



文章栏目：面向减污降碳协同增效的污水处理系统运行管理研究与实践专题

DOI 10.12030/j.cjee.202212043 中图分类号 X703 文献标识码 A

余诚, 王凯军, 张凯渊, 等. 连续流好氧颗粒污泥技术处理低浓度市政污水的中试研究[J]. 环境工程学报, 2023, 17(3): 713-721. [YU Cheng, WANG Kaijun, ZHANG Kaiyuan, et al. Pilot study on treatment of low concentration municipal sewage by continuous flow aerobic granular sludge technology[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(3): 713-721.]

连续流好氧颗粒污泥技术处理低浓度市政污水的中试研究

余诚¹, 王凯军^{1,✉}, 张凯渊², 付香云¹, 刘瑞阳², 郑平萍²

1. 清华大学环境学院, 北京 100084; 2. 北京华益德环境科技有限责任公司, 北京 100084

摘要 基于河北省某污水处理厂原厌氧池构建了中试规模 $3\ 000\ \text{m}^3\ \text{d}^{-1}$ (I、II 系列) 的微氧-好氧耦合沉淀一体式反应器, 以低浓度市政污水为基质、接种活性污泥, 成功在连续流模式下培育了好氧颗粒污泥, 并研究了颗粒污泥的形貌、结构特性、污染物去除性能及微生物群落结构变化。结果表明: 中试系统形成的颗粒污泥轮廓清晰、呈规则球形和椭球形, 平均粒径由接种污泥的 $28.9\ \mu\text{m}$ 增至 $90.1\ \mu\text{m}$, 其中粒径 $>100\ \mu\text{m}$ 的占 47.8%, $>200\ \mu\text{m}$ 的占 9.4%; 中试系统培养的颗粒污泥机械强度远高于接种污泥的; I、II 系列平均出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别为 1.3 和 $1.0\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 TN 分别为 9.9 和 $9.1\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 系统具有良好的脱氮效果。此外, 高通量测序结果表明中试系统大量富集了好氧反硝化菌 *Methylophilaceae* 和 *Methylostenonema*, 好氧反硝化途径可能在脱氮中起重要作用。本研究可为连续流好氧污泥工艺的升级改造, 以及在现有污水处理厂工艺基础上发展高效低碳的连续流 AGS 工艺提供参考。

关键词 好氧颗粒污泥; 连续流模式; 中试系统; 低浓度市政污水

“双碳”背景下, 绿色低碳的污水处理技术成为发展重点。好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AGS) 是微生物自凝聚形成的颗粒状活性污泥, 具有沉降性能好、生物量高、可同步去除碳氮磷等优点, 而相比于传统活性污泥工艺, AGS 能节省 50%~75% 的占地面积、20%~25% 的运行费用和 23%~40% 的电耗, 故该技术符合当前减污降碳的发展目标, 具有一定应用前景^[1]。世界范围内已有 80 余座污水处理厂在序批式反应器 (sequencing batch reactor, SBR) 中成功应用了 AGS 技术, 但在连续流反应器中成功应用 AGS 技术的仅 10 余座, 连续流 AGS 的推广应用还未取得实质性的突破^[2]。尽管 SBR 更易于培养 AGS, 但存在处理量小、设备使用率低等缺陷。而连续流是现有污水处理厂的主要运行模式, 故连续流 AGS 的培养备受关注。

丰盛-饥饿条件^[3-4]、基于污泥沉降速度^[5-6]、尺寸或密度^[7-8]的选择压及水力剪切力^[9]等被认为是 SBR-AGS 颗粒化的关键影响因素。但连续流的培养环境与 SBR 截然不同, 这些关键影响因素更难实现。SUN 等^[10]采用系列串联的完全混合反应器组成整体推流的连续流系统, 同时沉淀池采用 1 min 进水→4 min 静态沉淀→1 min 排水的间歇运行模式, 创造基于沉降速度的选择压, 研究了丰盛-饥饿条件对连续流 AGS 形成的必要性。LIU 等^[11-12]应用双区沉淀池, 通过调整沉淀区上方挡板的高度设置污泥选择压, 在 AAO 系统中培养出平均粒径为 $210\ \mu\text{m}$ 的 AGS。以上研究证实了丰盛-

收稿日期: 2022-12-07; 录用日期: 2023-03-08

第一作者: 余诚 (1994—), 女, 博士研究生, yu-c18@mails.tsinghua.edu.cn; ✉通信作者: 王凯军 (1960—), 男, 博士, 教授, wkj@tsinghua.edu.cn

饥饿条件和选择压在连续流 AGS 培养中的必要性和可行性, 但沉淀池的运行策略仍较复杂。在厌氧颗粒污泥的研究中, 顶部为三相分离器的升流式反应器^[13-14]能很好地富集颗粒污泥, 但这些研究大多采用大高径比的柱式反应器, 与现有污水处理厂的平铺式构筑物不兼容, 开发的培养策略难以直接应用。再加上现有研究多为接种成熟 AGS 的小试实验, 缺乏直接在连续流模式下培养 AGS 的更大尺度研究。

基于此, 本团队提出一种新型的连续流 AGS 反应器, 将三相分离器与传统活性污泥工艺组合, 构成反应耦合沉淀一体式的反应器, 以中试尺度在现有污水处理厂进行改造应用。通过向系统中接种活性污泥, 以低浓度市政污水为基质, 探究 AGS 的形成过程及其形貌和结构特性, 并通过监测中试系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除效果, 再结合微生物群落结构角度以探索系统的脱氮机理, 以为连续流 AGS 这一绿色低碳处理工艺的应用推广提供参考。

