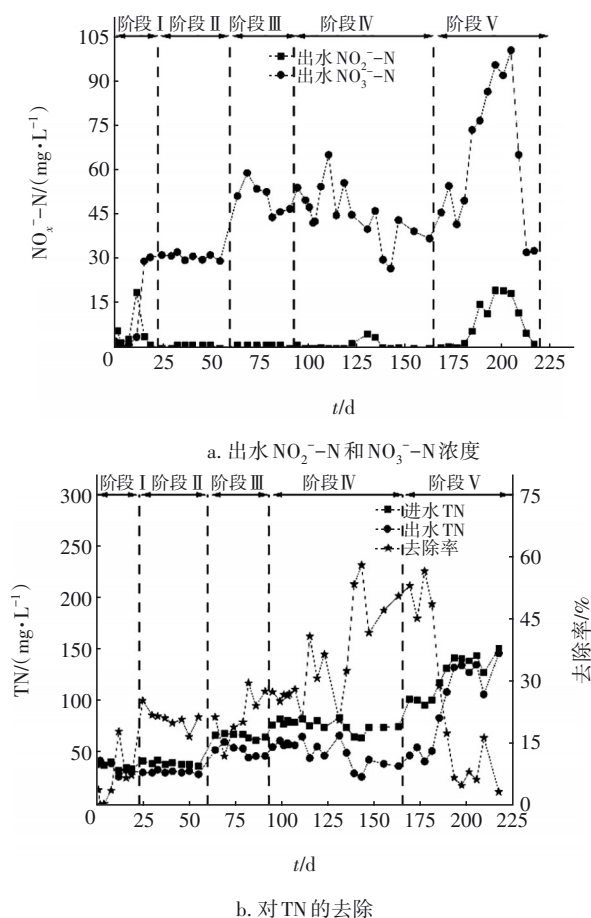


图6 运行期间好氧颗粒对TN的去除性能

Fig.6 TN removal by AGS during operation

### 2.3 胞外聚合物含量分析

胞外聚合物对于微生物聚集、好氧颗粒污泥的形成和结构稳定均具有重要作用。经过长期的冷藏存储好氧颗粒污泥中的PN会作为能源物质被消耗,其浓度逐渐下降。在培养过程中,在LB-EPS中

始终没有检测到PN,PS含量则由接种时的0.62 mg/g降至第二阶段结束时的0.11 mg/g(第61天)。而后在阶段Ⅳ和Ⅴ多糖含量持续增加,在第155天和第219天分别达到2.02、5.91 mg/g。这可能是由于在阶段Ⅳ好氧颗粒污泥为对抗施加外循环后产生的过量含氮气体冲击,分泌更多的PS来维持自身稳定;而在阶段Ⅴ停止外循环操作后颗粒结构被破坏。此现象说明好氧颗粒结构不稳定时,可能会大量分泌LB-EPS帮助颗粒恢复结构。同时,可以推测高碳氮负荷下停止外循环会弱化颗粒结构,导致LB-EPS大量分泌<sup>[8]</sup>。

对于TB-EPS而言,0、61、155、219 d的PS含量分别为12.55、15.21、16.10、12.65 mg/g,PN含量为4.02、12.76、18.15、19.47 mg/g,对应的PN/PS为0.32、0.84、1.13、1.54。可见,接种污泥的EPS内层PN含量也处于较低水平,而在阶段Ⅲ~Ⅴ其含量逐步增加。据报道,TB-EPS中的PN与颗粒的疏水性直接相关,是维持颗粒结构稳定的重要因素<sup>[9]</sup>。由此可知,好氧颗粒污泥受到冲击时可能会在TB-EPS中产生大量PN。同时,TB-EPS中的PS含量始终维持在较高水平。Tay等<sup>[10]</sup>认为TB-EPS中 $\beta$ -多糖可提高微生物间的黏附力,强化AGS结构稳定性。因此TB-EPS中的PS可能在颗粒结构不稳定时对维持好氧颗粒污泥自身稳定也起到重要作用。Martinez等<sup>[11]</sup>认为,高PN/PS的颗粒沉降性能较差,而较低的PN/PS则有利于改善细胞表面的疏水性,使得AGS趋于稳定。在阶段Ⅲ~Ⅴ,紧密层的PN/PS呈逐渐上升趋势,这主要是由于其PN含量快速增加所致。随着PN/PS的升高,颗粒的沉淀性能在这三个阶段逐渐变差。不过,在阶段Ⅲ和Ⅳ,虽然沉淀性能有所下降,但颗粒结构并未受到明显影响。然而到了阶段Ⅴ,由于外循环操作停止,颗粒稳定性出现变差的情况。

