

论述与研究

DOI: 10. 19853/j. zgjsps. 1000-4602. 2023. 13. 001

连续流好氧颗粒污泥技术升级现有污水处理工程

余 诚¹, 张凯渊², 王凯军¹, 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: 好氧颗粒污泥(AGS)工艺被认为是活性污泥工艺的潜在替代工艺之一,在序批式反应器中已经实现了工业化应用,但连续流模式下的AGS仍是一个重大挑战。鉴于此,采用一种新型的微氧-好氧耦合沉淀一体式反应器,结合工程实例分析了该系统的除污效果和颗粒化情况。经过约1个月的启动期后,观察到了明显的颗粒化现象;在稳定运行阶段,污泥平均粒径为138.5 μm ,粒径>200 μm 的污泥占比达28.9%。平均出水COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN分别为25.5、0.5和10.1 mg/L,达标率为100%。此外,还讨论了该系统与传统活性污泥工艺及现有AGS工艺(Nereda®和S: Select®)在启动时间、颗粒化、出水水质、占地及能耗等方面的差异。结果表明,相比于传统活性污泥工艺,其能提高出水水质、减小占地面积、降低运行能耗;相比于现有AGS工艺,其能直接应用于连续流污水处理厂的升级改造。

关键词: 连续流好氧颗粒污泥; 污水处理厂; 升级改造

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)13-0001-08

Continuous Flow Aerobic Granular Sludge Process Upgrading a Full-scale Urban Wastewater Treatment Plant

YU Cheng¹, ZHANG Kai-yuan², WANG Kai-jun¹, FU Xiang-yun¹, LIU Rui-yang², ZHENG Ping-ping²

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

Abstract: Aerobic granular sludge (AGS) technology is considered as a good alternative of conventional activated sludge process, and has been scaled-up in sequencing batch reactors. However, the continuous flow AGS is still a challenge. Here, a novel configuration of micro-aerobic/aerobic reactor with an internal three-phase separator was applied in a low-strength urban wastewater treatment plant (WWTP). Pollutants removal performance and granulation potential were analyzed. After a start-up period of approximately one month, granulation appeared and AGS was maintained thereafter. The average diameter was 138.5 μm and AGS of greater than 200 μm accounted for 28.9% of granules. The average effluent COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN concentrations were 25.5 mg/L, 0.5 mg/L and 10.1 mg/L, respectively, and effluent requirements were easily met. Furthermore, start-up time, granulation, pollutants removal performance, footprint, and energy consumption were compared between the developed configuration,

conventional activated sludge system and the existing AGS technologies of Nereda® and S::Select®. Compared to conventional activated sludge system, the developed system showed great potential for better effluent quality and minimized footprint. Meanwhile, compared to existing AGS technologies, the developed system could directly upgrade the existing continuous flow WWTP.

Key words: continuous flow aerobic granular sludge; WWTP; upgrading and reconstruction

相比于传统活性污泥工艺,好氧颗粒污泥(AGS)技术能同步脱氮除磷,节省50%~75%的占地面积和20%~25%的运行费用,被称为活性污泥的潜在替代工艺之一^[1-5]。在过去的20年里,研究者们对AGS进行了广泛的研究,普遍认为丰盛-饥饿条件、选择压、水力剪切力、高 F/M 等是颗粒化的关键影响因素^[6-10]。

在工业化应用方面,Nereda®和S::Select®在市场上占据主导地位^[11]。Nereda®通过推流进水创造厌氧丰盛-好氧饥饿条件筛选慢速生长微生物,同时采用短的沉淀时间和选择性排泥策略淘汰絮状污泥而实现颗粒化,世界范围内已有90余座(包括在建项目)污水处理厂应用案例^[12]。但Nereda®技术只能应用于序批式反应器,不仅处理量小、设备使用率低,而且与现有污水处理厂的连续流运行模式不兼容。S::Select®技术采用水力旋流器选择性富集密度较大的污泥,迄今已有10余座污水处理厂应用S::Select®^[13]。S::Select®技术操作运维难度和安装成本低,仅增加水力旋流器即可完成改造,且改造过程不影响原有连续流污水处理工艺的运行,但其主要成功应用于厌氧氨氧化领域,在AGS领域的表现不尽人意。如James River污水处理厂拟通过水力旋流器解决污泥沉降性能差($SVI_{30}=135$ mL/g)的问题,但在启动运行7个月没有出现颗粒化, SVI_{30} 仍高达144 mL/g^[14-15]。此外,目前还有多种AGS技术已在实际污水处理中开展试验研究,如“北控速粒”技术已通过千吨级生产性试验实现了超700 d稳定运行;“双区沉淀池”工艺^[16]和“活塞流式”反应器^[6],也均在中试规模的反应器中成功培养出了AGS。但AGS的工业化应用,尤其是在连续流模式下仍未取得突破性的进展。

