

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.09.012

SBR中实际市政污水培养AGS的中试

郭思语¹, 潘建通², 迟金宝², 张亚男¹, 陈月芳¹

(1. 北京科技大学 能源与环境工程学院, 北京 100083; 2. 北京博汇特环保科技股份有限公司, 北京 100102)

摘要: 为探究好氧颗粒污泥(AGS)工艺在实际市政污水处理中的适用性,以泸州某污水处理厂市政污水作为进水基质,接种厂区现有生化段絮状污泥,在中试规模序批式反应器(SBR)系统中进行AGS培养。系统自秋季开始运行至次年春季结束,共运行210 d。结果表明,在10~20℃下,采用我国南方地区实际市政污水可以培养出AGS,污泥颗粒化比例稳定在50%以上,最高达56%, SV_{30}/SV_5 维持在0.8~1.0。SBR稳定运行后对COD、氨氮、总磷的平均去除率分别达到90%、97%、93%。同时,对成熟的AGS和絮状污泥中的微生物群落进行高通量测序分析,结果表明,Proteobacteria是絮状污泥中的优势菌门,而Actinobacteriota在AGS中相对丰度更高,具有脱氮、除磷、除碳功能的菌属Tetrasphaera、Rhodobacter和Azospira等,在AGS中的相对丰度高于絮状污泥。微生物群落分析表明,成熟AGS中微生物群落多样性下降且群落组成发生显著变化。

关键词: 序批式反应器; 好氧颗粒污泥; 实际市政污水; 微生物群落结构

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2026)09-0079-08

Pilot-scale Cultivation of AGS in SBR Using Actual Municipal Wastewater

GUO Siyu¹, PAN Jiantong², CHI Jinbao², ZHANG Yanan¹, CHEN Yuefang¹

(1. School of Energy and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China; 2. Beijing BHT Environmental Technology Co. Ltd., Beijing 100102, China)

Abstract: In order to investigate the applicability of the aerobic granular sludge (AGS) process in actual municipal wastewater treatment, municipal wastewater from a wastewater treatment plant in Luzhou was used as the influent substrate, and flocculent sludge from the existing biochemical section of the plant was inoculated to cultivate AGS in a pilot-scale sequencing batch reactor (SBR) system. The system was operated for 210 days, starting from autumn and continuing until the end of the following spring. The results showed that AGS could be successfully cultivated using actual municipal wastewater from southern China at temperatures ranging from 10℃ to 20℃. The sludge granulation ratio stabilized at over 50%, reaching a maximum of 56%, and the SV_{30}/SV_5 ratio was maintained at 0.8–1.0. After stable operation of the SBR, the average removal rates of COD, ammonia nitrogen, and total phosphorus reached 90%, 97%, and 93%, respectively. Meanwhile, high-throughput sequencing analysis of the microbial communities in mature AGS and flocculent sludge revealed that Proteobacteria was the dominant phylum in flocculent sludge, while the relative abundance of Actinobacteriota was significantly higher in AGS.

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07301005-003)

通信作者: 陈月芳 E-mail: chen Yuefang@ustb.edu.cn

The genera involved in nitrogen removal, phosphorus removal, and carbon removal, such as *Tetrasphaera*, *Rhodobacter*, and *Azospira*, exhibited higher relative abundances in AGS than in flocculent sludge. Microbial community analysis also revealed a decrease in microbial community diversity and significant changes in community composition in mature AGS.

Keywords: sequencing batch reactor (SBR); aerobic granular sludge (AGS); actual municipal wastewater; microbial community structure

好氧颗粒污泥(AGS)沉降性好、生物量高、结构致密,具备同步去除碳、氮、磷的能力^[1]。目前,大多研究在实验室利用合成废水进行AGS培养,虽然可实现超过90%的耗氧有机物(以COD计)、TN和TP去除率,但合成废水成分单一、条件稳定,难以模拟实际污水的水质波动和温度变化,无法有效反映AGS在真实环境下的适应性和处理效果^[2]。在国内工程化应用中,AGS技术的颗粒化效果及污水处理效率通常与实验室规模研究得到的结果存在显著差异^[3-4]。可见,针对国内实际污水条件下AGS的适应性和稳定性仍需进行进一步研究和验证。

本研究在泸州某污水厂搭建了SBR好氧颗粒污泥中试系统,探究以实际污水为进水基质培养AGS的可行性,评估该系统在实际工程中的应用效果,并通过Illumina MiSeq高通量测序技术,分析AGS的微生物群落结构,为理解AGS的高效性能提供微生物学视角,旨在提供更接近实际应用的数据支持,为AGS技术在国内推广和应用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 中试装置