1 材料与方法

1.1 中试系统及运行方法

中试系统位于河北省某市政污水处理厂原厌氧池, 日处理量为 $3\ 000\ \text{m}^3$ 。该厂出水标准由《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002) 一级 A 改为执行地方标准, 其中 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 的排放浓度限值分别由 50、5 (8) 和 $0.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降为 40、2.0 (3.5) 和 $0.4\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SS、 BOD_5 和 TN 不变。根据该厂 2019 年的运行数据, 提标后现有工艺出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 存在超标风险。

中试系统由原厌氧池改造而来 (图 1), 该系统分为 I 和 II 两个系列, 均由微氧池、好氧池及置于好氧池内部、基于三相分离器的沉淀分离装置组成。系列 I: 微氧池 $11.0\ \text{m}\times 6.0\ \text{m}\times 6.5\ \text{m}$, 好氧池 $13.5\ \text{m}\times 6.0\ \text{m}\times 3.8\ \text{m}$, 好氧池内沉淀分离装置 $13.5\ \text{m}\times 6.0\ \text{m}\times 1.0\ \text{m}$; 系列 II: 微氧池 $13.8.0\ \text{m}\times 6.0\ \text{m}\times 6.5\ \text{m}$, 好氧池 $13.5\ \text{m}\times 6.0\ \text{m}\times 3.8\ \text{m}$, 好氧池内沉淀分离装置 $13.5\ \text{m}\times 6.0\ \text{m}\times 1.0\ \text{m}$ 。进水流量、污泥回流量、剩余污泥外排量及曝气量均采用变频控制器控制。污泥质量浓度保持在 $4\sim 7\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 采用气提回流控制污泥回流比约 200%, 每日排泥控制污泥龄 26~30 d, 调整曝气量使得微氧池溶解氧 (DO) 为 $0.2\sim 0.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 好氧池 DO 为 $1.0\sim 3.0\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。与传统活性污泥工艺相比, 中试系统有如下特点: 1) 未设缺氧池, 前置的反应器为微氧池, 旨在通过控制微量曝气以充分利用原水中的碳源实现同步硝化反硝化脱氮; 2) 通过好氧池内置的沉淀分离装置完成固-液-气三相分离, 省去二沉池, 减少占地面积, 同时内、外回流合二为一, 可降低运行能耗。

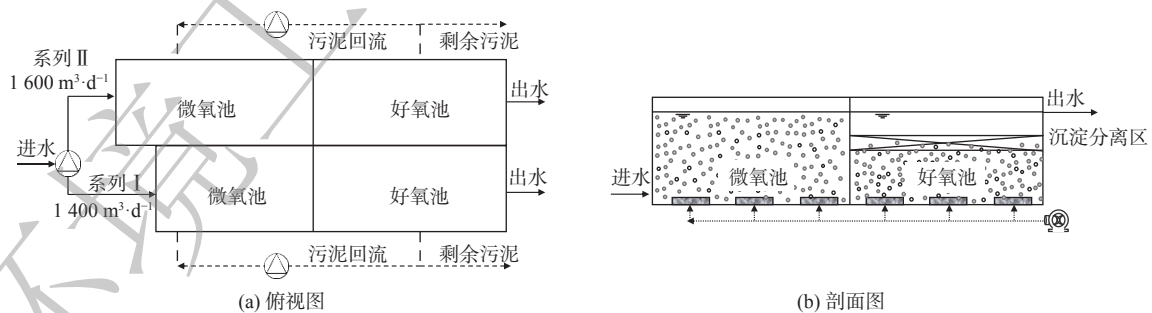


图 1 中试装置流程示意图

Fig. 1 Diagram of pilot-scale system

1.2 原水水质及接种污泥

中试系统进水为该污水处理厂旋流沉砂池出水, 其水质指标如下: COD (236.5 ± 51.6) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (57.3 ± 14.6) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TN (67.2 ± 14.7) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TP (6.0 ± 1.7) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。原水 C/N 仅为 3.6, 生物脱氮碳源不足, 故在微氧池定量投加乙酸钠作为外加碳源。这使得实际进水 COD 为 (328.1 ± 73.6) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,

C/N 为 4.9。

中试系统接种该厂生化池活性污泥, 其混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 为 $4.2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 为 $1.9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 污泥指数 (SVI_{30}) 为 $59.4 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 粒径分布 (D_{50}) 为 $28.9 \mu\text{m}$, 是典型的絮状活性污泥。

1.3 分析与检测方法

中试系统于 2021 年 1 月 24 日完成改造和接种工作, 进出水采样时间为 4 月 21 日至 7 月 5 日。这段时间中试系统处于稳定运行状态, 出水水质足以评估中试系统的污染物去除效果。采用纳氏分光光度法测定进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定 TN; DO 和 pH 采用便携式测定仪 (HACH, HQ30d, 美国) 测定。

