



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202202136 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

颜建国, 苗时雨, 兰华春, 等. A<sup>2</sup>O-MBR 反应器处理景区粪污废水工程[J]. 环境工程学报, 2022, 16(9): 2895-2900. [YAN Jianguo, MIAO Shiyu, LAN Huachun, et al. A<sup>2</sup>O-MBR reactor for the treatment of faecal wastewater in scenic spots[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(9): 2895-2900.]

## A<sup>2</sup>O-MBR 反应器处理景区粪污废水工程

颜建国, 苗时雨, 兰华春<sup>✉</sup>, 彭剑峰, 汪诚文, 余刚

清华大学环境学院, 北京 100084

**摘要** 旅游景区粪污废水水质复杂且有机负荷波动大, 在实际工程中实现长期稳定达标排放具有一定的挑战。为此, 研究了 A<sup>2</sup>O-MBR 工艺在旅游景区厕所高浓度粪污废水处理工程中的应用, 重点对启动条件及运行工艺参数等进行了研究。结果表明, A<sup>2</sup>O-MBR 工艺用于处理旅游景区厕所粪污废水, 缺氧池回流比为 100%、好氧池回流比为 200%, 控制缺氧池及好氧池溶解氧质量浓度分别为 0.4~0.6 mg·L<sup>-1</sup> 和 1.5~3.0 mg·L<sup>-1</sup>, 反应器出水 COD、NH<sub>3</sub>-N 及 TP 平均质量浓度可分别达到为 40.39、3.64 和 0.39 mg·L<sup>-1</sup>, 最终出水满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 标准。

**关键词** 粪污废水; A<sup>2</sup>O-MBR 工艺; 工程实验; 工艺参数

近年来, 随着国民经济的快速发展和人民生活水平的不断提高, 国内旅游业持续快速发展<sup>[1]</sup>。其中, 具有独特自然风景的山地景区、大面积的原生态自然景区和部分宗教人文景观, 游客量增长率更是遥遥领先。然而与景区快速发展相对的却是景区公共服务设施的相对滞后, 尤其是旅游景区厕所粪污废水处理及排放问题较为突出<sup>[2-5]</sup>, 简单的粪污废水收集处理设施难以实现废水处理达标排放, 这不仅有损景区形象, 而且易造成环境污染和疾病传播。因此, 景区厕所粪污废水处理问题一直备受关注<sup>[6-10]</sup>。

景区粪污废水主要由尿液、粪便、冲厕水及冲洗水等组成, 含有较高的有机物、氮、磷等物质<sup>[11]</sup>, 水质复杂且有机负荷波动大, 单一的化学法、物理法和生物法处理难以达到高效稳定的处理效果, 在实际工程中一般将几种处理技术进行组合, 通常包括: 一级预处理、二级主体处理工艺、三级深度处理等三级处理工艺。其中, 二级主体处理工艺去除废水中的绝大部分污染物, 一般采用厌氧-好氧 (anaerobic/oxic, A/O)、厌氧-缺氧-好氧 (anoxic/anaerobic/oxic, A<sup>2</sup>O)、生物接触氧化、膜生物反应器 (membrane bioreactor, MBR) 和生物滤池等处理工艺<sup>[12-15]</sup>。MBR 技术利用膜组件的拦截作用实现泥水分离, 并将分离出的水排放, 而活性污泥则保留在生物处理系统<sup>[16-18]</sup>。将 A<sup>2</sup>O 与 MBR 工艺组合, 可以省去二沉池单元, 同时膜分离可有效提高生物反应器中活性污泥的浓度, 使处理效果得到有效提升, 并且易于集成为一体式处理设备。一体式 A<sup>2</sup>O-MBR 处理工艺具有占地面积小、运行控制灵活、自动化程度高、出水效果好等一系列优点<sup>[19-21]</sup>。然而, 一体式 A<sup>2</sup>O-MBR 工艺应用于旅游景区粪污废水集中处理的研究相对较少。

收稿日期: 2022-02-25; 录用日期: 2022-04-13

基金项目: 国家自然科学基金面上资助项目 (51978373)