中试装置位于泸州市某污水处理厂内,采用

SBR系统,包括反应器主体、调节池、进水系统、曝气系统、排泥系统、排水系统及控制中心。反应器主体的直径为2.5 m、高为6.5 m、有效水深为6 m。该反应器进水为污水厂沉砂池出水,通过调节罐液位变化触发自动控制以实现进水。进水口位于池底,采用同时进出水设计,出水由顶部溢流堰流出。反应器侧壁依次设置高度不同的排泥口用于采样及排泥。具体装置如图1所示。

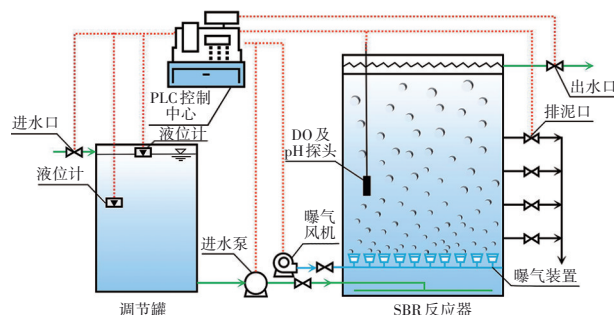


图1 中试SBR系统示意

Fig.1 Schematic diagram of pilot-scale SBR system

1.2 接种污泥与原水

反应器接种污泥来自该污水厂A²/O好氧池,初始污泥浓度为3 600 mg/L。原水为该污水处理厂沉砂池出水,具体水质见表1。

表1 中试SBR系统不同阶段的进水水质

Tab.1 Influent quality of pilot-scale SBR system at different phases

项目	COD/(mg/L)	NH ₄ ⁺ -N/(mg/L)	TN/(mg/L)	TP/(mg/L)	pH
阶段Ⅰ(0~60 d)	116.9~297.9	9.9~30.9	4.3~45.1	1.1~8.7	6.5~7.8
阶段Ⅱ(61~140 d)	146.3~485.1	19.7~40.0	10.9~60.0	1.2~11.3	6.5~7.9
阶段Ⅲ(141~210 d)	204.2~449.8	23.3~39.7	12.6~60.0	2.8~12.6	6.5~7.9
平均值	268.5	26.5	35.9	4.4	7.1

1.3 运行方法

试验共进行210 d,反应温度为10~20℃。装置运行包括进水/出水、曝气、沉淀三个阶段,单个周期内各运行阶段时长见表2。通过在系统控制中心面板输入各阶段的运行时间自动控制周期。将污泥培养过程分为适应期、选择期、成熟期三个阶段,阶

段Ⅰ(0~60 d):以促进慢生细菌生长为目的,通过延长厌氧进水时间占比驯化污泥;阶段Ⅱ(61~140 d):以富集沉降性能好的颗粒污泥为目的,将沉淀时间由30 min逐步缩短至10 min;阶段Ⅲ(141~210 d):优化系统运行参数,在维持颗粒污泥结构稳定前提下,调控沉淀时长至5 min并同步提升曝气强度,通

过好氧/缺氧交替微环境强化污染物去除效果。

表2 单个周期内各运行阶段时长设定

Tab.2 Duration of each operating phase in a single cycle

运行时段/d	进、出水/min	曝气/min	沉淀/min
0~30	60	120	30
31~60	45	135	30
61~150	30	150~170	10~30
151~180	30	170	10
181~210	30	175	5

1.4 分析项目及方法

每天定时在取样口取样进行测试,测试的污泥特性指标包括污泥浓度(MLSS)、污泥体积指数(SVI)、污泥颗粒粒径分布、污泥颗粒化比例、污泥沉降比(SV_{30} 、 SV_5);污泥形态指标包括污泥外观及微观形态。采用标准筛筛分法测定颗粒粒径的分布,使用的标准筛孔径为0.1、0.2、0.4、0.6、1.0、2.0 mm。根据相关文献^[5],粒径超过0.2 mm的污泥颗粒即为颗粒化污泥。因此,污泥颗粒化比例计算方法为:取1 000 mL污泥,利用0.2 mm标准筛进行筛分,测量截留在筛网上污泥的干质量,计算其占污泥总干质量的百分比,即为污泥颗粒化比例。采用数码相机观察AGS宏观形态,通过扫描电子显微镜(SEM)观察AGS的微观结构及微生物形态。采用重铬酸钾法测定COD,采用纳氏试剂分光光度法测定氨氮,采用钼锑抗分光光度法测定TP;DO和pH由监测探头连续监控。

为探究AGS中微生物群落结构的变化,采用16S rRNA高通量测序技术研究微生物的多样性和差异,收集接种絮状污泥和稳定运行阶段成熟颗粒污泥样本进行微生物分析。采集接种污泥(第0天)、曝气末尾阶段各排泥口混合污泥(第140天)、排泥阶段剩余污泥(第140天),分别标记为AS、AGS、SD,将样品委托上海美吉生物医药科技有限公司进行16S rRNA基因测序分析。