针对以上问题,课题组开发了一种由三相分离器与传统活性污泥工艺组合而成的微氧-好氧耦合沉淀一体式连续流AGS反应器,并通过中试验证了可行性,但其在工业化应用中的可能性还有待进一

步考察。因此,拟在工程案例中培养长期稳定存在且能高效脱氮的AGS,考察系统的污染物去除效果和颗粒化情况,并分析该系统与传统活性污泥工艺和现有AGS工艺(Nereda®和S::Select®)在启动时间、颗粒化、出水水质、占地及能耗等方面的差异。

1 材料与方法

1.1 连续流AGS系统

研究在河北省某市政污水处理厂进行,主体工艺分别为 A^2O /絮凝沉淀/V型滤池(2个系列,处理水量均为 3×10^4 m³/d)和改良型Bardenpho/混凝沉淀/深床滤池。该厂应政府要求提标改造,出水标准由《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A提高到地方标准,其中COD、 NH_4^+-N 和TP的最高允许排放浓度分别为40、2.0(3.5)、0.4 mg/L,SS、BOD₅和TN不变。

研究对象为该厂生化系统的一个系列(命名为系列A,设计处理水量为 3×10^4 m³/d),其中 A^2O 工艺的厌氧池用于连续流AGS中试($3\,000$ m³/d),缺氧池和好氧池用于工程改造(2.5×10^4 m³/d),二沉池另作他用。如图1所示,连续流AGS系统由原缺氧池和好氧池改造而来,改造后分为两组,每组均由配水渠、微氧池、好氧池及置于好氧池内部的沉淀分离装置组成,沉淀装置底部设污泥管路,用于污泥回流和剩余污泥外排。每组配水渠尺寸为 105.0 m \times 0.6 m \times 6.0 m;微氧池尺寸为 105.0 m \times 6.0 m \times 6.5 m,容积为 $4\,095$ m³,水力停留时间为 7.9 h;好氧池尺寸为 105.0 m \times 6.6 m \times 6.5 m,沉淀装置均匀置于好氧池内,将好氧池分为好氧反应区和沉淀区,其中沉淀区体积为 $1\,501.5$ m³,沉淀时间为 2.9 h,好氧反应区体积为 $3\,003$ m³,水力停留时间为 5.8 h,有机容积负荷(以BOD₅计)为 0.62 kg/(m³·d)。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,使得微氧池DO为 $0.2\sim 0.5$ mg/L,好氧池DO为 $1.0\sim 3.0$ mg/L;采用气提回流控制污泥回流比约为200%,污泥浓度保持在 $4\sim 7$ g/L,

每日排泥控制泥龄为 26~30 d;于配水渠的进水口处投加乙酸钠以补充碳源。与原 A²O 工艺相比,连续流 AGS 系统:省去厌氧池,缩短 HRT,减少占地面积;原有缺氧池改成微氧池,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;好氧池内置沉淀分离装置,省去二沉池,减少占地面积,同时内、外回流合二为一,降低了运行能耗。

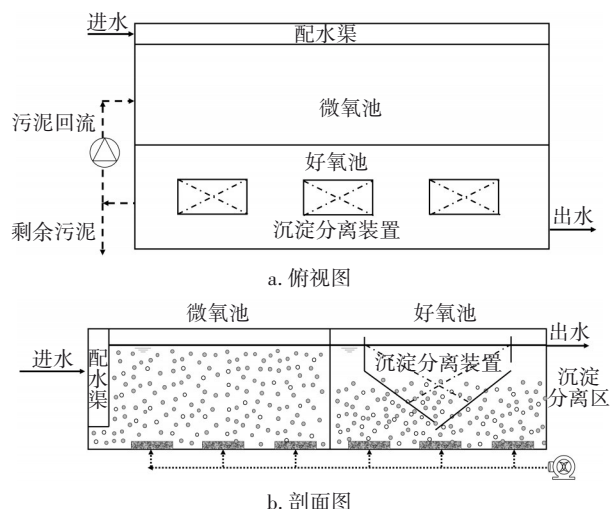


图 1 连续流 AGS 工艺流程

Fig.1 Flow chart of continuous flow AGS process

1.2 原水水质及接种污泥

尽管污水厂收水范围内主要采用分流制排水系统,但存在一定的管网错接、混接,导致进水水质呈现旱季(10月—次年5月)浓度较高、雨季(6月—9月)浓度较低的特征。旱季的进水 COD、NH₄⁺-N 和 TN 分别为 89.6~368.0、13.2~81.0 和 16.1~90.0 mg/L,平均 C/N 为 3.6;雨季进水 COD、NH₄⁺-N 和 TN 分别为 65.0~283.0、8.0~65.2 和 12.2~75.1 mg/L,平均 C/N 为 4.1,属于典型的低 C/N、低浓度市政污水。以系统出水连续 10 d 稳定达到地方标准为依据将试验分为启动阶段(2021 年 4 月 21 日—5 月 31 日)和稳定运行阶段;根据旱雨季进水水质差异,将稳定运行阶段又分为稳定运行阶段 I(雨季)和 II(旱季为主),时间分别为 2021 年 6 月 1 日—9 月 30 日和 2021 年 10 月 1 日—2022 年 6 月 25 日。