采用激光粒度仪 (Beckman, LS13320, 美国) 测定接种污泥的粒径分布, 并于 7 月 13 日和 9 月 13 日在中试系统中进行采样。采用数码相机观察 AGS 的宏观形态, 通过扫描电子显微镜 (SEM) 观察 AGS 的微观结构及微生物形态。SEM 样品制备过程^[15]: 用 4% 戊二醛固定; 再用去离子水多次浸泡冲洗; 经 50%、70%、85%、95%、100% 乙醇梯度脱水; 临界点干燥、粘样、镀膜观察。通过流变仪 (Anton Paar Physica MCR301, 奥地利) 测定动态粘弹性。并分析了中试 AGS 与接种污泥的流变特性差异。具体步骤如下: 采用平板-平板测量系统, 平板直径 50 mm, 用一次性滴管滴加样品, 刮除平板外多余样品后, 在固定角频率 $5 \text{ rad}\cdot\text{s}^{-1}$ 、温度 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下测定^[16]。此外, 为探究 AGS 中微生物群落结构的变化, 使用孔径 0.2 mm 的筛网收集中试中粒径 $<0.2 \text{ mm}$ (命名为 F) 和 $>0.2 \text{ mm}$ (命名为 G) 及接种污泥样品 (命名为 AS) 委托上海美吉生物医药科技有限公司进行 16S rRNA 高通量测序及种群分析。

2 结果与讨论

2.1 污泥形态与粒径变化

图 2 (a) 表明, 在宏观上中试系统好氧池中的原始污泥与接种污泥几乎没有差别, 但中试系统中的污泥经孔径为 0.2 mm 的筛网筛分后可得到粒径较大的 AGS, 采用数码相机和 SEM 观察 AGS 的形貌, 结果如图 2 (b)~(d) 所示。中试系统筛分得到的 AGS 轮廓清晰、紧致饱满, 为形状规则的球形和椭球形。SEM 图像表明 AGS 微观上主要由球状菌紧密相连, 表面有少量丝状菌, 这与文献^[17]报道的实验室培养 AGS 形貌非常相似。这表明中试系统在连续流模式下, 接种絮状活性污泥后使用实际低浓度低 C/N 的市政污水已成功培养出了 AGS。

图 3 为接种污泥及中试系统稳定运行过程中污泥粒径分布的变化情况。粒径分布曲线右移表明随着中试系统的运行, 污泥粒径逐渐增大。接种污泥的 D_{50} 为 $28.9 \mu\text{m}$ 。到了

7 月 13 日, 中试系统中污泥 D_{50} 为 $57.8 \mu\text{m}$; 到了 9 月 13 日, D_{50} 进一步增大到 $90.1 \mu\text{m}$, 较接种污泥粒径增大了 3.1 倍。粒径区间分布发现, 接种污泥粒径主要分布在 $<50 \mu\text{m}$, 其占比高达 76.8%,