2 结果与分析

2.1 污泥形态特征

在系统启动30 d后,由排泥口采集到的样品可以观察到颗粒状污泥。考虑到反应器内部絮状污泥干扰,颗粒化过程的初期可能难以通过肉眼准确辨别AGS的形成和发展,因此实际的颗粒化起始点可能早于第30天。使用孔径为200 μm 的筛网对污泥进行筛分处理,分离出表面光滑且形态规则的

AGS。使用数码相机分别记录运行第0天、第60天和第140天AGS的宏观形态,结果如图2所示。从图2(a)可知,接种活性污泥结构松散、形态不规则。污泥经启动期驯化后,可肉眼观察到黄褐色密实的颗粒,如图2(b)所示。随后将沉淀时间由30 min缩短至10 min,筛选沉降性能差的污泥,活性污泥开始出现自凝聚现象,污泥粒径逐渐增大。运行至第140天时,可观察到粒径较大的污泥明显增多,颗粒呈现边缘清晰的圆球状,如图2(c)所示。

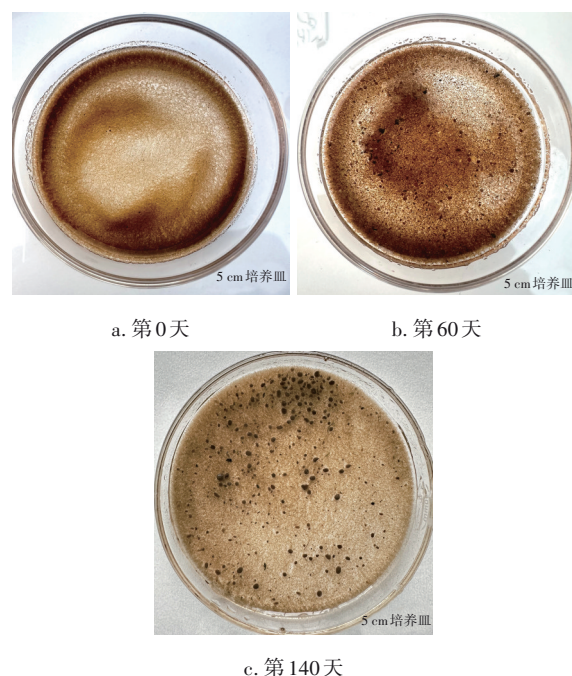
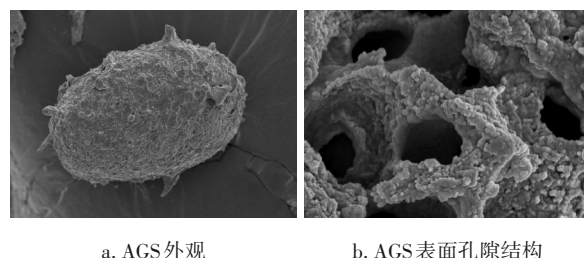


图2 污泥宏观照片

Fig.2 Macrophotographs of sludge

利用SEM观察AGS的微观结构,结果见图3。



a. AGS外观 b. AGS表面孔隙结构

图3 好氧颗粒污泥的SEM照片

Fig.3 SEM photos of AGS

从图3可以看出,AGS颗粒整体呈椭球状,边缘清晰,如图3(a)所示。同时,颗粒表面具有孔隙网络结构,如图3(b)所示,这一结构为颗粒内部微生物提供营养物质和氧气传输路径,从而维持微生物群落的活性及其代谢活动^[6]。AGS表面菌体主要由

球状菌和杆状菌构成,该结果与文献[7]对 AGS 的形态特征描述高度一致,证实该系统成功培育了符合预期形态特征的 AGS。

2.2 污泥的理化性质

一般培养 AGS 的方法主要是逐渐缩短沉降时间,以快速保留沉降快的絮体,同时排除沉降性能差的絮体,增加污泥淘洗率,从而选择性地使沉降性能更好的污泥迅速富集。然而根据以往的研究^[8-10],即使在颗粒选择阶段有高污泥淘洗率(即较短的沉降时间)和厌氧-好氧交替的环境条件下,易于生物降解的有机物主要还是通过好氧途径被去除,这种条件下形成的颗粒稳定性较差,易表现为丝状菌大量生长的解体倾向。本研究采用一种新的操作策略,即在颗粒选择阶段之前,通过设置较长的沉降时间来促进接种污泥的适应性,使大部分有机物在厌氧条件下被去除,在反应器内形成周期性的盛宴-饥荒环境,这种环境有利于慢生细菌如聚磷菌和硝化菌的生长,且能抑制丝状结构出现,使得快速沉降且形态规则的 AGS 在长期运行中保持稳定^[11]。

