

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.09.011

SBR耦合水力旋流器培养好氧颗粒污泥的研究

张 帅

(金风环保有限公司, 北京 100176)

摘 要: 利用城市污水,在序批式反应器(SBR)中历时11 d成功培养出同步脱氮除磷的好氧颗粒污泥;当污泥浓度达到3 g/L时,采用旋流器分选颗粒,有利于颗粒污泥的培养和稳定维持。稳定运行阶段,污泥浓度为3.108 g/L,污泥容积指数(SVI₃₀)为60 mL/g。成熟的颗粒污泥呈棕黄色,形状规则。颗粒污泥在旋流器分选前后粒径分布有显著变化,粒径>200 μm的颗粒污泥占比由35%增加到52%。颗粒污泥经旋流器三级分选的效果较好,质量分离效率为83.02%,扣除分流比对分离效率的影响,纯分离效率为75.75%。稳定运行阶段,系统同步脱氮除磷效果显著,出水COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN、TP浓度分别在30、0.5、15、16、0.7 mg/L以下。

关键词: 好氧颗粒污泥; 水力旋流器; 序批式反应器(SBR); 同步脱氮除磷

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)09-0072-06

Sequencing Batch Reactor Coupled Hydrocyclone for Cultivation of Aerobic Granular Sludge

ZHANG Shuai

(Goldwind Environmental Protection Co. Ltd., Beijing 100176, China)

Abstract: Aerobic granular sludge with simultaneous nitrogen and phosphorus removal ability was successfully cultivated for treating municipal wastewater in a sequencing batch reactor (SBR) in 11 days. When the sludge concentration reached 3 g/L, a cyclone was used to separate the granules, which was conducive to the cultivation and stable maintenance of granular sludge. In the stable operation stage, the sludge concentration was 3.108 g/L, and the sludge volume index in 30 min (SVI₃₀) was 60 mL/g. The mature granular sludge was brownish yellow with a regular shape. The granular size distribution changed significantly before and after separation, and the proportion of granular sludge with particle size greater than 200 μm increased from 35% to 52%. The mass separation efficiency of granular sludge was 83.02% after three-stage separation, and the pure separation efficiency was 75.75% after subtracting the separation ratio. In the stable operation stage, the system showed a remarkable performance of simultaneous nitrogen and phosphorus removal, and the COD, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, TN and TP in effluent were below 30 mg/L, 0.5 mg/L, 15 mg/L, 16 mg/L and 0.7 mg/L, respectively.

Key words: aerobic granular sludge; hydrocyclone; sequencing batch reactor (SBR); simultaneous nitrogen and phosphorus removal

相比传统的絮体污泥工艺,好氧颗粒污泥(AGS)工艺具有生物量高、污泥沉降性好、抗冲击能力强、剩余污泥产量少等特点,同时具有同步脱氮除

磷功能,是非常有潜力的生物处理工艺^[1-6]。截至目前,虽然荷兰代尔夫特理工大学与DHV公司推出Nereda工艺,全球已有30多座运行或在建污水厂使

用该工艺,但是 AGS 的快速培养和稳定维持还存在很多问题,如系统稳定性等^[5-7]。有学者研究指出,随着颗粒污泥粒径的不断增大,颗粒污泥由表面向内部的传质阻力增加,使污泥内部厌氧酸化水解,从而导致颗粒污泥解体,系统运行失败,出水水质不达标^[8-10]。然而,如何控制颗粒污泥的粒径在一定范围内,以增加颗粒污泥的稳定性,却鲜有报道^[11]。水力旋流器具有固液分离功能,颗粒污泥粒径越小、质量越轻,在旋流器内所占据的平衡轨道半径也就越小,越不易于运动到旋流器的边壁而得到有效分离。水力学和剪切力是促进污泥颗粒化的重要影响因素^[12]。笔者以城市污水为处理对象,以旋流器分选污泥为种泥,利用序批式反应器(SBR)和旋流器耦合,快速实现同步脱氮除磷 AGS 的培养和稳定维持,同时对其形态粒径进行表征,对旋流器分离效能和水质参数进行分析。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验装置采用圆柱形 SBR 和旋流器, SBR 内径为 28 cm, 有效高度为 32 cm, 有效容积约为 20 L (见图 1)。SBR 底部进水、中部出水, 容积交换率为 60%, 底部设置微孔曝气管, 采用空气泵曝气, 通过流量计控制曝气量。进水、搅拌、曝气、沉淀、排水、闲置等工序根据实验需要设定, 并通过时间控制器和电动阀实现自动控制。颗粒稳定后, SBR 单周期循环时间为 280 min, 其中进水 12 min、搅拌 60 min、曝气搅拌 180 min、沉淀 3 min、排水 14 min、闲置 11 min。实验期间反应器在 $(25 \pm 2)^\circ\text{C}$ 室温下运行, pH 控制在 7.0~8.0。