连续流 AGS 系统接种该厂其余生化系列的剩余污泥,接种后连续流 AGS 系统的 MLVSS、MLSS 分别为 0.9、2.1 g/L,平均粒径为 31.9 μm,其中粒径>100 μm 的污泥占比为 7.2%,但不含粒径>200 μm 的污泥,是典型的絮状活性污泥。

1.3 分析与检测方法

根据实际需求,重点关注系统的颗粒化情况以及对 COD、NH₄⁺-N 和 TN 的去除性能。进出水的 COD 采用重铬酸钾法测定,NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法测定,TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定;DO 和 pH 采用哈希 HQ30d 便携式分析仪测定;通过数码相机和扫描电子显微镜(SEM)观察 AGS 的形貌结构^[17];采用 LS13320 激光粒度仪测定污泥的粒径分布。

2 结果与讨论

2.1 污染物去除效果

启动阶段采用一级 A 标准,为了保障出水水质达标,系统采取逐渐提高进水量的启动策略,由初始的 9 307 m³/d 提高至第 8 天的 1.5×10⁴ m³/d(见图 2)。但受限于该厂旱季来水量小,启动阶段结束时,实际处理量仍仅为 2.0×10⁴ m³/d。进入稳定运行阶段 I(雨季)后,来水量波动且不断增大,平均处理水量达到 2.4×10⁴ m³/d;同样地,稳定运行阶段 II 的处理量随来水量波动,平均为 2.3×10⁴ m³/d。最高日平均处理量达 3.5×10⁴ m³/d,为设计值的 1.4 倍,这表明系统具有很强的耐水力负荷冲击能力。

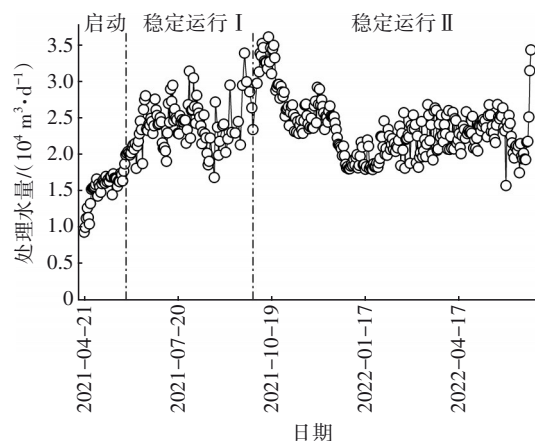


图 2 系统实际处理水量

Fig.2 Influent flow of continuous flow AGS system

系统对 COD、NH₄⁺-N 和 TN 的去除情况如图 3 所示。启动阶段,平均进水 COD、NH₄⁺-N 和 TN 分别为 (267.7±30.1)、(68.5±4.5) 和 (78.2±4.5) mg/L,平均 C/N 为 3.4±0.4,投加碳源后进水 COD 为 (375.8±31.8) mg/L,C/N 提高至 4.8±0.4。启动初期,由于污泥浓度较低,系统对污染物的去除性能较差。随着系统运行到第 10 天(2021 年 4 月 30 日),出水 COD、NH₄⁺-N 和 TN 分别降低至 44.0、1.4 和

8.4 mg/L,各指标均达到一级A标准;运行至第32天(2021年5月22日),出水COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别进一步降低至25.6、1.1 mg/L,TN为9.8 mg/L,均达到地方标准,并稳定维持至5月31日,表明系统启动成功。整个启动阶段,平均出水COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN分别为 (38.1 ± 24.1) 、 (1.1 ± 0.5) 和 (9.5 ± 2.7) mg/L,去除率分别为90.2%、98.4%和87.8%,达标时间占比分别为85.4%、100%和92.7%。