在污泥适应阶段,设置进水时长为 60 min,随后曝气时间持续 120 min,以最大限度保留 SBR 系统中的絮状污泥,提供给慢生细菌足够的厌氧盛宴时间,储存进水有机物为胞内聚合物,从而在曝气过程中去除有机物^[4]。系统运行过程中 SVI、MLSS、污泥沉降性能和粒径分布的变化如图 4 所示。可以看出,SVI 由初始的 57.7 mL/g 迅速降至第 20 天的 37.6 mL/g,随后波动至第 60 天,并稳定于 35 mL/g。 SV_{30}/SV_5 由 0.35 逐步提升至 0.40 以上,表明污泥沉降性能得到了显著改善。同时,污泥适应阶段的 MLSS 略有下降,在最初的 20 d 内,MLSS 从 3 639 mg/L 降至 3 424 mg/L,随后逐步回升至 4 965 mg/L,这表明絮状污泥经过驯化后,逐渐适应反应系统并实现快速生长。通常将粒径 > 0.2 mm 的污泥定义为颗粒污泥^[12]。通过粒径分析发现,运行 60 d 后,粒径 > 0.2 mm 的颗粒污泥占比达到 14%,且粒径 < 0.2 mm 的絮体污泥比例持续降低,证实系统颗粒化进程初步启动。此外,SVI 逐渐降至 35 mL/g, SV_{30}/SV_5 则从 0.35 左右提升至 0.40 以上,这一变化进一步证实了在污泥适应运行过程中,通过逐步缩短进水时长驯化污泥,促进了颗粒化污泥的形成,同时污泥的沉降性能也得到了改善。

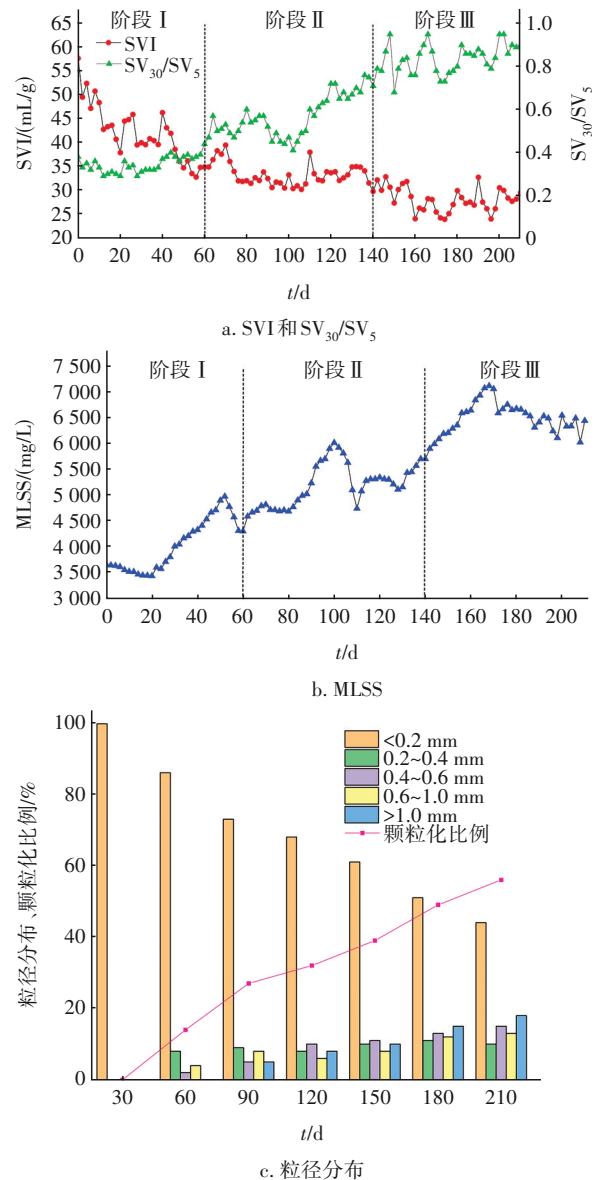


图4 污泥 SVI、 SV_{30}/SV_5 、MLSS、粒径分布的变化

Fig.4 Changes in SVI, SV_{30}/SV_5 , MLSS and particle size distribution of sludge

进入选择期后,将沉淀时间从 30 min 逐步缩短至 10 min,促进沉降性能优良的颗粒污泥富集。此阶段 SVI 进一步降低至第 80 天的 32.8 mL/g, MLSS 则因污泥淘洗率提升出现波动,但整体呈上升趋势,第 91 天首次缩短闲置时间至 30 min 后,经过 10 d 的运行,MLSS 迅速提升至第 100 天的 6 003 mg/L。从第 140 天左右的粒径分布来看,除了粒径 < 0.2 mm 的污泥,占比最多的颗粒污泥集中在 0.4~0.6 mm 的粒径范围,与低 COD 进水(均值为 268.5 mg/L)下颗粒污泥生长特性一致^[13],即碳源抑制了大粒径颗粒污泥形成,但小粒径颗粒污泥通过内部孔隙