### 2.4 好氧颗粒污泥的微生物群落结构变化

#### 2.4.1 微生物群落的多样性

系统微生物在不同碳氮负荷下的 $\alpha$ 多样性指数见表2。OTUs是微生物样品序列按照序列间的距离进行聚类分析的结果,用来指示特定微生物群落中的不同种类或分类单元。由表2可知,接种颗粒污泥的OTUs为121,在阶段Ⅰ降至101,可能是系统中沉降性能差的污泥絮体携带出系统所致。此后,在阶段Ⅱ至阶段Ⅳ前期,OTUs都维持在较低水平。



在阶段Ⅳ后期OTUs增加至127,说明缺氧段增加外循环操作可以在一定程度上提高微生物种类数量。在阶段Ⅴ末期,系统OTUs降至111,说明细菌群落种类数量降低。

表2 不同碳氮负荷下系统微生物的 $\alpha$ 多样性指数

Tab.2 Alpha diversity index of microorganisms under different carbon and nitrogen loads

时间/d	OTUs	Ace	Chao1	Shannon	Coverage
0	121	137.89	142.08	5.024 9	0.993 1
13	101	129.83	148.25	2.946 3	0.996 2
55	106	106.00	106.00	1.887 1	1.000 0
100	106	119.65	116.56	2.588 2	0.996 7
157	127	137.09	136.71	4.755 5	0.996 4
218	111	127.30	123.67	4.663 1	0.995 8

Chao1、Ace指数代表微生物群落的丰富度,数值越大表示其物种总数越多。好氧颗粒污泥的Chao1和Ace变化趋势基本与OTUs一致。Shannon指数是一种衡量生物群落多样性的统计指标,其值越大则微生物多样性越高<sup>[12]</sup>。由表2可知,接种好氧颗粒污泥的微生物多样性最高,在投入系统后,先逐渐下降后又有所回升。这表明好氧颗粒污泥中的微生物在经过淘汰筛选并逐渐适应环境后,多样性大大增加。在阶段Ⅴ系统虽然开始崩溃,但颗粒微生物的多样性并没有明显下降。这说明仅通过生物多样性指标并不能判定颗粒是否完全稳定。

#### 2.4.2 微生物群落结构的演变

不同碳氮负荷下系统门和属水平微生物相对丰度变化见图7。在门水平上,不同碳氮负荷下好氧颗粒污泥微生物的群落组成基本没有变化,均以 *Proteobacteria* (变形菌门) 和 *Bacteroidetes* (拟杆菌门) 为主。有研究表明, *Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes* 具有较强的COD和氨氮降解能力,两者有利于维持系统良好的处理性能<sup>[13]</sup>。同时,在接种污泥中还存在 *Firmicutes* (厚壁菌门), *Firmicutes* 中的芽孢杆菌具有抵抗外界有害因子的能力,且能够促进硝化作用及维持系统稳定运行<sup>[14]</sup>。据报道, *Firmicutes* 很容易受到水力剪切力的影响而排出系统<sup>[15]</sup>,这是其在运行中丰度大幅下降的原因。

由图7(b)可知,接种好氧颗粒污泥在属水平上的微生物种群较为丰富,基本是以 *uncultured\_bacterium\_f\_Chitinophagadeae*、*Rubrivivax* (红长命菌属)、*Chryseobacterium* (金黄杆菌) 和 *Ferruginibacter*