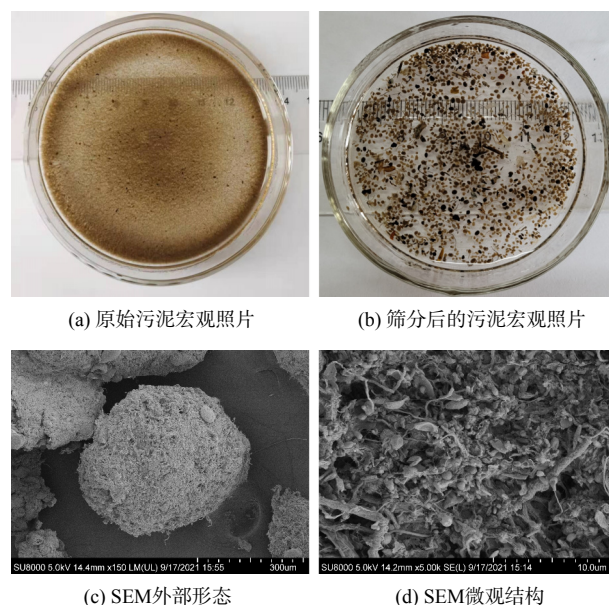


图 2 颗粒污泥形貌

Fig. 2 Pictures and SEM images of AGS

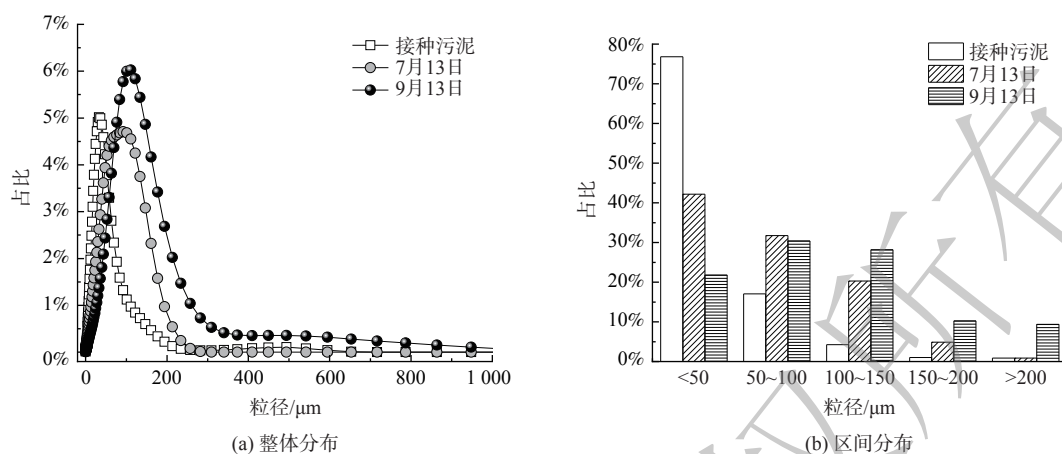


图3 颗粒污泥粒径变化

Fig. 3 Size change of AGS

少量污泥粒径分布在 50~100 μm, 占比 17.1%。但到 7 月 13 日, 中试系统中污泥粒径较均匀地分布到了 <50 μm、50~100 μm 及 100~150 μm, 占比分别为 42.2%、31.7% 及 20.3%。粒径为 150~200 μm 的污泥占比由初始的 1.0% 增至 4.9%。到了 9 月 13 日, 更是增加到 10.3%。而粒径 >200 μm 的污泥占比由初始的 0.9% 增至 9.4%, 实现了数量级跃增。连续流模式下培养的 AGS 粒径小于 SBR 中培养的 AGS 粒径^[18], 这是由于连续流系统往往处于完全混合的状态, 反应器内的基质浓度与出水浓度相当, 更低的基质浓度意味着更小的扩散内径, 从而限制了连续流中 AGS 的粒径。此外, 本研究中污泥的颗粒化比例 (粒径 >200 μm 的污泥占比) 低于文献^[12, 19]的报道值。这是由于中试系统中没有设置污泥选择压, 系统中形成的 AGS 与絮状污泥一起作为剩余污泥被排出, 不利于 AGS 的富集, 从而导致颗粒化比例较低。

2.2 污泥流变特性

接种污泥及中试系统培养的 AGS 的流变特性如图 4 所示。通过动态应变扫描确定污泥的线性黏弹区, 接种污泥和 AGS 的临界应变点均在 1% 左右。当应变超过线性黏弹区后, 储能模量 G' 开始下降, 这表明污泥样品的结构开始被破坏。2 份污泥样品的 G' 均大于 G'' , 说明污泥样品具有凝胶状或固体状的结构, 可被称为黏弹性固体。此外, 由实验数据可得到污泥样品的屈服应力 τ_y , 即黏弹性极限处的剪切应力和流动应力 τ_f , 即样品变形过程 $G'=G''$ 处的剪切应力。接种污泥和 AGS 的 τ_y 分别为 2.2 和 37.3 Pa, τ_f 分别为 7.9 和 390.3 Pa。这说明中试系统培养的 AGS 机械强度远高于接种的活性污泥。这主要是由于 AGS 中胞外多聚物 (extracellular polymeric substance, EPS) 的含量往往高于活性污泥, EPS 将 AGS 中的微生物团聚在一起, 从而使得 AGS 比絮状污泥有更高的机械强度。

2.3 污染物去除效果

中试系统处理水量情况如图 5 (a) 所示。除 6 月 3 日、6 月 14 日和 15 日由于进水泵故障, 其余时间中试系统处理量均略高于设计值, I、II 系列平均日处理量分别为 1 454.9 和 1 722.4 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。由图 5 (b) 可知, 原水 COD 呈现出明显的雨季降低的变化趋势, 在进入雨季前 (4—5 月), 原水 COD 稳定在 $(267.7 \pm 30.2) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而进入雨季 (6—7 月) 后, 平均 COD 降至 $(200.1 \pm 54.9) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这是由于尽管该厂收水区域的排水体制为分流制, 但可能存在管网的错接、混接等问题, 导致雨季部分雨水进入污水管网, 从而使得污水处理厂进水 COD 偏低。原水 C/N 为 (3.6 ± 0.6) , 属于典型的低 C/N 污水, 生物脱氮难度大。因此, 需要定量投加乙酸钠作为碳源, 而保证进水 COD 达到 $(328.1 \pm 73.6) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, C/N 达 (4.9 ± 0.6) 。