结构维持代谢活性。虽然该系统中污泥整体颗粒化程度较低,絮状污泥比例相对较高,然而正是这些细小的颗粒污泥,在维持反应器稳定性和污泥动态平衡方面发挥了重要作用。此阶段 SV_{30}/SV_5 有所波动,但随后提升至0.75。而MLSS则从4 600 mg/L左右升至6 003 mg/L,并最终稳定在5 400 mg/L左右的较高水平。污泥颗粒化比例从14%稳步提升至近40%。这一结果表明,缩短沉降时间能够促进污泥颗粒化进程,且污泥沉降性能在运行参数调整过程中始终保持良好。

进入成熟期后,MLSS整体呈现上升趋势,而SVI持续下降,且在第174天达到整个运行过程的最低值24 mL/g,此时MLSS为6 658 mg/L,这表明尽管MLSS增加,颗粒污泥的沉降性能仍不断改善,显示出该AGS系统运行的稳定性和有效性。最终系统的SVI基本维持在28 mL/g左右,MLSS维持在6 000 mg/L以上,同时 SV_{30}/SV_5 基本维持在0.8~1.0,污泥颗粒化比例在50%以上,最高达到56%,并且大部分颗粒粒径在0.2~1.5 mm之间。可见,系统造粒成功,且培养出的AGS性能稳定,系统具有长期稳定运行的能力。

2.3 污染物的去除效果

2.3.1 对COD的去除效果

系统对COD的去除效果如图5所示。

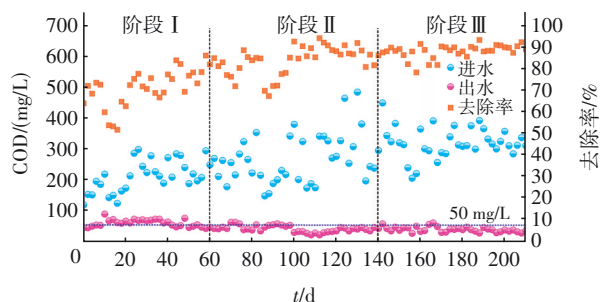


图5 系统对COD的去除效果

Fig.5 Removal efficiency of COD by system

从图5可以看出,进水COD的平均值为268.5 mg/L,而出水COD的平均值显著降至43.5 mg/L,表明该AGS系统在去除有机物方面效果较好,去除率达到了83.8%。COD去除率整体趋势呈现出一定的上升性,尽管污泥适应阶段出水COD未达到50 mg/L以下的设计排放标准,但经过90 d的运行,COD去除率稳定在90%左右。在进水COD较高的情况下,出水COD仍能保持在较低水平,显示出较

高的去除率。例如,当进水COD浓度为380 mg/L时,COD去除率为92.9%。AGS成熟以后,在稳定运行期间,尽管进水水质波动较大,反应器出水COD浓度均低于50 mg/L,达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A标准,充分显示了该AGS去除COD效果的稳定性。

2.3.2 对 NH_4^+-N 的去除效果

系统对 NH_4^+-N 的去除效果如图6所示。进水 NH_4^+-N 的平均值为26.5 mg/L,出水 NH_4^+-N 的平均值降至3.4 mg/L,平均去除率为87.3%,说明对氨氮也有较好的去除效果。在处理过程中 NH_4^+-N 去除率波动较大。在污泥适应阶段,出水 NH_4^+-N 不稳定,未达到设计排放标准5 mg/L,说明系统内硝化菌活性较低,这可能是由于冬季气温较低,不利于硝化菌生长及代谢,系统硝化速率较低。在第60天, NH_4^+-N 去除率达到98.7%,表明逐步缩短进水时间的驯化过程促进了AGS中硝化菌的生长。而在80~100 d和130~150 d NH_4^+-N 去除率出现了波动,分别下降至66.8%和77.4%。在这两个时间段内,污水处理厂生化系统的维修影响了系统进水,为了维持系统的连续运行,降低了几个周期内的进水量。初步分析是进水碳源不足导致硝化效率下降,因此 NH_4^+-N 去除率出现波动。但在AGS成熟后的稳定运行阶段,尽管进水水质波动较大, NH_4^+-N 去除率始终保持在97%左右,表明系统培养出了具有良好硝化性能的AGS。

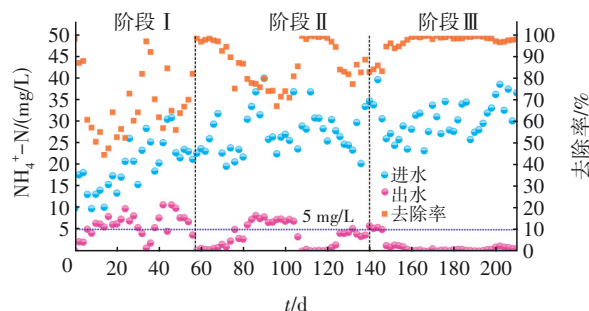


图6 系统对 NH_4^+-N 的去除效果

Fig.6 Removal efficiency of NH_4^+-N by system

2.3.3 对TP的去除效果

系统对TP的去除效果如图7所示。可知,进水TP平均值为4.4 mg/L,出水平均值为0.5 mg/L,平均去除率为88.6%,这表明系统对磷具有一定的去除能力,但初期效果不稳定。在污泥适应期和颗粒选择初期,出水TP未达到设计排放标准0.5 mg/L,

