

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.23.004

好氧颗粒污泥工艺处理高速公路服务区污水中试

马俊¹, 张亚斌², 李志国², 宋一帆², 夏华国², 万俊锋^{2,3}

(1. 河南省中工设计研究院集团股份有限公司, 河南 郑州 450001; 2. 郑州大学 生态与环境学院, 河南 郑州 450001; 3. 河南省环境与资源国际联合实验室, 河南 郑州 450001)

摘要: 好氧颗粒污泥技术具有占地面积小、能耗与运行成本低等优势,被认为是未来潜在的污水生物处理主流技术之一。针对河南省某高速公路服务区污水氨氮浓度高、碳氮比较低的情况,通过中试进行了好氧颗粒污泥驯化和工艺可行性研究,探讨了不同负荷、温度以及运行模式下工艺的稳定性。在污水处理过程中能够形成稳定的好氧颗粒污泥,污泥浓度(MLSS)高达12 337 mg/L,SVI₃₀/SVI₅接近于1.0。在冬季低温运行期由于颗粒污泥内部丝状菌的生长,SVI₃₀略有上升,但仍保持在50 mL/g以下;同时,通过优化周期运行时间、减小曝气量等措施,能够实现低温条件下对氨氮和总无机氮的高效稳定去除。微生物多样性分析结果显示,在厌氧/好氧运行模式下,*Candidatus_Nitrotoga*、*Thauera*、*Rhodobacter*等氮去除相关菌群得到富集,并逐渐成为系统优势菌群,从而保证了良好的氮去除性能。此外,*Flavobacterium*(2.19%),*unclassified_o__Saccharimonadales*(0.60%~2.44%)等能够大量分泌胞外聚合物的菌属有助于增强颗粒污泥疏水性,从而提高其凝聚性能,促进了颗粒污泥的形成与长期稳定。

关键词: 高速公路服务区污水; 好氧颗粒污泥; 微生物群落; 中试

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)23-0020-09

Aerobic Granular Sludge for Treatment of Sewage from Highway Service Areas: A Pilot-scale Study

MA Jun¹, ZHANG Ya-bin², LI Zhi-guo², SONG Yi-fan², XIA Hua-guo²,
WAN Jun-feng^{2,3}

(1. Henan Zhonggong Design & Research Group Co. Ltd., Zhengzhou 450001, China; 2. School of Ecology and Environment, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China; 3. Henan International Joint Laboratory of Environment and Resources, Zhengzhou 450001, China)

Abstract: Aerobic granular sludge (AGS) technology has the advantages of small footprint, low energy consumption and operating costs, and is considered to be one of the potential mainstream technologies for biological sewage treatment in the future. This paper conducted pilot-scale aerobic granular sludge domestication under the conditions of high ammonia nitrogen concentration and low carbon-nitrogen ratio in sewage from a highway service area in Henan Province, and the stability of AGS process under different loads, temperatures and operation mode was explored. The results showed that stable aerobic granular sludge could be formed during the sewage treatment process, with a sludge

通信作者: 万俊锋 E-mail: wanjunfeng@zzu.edu.cn

concentration (MLSS) as high as 12 337 mg/L, and SVI_{30}/SVI_5 close to 1.0. During the low-temperature operation period in winter, due to the growth of filamentous bacteria inside the granular sludge, SVI_{30} increased slightly, but remained below 50 mL/g; Meanwhile, by adjusting the running time of the cycle, reducing aeration volume, efficient and stable removal of ammonia nitrogen and total inorganic nitrogen could be achieved under low temperature. Microbial diversity analysis results showed that in the anaerobic/aerobic operation mode, nitrogen-related bacterial groups such as *Candidatus_Nitrotoga*, *Thauera* and *Rhodobacter* were enriched in the system and gradually became dominant bacterial species, thus ensuring good nitrogen removal performance. In addition, bacterial genera such as *Flavobacterium* (2.19%) and unclassified_o__*Saccharimonadales* (0.60%–2.44%), which could secrete a large amount of extracellular polymers, helped enhance the hydrophobicity of granular sludge, thereby improving its coagulation performance and promoting the formation and long-term stability of granular sludge.

Key words: sewage from highway service area; aerobic granular sludge; microbial community; pilot-scale test

根据交通运输部2022年交通运输行业发展统计公报,截至2022年底我国高速公路通车里程达17.73×10⁴ km,服务区数量已超过3 500对。除少数靠近城镇的服务区将污水排入市政污水管网外,多数服务区独立于城镇分布,位置分散,一般都有独立的污水处理设施,产生的污水在服务区内集中收集后处理,但大多效果不佳^[1]。不同于城镇污水,服务区污水具有氨氮浓度高、碳氮比低的特性,且水质波动较大。高速公路服务区污水通常采用A/O或多级A/O工艺处理,但脱氮除磷效果有限,部分污水处理设施在运行过程中仅控制氨氮(NH₄⁺-N)达标而导致总氮超标^[2]。

近20年来,好氧颗粒污泥(AGS)因具有良好的沉降性能、更高的生物量、可以单级同步脱氮除磷、耐冲击负荷以及菌群多样等优点,已成为污水生物处理领域的研究热点^[3]。AGS独特的内外层结构使其可以进行同步硝化反硝化,因而对高氨氮废水具有很好的处理效果,但在有机物不足、碳氮比低的条件下,AGS的培养通常需要数月,且脱氮效率只有13%~65%,而除磷效果通常不显著^[4-5]。采用传统的活性污泥进行接种时,存在培养期长、可控性差等问题,直接利用厌氧颗粒污泥进行驯化和培养可能是一种更简单、更有效的方法^[6-7]。添加外部碳源、选择合适的接种污泥及操作策略等措施可以加速颗粒污泥形成并提高系统效能^[8-9],然而,绝大多数的研究都是基于小试,且处理对象以模拟污水为主,相关的中试研究及实际工程应用则屈指可数,