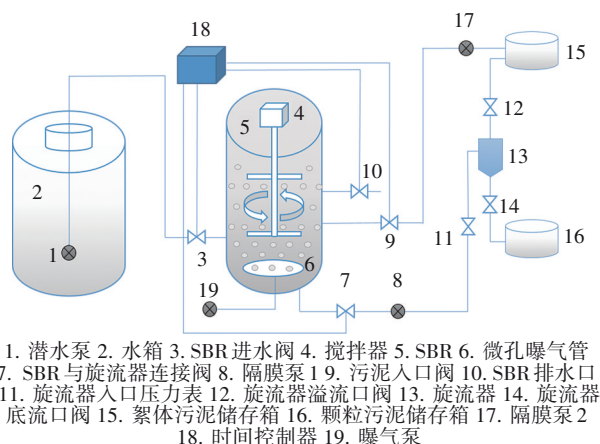


图 1 实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of test device

AGS 系统由 SBR 与旋流器组成, 颗粒污泥和絮体污泥从 SBR 底部连接口经隔膜泵进入水力旋流器 (见图 2), 受到旋流作用, 颗粒污泥经底流口排出到颗粒污泥储存箱, 絮体污泥和少量颗粒污泥经溢流口排出到絮体污泥储存箱, 实现颗粒和絮体的一次分离, 絮体污泥储存箱中的颗粒污泥和絮体污泥经隔膜泵输送至 SBR, 进行二次分离, 底流口颗粒污泥存入颗粒污泥储存箱, 溢流口絮体污泥直接排出整个系统, 最终实现颗粒污泥和絮体污泥的分离。将颗粒污泥储存箱中的颗粒污泥加入到 SBR, 维持颗粒污泥系统的稳定。

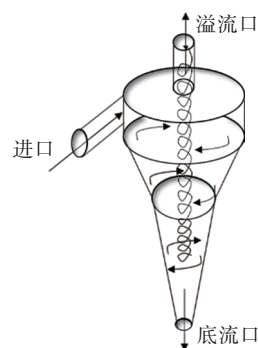


图 2 旋流器分选颗粒污泥轨迹示意

Fig.2 Schematics of granular sludge separation track by hydrocyclone

1.2 接种污泥与原水水质

接种污泥为某污水厂曝气池的活性污泥, 污泥为黄色的絮状结构, 污泥浓度为 3 g/L, 平均粒径为 110 μm 。接种污泥经曝气 24 h 后, 沉淀 30 min, 排出上清液, 经旋流器分选后接种至反应器中, 注入污水至液面高度达到 20 L 处, 反应器中的污泥浓度约为 3 g/L。实验用水为某污水厂初沉池出水, 其 COD 为 200~250 mg/L, NH_4^+-N 为 25~48 mg/L, TN 为 30~60 mg/L, $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 为 0.5~5.0 mg/L, SS 为 60~100 mg/L, pH 为 6.8~7.5。并配制乙酸钠:丙酸钠=10:1 (物质的量之比) 的碳源, 增加进水 COD 负荷, 最终实验进水 COD 浓度为 400 mg/L 左右。