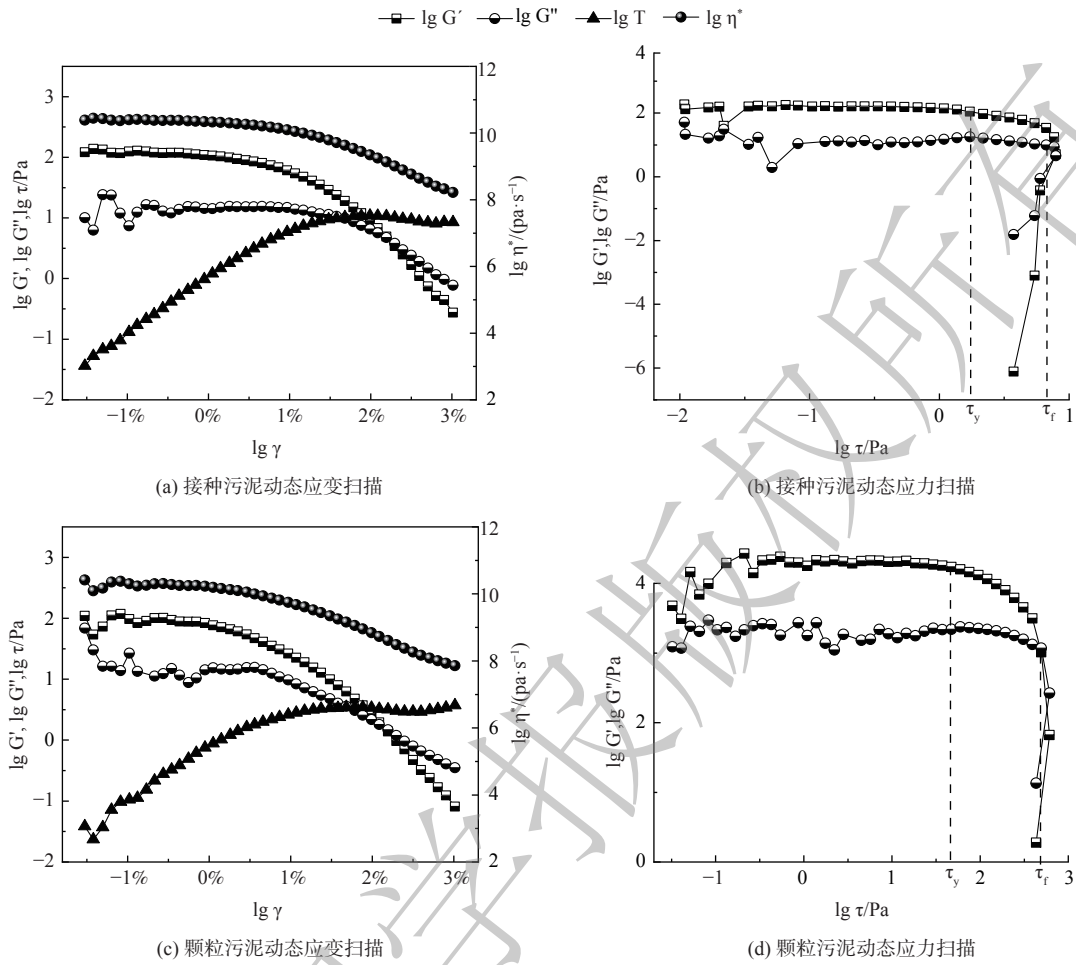


图 4 污泥流变特性

Fig. 4 Rheological properties of activated sludge

中试系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除情况如图 5 (c) 和 (d) 所示。与进水 COD 类似，进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 在雨季呈现出明显降低的趋势。在进入雨季前，进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 分别为 $(68.5\pm 4.5) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(78.2\pm 4.5) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；在进入雨季后，分别降为 $(45.9\pm 14.7) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(55.6\pm 15.7) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。I 系列和 II 系列出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别为 $(1.3\pm 1.1) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(1.0\pm 0.8) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率分别为 97.7% 和 98.2%。出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 基本保持在 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，满足地方标准要求的 $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，达标时间占比分别为 81.8% 和 93.5%。其中，I 系列由于曝气设备故障导致超标时间多于 II 系列。出水 TN 分别为 $(9.9\pm 2.8) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(9.1\pm 2.6) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率分别为 84.8% 和 85.7%。出水 TN 基本保持在 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右，满足地方标准要求的 $15.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，达标时间占比分别为 94.8% 和 96.1%。此外，中试系统不仅获得了良好的出水水质，而且由于二沉池耦合在好氧池内部，省去了二沉池，可减小占地面积，同时硝化液回流和污泥回流合二为一，能降低系统的运行能耗。

2.4 微生物群落结构分析

为探究中试系统中污泥微生物群落结构的变化，使用孔径 0.2 mm 的筛网收集粒径 $<0.2 \text{ mm}$ (F) 和 $>0.2 \text{ mm}$ (G) 及接种污泥样品 (AS) 进行高通量测序。如表 1 所示，Coverage 指数均大于 99%，表明测序的结果具有代表性。Alpha 多样性分析中的 Simpson 和 Shannon 指数均用于反映群落多样性；Simpson 指数越大说明群落多样性越低；而 Shannon 值越大说明群落多样性越高。中试系统中 F 和 G 的 Simpson 指数均大于 AS 的，而 Shannon 值则均小于 AS 的。这表明中试系统污泥群落多样