而将其应用于高速公路服务区污水处理的中试研究更是鲜有报道。

因此,以河南某高速公路服务区污水为处理对象,通过接种厌氧颗粒污泥来实现低C/N下AGS的驯化,并通过改变运行策略增强系统长期运行的稳定性,在中试规模下探索AGS处理该类污水的可行性,以期后续反应器放大和工程化应用提供相关依据。

1 材料与方法

1.1 试验装置及运行参数

中试采用圆柱形SBR反应器,其内径为35 cm,有效高度为240 cm,总容积为230 L,有效容积为200 L。采用底部进水,通过中部常闭式电磁阀控制出水,容积交换率为50%。底部为微孔曝气盘,采用空气压缩机供气,通过流量计控制曝气量。进水、静置、曝气、沉淀、排水等工序根据试验需要设定,并通过PLC控制器和电动阀实现自动控制。反应装置在室外运行,温度不做控制,随环境温度变化,系统pH控制在7.2~8.5。

反应器运行分为三个阶段,通过额外补充碳源调节进水C/N:①阶段I(1~90 d)为启动期,运行周期为4 h,包括进水40 min、静置30 min、曝气150 min、沉淀5 min、出水15 min;曝气量为65~70 L/min,在高表观气速下加快AGS的驯化与形成;HRT为8 h,有机负荷(OLR)为(1.75±0.29) kg/(m³·d),COD/TIN(总无机氮)为6.45±2.39,处理量为0.6 m³/d。②阶段II(91~130 d)为强化期,运行周期为4

h,包括进水40 min、静置30 min、曝气150 min、沉淀5 min、出水15 min;降低曝气量至40~44 L/min,探究低曝气量下系统能否长期稳定运行;HRT为8 h,OLR为 $(2.01 \pm 0.23) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,COD/TIN为 11.05 ± 1.09 ,处理量为 $0.6 \text{ m}^3/\text{d}$ 。③阶段Ⅲ(131~180 d)为低温运行期,运行周期为8 h,包括进水60 min、静置40 min、曝气360 min、沉淀5 min、出水15 min;曝气量为40~44 L/min;为应对低温条件,延长系统HRT至16 h,OLR为 $(1.06 \pm 0.06) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,COD/TIN为 9.49 ± 1.05 ,处理量为 $0.3 \text{ m}^3/\text{d}$ 。三个阶段的容积交换率均为50%。

1.2 接种污泥与污水水质

反应器接种污泥为厌氧颗粒污泥,外观呈黑色颗粒状,VSS/TSS为0.74,接种前使用清水淘洗。反应器进水为河南某高速公路服务区污水,其COD、BOD₅、NH₄⁺-N、TIN、PO₄³⁻-P分别为200~600、80~260、40~140、45~155、4~10 mg/L,pH为6.8~8.5,同时将丙酸钠溶于水制成高浓度碳源补充液,服务区地下沉淀池原水首先进入体积为600 L的暂存池,暂存池满后,由自动加药装置添加高浓度碳源补充液,以增加进水COD浓度(200~300 mg/L),最终反应器进水COD为450~800 mg/L。

1.3 分析项目与方法

COD:重铬酸钾法;NH₄⁺-N:纳氏试剂分光光度法;NO₂⁻-N:N-(1-萘基)-乙二胺光度法;NO₃⁻-N:紫外分光光度法;PO₄³⁻-P:钼锑抗分光光度法;MLSS、MLVSS、SV、SVI:国家标准方法;pH和DO:WTW多参数测定仪。总无机氮为NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N浓度之和。

在AGS系统不同运行阶段取颗粒污泥进行高通量测序,取样时间分别为:接种厌氧颗粒污泥(第0天)、颗粒化启动期(第45天和第70天)、强化期(第110天)、低温运行期(第160天),分别记为T0、T1、T2、T3、T4。所取样品在-80℃下冷冻保存,最后送至上海美吉生物医药科技有限公司进行高通量测序。

2 结果与讨论

2.1 AGS的形态变化

反应器运行过程中污泥形态结构的变化见图1。接种厌氧颗粒污泥轮廓清晰,结构紧密,并且表面富有光泽,可以明显观察到许多粒径在2 mm以上

的颗粒污泥。在阶段Ⅰ,表观气速可达1.2 cm/s,在较高的水力剪切力作用下,所形成的颗粒污泥表面光滑紧致,其中小颗粒大多呈黑褐色,而大颗粒污泥与阶段Ⅱ的黄褐色更加类似,推测是在好氧环境下,接种厌氧颗粒污泥的厌氧区由外到内不断缩小,最终保留了较小的厌氧核心,进而在此基础上好氧微生物与缺氧微生物依次附着生长,直到形成了较大的土黄色AGS。在阶段Ⅱ,有机负荷和碳氮比的提高加快形成更大粒径的颗粒污泥,但同时曝气量的减小和粒径的增大,也使得氧气和营养物质的传质更加困难,导致部分颗粒污泥发生了破碎。阶段Ⅲ进入冬季期,低温下微生物活性降低,为保证出水污染物浓度达标,水力停留时间由8 h延长至16 h,污泥负荷随之降低,加之低温影响,基质与氧气难以进入颗粒内部,使得污泥颗粒大量破碎,更多的厌氧内核被暴露,颗粒污泥平均粒径变小。