为主。 *Chitinophagadeae* 能分解和利用多糖作为碳和能量来源<sup>[16]</sup>。 *Rubrivivax* 可在黑暗条件下进行化能自养生长,也可利用各种有机化合物进行好氧化能异养生长。 *Chryseobacterium* 能在低温环境生长,是一种好氧异养菌,常常伴随着颗粒的不稳定出现<sup>[17]</sup>。 *Ferruginibacter* 为DPAO,能利用硝酸盐作为电子供体,具有厌氧释磷和好氧吸磷的功能<sup>[18]</sup>。

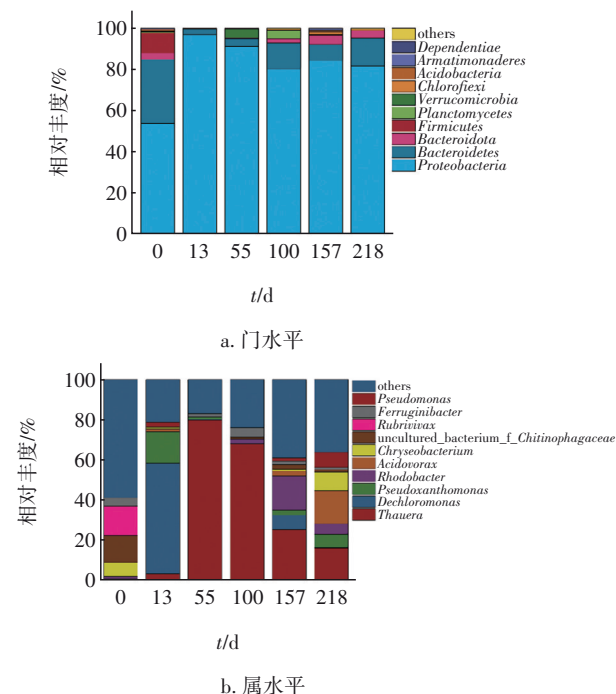


图7 不同负荷下系统门和属水平微生物的相对丰度变化

Fig.7 Relative abundance of microbial organisms at phylum and genus levels under different loads

系统运行13 d后,形成了以 *Dechloromonas* (脱氯单胞菌)、*Pseudoxanthomonas* (假黄单胞菌) 为主的细菌群落,同时 *Thauera* (陶厄氏菌) 和 *Pseudomonas* (假单胞菌属) 开始少量出现。其中,占比最大的 *Dechloromonas* (57%) 是一种反硝化聚磷菌,属于慢速生长菌<sup>[19]</sup>,能够在缺氧环境中利用内部储存的多聚磷酸盐作为能量来源释放磷,并利用硝酸盐作为电子受体进行反硝化。占比第二的假黄单胞菌 (16%) 是好氧反硝化聚磷菌,能够利用  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 进行好氧反硝化<sup>[20]</sup>。其他少量出现的菌属中, *Thauera* (3%) 是好氧颗粒污泥系统常见菌,属于分泌EPS功能属<sup>[21]</sup>。它能够在厌氧条件下降解芳香族化合物,并利用细胞内储存的碳源进行反硝化<sup>[22]</sup>。 *Pseudomonas* (2%) 也是典型的反硝化菌,能够进一步将  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 转化为气态氮。这些

菌属都属于慢速反硝化菌,其占比多可以控制颗粒粒径,使颗粒结构密实,增加稳定性<sup>[23]</sup>。

在阶段Ⅱ末期(第55天),好氧颗粒结构完全恢复,系统逐渐形成了以 *Thauera* (80%)为主导优势菌属的菌落结构。在阶段Ⅲ和Ⅳ,对反应器施加外循环操作,系统中 *Thauera* 仍为绝对优势菌属,但呈现出随着阶段运行占比逐渐降低的趋势。其中,在阶段Ⅳ前期 *Thauera* 占比为68%(第100天),后期降为25%(第157天)。而且,随着阶段Ⅳ后期菌属多样性的增加, *Rhodobacter* (红细菌属)和 *Dechloromonas* 成为次优势菌属,占比分别为17%和9%。其中, *Rhodobacter* 是一种反硝化细菌,可以在光照及缺氧条件下进行硝酸盐的还原<sup>[24]</sup>。由此可以看出,额外施加的外循环使得缺氧段泥水得以充分混合,大大提高了反硝化效率,系统形成以多种慢速生长的反硝化脱氮菌为优势菌属的群落结构,大大提高了好氧颗粒污泥结构和功能的稳定性。