第一作者: 颜建国 (1971—), 男, 工程博士, [yanjg18@tsinghua.edu.cn](mailto:yanjg18@tsinghua.edu.cn); ✉通信作者: 兰华春 (1980—), 男, 博士, 特别研究员, [hclan@tsinghua.edu.cn](mailto:hclan@tsinghua.edu.cn)

基于上述研究,本研究将一体式 A<sup>2</sup>O-MBR 工艺应用于处理某景区厕所粪污废水,探索了该工艺对化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD)、氨氮 (NH<sub>3</sub>-N) 及总磷 (total phosphorus, TP) 等主要污染物的去除效果,确保出水水质满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 排放要求。

## 1 实验装置与方法

### 1.1 废水处理工艺流程

废水处理工艺流程如图 1 所示。设计处理水量为 50 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>,装置主要由调节沉淀池、厌氧池、缺氧池、好氧-MBR 膜池几部分组成。化粪池出水首先进入调节沉淀池,去除大纤维类物质、悬浮物,最大限度降低废水浊度。调节池出水进入毛发过滤器,主要将废水中的头发丝、纤维等丝状物质进行分离,避免对后续膜工艺运行造成影响。毛发过滤器出水依次进入厌氧池、缺氧池、好氧-MBR 膜池,经过生化处理后进入紫外消毒池处理后达标排放。

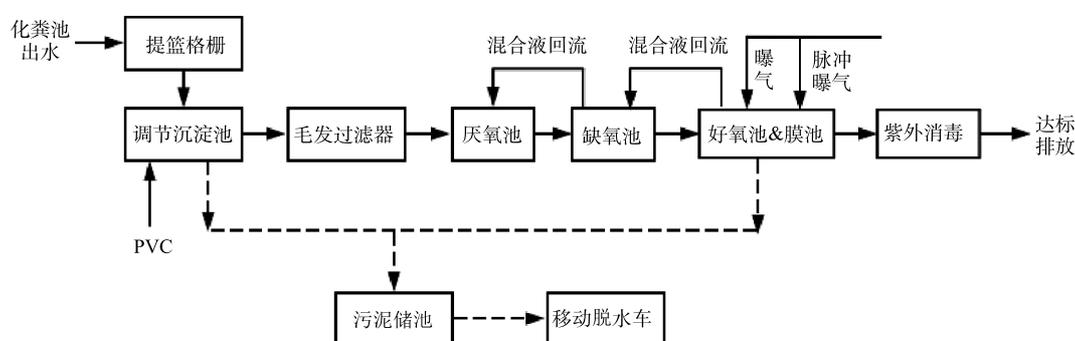


图 1 旅游景区粪污废水 A<sup>2</sup>O-MBR 处理工艺流程图

Fig. 1 A<sup>2</sup>O-MBR treatment process of faecal wastewater in scenic spots

本工艺生化单元总水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 为 21.5 h, 其中, 厌氧池 2.5 h, 缺氧池 4.5 h, 好氧-MBR 膜池 14.5 h, 缺氧池到厌氧池的污泥回流比在 50%~100% 内调节, 好氧池到缺氧池硝化液回流比在 200%~400% 内调节, 设计污泥龄在 12~15 d 左右, 好氧池污泥浓度 (mixed liquid suspended solids, MLSS) 约为 8 000 mg·L<sup>-1</sup>, 生化需气量 0.26 m<sup>3</sup>·min<sup>-1</sup>, MBR 膜组件采用 PVDF 材质的中空纤维膜, 单支膜面积为 3 m<sup>2</sup>, 共 60 片膜组件, 总装膜面积为 180 m<sup>2</sup>。

### 1.2 进出水水质

实验用水为某景区厕所化粪池出水, 设计进水水质根据项目实际情况制定, 出水主要水质指标 COD、NH<sub>3</sub>-N、TP 等执行出水标准为一级 A 标准, 具体见表 1。