1.3 分析项目与方法

COD 采用联华快速测定法测定; NH_4^+-N 采用纳氏试剂分光光度法测定; NO_2^--N 、 NO_3^--N 采用离子色谱仪测定; $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 采用钼锑抗分光光度法测定; TN 采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定; MLSS、 SVI_{15} 、 SVI_{30} 等均采用标准方法测定。另外, 采用 Olympus BX51 光学显微镜和配套的 Olympus 数

数码相机进行图像采集,采用马尔文激光粒度分析仪(MAF500)进行污泥粒径分析,采用高精度电子天平进行污泥质量分析。

2 结果与讨论

2.1 污泥颗粒化

实验共分为两个阶段,第1阶段通过逐渐缩短沉降时间培养AGS;第2阶段,当SBR中污泥浓度达到一定值后,通过旋流器分离污泥中的颗粒和絮体,将旋流器底流口颗粒加入到SBR中,溢流口絮体排出SBR,增加分选污泥的粒径,有利于培养AGS。最终,实现AGS系统的稳定维持。

为加快颗粒化进程,采用旋流器对某污水厂曝气池的活性污泥进行固液分离处理。原入口污泥经旋流分离器处理后,分为溢流口污泥和底流口污泥,将底流口污泥作为最终接种污泥。通过高倍光学显微镜观察发现,经过旋流器处理后,污泥平均粒径明显增大,原污泥平均粒径为 $110\text{ }\mu\text{m}$,旋流器溢流口处的污泥平均粒径均在 $150\text{ }\mu\text{m}$ 以下,最终接种污泥的平均粒径为 $150\text{ }\mu\text{m}$,较好地实现了接种污泥的挑选,有利于AGS的快速培养。

在该系统启动前,对接种污泥进行24 h培养驯化;系统启动初期,每天运行5个周期,絮体污泥逐渐抱团;SBR运行11 d后,成功培养出AGS,平均粒径在 $220\sim 300\text{ }\mu\text{m}$ 之间。培养出的AGS呈棕黄色,颗粒均匀饱满,形态规则,并有大量累枝虫、钟虫和纤毛虫等生长在其周围。

AGS培养过程中,SBR的沉降时间从5 min逐步压缩到2 min。沉淀时间依据出水效果和MLSS的变化及时调整。SBR运行初始阶段,沉降时间设定较短,选择压较大,沉降性较差的絮体污泥被排出SBR,污泥浓度逐渐降低,SBR内的MLSS从接种时的 3.160 g/L 降至 2.140 g/L (见图3);由于SBR沉淀时间较短、淘洗力度较大,絮体污泥逐渐抱团,MLSS逐渐升高,运行至第11天,絮体污泥颗粒化,MLSS为 2.880 g/L , SVI_5 为 68 mL/g , SVI_{30} 为 56 mL/g 。

AGS稳定运行阶段,MLSS升高,污泥沉降性变化较小。SBR运行至第23天时,MLSS达到 3.3 g/L ,与接种时的MLSS相近。此时,通过旋流器将SBR中培养的污泥进行分选,实现颗粒和絮体的分离,将颗粒污泥留在SBR内,絮体污泥排出SBR,旋流器筛分后底流口颗粒和溢流口絮体的质量比为4:1,

MLSS降至 2.615 g/L ,污泥沉降性能良好, SVI_{30} 为 53 mL/g ,污泥粒径在 $350\text{ }\mu\text{m}$ 左右。SBR运行至第35天时,由于进水水质的影响(进水中带有絮体污泥),污泥沉降性变差、MLSS降低,运行至第43天时,AGS系统恢复到之前的稳定水平,MLSS为 3.108 g/L ,污泥沉降性能较好, SVI_{30} 为 60 mL/g ,这也说明AGS系统有一定的自我调节恢复功能。