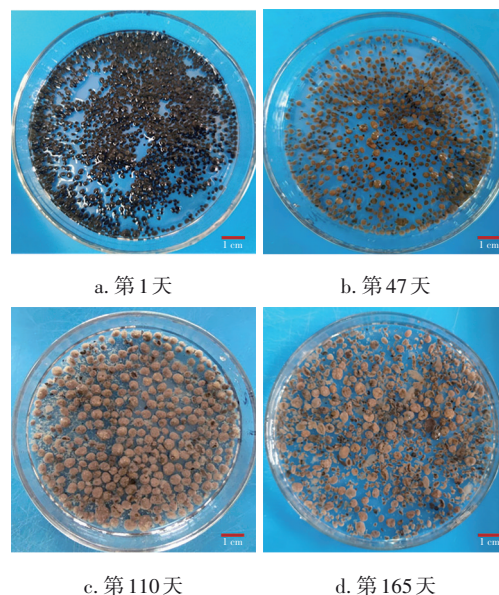


图1 运行各阶段反应器中颗粒污泥形态变化

Fig.1 Change in morphology of granular sludge in the reactor at each stage

2.2 污染物去除效能

2.2.1 COD去除效果

在长期运行过程中,反应器对COD的去除性能见图2。运行前期,尽管反应器进水COD浓度波动较大,但出水COD浓度基本可以稳定在100 mg/L左右,去除率在70%左右,随着反应器持续运行,进入阶段Ⅱ以后,系统对COD的去除效果趋于稳定。装置运行至第120天时突发降温,进水温度仅有5~

10℃,系统对氮、磷的去除率迅速下降,然而COD去除率并未出现明显波动,仍可维持在80%以上,表明低温冲击未对AGS系统去除COD造成较大影响。此后进入冬季低温运行期,又进一步延长了水力停留时间,使得系统在进水温度始终低于15℃的条件下仍能保持较好的有机物去除性能。

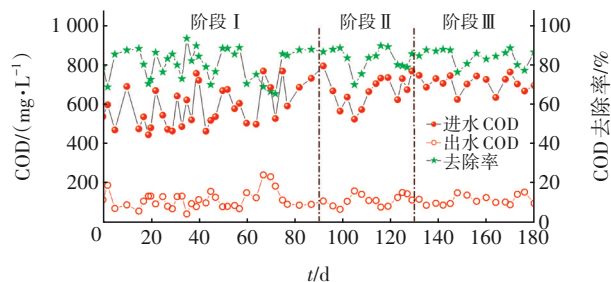


图2 运行期间COD去除效果的变化

Fig.2 Change in COD removal effect during operation

2.2.2 脱氮效果

在长期运行过程中,系统对氮的去除性能如图3所示。由于接种的是厌氧颗粒污泥,因此在新的好氧环境下适应期较长,运行15 d后出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度才开始急剧降低,第31天,反应器出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度低至5.11 mg/L,去除率可达95.74%以上,此后基本维持在80%以上。随着 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的大量去除,反应器的TIN去除率也有了很大提升,但由于该阶段形成的颗粒污泥并不成熟,反硝化菌群的数量较少,相较于硝化过程,反硝化性能表现出一定的滞后性,颗粒污泥强大的同步硝化反硝化功能并不能得到很好的体现,因此该阶段的TIN去除率仅有60%左右,出水依次出现了明显的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 积累。此外由于阶段I的C/N仅有6.45左右,而阶段II、III进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低引起C/N升高,然而系统出水COD没有发生波动,可见投加的碳源并未出现过剩,因而在启动期TIN去除率始终较低可能与碳源不足有关^[5]。

反应器运行至第75~82天,因节假日高速公路服务区客流量增加,进水污染物浓度产生较大波动,氨氮浓度急剧增加,系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TIN的去除率由第70天时的96.19%、80.87%降至第75天时的47.81%、44.29%。反应器的脱氮性能不仅受进水氨氮负荷影响,运行至第120天时,温度的突然下降对其影响更加直接,该阶段平均水温仅有5℃左右,白天也不足10℃,氨氮与TIN去除率同时下降并基本保持一致,说明低温更大程度抑制了氨氧化

细菌而非反硝化细菌,微生物种群分析中反硝化细菌丰度不降反增也进一步验证了该结论。同时,观察到颗粒污泥存在大量厌氧内核,而且系统脱氮性能难以完全恢复,阶段II的末期TIN去除率不足50%。该情况持续至温度回升至10~15℃、进入阶段III后才得以恢复, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TIN的去除率基本保持一致,稳定在80%左右。这一结果表明,在较低温度下,通过延长好氧反应时长可在一定程度上保证系统的氮去除效能,然而随着温度的持续降低,该策略的干预缓解作用也会进一步降低。