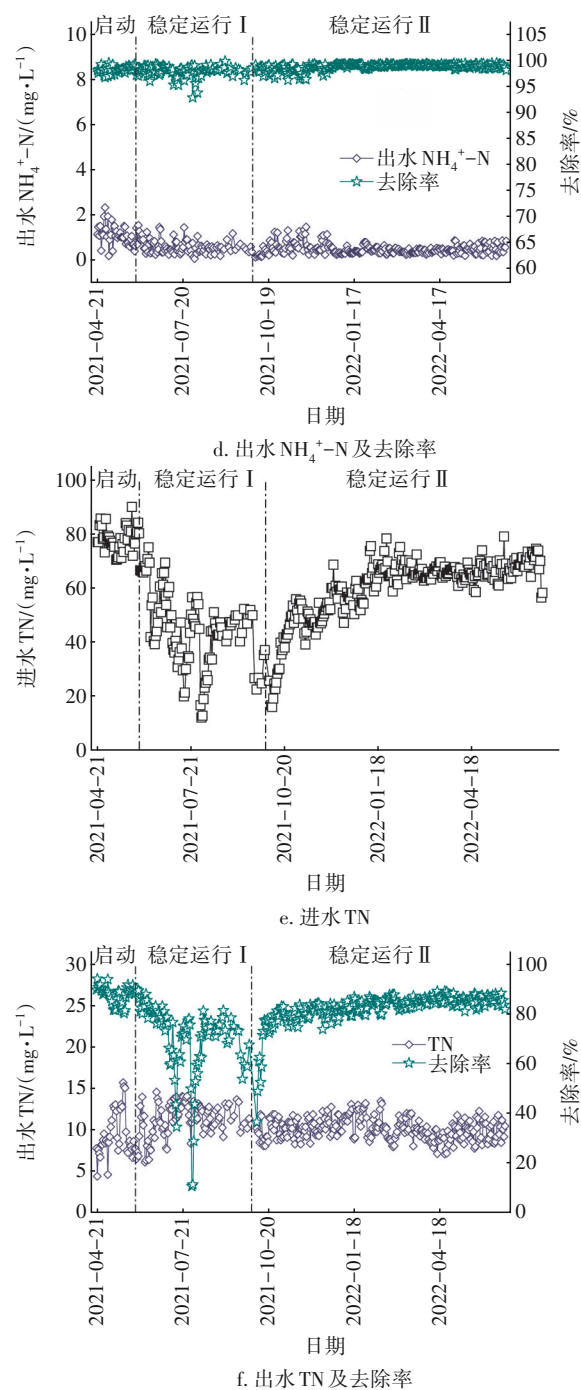
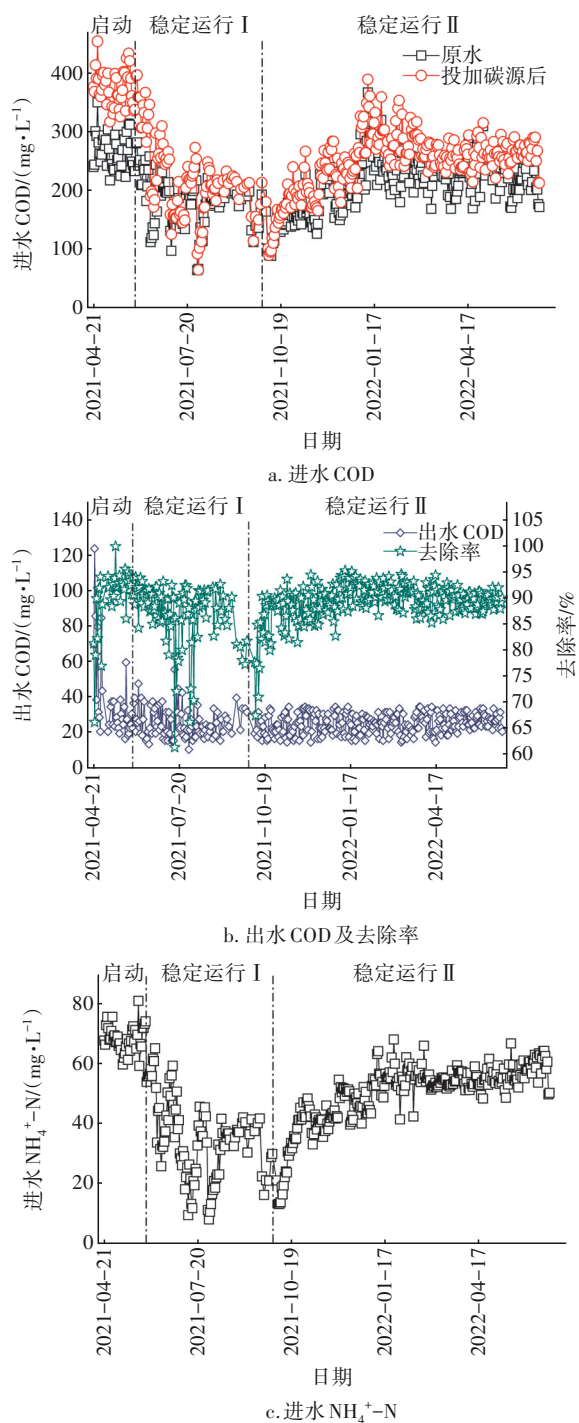


图3 连续流AGS系统对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除效果

Fig.3 Removal of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN by continuous AGS system

系统成功启动后进入稳定运行阶段I(雨季),此时进水污染物浓度波动大,且低于旱季,平均进水COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN分别为 (182.9 ± 42.9) 、 (34.9 ± 13.0) 和 (44.7 ± 13.9) mg/L,平均C/N为 4.3 ± 1.0 ,投加碳源后C/N为 5.0 ± 1.1 。平均出水COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN分别为 (26.0 ± 8.7) 、 (0.6 ± 0.4) 和 (11.1 ± 2.2)

mg/L。尽管此时出水标准提高了,但 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的达标时间占比仍分别高达 95.9%、99.2% 和 100%,系统对污染物的去除性能十分稳定可靠。