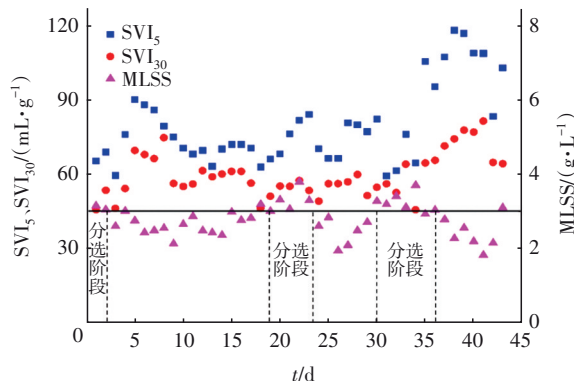


图3 污泥的沉降性与污泥生物量的变化

Fig.3 Change of sludge settleability and biomass

2.2 旋流器对颗粒污泥系统的影响

絮体污泥颗粒化、SBR中的污泥浓度达到 3 g/L 后,通过旋流器分离污泥中的颗粒和絮体,将底流口颗粒保留在SBR内,溢流口絮体排出SBR,经过多级分选,增加颗粒污泥的粒径,有利于AGS的培养和稳定维持^[10]。SBR运行43 d,经过三级筛选,水力旋流器分选颗粒污泥的效果较好,如图4所示。

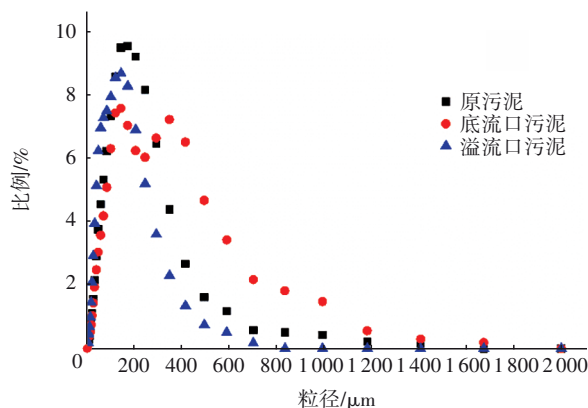


图4 旋流器对颗粒污泥的分选效果

Fig.4 Separation effect of hydrocyclone on granular sludge

旋流器入口处颗粒比例较少,粒径 $>200\text{ }\mu\text{m}$ 的污泥占入口处总污泥的35%;旋流器底流口处颗粒比例明显增加,粒径 $>200\text{ }\mu\text{m}$ 的污泥占底流口处总

污泥的 47%;而旋流器溢流口处颗粒比例明显降低,粒径 $>200\ \mu\text{m}$ 的污泥占溢流口处总污泥的 20%。最终,将旋流器底流口处的污泥输送至 SBR 内,继续 AGS 系统的运行。

旋流器分选前后 SBR 内的污泥粒径对比见图 5。旋流器分选前,SBR 中粒径 $>200\ \mu\text{m}$ 的污泥占污泥总量的 35%;旋流器分选后,SBR 中粒径 $>200\ \mu\text{m}$ 的污泥占污泥总量的 52%,颗粒污泥占比提高了 1.45 倍,表明采用旋流器分选 AGS 的效果较好。

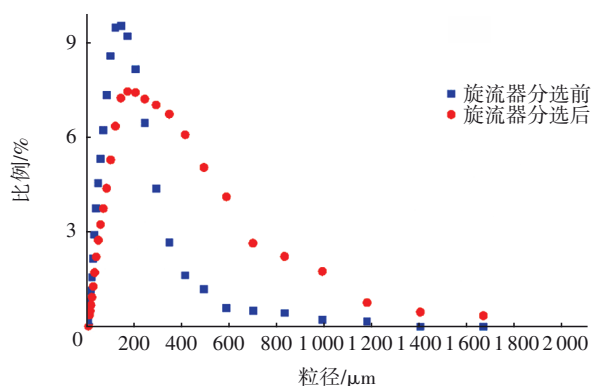


图5 旋流器分选前后 SBR 内的污泥粒径对比

Fig.5 Comparison of sludge particle size in SBR before and after hydrocyclone separation