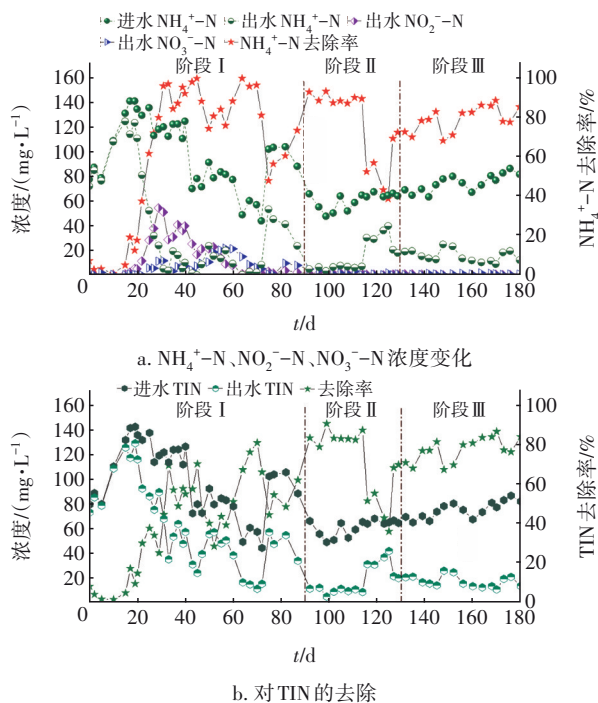


图3 运行期间氮去除效果的变化

Fig.3 Change in nitrogen removal effect during operation

2.2.3 除磷效果

反应器长期运行过程中对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除性能如图4所示。在运行初期,系统便显示出了较好的除磷效果,去除率保持在60%左右,说明所接种的厌氧颗粒污泥本身具有一定的除磷功能。第20天后出水磷浓度上升,这可能与运行初期MLSS浓度降低所导致的微生物大量流失有关。此外,推测除磷性能的波动与下降还可能与进水氨氮浓度有关。高氨氮负荷下, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和游离氨刺激了聚糖菌(GAOs)和异养反硝化菌大量生长,并与PAOs争夺碳源,导致PAOs生长受到抑制^[10]。此外,高浓度的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在好氧和缺氧阶段都会抑制磷的吸收与释放过程,尤其是在好氧阶段。显然, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及其衍

生物对颗粒污泥的性能和形态有显著影响,而随着反应器 TIN 去除性能的提升,80 d 后出水中基本不含 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N,加之微生物已经适应新的生长环境,MLSS 浓度有了较大提升, PO_4^{3-} -P 的去除性能也随之改善。

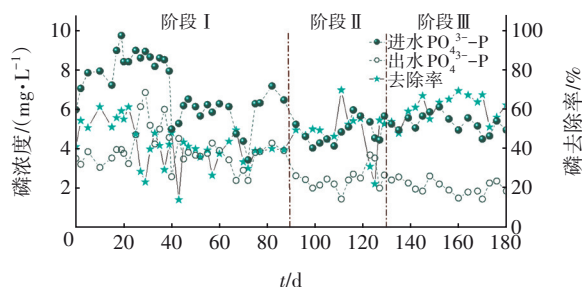


图4 运行期间磷去除效果的变化

Fig.4 Change in PO_4^{3-} -P removal effect during operation

此外与脱氮性能波动不同的是,除磷性能对于负荷的变化表现出较强的适应性,在运行至第70天时进水磷负荷降低,第80天进水磷负荷又升高,出水 PO_4^{3-} -P 浓度虽随之波动,但去除率并无太大改变,不仅如此,进入阶段Ⅲ后,尽管受到低温冲击,仍能保持较好的除磷效率,这是因为 PAOs 菌群对温度的耐受性要强于脱氮功能菌群^[11-12]。总体上,在颗粒污泥形成初期除磷率并不高(不足40%),但随着颗粒污泥的成熟,性能逐渐提升,出水磷浓度稳步降低,在140 d 后平均磷去除率接近60%。然而生化系统除磷效率提升仍然较慢,使得出水磷浓度始终高于0.5 mg/L,因而考虑其他强化措施十分必要,如增加砂滤装置,在去除SS的同时进一步降低出水磷浓度。

2.3 污泥理化特性分析

2.3.1 污泥量变化

污泥 MLSS、MLVSS 以及 VSS/TSS 的变化见图5。反应器污泥接种完成后,初始 MLSS 可达5 511 mg/L。在阶段Ⅰ的前40 d,MLSS 呈下降趋势,第43天时仅有2 488 mg/L,这可能是由于在好氧环境下接种厌氧颗粒污泥中的微生物难以保留在系统内,且采用实际污水直接驯化厌氧颗粒污泥也对其稳定性造成一定冲击;此外在运行初期,沉降时间从10 min 逐步压缩到5 min,也加剧了生物量的流失,第50天时 VSS/TSS 值仅有0.55,说明颗粒污泥中有机活性成分流失严重。50 d 后污泥浓度迅速上升,表明污泥已经适应新的环境开始进入快速生长期,

MLSS 由4 184 mg/L 增长到118 d 时的12 337 mg/L。

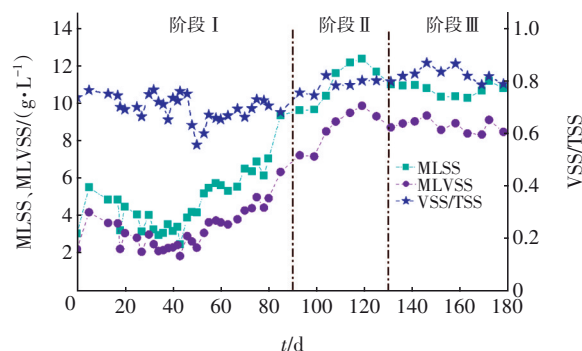


图5 运行期间 MLSS、MLVSS 以及 VSS/TSS 的变化

Fig.5 Change in MLSS, MLVSS and VSS/TSS during operation

MLVSS 与 MLSS 整体变化趋势保持一致,从第50天后 VSS/TSS 值上升趋势明显,由0.55增大至第104天时的0.81。由此可知,颗粒污泥中有机成分含量的大量增加是 AGS 快速生长的主要贡献者,推测是随着 AGS 粒径的增大,其外层所积累携带的微生物逐渐增多所致。进入阶段Ⅲ以后,虽然观察到大量污泥由于失稳而破碎,但 MLSS 整体上维持在 $(10\,795 \pm 387)$ mg/L。结合污泥形态变化可知,稳定状态下 AGS 处于颗粒化与解体的动态平衡过程,具体表现则是,随着 AGS 粒径增大,一些成熟的大颗粒破碎成小颗粒及絮体,絮体在较高选择压下会逐渐被排出反应器,而破碎生成的不规则小颗粒又会作为核心重新颗粒化^[13]。