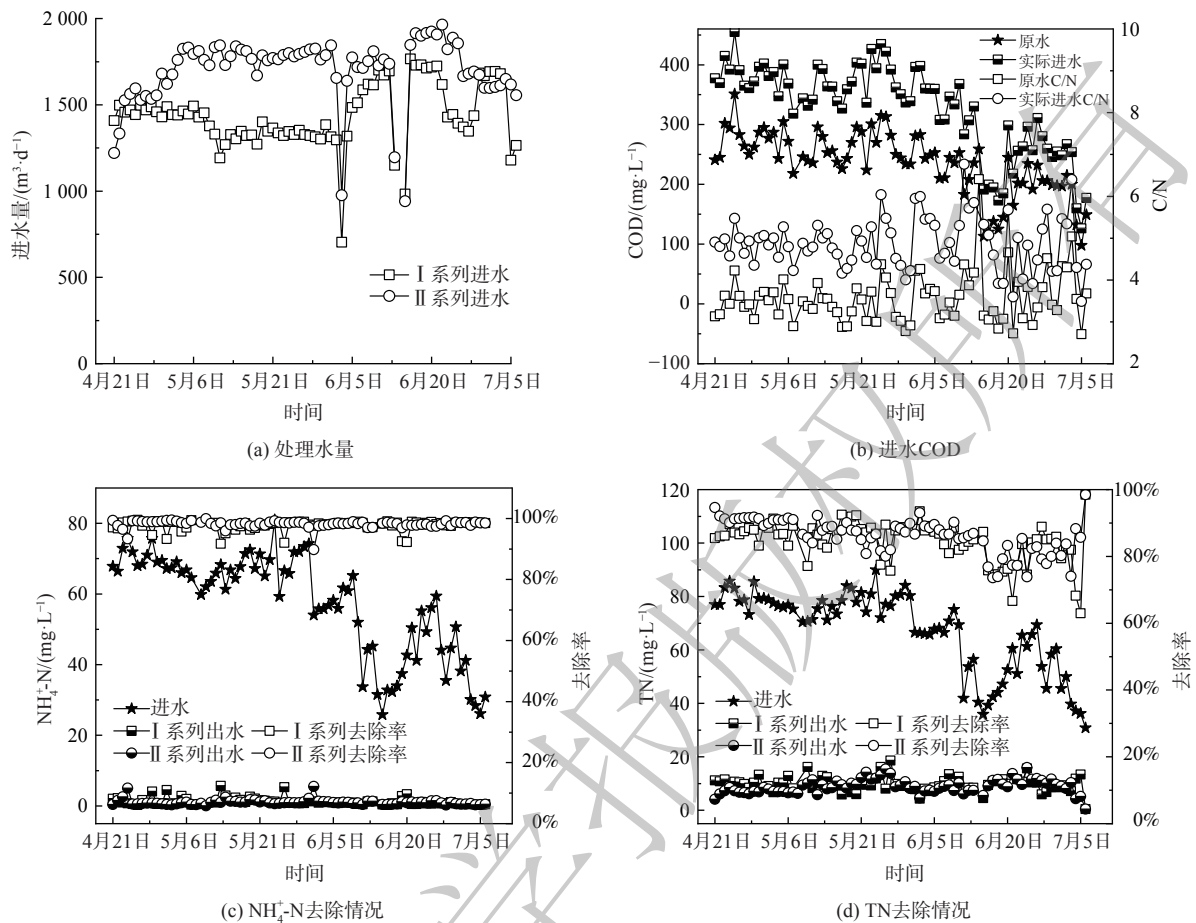


图5 中试系统处理水量及进出水情况

Fig. 5 Water inlet and outlet and the treatment capacity of the pilot system

性减少,这可能与中试系统条件下能选择性富集功能微生物有关。

微生物群落结构组成分析如图6所示。在门水平上,AS、F和G中优势菌群类似,均为Proteobacteria(34.45%、46.53%和50.51%),Chloroflexi(17.36%、19.74%和16.58%)和Bacteroidota(15.03%、9.92%和13.00%)。这3类微生物在营养物的去除中具有重要作用^[20],是污水处理中常见的微生物。除这3类优势菌群外,其余菌群丰度也发生了较大变化,如Actinobacteriota在AS中的相对丰度为13.08%,但在F中为6.37%,在G仅为4.39%;类似的还有Patiscibacteria,其在AS中的相对丰度为5.27%,但在F和G的相对丰度仅为1.56%和1.19%;而Firmicutes在AS中的相对丰度为3.11%,尽管在F中增加到了6.26%,但在G中仅为2.30%。这表明相比于接种污泥,中试系统中的污泥微生物群落结构发生了变化,而且粒径<0.2 mm的污泥与粒径>0.2 mm的污泥微生物群落结构也有显著的差异。在属水平上,接种污泥中的优势属为Methylophilaceae(6.10%),Microtrichales(5.28%),Methylothenera(4.81%),Saprosiraceae(4.28%)和Saccharimonadales(4.30%)。而在中试系统中,Methylophilaceae和Methylothenera得到了显著富集,F和G中的丰度分别为23.73%和6.34%,24.61%和7.16%,丰度和为AS的3倍以上。Methylophilaceae和Methylothenera普遍存在于自然环境中,包括淡水、土壤、污

表1 样本Alpha多样性指数

Table 1 Alpha-diversity of the samples

样本	Simpson	Shannon	Coverage
AS	0.013	5.5	99.3%
F	0.059	4.7	99.2%
G	0.060	4.9	99.3%

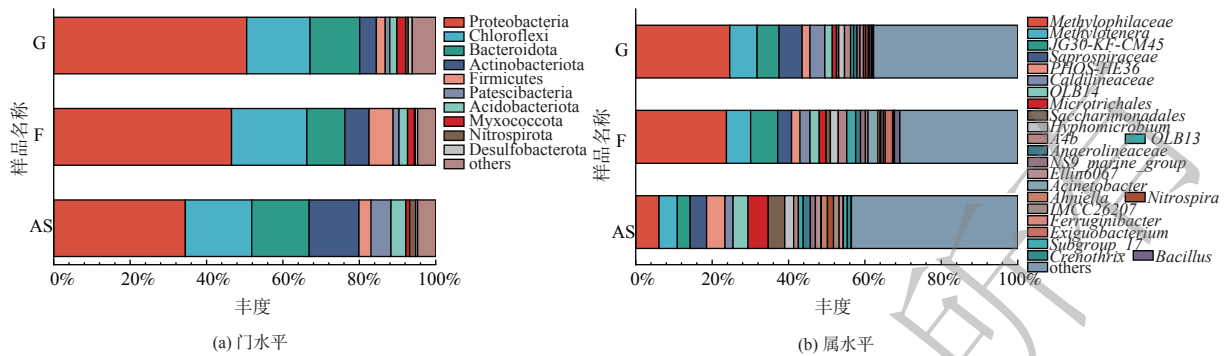


图6 门和属水平下微生物群落结构图

Fig. 6 Map of bacterial community structure at phylum, genus level

水等生态位，是一种兼性厌氧、以甲醇等为生长基质的甲基营养型细菌，因其能在有氧条件下进行反硝化而受到关注^[21]。中试系统由微氧池和好氧池组成，而没有设置缺氧池， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在微氧池或好氧池中被氧化，同时生成的 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的也只能在微氧池或好氧池被还原成 N_2 ，这可能是中试系统大量富集好氧反硝化菌 *Methylophilaceae* 和 *Methylothera* 的原因。同时，异养菌 *Microtrichales* 和 *Saccharimonadales* 的丰度则显著下降，由 AS 中的 5.28% 和 4.30% 分别降低至 1.80% 和 1.11%，1.09% 和 0.57%，这可能与系统中有机物利用的途径有关。