分离效率是衡量水力旋流器工作效果的重要指标。在固-液旋流器中,质量分离效率 E 的定义为连续相中被分离的分散相介质质量与进入水力旋流器的分散相介质质量之比[见式(1)],而简单地采用质量分离效率 E 还不足以反映旋流器的分离能力,因为未考虑到分流比对旋流器分离效率的影响。假设流体只是简单地从旋流器入口进去、从底流口与溢流口出来,而没有任何分离作用,则这个旋流器的分离能力为 0,而按照质量分离效率的定义则不为 0,应该等于分流比 F ,分流比的定义是旋流器运行中排出被分离分散相的总体积流量占进口总流量的比值[见式(2)]。因此,扣除分离比影响后的质量分离效率即为纯分离效率 E_j [见式(3)],更能反映旋流器的分离能力^[13]。

$$E = \frac{m_u}{m_i} = \left(1 - \frac{C_o Q_o}{C_i Q_i}\right) \quad (1)$$

$$F = \frac{Q_u}{Q_i} \quad (2)$$

$$E_j = \frac{E - F}{1 - F} \quad (3)$$

式中: m_u 和 m_i 分别为底流口和入口的颗粒质量

流率, g/min ; C_u 、 C_o 、 C_i 分别为底流口、溢流口、入口的颗粒质量浓度, mg/L ; Q_u 、 Q_o 、 Q_i 分别为底流口、溢流口、入口的颗粒体积流量, L/min 。

在实际应用中,经常通过增加旋流器的级数来提高分离效果,因此实验中设置了三级旋流器来提高对 AGS 的分离效率。旋流器的分流比为 30%,SBR 中的污泥颗粒质量为 23.625 g,占污泥总质量的 35%,经过旋流器一级分离后,底流口中污泥颗粒质量为 15.099 g,旋流器的质量分离效率为 63.91%,纯分离效率为 48.44%,分离效率较低;经过旋流器三级分离后,底流口中污泥颗粒质量为 19.615 g,旋流器的质量分离效率达到 83.02%,纯分离效率为 75.75%。相比一级分离,经三级分离后旋流器的质量分离效率提高了 19.11%,纯分离效率提高了 27.31%,旋流器对颗粒污泥的分离效率较高。

2.3 对污染物的去除效果

SBR 进水 COD 浓度在 400 mg/L 左右,采用搅拌/曝气方式运行,出水水质较为稳定,出水 COD 基本在 30 mg/L 以下,出水 TP 基本在 0.7 mg/L 以下,出水 TN 基本在 20 mg/L 以下(见图 6),COD 平均去除率在 91% 以上,氨氮平均去除率在 98% 以上,总氮平均去除率在 60% 左右,TP 平均去除率在 93% 以上。SBR 的实际进水 COD 浓度低于 400 mg/L,有时甚至在 300 mg/L 左右,推断可能与活性污泥吸附 COD 有关,这需要更进一步的研究。

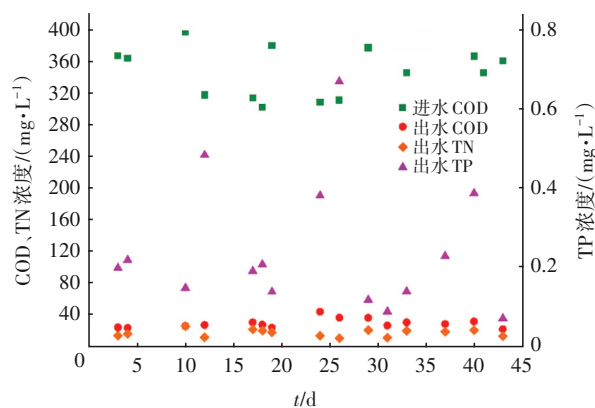


图6 出水 COD、TN 和 TP 的变化情况

Fig.6 Change of COD, TN and TP concentrations in effluent

SBR 从启动到颗粒形成阶段,由于接种污泥具有良好的硝化能力,同时采用高曝气量,表面气速达到 0.3 cm/s,控制 DO 在 5 mg/L,导致出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$

浓度较高,出水中的氮以 NO_3^- -N为主,出水TN最高达到25 mg/L。污泥颗粒化后,生物量显著增加、污泥活性提高,逐渐降低DO浓度,控制出水水质,最终使得出水 NO_3^- -N<16 mg/L、TN<20 mg/L、 NH_4^+ -N<0.5 mg/L(见图7)。