2.3.2 污泥沉降性能

污泥的 SVI_5 、 SVI_{30} 以及 $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_5$ 的变化见图6。在前30 d 内 SVI_{30} 整体呈上升趋势,由接种厌氧颗粒污泥的49.95 mL/g 上升至第27天时的100.50 mL/g (最大值),并且该阶段的 $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_5$ 基本低于0.7,分析原因主要是厌氧颗粒污泥在好氧环境中逐步向 AGS 转变,大颗粒破碎成小颗粒及絮状污泥导致污泥较为蓬松。随着 AGS 逐渐形成,微生物大量附着生长,污泥量迅速增加的同时,沉降性能也得到极大改善,第58天时 SVI_{30} 可低至15.69 mL/g, $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_5$ 也首次达到1.0,一般认为 $\text{SVI}_{30} < 50$ mL/g、 $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_5 > 0.9$ 是判断 AGS 造粒成功的重要依据^[12],根据这些指标以及处理效能可认为系统在连续运行58 d 后实现了完全造粒,而在以往报道的类似低碳氮比城市污水处理中,造粒启动期可能需要数月甚至一年^[14-15]。在造粒成功后,除第80天左右受进水污染

物浓度等影响外, SVI_{30} 基本稳定在 20 mL/g 以下。AGS 的 SVI_{30}/SVI_5 也十分稳定, 几乎趋于 1.0。其偏差小于 10%, 表明虽然受到进水污染物浓度增加及低温等冲击, 但 AGS 始终保持着良好的沉降性能。

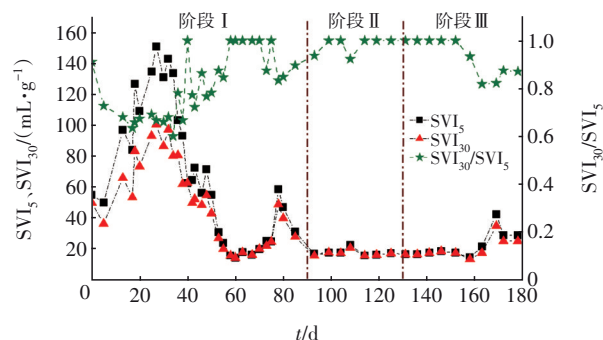


图6 运行期间 SVI_5 、 SVI_{30} 以及 SVI_{30}/SVI_5 的变化

Fig.6 Change in SVI_5 , SVI_{30} and SVI_{30}/SVI_5 during operation

综合分析, AGS 可以在单个反应装置中实现氮、磷的同步去除, 加之其优异的沉降性能还可减少生化池占地, 同时省去了二沉池等构筑物, 可以减少 75% 的用地。不仅如此, AGS 工艺能耗更低, 根据 COD 利用情况可知, 碳源投加量仍可进一步降低, 而低曝气下长期稳定运行也进一步降低了能耗, 经济和环境效益十分显著。经对比, 常规 A/O 以及 A²O 工艺的处理成本在 1.0 元/m³ 左右, MBR 工艺的运行成本大都在 2.0~2.5 元/m³^[16-17], 本中试工艺的综合处理成本大约为 1.43 元/m³, 随着规模的扩大, 在实际工程应用中处理成本还会进一步降低。

2.4 微生物群落特征分析

2.4.1 门水平微生物群落结构分析

系统中门水平上的微生物群落结构组成如图 7 所示。接种污泥中占比最多的 4 个门为拟杆菌门 (*Bacteroidota*)、互养菌门 (*Synergistota*)、脱硫杆菌门 (*Desulfobacterota*) 和热袍菌门 (*Thermotogota*), 除拟杆菌门外, 其他三个菌门都是典型的厌氧菌, 因此 T1 的这三种菌门总丰度占比由 48.92% 减少至不足 1.00%。而接种污泥中占比最多的拟杆菌门在 T1 中的丰度仍是最大, 由 17.71% 增加到 40.36%, 并且在此后的各个阶段基本都保持在 30% 以上。拟杆菌是一种丝状菌, 具有降解难降解有机化合物的能力^[18]。值得注意的是, 在接种污泥中并未检测出变形菌门 (*Proteobacteria*), 然而其在 T1 中的丰度高达 31.62%。变形菌门的相对丰度逐渐上升与 AGS

的形成紧密相关, 相关研究表明变形菌门在 AGS 系统中普遍存在, 对有机物和氮的去除起着关键作用。此外, 该菌门中含有多个促进分泌胞外聚合物 (EPS) 的菌属, 有助于絮体的黏附, 加快了 AGS 的颗粒化进程^[19], 尤其是 T4 阶段随着颗粒污泥的成熟, 其丰度高达 50.33%。