### 1.3 分析与检测方法

对 COD、NH<sub>3</sub>-N、TP 水质指标进行检测, 设定 5 个取样点, 分别为调节池进水、前置缺氧池末端、厌氧池末端、好氧-MBR 膜池中端、出水口, 每周现场取样 2 次, 监测指标包括 COD、NH<sub>3</sub>-N、TP、溶解氧 (DO) 及 MLSS、污泥沉降性。COD 检测采用重铬酸钾法; NH<sub>3</sub>-N 检测采用纳氏试剂法、TP 检测采用钼锑抗分光法; DO 使用 Q30d 型溶氧仪 (HACH/美国) 检测; 污泥浓度使用 TSS Portable 手持型便携式浊度和悬浮物测定仪 (HACH/美国) 检测。为保证各项检测数据的准确性和可重复性, 每次取样时间、位置都保持一致, 样品即时带回实验室测定。其中, 生化池水样取混合液后静置 30 min, 然后对上清液进行检

表 1 设计进出水水质  
Table 1 Design water quality of the influent and effluent mg·L<sup>-1</sup>

水质指标	COD	BOD <sub>5</sub>	NH <sub>3</sub> -N	SS	TP
进水水质	<1 000	<500	<130	<500	<15
出水水质	≤50	≤10	≤5(8)	≤10	≤0.5

测。污泥浓度测试液下 1.5 m 左右, 溶氧仪测试保证没过探头。

进出水采样时间为 6—10 月, 该段时间为旅游旺季, 进水水质情况更具有代表性, 能够更好地评价 A<sup>2</sup>O-MBR 系统对 COD、NH<sub>3</sub>-N 和 TP 的去除效果。同时选取 6 月 30 日、7 月 10 日、7 月 31 日、8 月 14 日、8 月 25 日、9 月 15 日、9 月 29 日和 10 月 6 日分别对处理系统从进水到厌氧池、缺氧池、好氧池到出水的全流程指标分别进行了取样分析。

## 2 反应器的启动与运行

生化工艺启动采用同步接种驯化法, 固定停留时间, 将较低浓度的原污水引入已投放种泥的反应器中, 当去除 80% 可降解 COD 后再增加有机负荷, 逐渐增大有机负荷直到设计要求, 接种污泥采用市政污水厂的剩余污泥。

启动阶段, 对进出水 COD 进行监测, 确定系统运行是否达到稳定, 进水 COD 控制在 300~400 mg·L<sup>-1</sup>, 水量为 50 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, 工艺运行参数如下: HRT 为 21.5 h, MLSS 为 6 000~8 000 mg·L<sup>-1</sup>, 缺氧池回流比为 100%, 好氧池回流比为 200%, DO 在厌氧池、缺氧池、好氧池分别为 0.1~0.3、0.4~0.6 和 1.5~3 mg·L<sup>-1</sup>。图 2 为启动阶段进出水 COD 变化。如图 2 所示, 当工艺运行第 5 天出水 COD 去除率达到 80% 以上, 随后开始逐渐增加进水浓度至 800~1 000 mg·L<sup>-1</sup>; 在运行第 12 天系统出水 COD 去除率达到 90% 以上, 出水 COD 为 55.20 mg·L<sup>-1</sup>; 当系统运行到第 15 天时, 出水 COD 降低至 50 mg·L<sup>-1</sup> 以下, 稳定运行 5 d, 出水 COD 基本低于 50 mg·L<sup>-1</sup>。

## 3 污染物去除效果

### 3.1 COD 去除效果

监测期间, 处理系统进出水 COD 值及去除率如图 3 所示。进水 COD 在 547.45~1 291.87 mg·L<sup>-1</sup> 波动, 平均值为 767.62 mg·L<sup>-1</sup>。出水 COD 平均值为 40.39 mg·L<sup>-1</sup>, 可稳定达到一级 A 限值要求 (≤50 mg·L<sup>-1</sup>), 平均去除率稳定在 95.13%。这表明该工艺表现出良好且稳定的有机物去除效果, 特别是在进水 COD 较大波动幅度范围内, 保持了较高的有机物去除率, 保证了出水的稳定达标。