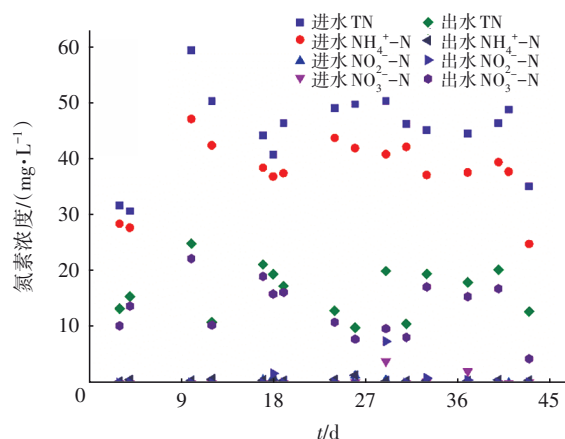


图7 氮素浓度随时间的变化

Fig.7 Change of nitrogen concentration with time

SBR采用搅拌/曝气方式运行,控制DO在2.5 mg/L左右后,颗粒污泥系统逐渐稳定,以SBR运行至第35天时的某个周期为例进行分析,如图8所示,进水COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TN、TP分别为394、28.1、0.7、42、5.3 mg/L。

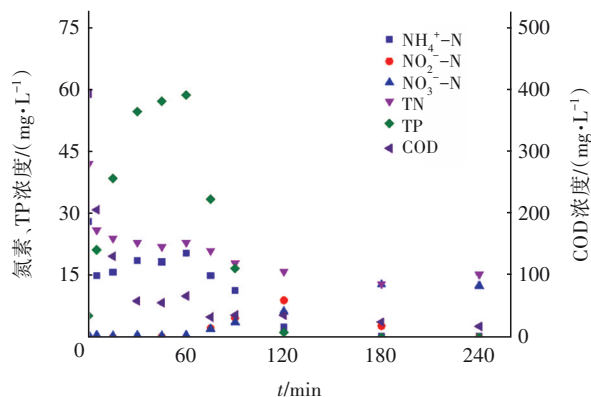


图8 运行周期内污染物浓度的变化

Fig.8 Change of pollutants concentration during an operation period

厌氧阶段开始时,由于反硝化作用以及聚磷菌等微生物的吸收和吸附作用,COD浓度迅速下降,运行60 min后趋于平稳,TN浓度略有降低,厌氧过程中释磷速率为37 mg/min,60 min后释磷基本完成,TP最大浓度为58.7 mg/L。好氧阶段前期,COD、 NH_4^+ -N和TN浓度同时下降,TP浓度迅速降

低,吸磷速率为21.53 mg/min,60 min内吸磷基本完成,好氧60 min内 NH_4^+ -N和TN浓度的下降速率呈线性相关, NH_4^+ -N、TN的去除速率以及 NO_3^- -N的增长速率分别为6.7、2.6、3.05 mg/min。AGS系统同步脱氮除磷效果显著,最终出水COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TN、TP分别为18、0.3、13.8、15、0.02 mg/L,满足国家一级A排放标准。由于SBR运行过程中pH始终维持在7.0~8.0之间,故TP以生物去除为主,只有少量磷因颗粒污泥内部的化学沉淀作用而被去除^[14-15]。

3 结论

① SBR耦合旋流器,历时11 d成功培养出好氧颗粒污泥,污泥平均粒径为220~300 μm ,成熟的颗粒污泥形态规则、均匀饱满、呈棕黄色。稳定运行阶段,污泥浓度达到3.108 g/L,SVI₃₀为60 mL/g。

② 颗粒污泥经旋流器分选前后粒径分布有显著变化,粒径>200 μm 的颗粒污泥占比由35%增加到52%。颗粒污泥经旋流器三级分选的效果较好,质量分离效率为83.02%,扣除分流比对分离效率的影响后,纯分离效率为75.75%。

③ 好氧颗粒污泥系统稳定运行阶段的同步脱氮除磷效果显著,出水COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TN、TP分别在30、0.5、16、20、0.7 mg/L以下。

参考文献:

- [1] 高景峰,陈冉妮,苏凯,等.同步脱氮除磷好氧颗粒污泥形成与反应机制的研究[J].环境科学,2010,31(4):1021-1029.
GAO Jingfeng, CHEN Ranni, SU Kai, et al. Formation and reaction mechanism of simultaneous nitrogen and phosphorus removal by aerobic granular sludge [J]. Environmental Science, 2010, 31(4): 1021-1029 (in Chinese).
- [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] 郭焘,王长智,梅荣武,等.铁碳微电解耦合好氧颗粒污泥处理制膜工业废水[J].中国给水排水,2020,

- 36(13): 14-19.
- GUO Tao, WANG Changzhi, MEI Rongwu, *et al.* Treatment of membrane industrial wastewater by Fe-C micro-electrolysis coupled with aerobic granular sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(13): 14-19 (in Chinese).
- [4] 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).
- [5] 赵锡锋, 李兴强, 李军. 好氧颗粒污泥技术中试研究及应用进展[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(8): 30-37.
- ZHAO Xifeng, LI Xingqiang, LI Jun. A review on pilot-scale study and application progress of the aerobic granular sludge technology [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(8): 30-37 (in Chinese).
- [6] 白静, 王现丽, 李智, 等. 好氧颗粒污泥处理高浓度有机废水的研究进展[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(8): 38-43.
- BAI Jing, WANG Xianli, LI Zhi, *et al.* Research progress on aerobic granular sludge for treatment of high concentration organic wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(8): 38-43 (in Chinese).
- [7] 吴越, 赵传峰, 孙法文, 等. 双区沉淀池用于连续流好氧颗粒污泥工艺的可行性[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(19): 9-15.
- WU Yue, ZHAO Chuanfeng, SUN Fawen, *et al.* Feasibility of aerobic granular sludge formation in continuous flow reactor based on two-zone sedimentation tank [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(19): 9-15 (in Chinese).
- [8] LEE D J, CHEN Y Y, SHOW K Y, *et al.* Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation [J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(6): 919-934.
- [9] 周健, 龙腾锐, 苗利利. 胞外聚合物EPS对活性污泥沉降性能的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(4): 613-618.
- ZHOU Jian, LONG Tengruai, MIAO Lili. Effect of extracellular polymeric substances (EPS) on sedimentation of activated sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(4): 613-618 (in Chinese).
- [10] TIAN Y, ZHENG L, SUN D Z. Functions and behaviors of activated sludge extracellular polymeric substances (EPS): a promising environmental interest [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18(3): 420-427.
- [11] 李志华, 杨帆, 李胜, 等. 基于新型反应器的好氧颗粒污泥的稳定性控制[J]. *环境科学*, 2012, 33(6): 1907-1912.
- LI Zhihua, YANG Fan, LI Sheng, *et al.* Stability control of aerobic granules using an innovative reactor [J]. *Environmental Science*, 2012, 33(6): 1907-1912 (in Chinese).
- [12] KENT T R, BOTT C B, WANG Z W. State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors [J]. *Biotechnology Advances*, 2018, 36(4): 1139-1166.
- [13] 赵庆国, 张明贤. 水力旋流器分离技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.
- ZHAO Qingguo, ZHANG Mingxian. Separation Technology of Hydrocyclone [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2003 (in Chinese).
- [14] 郝晓地, 陈新华, 戴吉. 极具工程化潜力的好氧颗粒污泥技术[J]. *中国给水排水*, 2006, 22(8): 1-7.
- HAO Xiaodi, CHEN Xinhua, DAI Ji, *et al.* Aerobic granular sludge technology with great potential in engineering application [J]. *China Water & Wastewater*, 2006, 22(8): 1-7 (in Chinese).
- [15] ANGELA M, BÉATRICE B, MATHIEU S. Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process [J]. *Water Research*, 2011, 45(12): 3776-3786.

作者简介:张帅(1990-),男,陕西咸阳人,硕士,工程师,主要从事污水处理方面的工作。

E-mail:775220944@qq.com

收稿日期:2021-07-30

修回日期:2021-10-31

(编辑:刘贵春)