2.5 颗粒化及脱氮机理分析

新型微氧-好氧耦合沉淀一体式反应器构型对 AGS 的形成、系统脱氮性能及微生物群落结构变化有着重要影响。在好氧池内，底部曝气和微氧池出水(即好氧池进水)产生推动力，使得好氧池内部混合液向上流动，与内置的三相分离器碰撞并实现固液气三相分离。分离的气体经三相分离器间的气-液平面逸散到空气中，液体经出水渠排出系统，而泥水混合液只能向下继续流动，在好氧区与三相分离器间形成剧烈的内循环流动，为 AGS 的形成提供关键的驱动力-水力剪切力。水力剪切力在颗粒化初期能促进微生物的随机运动，增加微生物间的有效碰撞，有利于形成初始可逆的微生物聚集体^[22]。诱导 EPS 的分泌可增强细胞表面的疏水性，增加聚集体的密度，从而进一步形成不可逆的微生物聚集体^[23]。在稳定阶段，水力剪切力不断剥离成熟 AGS 表面附着生长的丝状菌，维持 AGS 的形貌和优势地位^[5]。这与 DAI 等^[24]的发现类似，即由反应器内部纵向循环产生水力剪切力培养 AGS 的机理。此外，沉淀耦合在好氧池内部，省去了二沉池，可节省占地面积，同时将内、外回流合二为一，降低运行能耗。

在微氧池中，DO 控制在 $0.2\sim 0.5\text{ mg L}^{-1}$ ，当微氧池 COD 为 $50\sim 100\text{ mg L}^{-1}$ 时，DO 可渗透 AGS 外表层 $10\sim 18\text{ }\mu\text{m}$ 处^[25]，故粒径大于 $20\sim 36\text{ }\mu\text{m}$ 的 AGS 内可形成外层好氧、内层缺氧/厌氧的分层结构。进水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在外层好氧条件下被氧化成 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ ，生成的 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 扩散至内层，在内层缺氧/厌氧的条件下发生反硝化，使得系统可在微氧池中完成生物脱氮。但这一脱氮途径只存在于 AGS 形成后。在启动初期，接种的絮状污泥无法通过该途径完成生物脱氮，系统脱氮性能较差；在启动中期，随着中试系统的运行，尽管 AGS 还未形成，但系统富集了大量的好氧反硝化菌 *Methylophilaceae* 和 *Methylothera*，能通过好氧反硝化途径完成脱氮；而在 AGS 形成后的稳定运行阶段，两种脱氮途径共同完成生物脱氮过程。此外，微氧池中的反硝化过程不仅能充分利用原水中的碳源，还能降低进入好氧池中的有机物浓度，创造微氧池丰盛-好氧池饥饿的运行条件，有利于 AGS 的长期稳定性。

3 结论

1) 以低浓度市政污水为基质、接种活性污泥，在中试规模 ($3\ 000\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$) 的连续流运行模式

下,可培养出长期稳定存在的 AGS,平均粒径由接种污泥的 28.9 μm 增至 90.1 μm ,其中粒径 $>100 \mu\text{m}$ 的占 47.8%, $>200 \mu\text{m}$ 的占 9.4%。

2) 中试系统 I、II 系列出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别为 $(1.3\pm 1.1) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(1.0\pm 0.8) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 TN 分别为 $(9.9\pm 2.8) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(9.1\pm 2.6) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,系统具有良好的脱氮效果,能满足该厂的提标改造要求。

3) 中试系统大量富集了好氧反硝化菌 *Methylophilaceae* 和 *Methylotenera*,好氧反硝化途径可能在脱氮中起重要作用。微氧池中的反硝化过程能充分利用原水碳源,降低进水有机物浓度,有利于维持系统的稳定高效低碳运行。