图 4 反映了在监测期间内系统中进水、厌氧池、缺氧池、好氧-MBR 膜池及出水的 COD 的沿程变化。由图 4 可见, COD 值随着处理时间的延长逐渐降低, 各处理单元 COD 平均去除量分别为 65.75、8.72、170.20、454.30 mg·L<sup>-1</sup>。

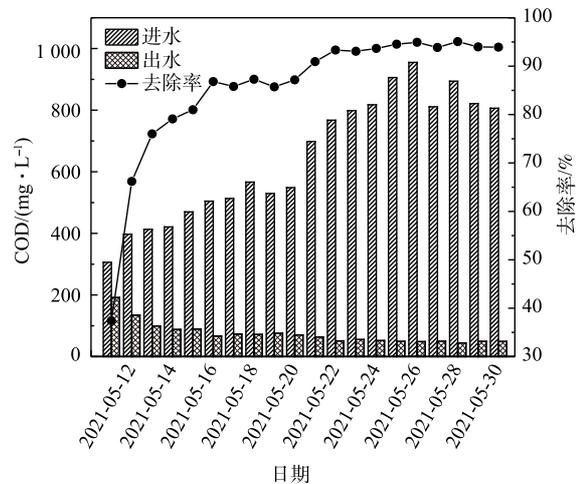


图 2 启动阶段工艺 COD 的进出水水质及去除率变化  
Fig. 2 Influent and effluent COD and its removal ratio by A<sup>2</sup>O-MBR treatment in start-up phase

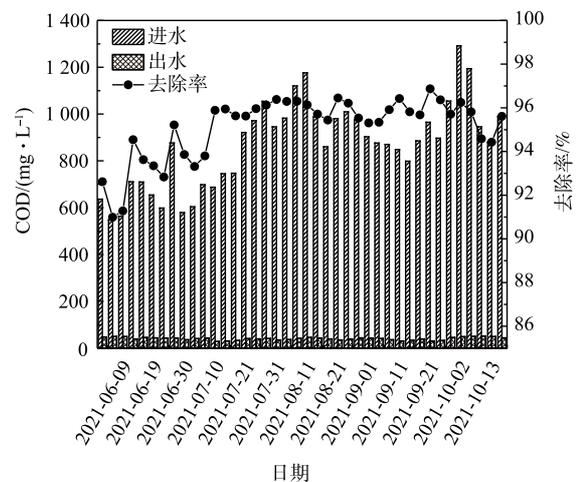


图 3 工艺 COD 的进出水水质及去除率变化  
Fig. 3 Influent and effluent COD and its removal ratio by A<sup>2</sup>O-MBR treatment

好氧-MBR膜池处理单元对COD的平均去除率达65.00%。这说明好氧微生物对粪污废水中的可溶性有机物的降解效果较为明显,此外,MBR膜也可以截除废水中的绝大部分颗粒性有机物,好氧-MBR处理单元在去除废水中的有机污染物过程起主要作用。

### 3.2 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果

在监测期间,进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的质量浓度相对较高,在 $65.23\sim 118.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 波动,平均值为 $86.55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由图5可见,经过 $\text{A}^2\text{O-MBR}$ 工艺处理后,出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均质量浓度为 $3.64\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,平均去除率稳定在95.72%。最终 $\text{NH}_3\text{-N}$ 出水稳定达到一级A标准( $\leq 5(8)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),在监测期间没有出现超标现象。

图6反映了监测期间内,处理系统中进水、厌氧池、缺氧池、好氧-MBR膜池及出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的沿程变化。由图6可见, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度随着处理的深入基本呈现下降趋势,各处理单元 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均去除量分别为:18.44、0.40、28.13、 $32.91\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,其中缺氧及好氧-MBR阶段对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除作用较为显著,平均去除率达76.41%。这说明处理系统中反硝化及硝化细菌的功能良好,废水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 得到高效去除。

### 3.3 TP 去除效果

如图7所示,系统对TP同样具有良好的去除效果,出水也能够稳定达到一级A标准( $\leq 0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),出水没有出现超标现象。在监测期间,进水TP的质量浓度总体不高,平均值为 $10.11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,但波动幅度较大,在 $7.41\sim 14.57\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 波动,实验过程出水TP平均质量浓度为 $0.39\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,平均去除率稳定在96.06%,稳定达到一级A排放标准。