在阶段Ⅴ, AGS 结构恶化,主要优势菌属为 *Thauera*、*Acidovorax*、*Chryseobacterium*、*Pseudomonas*、*Pseudoxanthomonas* 和 *Rhodobacter*。相对于第157天好氧颗粒污泥稳定性较强时期的菌属结构, *Thauera* 和 *Rhodobacter* 相对丰度明显降低,占比分别降至16%和4%。这说明关闭外循环后,缺氧环境混合效果的降低抑制了反硝化菌生长,使其丰度降低。与此同时, *Acidovorax* (16%) 和 *Chryseobacterium* (9%) 相对丰度明显增加。 *Acidovorax* 是颗粒污泥体系中比较常见的乙酰基高丝氨酸内酯(AHLs)产生菌<sup>[25]</sup>,有助于增加颗粒污泥表面的疏水性,提高颗粒的稳定性。其相对丰度增加可能是颗粒结构变差的应激反应。同时,当好氧颗粒污泥系统出现局部结构破坏或微生物受损时, *Chryseobacterium* 侵入并大量繁殖,进一步加重颗粒污泥的不稳定。在阶段Ⅴ其占比增加,预示着颗粒结构已经被破坏。

### 3 结论

① 设置外循环操作对好氧颗粒污泥的 COD 去除性能影响不大,但能大大提高对 TN 的去除性能。

② 在受到冲击时,好氧颗粒污泥 TB-EPS 中的 PN 和 PS 含量大量增加,提高了好氧颗粒污泥的疏水性和黏附力,强化了其结构。

③ 设置外循环操作更有利于慢速生长的缺

氧反硝化脱氮菌属的形成和发展,菌落丰富度增加,多样性提高。

④ 在低碳氮比和较高碳氮负荷条件下通过施加外循环操作提高泥水混合效果,可以增强系统反硝化能力,有效维持好氧颗粒污泥的稳定性。

### 参考文献:

- [1] WAN C, FU L, LI Z, *et al.* Formation, application, and storage-reactivation of aerobic granular sludge: a review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 323: 116302.
- [2] KOCATURK I, ERGUDER T H. Influent COD/TAN ratio affects the carbon and nitrogen removal efficiency and stability of aerobic granules [J]. *Ecological Engineering*, 2016, 90: 12–24.
- [3] LUO J, HAO T, WEI L, *et al.* Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [J]. *Water Research*, 2014, 62: 127–135.
- [4] CHEN F Y, LIU Y Q, TAY J H, *et al.* Alternating anoxic/oxic condition combined with step-feeding mode for nitrogen removal in granular sequencing batch reactors (GSBRs) [J]. *Separation and Purification Technology*, 2013, 105: 63–68.
- [5] JIANG X, YUAN Y, MA F, *et al.* Enhanced biological phosphorus removal by granular sludge in anaerobic/aerobic/anoxic SBR during start-up period [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2016, 57 (13): 5760–5771.
- [6] SU L, LI Y, CHAO L, *et al.* Enhanced simultaneous nitrogen and phosphorus removal performance of the AGS-SBR reactor based on the effects of the C/N ratio and microbial community change [J]. *Sustainability*, 2023, 15(9): 7691.
- [7] 袁强军, 张宏星, 陈芳媛. 不同低碳氮比废水中好氧颗粒污泥的长期运行稳定性[J]. *环境科学*, 2020, 41 (10): 4661–4668.  
YUAN Qiangjun, ZHANG Hongxing, CHEN Fangyuan. Long-term stability of aerobic granular sludge under low carbon to nitrogen ratio [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(10): 4661–4668 (in Chinese).
- [8] CHEN H, ZHOU S, LI T. Impact of extracellular polymeric substances on the settlement ability of aerobic granular sludge [J]. *Environmental Technology*, 2010, 31(14): 1601–1612.
- [9] TSUNEDA S, AIKAWA H, HAYASHI H, *et al.*



- Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface [J]. FEMS Microbiology Letters, 2003, 223(2): 287-292.
- [10] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules[J]. Letters in Applied Microbiology, 2001, 33(3): 222-226.
- [11] MARTINEZ F, LEME J, MENDEZ R, *et al.* Role of exopolymeric protein on the settleability of nitrifying sludges [J]. Bioresource Technology, 2004, 94(1): 43-48.
- [12] YANG L, GUO L K, REN Y X, *et al.* Denitrification performance, biofilm formation and microbial diversity during startup of slow sand filter using powdery polycaprolactone as solid carbon source [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(4): 105561.
- [13] ZHONG Z, WU X, GAO L, *et al.* Efficient and microbial communities for pollutant removal in a distributed-inflow biological reactor (DBR) for treating piggery wastewater[J]. RSC Advances, 2016, 6(98): 95987-95998.
- [14] 赵敏娟, 李雨季, 王佳彤, 等. 好氧颗粒污泥处理低C/N生活污水的新策略探究[J]. 水处理技术, 2021, 47(12): 112-115, 119.
- ZHAO Minjuan, LI Yuji, WANG Jiatong, *et al.* Study on the new strategy of aerobic granular sludge treatment of low C/N domestic sewage [J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(12): 112-115, 119 (in Chinese).
- [15] HE Q, ZHOU J, WANG H, *et al.* Microbial population dynamics during sludge granulation in an A/O/A sequencing batch reactor [J]. Bioresource Technology, 2016, 214: 1-8.
- [16] LEE S A, HEO J, KIM T W, *et al.* *Chitinophaga agri* sp. nov., a bacterium isolated from soil of reclaimed land [J]. Archives of Microbiology, 2021, 203(2): 809-815.
- [17] KIM K K, BAE H S, SCHUMANN P, *et al.* *Chryseobacterium daecheongense* sp. nov., isolated from freshwater lake sediment [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2005, 55(Pt 1): 133-138.
- [18] YANG Z, MA S, DU S, *et al.* Assessment of upgrading WWTP in southwest China: towards a cleaner production [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 326: 129381.
- [19] XU J, PANG H, HE J, *et al.* Start-up of aerobic granular biofilm at low temperature: performance and microbial community dynamics [J]. Science of the Total Environment, 2020, 698: 134311.
- [20] 张婷月, 丁钰, 黄民生. 异养硝化-好氧反硝化细菌的筛选及其脱氮性能研究 [J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2018(6): 22-31, 87.
- ZHANG Tingyue, DING Yu, HUANG Minsheng. Screening of heterotrophic nitrification-aerobic denitrifying bacteria and its nitrogen removal characteristics [J]. Journal of East China Normal University (Natural Science), 2018(6): 22-31, 87 (in Chinese).
- [21] WANG J Y, ZHAO B, AN Q, *et al.* The acceleration of aerobic sludge granulation by alternating organic loading rate: performance and mechanism [J]. Journal of Environmental Management, 2023, 347: 119047.
- [22] LIU C, ZHAO D, MA W, *et al.* Denitrifying sulfide removal process on high-salinity wastewaters in the presence of *Halomonas* sp [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, 100(3): 1421-1426.
- [23] 毛世超. 低碳氮比废水好氧颗粒污泥物化特征及微生物种群结构研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2020.
- MAO Shichao. Characteristics and Microbial Structure of Aerobic Granular Sludge in Treating Wastewater with Low Carbon to Nitrogen Ratio [D]. Kunming: Kunming University, 2020 (in Chinese).
- [24] CAO Q, LI X, XIE Z, *et al.* Compartmentation of microbial communities in structure and function for methane oxidation coupled to nitrification-denitrification [J]. Bioresource Technology, 2021, 341: 125761.
- [25] CHEN H, LI A, CUI C, *et al.* AHL-mediated quorum sensing regulates the variations of microbial community and sludge properties of aerobic granular sludge under low organic loading [J]. Environment International, 2019, 130: 104946.

作者简介: 邓永春(1995-), 女, 四川绵阳人, 硕士研究生, 研究方向为水污染防治及资源化。

E-mail: 981886247@qq.com

收稿日期: 2024-12-09

修回日期: 2025-01-17

(编辑: 李德强)