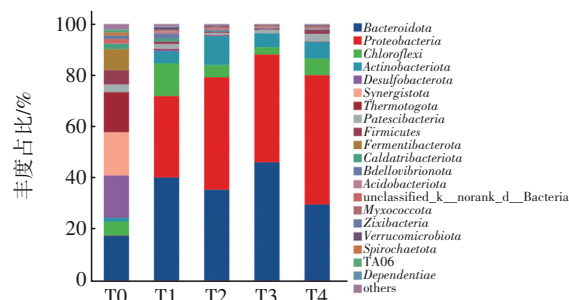


图7 不同时期反应器门水平上微生物群落分布情况

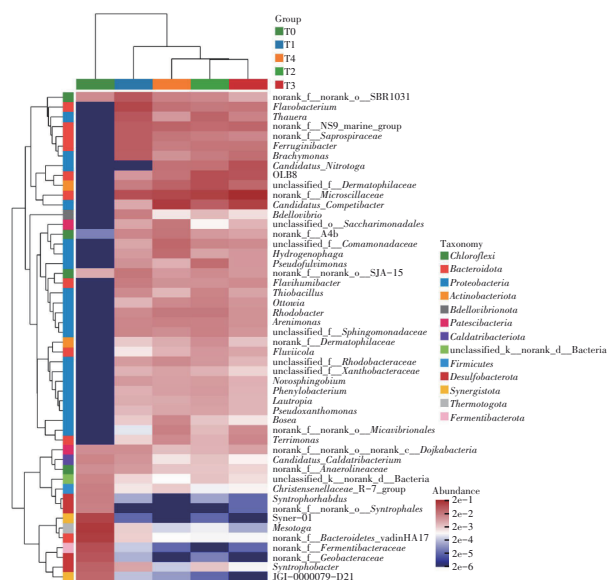
Fig.7 Distribution of microbial communities at phylum level in different stages

与此同时, 绿弯菌门 (*Chloroflexi*)、骸骨菌门 (*Patescibacteria*) 等在 5 个样品中的丰度也均较高。与接种时相比, 厚壁菌门 (*Firmicutes*) 的相对丰度从厌氧颗粒污泥的 5.56% 降到了 T4 时期的 1.61%, 而放线菌门 (*Actinobacteriota*) 的相对丰度却明显增加, 说明这些细菌之间存在强烈竞争, 放线菌有利于污泥聚集, 提高沉降性能, 并在污水处理系统中发挥重要的脱氮作用。

2.4.2 属水平微生物群落结构分析

聚类分析表明, 与接种污泥相比各运行阶段的优势菌属分布出现明显差异, 而各时间段 AGS 中的功能菌属种类差异相对较小 (见图 8)。随着颗粒污泥的形成及粒径的增加, 系统内出现了新的优势菌属并富集于 AGS 中。在接种污泥中, 相关功能菌属的种类较为单一, 主要是 *norank_f_Bacteroidetes_vadinHA17* (13.61%)、*Syner-01* (11.77%) 等发酵菌群, 并未发现与脱氮除磷功能相关的菌群, 然而这些发酵菌属在新的环境中出现了大规模的更替与消亡。此外, 接种污泥中含有大量脱硫相关菌属, 根据 Guo 等人^[20]的发现, 硫氧化和硫酸盐还原细菌可以对磷释放和磷吸收产生协同效应, 可能弥补了传统 PAOs 的作用, 使反应器在启动期便具有较为良好的除磷性能, 此后四个阶段 PAOs 的相对丰度逐渐提升, 分别为 0.60%、1.48%、1.24% 和 3.91%, PAOs 即使在相对较低的丰度条件下也可以达到较

高的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率^[21],而在各个阶段所发现的 DNPAOs 对 AGS 的形成以及系统除磷脱氮功能十分重要。相反,接种污泥中脱氮相关功能菌属极其匮乏,这可能是系统氮去除性能直到运行 20 d 后才开始恢复的原因之一。然而 *Candidatus_Nitrotoga* 作为一种重要的亚硝酸盐氧化菌,直到 T2 时期丰度才有较大提升,这可能是导致前期出水亚硝酸盐浓度较高的因素。



a. Heat 图

	T0	T1	T2	T3	T4
AOB					
g_norank_f_NS9_marine_group	0.00	5.35	3.47	3.96	4.23
Candidatus_Nitrotoga	0.00	0.00	2.93	7.73	2.87
NOB					
Pseudoxanthomonas	0.00	0.35	0.65	0.39	0.57
总丰度	0.00	0.35	3.58	8.12	3.44
norank_f_Saprospiraceae	0.00	0.89	8.12	7.02	2.70
OLB8	0.00	5.40	1.91	1.46	2.45
Thauera	0.00	6.39	4.21	1.64	0.85
Rhodobacter	0.00	1.29	2.29	1.04	2.27
Hydrogenophaga	0.00	0.81	0.64	0.88	3.31
norank_f_A4b	0.00	1.45	0.83	0.63	2.64
Ferruginibacter	0.00	5.38	2.50	2.66	1.97
DNB					
Novosphingobium	0.00	0.85	0.76	0.43	0.67
Arenimonas	0.00	1.44	1.66	1.05	1.70
Pseudofulvimonas	0.00	1.00	3.23	0.90	0.44
Ottowia	0.00	0.39	1.74	0.93	1.34
Thiobacillus	0.00	1.27	1.62	0.63	0.38
Terrimonas	0.00	0.18	0.42	1.45	1.30
Phenylobacterium	0.00	0.44	0.82	0.41	0.69
Bosea	0.00	0.22	0.26	0.12	1.41
总丰度	0.01	27.40	31.00	21.25	24.12
GAOs					
Candidatus_Competibacter	0.00	0.54	5.26	12.29	14.20
norank_f_Saprospiraceae	0.00	5.40	1.91	1.46	2.45
g_Flavibacterium	0.00	1.98	1.04	1.22	1.01
总丰度	0.00	7.91	8.21	14.97	17.66
norank_f_Bacteroidetes_vadinHA17	13.61	0.20	0.07	0.07	0.08
Syner-01	11.77	0.00	0.00	0.00	0.00
发酵菌					
Candidatus_Caldatrichobacterium	1.53	0.92	0.28	0.09	0.13
Flavivibrio	0.00	0.12	0.88	0.58	0.39
Syntrophorhabdus	1.88	0.01	0.01	0.00	0.00
g_norank_f_Anacardineaceae	1.12	0.80	0.25	0.18	0.26
总丰度	29.90	2.06	1.50	0.93	0.86
PAOs					
unclassified_f_Comamonadaceae	0.00	0.60	1.48	1.24	3.91
unclassified_f_Rhodobacteraceae	0.00	0.75	0.87	0.36	1.28
Brachymonas	0.00	5.19	3.05	2.02	1.02
总丰度	0.00	5.95	3.92	2.38	2.30