TP在系统中的沿程变化呈现从进水到厌氧池、缺氧池、好氧-MBR膜池出水,整体逐级下降的趋势,数据如图8所示。厌氧池由于回流稀释作用,磷浓度相对进水有较大幅度降低,从厌氧池到缺氧池TP有一定幅度的增加,表明污泥发生较为明显的释磷现象;而好氧-MBR膜池磷浓度下降迅速,表明活性污泥的吸磷效果明显,对TP的去除效果非常好。本系统中调节池和好氧池设置了PVC加药系统,当TP相对较高时,可以通过加药的形式实

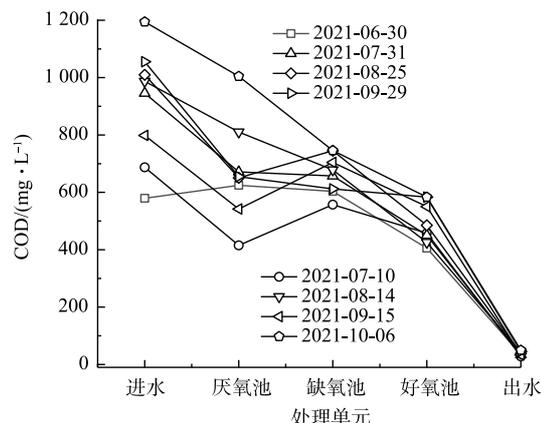


图4 处理工艺中COD的沿程变化

Fig. 4 COD change along the treatment process

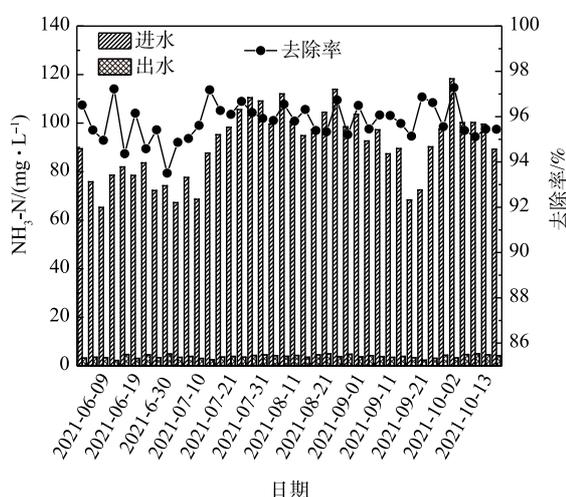


图5 系统 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的进出水水质及去除率变化

Fig. 5 Influent and effluent  $\text{NH}_3\text{-N}$  and its removal ratio by  $\text{A}^2\text{O-MBR}$  treatment