随后TP去除率逐渐上升并稳定在90%左右,出水TP基本保持在0.5 mg/L以下。即使在进水总磷浓度较高的情况下,去除率依然能保持较高水平。运行80 d后,TP去除率逐渐升高,出水TP浓度显著下降,第90天降至0.5 mg/L,此后系统在多数时间内能够稳定达标,但在160~170 d出现短暂波动,出水TP浓度略高于0.5 mg/L,这可能是由于160 d左右进水碳源组成发生短期波动,影响了聚磷菌的吸磷效率。稳定运行期间,系统对TP的平均去除率达到93%。结合颗粒粒径分布情况分析,运行90 d后,颗粒占比显著提升,污泥平均粒径逐步增大,这表明颗粒内部出现了适合聚磷菌生存的缺氧区域,培养出的AGS具有同步脱氮除磷功能且性能稳定。

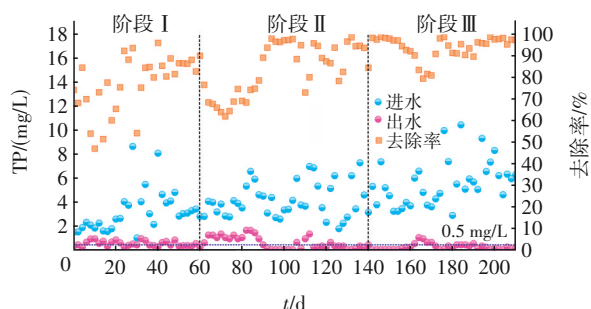


图7 系统对TP的去除效果

Fig.7 Removal efficiency of TP by system

2.4 好氧颗粒污泥微生物群落分析

为探究中试系统中污泥微生物群落结构的变化,收集AS、AGS、SD这三个样品进行DNA提取与高通量测序分析,其中AS为接种絮状污泥,AGS为成熟颗粒污泥,SD为系统剩余污泥。三个样品分别得到52 360、52 778、52 973条高质量序列,经均一化处理后为52 360条。三个样品的多样性指数达到平台期后不再增加,说明测序深度可覆盖样品的多样性。三个样品 α 多样性指数的统计结果见表3。样品AS的Chao及Shannon指数均高于AGS。

表3 三个样品的多样性指数

Tab.3 Diversity index of three samples

项目	Ace 指数	Chao 指数	Coverage	Shannon 指数
AS	2 930	2 930	1.00	6.46
AGS	2 114	2 114	1.00	5.94
SD	2 818	2 818	1.00	6.57

样品Venn图表明,AS中微生物的物种数目多于AGS(见图8)。AGS中微生物的丰富度和多样性低于絮状污泥,这符合相关报道^[14],即随着粒径的

增加,AGS中细菌的丰富度和多样性反而下降。

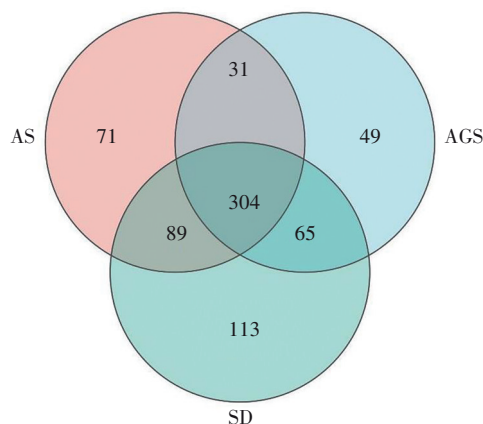


图8 三个样品的Venn图

Fig.8 Venn diagram of three samples

2.4.1 门水平细菌群落结构分析

门水平细菌群落结构的组成如图9所示。可以看出,相对丰度排名前四的门类分别为变形菌门(Proteobacteria, 29.1%~49.1%)、放线菌门(Actinobacteriota, 10.6%~22.7%)、拟杆菌门(Bacteroidota, 11.5%~23.4%)、绿弯菌门(Chloroflexi, 4.2%~11.1%)。