参考文献

- [1] 宋昀达,张丽丽,苏本生,等.好氧颗粒污泥处理低碳氮比实际生活污水的运行效能[J].*环境工程学报*,2020,14(11):2999-3006.
- [2] HAMZA R, RABII A, EZZAHRAOUI F Z, et al. A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery[J]. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2022, 5: 100173.
- [3] DE KREUK M K, HEIJNEN J J and VAN LOOSDRECHT M C M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge[J]. *Biotechnology & Bioengineering*, 2010, 90: 761-769.
- [4] DE KREUK M K and VAN LOOSDRECHT M C M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability[J]. *Water Science & Technology*, 2004, 49: 9-17.
- [5] Liu Y, WANG Z W, QIN L, et al. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, 67: 26-32.
- [6] WANG Z W, LIU Y, and TAY J H. The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation[J]. *Chemosphere*, 2006, 62: 767-771.
- [7] XU J P, SUN Y X, LIU Y, et al. In-situ sludge settleability improvement and carbon reuse in SBR process coupled with hydrocyclone[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 695: 133825.
- [8] Zhou J H, ZHANG Z M, ZHAO H, et al. Optimizing granules size distribution for aerobic granular sludge stability: Effect of a novel funnel-shaped internals on hydraulic shear stress[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 216: 562-570.
- [9] TAY J H, LIU Q S, and LIU Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2001, 57: 227-233.
- [10] SUN Y W, GOMEIZ A T, VAN AKEN B, et al. Dynamic response of aerobic granular sludge to feast and famine conditions in plug flow reactors fed with real domestic wastewater[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 758: 144155.
- [11] LIU W, WU Y, ZHANG S, et al. Successful granulation and microbial differentiation of activated sludge in anaerobic/anoxic/aerobic (A_2O) reactor with two-zone sedimentation tank treating municipal sewage[J]. *Water Research*, 2020, 178: 115825.
- [12] ZOU J, TAO Y, LI J, et al. Cultivating aerobic granular sludge in a developed continuous-flow reactor with two-zone sedimentation tank treating real and low-strength wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 776-783.
- [13] ZHOU D, LIU M, WANG J, et al. Granulation of activated sludge in a continuous flow airlift reactor by strong drag force[J]. *Biotechnology & Bioprocess Engineering*, 2013, 18(2): 289-299.
- [14] SANTORIO S, COUTO A T, AMORIM C L, et al. Sequencing versus continuous granular sludge reactor for the treatment of freshwater aquaculture effluents[J]. *Water Research*, 2021, 201: 117293.
- [15] YU C, WANG K J, TIAN C, 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(1): 148297.
- [16] WANG W, LI D, LI S, et al. Insight into enrichment of anaerobic ammonium oxidation bacteria in anammox granulation under decreasing temperature and no strict anaerobic condition: Comparison between continuous and sequencing batch feeding strategies[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 787: 147601.
- [17] YUAN Q, GONG H, XI H, et al. Aerobic granular sludge formation based on substrate availability: Effects of flow pattern and fermentation pretreatment[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, 14(3): 1-10.
- [18] PRONK M, KREUK M D, BRUIN B D, et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment[J]. *Water Research*, 2015, 84: 207-217.
- [19] SUN Y W, ANGELOTTI B and WANG Z W. Continuous-flow aerobic granulation in plug-flow bioreactors fed with real domestic wastewater[J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 688: 762-770.
- [20] LI D, YANG J, LI Y, et al. Research on rapid cultivation of aerobic granular sludge (AGS) with different feast-famine strategies in continuous flow reactor and achieving high-level denitrification via utilization of soluble microbial product (SMP)[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 786: 147237.
- [21] KALYUHZNAYA M G, HABBENA W M, WANG T S, et al. *Methylophilaceae* link methanol oxidation to denitrification in

- freshwater lake sediment as suggested by stable isotope probing and pure culture analysis[J]. *Environmental Microbiology Reports*, 2009, 1(5): 385-392.
- [22] LIU Y and TAY J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge[J]. *Water Research*, 2002, 36: 1653-1665.
- [23] GAO D W, LIU L, LIANG H, et al. Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment[J]. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2011, 31: 137.
- [24] DAI C, BIN L, TANG B, et al. Promoting the granulation process of aerobic granular sludge in an integrated moving bed biofilm-membrane bioreactor under a continuous-flowing mode[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 135482.
- [25] BENEFIELD L and MOLZ F. A kinetic model for the activated sludge process which considers diffusion and reaction in the microbial floc[J]. *Biotechnology & Bioengineering*, 1983, 25: 2591-615.
- (责任编辑: 靳炜)

Pilot study on treatment of low concentration municipal sewage by continuous flow aerobic granular sludge technology

YU Cheng¹, WANG Kaijun^{1*}, ZHANG Kaiyuan², FU Xiangyun¹, LIU Ruiyang², ZHENG Pingping²

1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Beijing Huayide Environmental Technology Co., Ltd., Beijing 100084, China

*Corresponding author, E-mail: wkj@tsinghua.edu.cn

Abstract A novel configuration of micro-aerobic/aerobic reactor at a pilot scale of 3 000 m³·d⁻¹ (series I and II) was developed based on the original anaerobic tank of a sewage treatment plant in Hebei Province. Aerobic granular sludge was successfully cultivated in continuous flow mode with low-concentration municipal sewage as substrate, and the morphology, structural characteristics, pollutant removal performance and microbial community structure changes of granular sludge were studied. Results showed that the granular sludge formed by the pilot system had clear outline, regular spherical and ellipsoidal shape, and the average diameter increased from 28.9 μm to 90.1 μm. Granules with diameters greater than 100 and 200 μm accounted for 47.8% and 9.4%, respectively. Moreover, the mechanical strength of granular sludge cultured in pilot system was much higher than that of inoculated sludge. The average NH₄⁺-N concentrations in effluent of series I and II were 1.3 and 1.0 mg·L⁻¹, respectively, and the average TN concentrations in effluent of series I and II were 9.9 and 9.1 mg·L⁻¹, respectively. Thus the system had a satisfactory nitrogen removal performance. Furthermore, the high-throughput pyrosequencing showed a significant enrichment of *Methylophilaceae* and *Methylotenera* at genus level, implying that aerobic denitrification pathway might play an important role in nitrogen removal.

Keywords aerobic granular sludge; continuous flow; pilot scale; low strength municipal wastewater