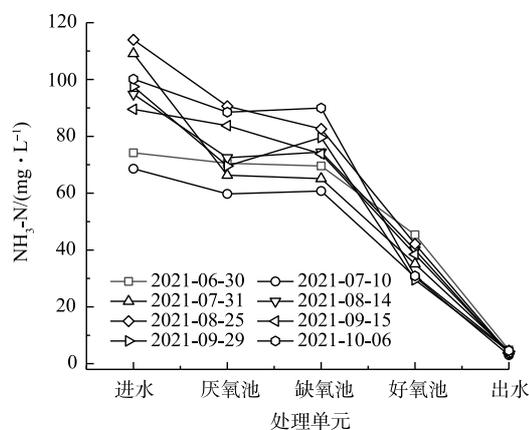


图6 处理工艺中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的沿程变化

Fig. 6  $\text{NH}_3\text{-N}$  change along the treatment process

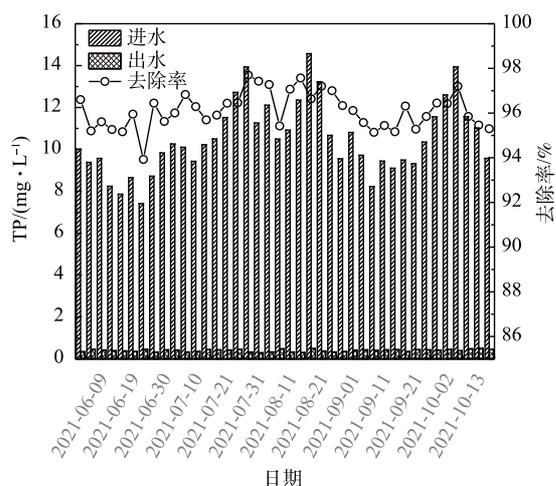


图 7 系统 TP 的进出水水质及去除率变化

Fig. 7 Influent and effluent NH<sub>3</sub>-N and its removal ratio by A<sup>2</sup>O-MBR treatment

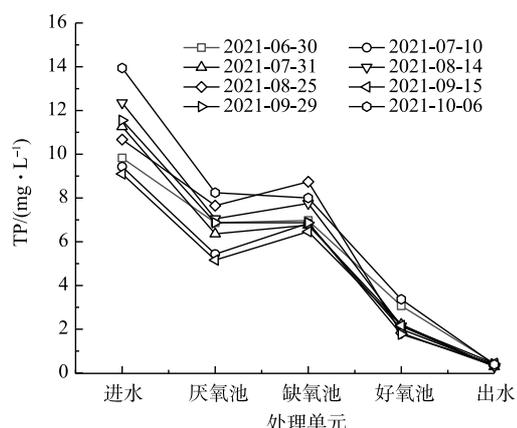


图 8 系统中 TP 的沿程变化图

Fig. 8 TP change along the treatment process

现辅助去除, 但试验期间仅依靠生物除磷就达到稳定的去除效果。此外, 生化系统要及时排泥, 使污泥浓度维持在合适的范围内, 同时也能保证生物除磷的效果稳定。监测期间内, 进水 TP 平均值为 10.17 mg·L<sup>-1</sup>, 经系统工艺处理后出水平均值为 0.36 mg·L<sup>-1</sup>。

#### 4 结论

1) 一体式 A<sup>2</sup>O-MBR 反应器对处理景区厕所粪污中的污染物有较好的去除, 对 COD 的平均去除率为 95.13%, 出水平均质量浓度为 40.39 mg·L<sup>-1</sup>; 出水 NH<sub>3</sub>-N 的平均去除率为 95.72%, 出水平均质量浓度为 3.64 mg·L<sup>-1</sup>; 出水 TP 平均去除率为 96.06%, 出水平均质量浓度为 0.39 mg·L<sup>-1</sup>。

2) 一体式 A<sup>2</sup>O-MBR 反应器, 厌氧池、缺氧池、好氧-MBR 池水力停留时间分别为 2.5、4.5 和 14.5 h, 溶解氧浓度分别控制在 0.1~0.3、0.4~0.6 和 1.5~3 mg·L<sup>-1</sup>, 缺氧池回流比为 100%, 好氧池回流比为 200%, 好氧-MBR 池污泥质量浓度控制在 8 000 mg·L<sup>-1</sup>, 可以确保处理系统稳定运行。