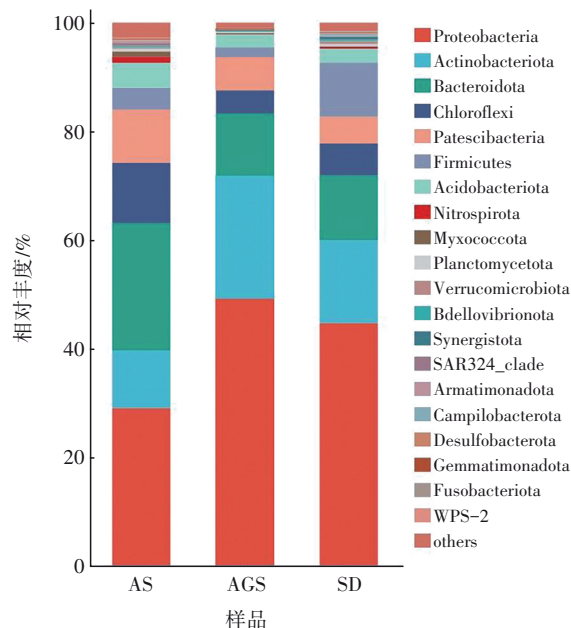


图9 不同样品中微生物门水平的群落结构

Fig.9 Bacterial community structure of different samples at phylum level

在AS、AGS和SD三个样品中,Proteobacteria相对丰度最高,分别达到29.1%、49.1%和44.7%。Proteobacteria菌门分布广泛,是污水处理中常见的

微生物,在营养物去除过程中具有重要作用,特别是氨氧化细菌属于该菌门,能够促进氮的转化^[15]。另外,*Bacteroidota*和*Chloroflexi*在AGS与AS中的相对丰度存在一定差异。在AGS中,*Bacteroidota*和*Chloroflexi*的相对丰度分别为11.5%和4.2%,而在AS中相对丰度则分别为23.4%和11.1%。该结果表明,与AS相比,在成熟的AGS中,这两个菌门的相对丰度明显升高。这种差异可能与AGS其他优势菌门的生态竞争有关。例如AGS中的优势菌门*Actinobacteriota*,与AS相比,其相对丰度在AGS中明显更高,在AS和AGS中的相对丰度分别为10.6%和22.7%,是AGS中的第二优势菌门。部分聚磷菌属于该菌门,表明AGS具有显著的降磷效果^[16]。

2.4.2 属水平细菌群落结构分析

属水平细菌群落结构的组成如图10所示(未归类序列没有显示在图中)。

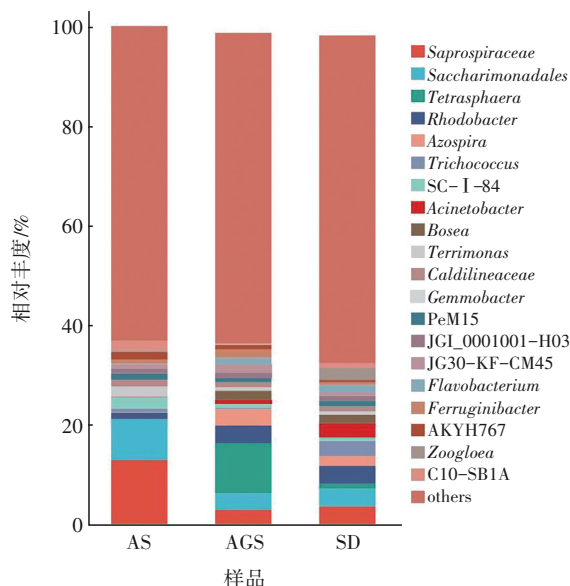


图10 不同样品中微生物属水平的群落结构

Fig.10 Bacterial community structure of different samples at genus level

从图10可知,*Saprospiraceae*和*Saccharimonadales*在AS中为优势属,相对丰度分别为13.0%和8.2%,而在AGS中相对丰度则大幅下降,分别为3.0%和3.3%。*Saprospiraceae*和*Saccharimonadales*普遍存在于污水处理系统中,对反硝化除磷过程具有促进作用^[17]。而AGS中最具优势的菌属为*Tetrasphaera*,相对丰度达10.0%。该菌属常见于强化生物除磷工艺,可在好氧或缺氧条件下吸磷,并利用有机物

释磷,在特定环境中表现出较高的除磷能力。初步推测SBR系统进水闲置-曝气条件循环,在单一反应空间内创造了厌氧-好氧环境,同时AGS内部结构也存在厌氧-好氧共存的微环境,这可能是SBR系统能够富集*Tetrasphaera*的原因。*Rhodobacter*和*Azospira*在AGS样品中的相对丰度也较AS有所提高,分别达到3.5%和3.3%,表明成熟AGS在脱氮方面具有显著效果。

3 结论

① 选取国内南方地区实际市政污水作为培养基质,通过在启动阶段设置较长的厌氧期,并逐步缩短厌氧时间来驯化接种污泥,随后通过缩短沉淀时间的方式培养AGS。经过30 d运行,成功培养出粒径在200 μm以上的颗粒。经过210 d的运行,颗粒化程度达到56%,大部分颗粒粒径在0.2~1.5 mm之间。成熟的颗粒污泥沉降性能显著提高,SV₃₀/SV₅为0.8~1.0,SVI值稳定在28 mL/g左右。