到 2021 年 10 月,进入稳定运行阶段 II (旱季为主),进水污染物浓度回升,平均进水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 分别升高至 (214.2 ± 45.8) 、 (50.4 ± 9.9) 和 (60.3 ± 11.2) mg/L,平均 C/N 为 3.6 ± 0.6 。碳源投加量稳定在 (34.9 ± 21.5) mg/L,使得进水 C/N 提高至 4.2 ± 0.5 。平均出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 分别为 (25.5 ± 5.5) 、 (0.5 ± 0.2) 和 (10.1 ± 1.3) mg/L,出水水质进一步提高。在这一阶段(268 d)未发现出水超标的现象,COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的达标率均达到了 100%,这可能是由于随着系统的运行,AGS 占比增加,进一步提高了系统的污染物去除性能。

改造前后月均出水 COD 分别为 24.3~31.9 mg/L 和 23.6~27.8 mg/L,由此可见,改造后出水 COD 稍有降低,且波动范围更小。改造后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除效率提升更为显著,月均出水 TN 由 (13.1 ± 1.2) mg/L 降至 (10.5 ± 0.9) mg/L,月均出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 0.2~3.9 mg/L 降低至 0.4~0.7 mg/L,这意味着原 A²O 工艺经改造后,避免了出水超标风险。

2.2 污泥理化性质

系统启动 1 个月 after 观察到了颗粒状污泥,颗粒化开始的时间可能更早,因为池体中污泥浓度较高,肉眼难以及时察觉颗粒化进程。使用孔径为 0.2 mm 的筛网筛分系统中的污泥,得到表面光滑、轮廓清晰的 AGS。使用数码相机和 SEM 观察筛分得到的 AGS,结果如图 4 所示。在微观下 AGS 结构致密,主要有球状菌和杆状菌,以及少量的丝状菌。这与文献报道的 AGS 形貌结构高度一致^[18-19],表明系统成功培养得到了 AGS。此外,微观下还能明显地观察到许多孔隙结构,这可能是 AGS 用于传输基质和氧气的通道^[20]。

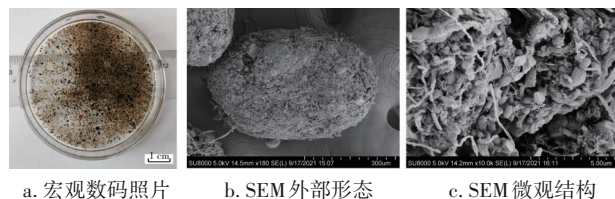


图 4 AGS 形貌

Fig.4 Pictures and SEM images of AGS

图 5 给出了系统污泥沉降性能及粒径分布的变化。接种污泥沉降性能较好, SVI_{30} 为 62.0 mL/g,但

SVI_5 较大, $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 达 2.0。启动阶段结束后,污泥沉降性能提升, SVI_5 和 SVI_{30} 分别降低至 82.1 和 52.9 mL/g, $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 降至 1.6;在稳定运行阶段,污泥沉降性能进一步改善, SVI_5 和 SVI_{30} 最终分别稳定在 68.2 和 56.8 mL/g, $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 为 1.2。 $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 接近 1.0 是好氧颗粒化成功的标志之一^[3]。系统 $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 始终略高于 1.0,这可能是由于未设置污泥选择压导致生长的絮状污泥和颗粒碎片持留在系统中。