b. 功能细菌丰度变化

图8 不同时期反应器属水平上微生物群落分布

Fig.8 Distribution of microbial community at genus level in different stages

T3 时期 AOB、NOB 和 DNB 菌属的丰度都较高,分别为 3.96%、8.12% 和 21.25%,该时期也是系统除污效果最好的阶段,然而 DNB 相对丰度较 T2 时期的 31.00% 有所降低,这可能与第二阶段改变曝气量有关,该阶段颗粒污泥发生破碎,污泥比好氧区体积扩大,使得 AOB、NOB 相对丰度反而升高^[22]。而在低温运行期,优势菌属的丰度并未明显降低,这可能得益于颗粒污泥的层状结构,可以更好保护内部菌群免受低温影响^[23]。例如 *Hydrogenophaga* (3.31%)、*norank_f_A4b* (2.64%) 等具有反硝化功能的菌属在低温期丰度反而出现明显增加,这也使得低温运行期系统脱氮性能未出现较大波动,仍能较为高效地运行。

由图 8 可知,相比于接种污泥,随着 AGS 的逐步形成,特别是在阶段 I 后,AGS 的内外层结构为微生物提供了更加多样的生存环境,致使新的菌属出现,AGS 系统中常见菌属例如 *Flavobacterium* (2.19%)、*Thauera* (4.21%)、*Rhodobacter* (2.29%) 等相对丰度普遍上升,其中 *Flavobacterium* 对 EPS 的分泌和有机污染物的去除具有重要的作用^[24],而 *Thauera* 属于厌氧和兼性反硝化菌^[25]。此外,颗粒化过程中,一些丝状菌相关菌属如 *unclassified_o_Saccharimonadales* (0.60%~2.44%) 丰度的提升增加了 EPS 的分泌并提高颗粒污泥疏水性,从而提高了污泥凝聚性能^[26-27]。

3 结论

针对高速公路服务区实际污水,在中试规模下通过 58 d 连续运行实现了 AGS 工艺的快速启动。系统中污泥 SVI_{30} 在 20 mL/g 以下, $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_5$ 始终趋于 1.0,第 118 天污泥浓度达到 12 337 mg/L 并保持稳定。AGS 系统中拟杆菌门和变形菌门作为主要的优势菌门实现了富集, *Flavobacterium*、*Thauera*、*Rhodobacter* 等与脱氮除磷相关菌属丰度明显提高。在低温运行期,一些耐低温菌属丰度的提升维持了系统的稳定运行,进一步通过降低曝气量节约能耗并实现 $(83.9 \pm 3.3)\%$ 的 TIN 去除。在低温期成功运行超过 50 d,通过增加反应周期时长保证了脱氮和除磷性能的稳定。

调试过程中 AGS 系统出现个别水质指标例如 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度偏高的问题。因此,在未来 AGS 工艺研发过程中,需要考虑 AGS 工艺参数优化或采取组合

工艺等技术手段,从而最终实现高速公路服务区污水的达标排放。

参考文献:

- [1] 梁丽萍,张林. 江苏省高速公路服务区污水处理现状及解决对策[J]. 中国给水排水,2017,33(4):20-25.
LIANG Liping, ZHANG Lin. Problems and solutions for sewage treatment in expressway service areas in Jiangsu Province[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(4): 20-25(in Chinese).
- [2] 吴正运,唐燕华,刘一帆,等. 国内外高速公路服务区污水处理现状与分析[J]. 交通节能与环保,2022,18(5):104-109.
WU Zhengyun, TANG Yanhua, LIU Yifan, et al. Current status and analysis of wastewater treatment in expressway service area at home and abroad[J]. Transport Energy Conservation & Environmental Protection, 2022, 18(5): 104-109(in Chinese).
- [3] 李志华,李伟志,贾燕茹,等. 好氧颗粒污泥技术创新与产业化分析[J]. 工业水处理,2023,43(10):1-8.
LI Zhihua, LI Weizhi, JIA Yanru, et al. Analysis on the innovation and industrialization of the aerobic granular sludge technology [J]. Industrial Water Treatment, 2023, 43(10): 1-8(in Chinese).
- [4] CHENG Y, WANG K, CHEN T, et al. Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment[J]. Science of the Total Environment, 2021, 792: 148297.
- [5] ALVES OUCILANE I M, ARAÚJO JULIANA M, SILVA POLIANA M J, 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.
- [6] WANG X H, CHEN Z L, KANG J, et al. The key role of inoculated sludge in fast start-up of sequencing batch reactor for the domestication of aerobic granular sludge[J]. Journal of Environmental Sciences, 2019, 78: 127-136.
- [7] HU L L, WANG J L, WANG X H, et al. The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(1): 5-11.
- [8] LIANG D B, GUO W, LI D Y, et al. Enhanced aerobic granulation for treating low-strength wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor by selecting slow-growing organisms and adding carriers[J]. Environmental Research, 2022, 205: 112547.
- [9] KOSAR S, ISIK O, AKDAG Y, et al. Impact of seed sludge characteristics on granulation and performance of aerobic granular sludge process[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 363: 132424.
- [10] 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.
- [11] NANCHARAI Y V, SARVAJITH M. Granular stability, nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023, 11(5): 110769.
- [12] WANG Y, TANG T T, WU J L, et al. Succession of nitrogen and phosphorus removal functions of sludge and biofilm in low-temperature sewage treatment[J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 58: 104836.
- [13] 龙焙,程媛媛,赵珏,等. 好氧颗粒污泥处理化工废水的应用研究[J]. 中国给水排水,2017,33(5):26-32.
LONG Bei, CHENG Yuanyuan, ZHAO Jue, et al. Treatment of chemical wastewater by aerobic granular sludge[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(5): 26-32(in Chinese).
- [14] GIESEN A, DE BRUIN L M M, NIERMANS R P, et al. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater[J]. Water Practice and Technology, 2013, 8(1): 47-54.
- [15] WAGNER J, DA COSTA R H R. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor using real domestic wastewater[J]. Journal of Environmental Engineering, 2013, 139: 1391-1396.
- [16] 徐亮,陈鹏,成波,等. MABR技术在高速公路服务区污水处理中的应用[J]. 净水技术, 2022, 41(9): 72-78.
XU Liang, CHEN Peng, CHENG Bo, et al. Application of MABR technology in wastewater treatment of expressway service area [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(9): 72-78(in Chinese).
- [17] 龚利雪,丁娟,黄娟,等. 江苏省高速公路服务区污水

- 绿色低碳利用途径分析与建议[J]. 交通节能与环保, 2024, 20(2): 118-122.
- GONG Lixue, DING Juan, HUANG Juan, *et al.* Analysis and suggestions on green and low-carbon utilization of sewage in expressway service areas of Jiangsu Province [J]. Transport Energy Conservation & Environmental Protection, 2024, 20(2): 118-122 (in Chinese).
- [18] 李冬, 杨敬畏, 李悦, 等. 缺氧/好氧交替连续流的生活污水好氧颗粒污泥运行及污染物去除机制[J]. 环境科学, 2021, 42(5): 2385-2395.
- LI Dong, YANG Jingwei, LI Yue, *et al.* Aerobic granular sludge operation and nutrient removal mechanism from domestic sewage in an anaerobic/aerobic alternating continuous flow system [J]. Environmental Science, 2021, 42(5): 2385-2395 (in Chinese).
- [19] HUANG C, LIU Q, LI Z L, *et al.* Relationship between functional bacteria in a denitrification desulfurization system under autotrophic, heterotrophic, and mixotrophic conditions [J]. Water Research, 2021, 188: 116526.
- [20] GUO G, WU D, HAO T W, *et al.* Granulation of susceptible sludge under carbon deficient conditions: a case of denitrifying sulfur conversion-associated EBPR process [J]. Water Research, 2016, 103: 444-452.
- [21] XU P, XIE Z Y, SHI L S, *et al.* Distinct responses of aerobic granular sludge sequencing batch reactors to nitrogen and phosphorus deficient conditions [J]. Science of the Total Environment, 2022, 834: 155369.
- [22] BAO N, WEI S, ARMENTA M, *et al.* Aerobic granular sludge: impact of size distribution on nitrification capacity [J]. Water Research, 2021, 188: 116445.
- [23] 郝桂珍, 范宇成, 徐利, 等. 低温下好氧颗粒污泥强化造粒研究[J]. 中国给水排水, 2020, 36(19): 32-38.
- HAO Guizhen, FAN Yucheng, XU Li, *et al.* Enhanced granulation of aerobic granular sludge at low temperature [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(19): 32-38 (in Chinese).
- [24] LIU Z, LIU Y J, KUSCHK P, *et al.* Poly aluminum chloride (PAC) enhanced formation of aerobic granules: coupling process between physicochemical-biochemical effects [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 284: 1127-1135.
- [25] 姚源, 竺建荣, 唐敏, 等. 好氧颗粒污泥技术处理乡镇污水应用[J]. 环境科学研究, 2018, 31(2): 379-388.
- YAO Yuan, ZHU Jianrong, TANG Min, *et al.* Application of aerobic granular sludge technology on treatment of villages and towns sewage [J]. Research of Environmental Sciences, 2018, 31(2): 379-388 (in Chinese).
- [26] FAN N, QI R, HUANG B C, *et al.* Factors influencing *Candidatus Microthrix parvicella* growth and specific filamentous bulking control: a review [J]. Chemosphere, 2020, 244: 125371.
- [27] 冯萱, 陈宁, 张欣, 等. 地塞米松胁迫下好氧颗粒污泥微观响应特征[J]. 中国给水排水, 2023, 39(19): 1-10.
- FENG Xuan, CHEN Ning, ZHANG Xin, *et al.* Microscopic response characteristics of aerobic granular sludge under dexamethasone stress [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(19): 1-10 (in Chinese).

作者简介: 马俊(1985-), 女, 河南郑州人, 硕士, 高级工程师, 从事污水处理及资源化利用研究。

E-mail: colour198585@163.com

收稿日期: 2024-06-25

修回日期: 2024-08-12

(编辑: 李德强)

用生命之水

筑美丽中国