② 在污泥颗粒化之后的中试反应器运行过程中,可以实现在出水COD、NH₄⁺-N、TN和TP浓度满足GB 18918—2002一级A排放标准的同时,维持污泥浓度在6 000 mg/L以上的较高水平,SVI则保持在28 mL/g左右。除了污水处理厂进水管道的维修导致进水不稳定时出水水质发生了波动外,低温条件下反应器运行稳定且性能良好。

③ 与絮状污泥相比,AGS中优势菌门*Actinobacteriota*的相对丰度更高,尤其是*Tetrasphaera*属,其在AGS中的相对丰度高达10.0%。该菌属在好氧或缺氧条件下能有效吸磷和释磷,表明AGS在除磷方面具有潜在优势。同时,*Proteobacteria*在AGS中的相对丰度也出现了显著提高,特别是在属水平上,*Rhodobacter*和*Azospira*等具有高效氮转化能力的菌属得到大量富集。研究结果从微生物学角度证实了该系统培养出的AGS在同步脱氮除磷方面的高效性能。

参考文献:

- [1] CHENG W, MA C, BAO R L, et al. Effect of influent ammonia nitrogen concentration on the phosphorus removal process in the aerobic granular sludge reactor [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023, 11(5):110476.
- [2] SEPULVEDA-MARDONES M, CAMPOS J L, MAGRI

- A, et al. Moving forward in the use of aerobic granular sludge for municipal wastewater treatment: an overview [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2019, 18(4): 741–769.
- [3] WANG L, LIU X, LI Z W, et al. Filamentous aerobic granular sludge: a critical review on its cause, impact, control and reuse [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(3): 110039.
- [4] EKHOLM J, PERSSON F, DE BLOIS M, et al. Full-scale aerobic granular sludge for municipal wastewater treatment—granule formation, microbial succession, and process performance [J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2022, 8(12): 3138–3154.
- [5] COMA M, VERAWATY M, PIJUAN M, et al. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 103(1): 101–108.
- [6] LIN L, CHEN S, HOU Y, et al. Study on the formation process and mechanism of aerobic granular sludge in the sequencing batch biofilter granular reactor [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(49): 107661–107672.
- [7] BASSIN J P, TAVARES D C, BORGES R C, et al. Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: the key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 230: 168–182.
- [8] 吴远远, 郝晓地, 许雪乔, 等. 低碳源污水的好氧颗粒污泥脱氮除磷中试研究 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(23): 12–16.
- WU Y Y, HAO X D, XU X Q, et al. Pilot study on nitrogen and phosphorus removal from low carbon source sewage by aerobic granular sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(23): 12–16 (in Chinese).
- [9] CHENG L, WEI M Y, HU Q X, et al. Aerobic granular sludge formation and stability in enhanced biological phosphorus removal system under antibiotics pressure: performance, granulation mechanism, and microbial successions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 454: 131472.
- [10] ALVES O I M, ARAUJO J M, SILVA P M, et al. Formation and stability of aerobic granular sludge in a sequential batch reactor for the simultaneous removal of organic matter and nutrients from low-strength domestic wastewater [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 843: 156988.
- [11] DE SOUSA ROLLEMBERG S L, FERREIRA T J T, FIRMINO P I M, et al. Impact of cycle type on aerobic granular sludge formation, stability, removal mechanisms and system performance [J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 256: 109970.
- [12] AI N, YANG Z H, LOU B C, et al. Impact of stepwisely reducing settling time on the formation and performance of aerobic granular sludge [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 60: 105117.
- [13] ZAGHLOUL M S, ACHARI G. A review of mechanistic and data-driven models of aerobic granular sludge [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(3): 107500.
- [14] 王佳伟, 高永青, 孙丽欣, 等. 中试SBR内好氧颗粒污泥培养和微生物群落变化 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(7): 1–7, 14.
- WANG J W, GAO Y Q, SUN L X, et al. Aerobic granular sludge culture and microbial community analysis in pilot-scale SBR system [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(7): 1–7, 14 (in Chinese).
- [15] ZHAO L J, SU C Y, WANG A L, et al. Comparative study of aerobic granular sludge with different carbon sources: effluent nitrogen forms and microbial community [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2021, 43: 102211.
- [16] JIN Y, XIONG W, ZHOU N, et al. Role of initial bacterial community in the aerobic sludge granulation and performance [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 309: 114706.
- [17] GENG M Y, YOU S J, GUO H J, et al. Co-existence of flocs and granules in aerobic granular sludge system: performance, microbial community and proteomics [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 451: 139011.

作者简介: 郭思语(2000—), 女, 内蒙古通辽人, 硕士研究生, 主要研究方向为好氧颗粒污泥工艺在污水处理中的应用。

E-mail: 15548060567@163.com

收稿日期: 2025-07-30

修回日期: 2025-08-25

(编辑: 任莹莹)