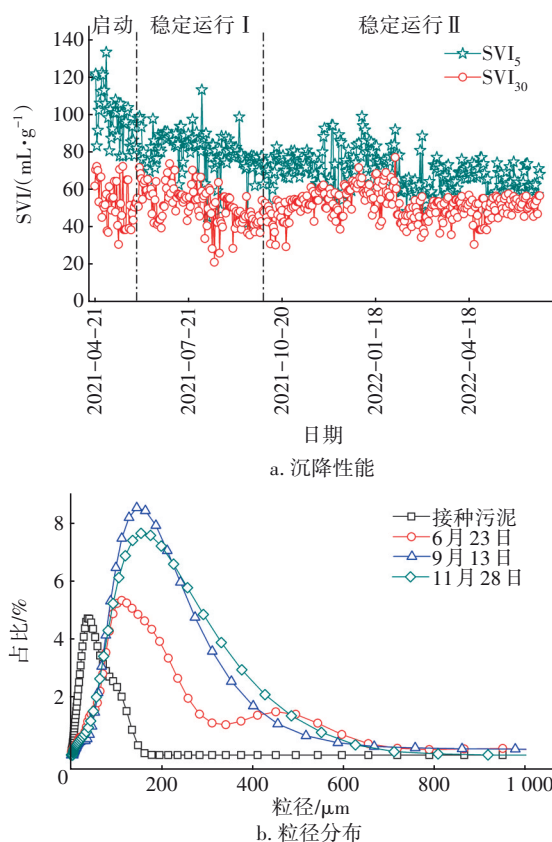


图 5 污泥沉降性能与粒径分布变化

Fig.5 Settling property and size distribution of sludge

由图 5(b)可知,随着系统的运行,粒径分布曲线明显右移且上升,这表明在污泥粒径增大的同时,粒径分布变得更集中。接种污泥平均粒径为 31.9 μm ,不含粒径 $>200 \mu\text{m}$ 的污泥,是典型的絮状活性污泥。系统运行 64 d 后(2021 年 6 月 23 日),平均粒径增大到 108.3 μm ,粒径 $>200 \mu\text{m}$ 的 AGS 占比增加到 20.4%;运行 146 d 后(2021 年 9 月 13 日),平均粒径增至 136.2 μm ,粒径 $>200 \mu\text{m}$ 的 AGS 占比增加到 29.6%。之后粒径分布趋于稳定,运行 251 d 后(2021 年 11 月 28 日),平均粒径仍为 138.5 μm ,粒径 $>200 \mu\text{m}$ 的 AGS 占比仍达 28.9%。在长期监测

中,没有发现污泥沉降性能变差或AGS占比降低的现象,这表明系统长期运行稳定性良好。

2.3 AGS形成机理假设

剪切力在AGS形成过程中起着决定性的作用^[21]。在颗粒化初期,水流和曝气作用促进微生物间的碰撞聚集,诱导胞外多聚物的分泌,增强细胞表面的疏水性,增加污泥密度,驱动AGS的形成^[22];在稳定运行阶段,剪切力能剥离成熟AGS表面附着生长的丝状菌,维持AGS的形貌和尺寸^[23]。基于此,提出了系统中AGS形成的机理假设。与传统活性污泥工艺设置独立的二沉池不同,系统在好氧池内设置沉淀分离装置进行固液气三相分离,好氧池底部由于曝气和微氧池出水(即好氧池进水)产生推动力使混合液向上流动,与沉淀装置的挡板碰撞,然后被挡板推回并向各个方向散开,气体通过挡板与好氧池壁间的气-液平面逸散到空气中,混合液则只能向下运动,在好氧池内形成稳定的内循环^[24]。在这一循环作用下,颗粒化过程可以分为3个阶段:微生物首先碰撞接触形成小的聚集体;小的微生物聚集体作为AGS的前驱体,不断吸附微生物在其表面生长繁殖,在剪切力的作用下越来越致密,逐渐形成粒径较大的成熟AGS;成熟的AGS继续生长,受限于氧气和基质传输阻力,过度生长的AGS内部形成缺乏基质的厌氧核心,引发AGS的解体,解体后的颗粒碎片作为AGS的前驱体,再次参与颗粒化过程。由于好氧池内循环的存在,污泥颗粒化是一个动态的过程,这也是系统中AGS长期稳定存在且粒径和颗粒化比例不再变化的原因。此外,与传统活性污泥工艺采用离心泵或轴流泵回流污泥不同,气提回流可避免机械破碎AGS,有利于AGS的长期稳定存在。

2.4 技术及经济效益分析

将提出的连续流AGS工艺与传统活性污泥工艺及现有AGS工艺(Nereda[®]和S::Select[®]技术)基于具体的工程案例进行比较,以评估其应用价值。其中传统活性污泥工艺选取改造前的A²O工艺,Nereda[®]和S::Select[®]技术则分别选取公开报道较多的Garmerwolde污水处理厂^[3]、James River污水处理厂^[15]和JD再生水厂^[25],具体介绍颗粒化策略、选择压、启动时长、污泥理化特征、出水水质、占地面积或反应体积及能耗等,并总结工艺优缺点。考虑到各案例的进水水质和出水标准不同,导致案例间的

出水水质、占地面积及能耗等不具有可比性,但各案例均由原有污水处理厂升级改造而来,因此占地面积或反应体积和能耗与原工艺进行比较。

2.4.1 A²O及连续流AGS工艺

改造前的A²O工艺的SVI₅和SVI₃₀分别为120和62 mL/g;出水COD、NH₄⁺-N和TN分别为27.2、1.1和3.1 mg/L; D_{50} 为31.9 μm ,100 μm 以上污泥占比为7.2%,不含粒径>200 μm 的污泥。