## 参考文献

- [1] 马波, 高丽鑫, 寇敏. 旅游业高质量发展的微观机理探析——以旅游性价比为中心[J]. *华中师范大学学报(自然科学版)*, 2021: 1-18.
- [2] 苏振强, 杨晓川. 浅析厕所革命与旅游景区公共厕所[J]. *现代商贸工业*, 2020, 349(17): 1115-1121.
- [3] 宋娟, 代兰海. 近30余年国内旅游厕所研究进展[J]. *旅游研究*, 2017, 10(1): 74-82.
- [4] 曹晓月. 乡村旅游环境卫生问题及治理对策探析——以贵安新区车田景区为例[J]. *轻工科技*, 2021, 37(6): 95-96.
- [5] 杨佼佼. 生态敏感景区污水深度处理工艺系统构建与优化运行[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2021.
- [6] 杜兵, 司亚安, 孙艳玲. 生态厕所的类型及粪污处理工艺[J]. *给水排水*, 2003, 29(5): 60-62.
- [7] 王晓晓, 胡昕宇, 钱歙澄, 等. 城市风景区公共厕所生态设计与技术研究[J]. *北京城市学院学报*, 2019(2): 26-37.
- [8] 沈峥, 刘洪波, 张亚雷. 中国“厕所革命”的现状、问题及其对策思考[J]. *中国环境管理*, 2018, 10(2): 45-48.
- [9] 杨玉杰, 刘帅, 张五龙. 循环利用的冲厕污水处理工艺试验[J]. *净水技术*, 2017, 36(9): 69-73.
- [10] 郑向勇, 叶海仁, 程天行, 等. 源分离尿液处理技术的研究进展[J]. *水处理技术*, 2012, 38(12): 16-20.
- [11] 何强, 孙倩, 翟俊, 等. 高氮高浓度粪便污水处理技术研究[J]. 重庆建筑大学学报, 2007, 29(4): 104-106.
- [12] 刘国涛, 何强, 周健, 等. 重庆大溪沟粪便污水处理工程设计[J]. *中国给水排水*, 2007, 23(12): 36-38.
- [13] 水春雨, 周怀东. 曝气生物流化床处理高氨氮粪便污水[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(8): 2677-2682.
- [14] 郭治东, 阴俊霞. 复合厌氧生物滤池处理铁路高浓度粪便污水[J]. *铁道标准设计*, 2012(11): 117-119.
- [15] 苟剑飞, 李志荣, 张志, 等. 循环水冲洗生态厕所及其污水处理方法[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, 7(6): 69-73.
- [16] 邵嘉慧. 膜生物反应器[M]. 北京: 化学工业出版社, 2011.
- [17] 王红梅. MBR的发展及其应用分析[J]. *绿色环保建材*, 2018(3): 17-18.
- [18] BIASEI A D, KOWALSKI M S, DEVLIN T R, et al. Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 247(Oct.1): 849-866.
- [19] 黄霞, 肖康, 许颖, 等. 膜生物反应器污水处理技术在我国的应用现状[J]. *生物产业技术*, 2015(3): 9-14.
- [20] 任乐辉, 陈妹, 王志伟. 无泡曝气膜生物反应器污水处理研究及应用进展[J]. *水处理技术*, 2021, 47(11): 18-25.
- [21] 王永磊, 王学琳, 吕守维, 等. 不同填料生物膜反应器的污泥减量与脱氮性能研究[J]. *环境污染与防治*, 2021, 43(10): 1255-1262.

A<sup>2</sup>O-MBR reactor for the treatment of faecal wastewater in scenic spots

YAN Jianguo, MIAO Shiyu, LAN Huachun\*, PENG Jianfeng, WANG Chengwen, YU Gang

School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

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

**Abstract** The wastewater of scenic spots is complex in constituents and its organic load is very unstable. It is a big challenge to achieve the discharge standard stably in actual projects for a long term. In this study, the engineering application of A<sup>2</sup>O-MBR technology for the treatment of high-concentration faecal wastewater from toilets in scenic spots was fundamentally investigated. Employing an integrated A<sup>2</sup>O-MBR reactor as a test platform, the start-up condition, and operational parameters of the treatment system were studied and optimized. The results showed that during the actual operation, the dissolved oxygen in the anaerobic tank, anoxic tank and aerobic tank should be maintained at 0.1~0.3, 0.4~0.6, and 1.5~3.0 mg·L<sup>-1</sup>, respectively. The reflux ratios in anoxic tank and aerobic tank should be maintained at 100% and 200%, respectively. The average concentrations of COD<sub>Cr</sub>, NH<sub>3</sub>-N and TP in the effluent of the reactor were 40.39, 3.64 and 0.39 mg·L<sup>-1</sup>, respectively, which could meet the Grade A standard of “Urban Sewage Treatment Plant Pollutant Discharge Standard” (GB18918-2002).

**Keywords** faecal wastewater; A<sup>2</sup>O-MBR process; engineering experiment; operation parameters