采用水力剪切力颗粒化策略,经过约1个月的启动,连续流AGS系统成功培养得到了长期稳定存在的AGS,SVI₅和SVI₃₀最终分别稳定在68.2和56.8 mL/g,SVI₅/SVI₃₀为1.2;出水COD、NH₄⁺-N和TN分别为25.5、0.5和10.1 mg/L; D_{50} 为138.5 μm ,100 μm 以上污泥占比为65.7%,粒径>200 μm 的污泥占比为28.9%。与改造前的A²O工艺相比,连续流AGS系统更加紧凑,仅需微氧池和好氧池,单位占地面积的处理水量可达9.0 m³/(m²·d);原A²O工艺需要厌氧池、缺氧池、好氧池和二沉池,单位占地面积的处理水量为6.6 m³/(m²·d),连续流AGS工艺能节省36.8%的占地面积。运行能耗方面,尽管连续流AGS系统增加了微氧池曝气,但曝气需求低,且代替了原缺氧池的搅拌器和底部推流装置,并未增加系统运行能耗;且好氧池耦合沉淀装置,使得内、外回流合二为一,节省了近1/3的回流能耗。

2.4.2 Garmerwolde污水处理厂Nereda[®]工艺

Garmerwolde污水处理厂Nereda[®]工艺采用饥饿-丰盛颗粒化策略,以短沉淀时间为选择压,经过6个月启动成功,SVI₅和SVI₃₀分别为70和50 mL/g;出水COD、NH₄⁺-N、TN、TP分别为64、1.1、6.9和0.9 mg/L;200 μm 以上污泥占比为80%,粒径>1 mm的污泥占比为60%。改造中省去了二沉池,增加进水和污泥缓冲池,反应体积为1.2 m³/(m³·d),比原AB工艺节省33%,能耗减少58%~63%。

与Nereda[®]技术相比,连续流AGS系统污泥粒径较小,AGS占比较低,这主要有两方面的原因,一是Nereda[®]采用序批处理模式,通过设置短的沉淀时间选择性淘汰沉降速度慢的絮状污泥,但连续流AGS系统目前缺乏污泥选择压;另一方面,Nereda[®]工业化已有十余年,应用比较成熟,而连续流AGS工艺是首个应用案例,运行时间尚短,运行条件和培养模式等还未优化。同时,研究表明,与序批式反应器相比,连续流反应器中通常形成粒径更小的

AGS^[26]。这是由于连续流运行条件下,系统中基质浓度往往与出水浓度相当,意味着更浅的渗透内径,从而限制了 AGS 的粒径。此外,Nereda[®]单位体积的处理水量为 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,相比于该厂另一系列的 AB 工艺的 $0.8 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,可节省 33% 的体积;而连续流 AGS 无需二沉池,相比于原 A²O 工艺,可节省 36.8% 的占地面积。

2.4.3 S::Select[®]工艺

S::Select[®]改造成本低,且改造过程不影响现有污水处理工艺的运行,但根据已有的案例报道,只增加水力旋流器似乎难以培养出 AGS。如 James River 污水处理厂在启动运行 7 个月后,没有出现颗粒化,且 SVI_{30} 仍高达 144 mL/g ^[14-15];而 JD 再生水厂经改造后,2 周内 SVI_{30} 由初始的 200 mL/g 显著降低至 85 mL/g ,并在旋流器的底流中观察到了 AGS, $200 \mu\text{m}$ 以上污泥占比为 52%。值得注意的是,与 James River 污水处理厂改造后只有水力旋流器不同,JD 再生水厂不仅安装了水力旋流器,还同步应用了先进的曝气控制(AvN[®]技术)和高 F/M [$(2.0 \pm 0.9) \text{ gCOD/gVSS}$] 的厌氧选择器,高 F/M 的厌氧选择器被认为能筛选慢速生长微生物,如聚磷菌、聚糖菌,是培养好氧颗粒污泥的关键因素之一。但是高 F/M 的厌氧选择器不是现有污水处理厂的标配,限制了 S::Select[®] 的应用。此外,S::Select[®] 不能减少传统活性污泥工艺的占地面积或反应体积,而且由于水力旋流器进口压力要求(约 160 kPa),会增加系统的运行能耗。

综上所述,连续流 AGS 的优点是占地面积小、运行能耗低、可同步脱氮除磷,缺点是除磷性能暂不明晰、AGS 占比较低、需停产改造;Nereda[®] 工艺的优点是占地面积小、运行能耗低、可同步脱氮除磷,不足之处是仅适用于序批处理模式、与现有连续流污水处理厂不兼容、需停产改造;S::Select[®] 工艺的优点是安装成本低、改造不影响现有处理工艺的运行,但增加了水力旋流器运行能耗,并需与高 F/M 厌氧选择器组合使用。

3 结论

① 基于新型的微氧-好氧耦合沉淀一体式反应器,河北省某市政污水处理厂成功升级改造为连续流 AGS 工艺。在约 1 个月的启动期后,观察到了明显的颗粒化现象;稳定运行阶段,污泥平均粒径

为 $138.5 \mu\text{m}$,粒径 $>200 \mu\text{m}$ 的污泥占比达 28.9%。

② 升级改造后的连续流 AGS 系统对污染物的去除性能良好,平均出水 COD、 NH_4^+-N 和 TN 分别为 25.5、0.5 和 10.1 mg/L,达标率为 100%。

③ 相比于传统活性污泥工艺,连续流 AGS 系统能提高出水水质、减小占地面积、降低运行能耗;相比于现有 AGS 工艺,连续流 AGS 系统能直接用于现有连续流污水处理厂的升级改造。

参考文献:

- [1] WINKLE M, VAN LOOSDRECHT M. Intensifying existing urban wastewater—aerobic granular sludge offers improvements to treatment processes[J]. Science, 2022, 375(6579): 377–378.
- [2] 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 Yuanyuan, HAO Xiaodi, XU Xueqiao, 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).
- [3] PRONK M, DE KREUK M, DE BRUIN B, et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment [J]. Water Research, 2015, 84: 207–217.
- [4] 吴远远, VAN LOOSDRECHT M, 郝晓地, 等. 好氧颗粒污泥低温稳定性中试研究[J]. 中国给水排水, 2022, 38(11): 56–61.
WU Yuanyuan, VAN LOOSDRECHT M, HAO Xiaodi, et al. A pilot study on stability of aerobic granular sludge at low temperature [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(11): 56–61 (in Chinese).
- [5] DE KREUK M, KISHIDA N, VAN LOOSDRECHT M. Aerobic granular sludge—state of the art [J]. Water Science & Technology, 2007, 55: 75–81.
- [6] SUN Y W, ANGELOTTI B, BROOKS M, et al. Feast/famine ratio determined continuous flow aerobic granulation [J]. Science of the Total Environment, 2020, 750: 141467.
- [7] GEMZA N, KUSŃIERZ M. Gravimetric selection of activated sludge for settling properties improvement and granular sludge formation—full scale case study [J]. Water Practice and Technology, 2022, 17(5): 1169–1176.

- [8] LI Y, LIU S J, CHEN F M, *et al.* Development of a dynamic feeding strategy for continuous-flow aerobic granulation and nitrogen removal in a modified airlift loop reactor for municipal wastewater treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 714: 136764.
- [9] ÁVILA I, FREEDMAN D, JOHNSTON J, *et al.* Inducing granulation within a full-scale activated sludge system to improve settling [J]. *Water Science and Technology*, 2021, 84(2): 302–313.
- [10] VAN DIJK E, HAAKSMAN V, VAN LOOSDRECHT M, *et al.* On the mechanisms for aerobic granulation—model based evaluation [J]. *Water Research*, 2022, 216: 118365.
- [11] HAMZA R, RABII A, EZZAHRAOUI F, *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.
- [12] Royal HaskoningDHV. Projects [EB/OL]. [2022-12-07]. <https://nereda.royal.haskoningdhv.com>.
- [13] EssDe GmbH. S: Select® [EB/OL]. [2022-12-07]. <https://www.essde.com>.
- [14] PARTIN A. Hydrocyclone Implementation at Two Wastewater Treatment Facilities to Promote Overall Settling Improvement [D]. Virginia: Virginia Polytechnic Institute and State University, 2019: 46–53.
- [15] WELLING C. Improving Settleability and Enhancing Biological Phosphorus Removal through the Implementation of Hydrocyclones [D]. Virginia: Virginia Polytechnic Institute and State University, 2015: 57–59.
- [16] ZOU J T, TAO Y Q, 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.
- [17] 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.
- [18] 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.
- [19] WANG L, ZHAN H H, WU G, *et al.* Effect of operational strategies on the rapid start-up of nitrogen removal aerobic granular system with dewatered sludge as inoculant [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 315: 123816.
- [20] WU L Y, TANG B, BIN L Y, *et al.* Heterogeneity of the diverse aerobic sludge granules self-cultivated in a membrane bioreactor with enhanced internal circulation [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 263: 297–305.
- [21] LIU Y, TAY J. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. *Water Research*, 2002, 36: 1653–1665.
- [22] ZHOU D D, DONG S S, GAO L L, *et al.* Distribution characteristics of extracellular polymeric substances and cells of aerobic granules cultivated in a continuous-flow airlift reactor [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2013, 88: 942–947.
- [23] 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.
- [24] DAI C C, BIN L Y, LI P, *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] REGMI P, STURM B, HIRIPITIYAGE D, *et al.* Combining continuous flow aerobic granulation using an external selector and carbon-efficient nutrient removal with AvN control in a full-scale simultaneous nitrification–denitrification process [J]. *Water Research*, 2022, 210: 117991.
- [26] SAJJAD M, KIM K. A study on TOC and nutrients removal in SBR and CFSTR systems in relation to sludge EPS during granulation process [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2015, 55(6): 1–7.

作者简介: 余诚(1994–), 女, 湖南岳阳人, 博士研究生, 主要研究方向为污水处理与资源化。

E-mail: yu-c18@mails.tsinghua.edu.cn

收稿日期: 2022-12-07

修回日期: 2023-03-07

(编辑: 李德强)