



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202205030 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

葛玉龙, 刘会东, 周强, 等. 中试厌氧膜生物反应器处理养猪废水[J]. 环境工程学报, 2022, 16(10): 3460-3468. [GE Yulong, LIU Huidong, ZHOU Qiang, et al. Performance of a pilot anaerobic membrane bioreactor treating swine wastewater[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(10): 3460-3468.]

## 中试厌氧膜生物反应器处理养猪废水

葛玉龙<sup>1</sup>, 刘会东<sup>1</sup>, 周强<sup>2</sup>, 董良飞<sup>1,✉</sup>

1. 常州大学环境与安全工程学院, 常州 213164; 2. 江苏沛尔膜业股份有限公司, 宜兴 214214

**摘要** 猪场养殖废水是一类有机污染物浓度高、悬浮物多、性质复杂的废水, 在传统厌氧处理中存在消化污泥流失及处理效率低等问题。本研究采用中试规模外部浸没式厌氧膜生物反应器处理猪场实际废水, 设计处理水量为  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , 在 HRT 分别为 8、5、3 d 的 3 个阶段连续运行 4 个多月, 考察了厌氧膜生物反应器的沼气产量、运行稳定性、污染物去除效果及膜组件运行性能和清洗效果。结果表明, 系统运行期间 ORP 在  $-486 \sim -545 \text{ mV}$ ; 随着 HRT 缩短, 有机负荷由  $0.5 \sim 1.88 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  升高到  $5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ , 沼气产量逐渐增大, 产率为  $0.38 \sim 0.45 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在整个运行过程中, VFA/ALK 始终小于 0.1, 系统运行稳定。对 TCOD、溶解性 COD、氨氮、TN、TP 去除率分别达到 74%~86%、48%~68%、7%~12.8%、4.6%~16.7%、5%, 其中溶解性 COD 去除率占总 COD 去除率的 55% 左右。系统运行期间初始膜通量设定为  $5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ , 在 HRT=8 d 时, 清洗周期为 20 d, 随后不断缩短, 当 HRT 为 3 d 时, 清洗周期仅为 10 d。通过水冲洗与化学清洗相结合的方式可有效缓解膜污染, 进而恢复膜通量。以上研究结果可以为厌氧膜生物反应器处理猪场养殖废水工程应用提供参考。

**关键词** 厌氧膜生物反应器; 猪场废水; 污染物去除; 沼气产量; 膜污染

近年来, 随着养殖业的规模化与集约化发展, 满足了人们日常生活的需要, 但产生的养殖废水所造成的环境问题, 也越来越引起人们的重视<sup>[1]</sup>。调查显示, 猪场废水中有机物、氨态氮和磷的成分非常高, 且采用不同的清粪方式对废水的水质有很大影响。有研究表明, 采用水冲式清理粪污, 废水中悬浮物的浓度是干清粪的 2 倍, 这主要来源于猪粪和饲料。此外, 猪场废水还具有其他特点, 如废水的固液混合造成了粘度增大, 冲圈时间的集中对废水处理工艺造成较大的冲击负荷等<sup>[2-3]</sup>。因此, 开发经济高效的猪场废水处理工艺, 对推动猪场废水无害化处理与资源化利用具有重要意义<sup>[4]</sup>。

厌氧膜生物反应器 (anaerobic membrane bioreactor, AnMBR) 是一种结合了厌氧消化工艺和膜分离技术的新型污水处理工艺<sup>[5]</sup>。利用膜组件的拦截作用, 实现了污泥停留时间和水力停留时间完全分离, 避免了厌氧消化过程中污泥流失, 使系统保持较高的污泥浓度, 提高了厌氧消化的效率和稳定性<sup>[6]</sup>。目前, 对于 AnMBR 处理猪场养殖废水的研究相对较少, 且多为实验室研究, 工程应用可借鉴的经验、参数相对缺乏<sup>[7]</sup>。本研究采用中试规模外部浸没式平板膜生物反应器在中温厌氧条件下处理猪场养殖废水, 研究其长期连续运行性能和污染物降解能力, 为 AnMBR 处理猪场养殖废水的实际应用和优化控制等提供参考。

收稿日期: 2022-05-07; 录用日期: 2022-08-24

基金项目: 江苏沛尔膜业股份有限公司科技开发基金项目 (2021320405000035)

第一作者: 葛玉龙 (1994—), 男, 硕士研究生, 840800792@qq.com; ✉通信作者: 董良飞 (1972—), 男, 博士, 教授, dlf@cczu.edu.cn

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置

实验装置 AnMBR 位于河南省某养猪场污水处理单元，其结构及流程如图 1 所示。该装置主要由厌氧反应器、MBR 膜池、控制系统 3 部分组成。其中厌氧反应器有效容积为  $1 \text{ m}^3$ ，设有氧化还原电位计 (ORP)、pH 计 (研华分析 501 型)、温度传感器及电加热器等；MBR 膜池采用浸没式平板膜组件，该膜组件由江苏沛尔膜业提供，膜面积  $5 \text{ m}^2$ ，平均孔径  $0.2 \mu\text{m}$ ，材质为聚四氟乙烯，设定初始膜通量为  $5 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。通过控制系统内设定的温度程序，将温度传感器与电加热器连锁，使厌氧消化温度在  $(37\pm 2) \text{ }^\circ\text{C}$ ，由 MBR 膜池内设置的液位连锁，控制产水泵启停。

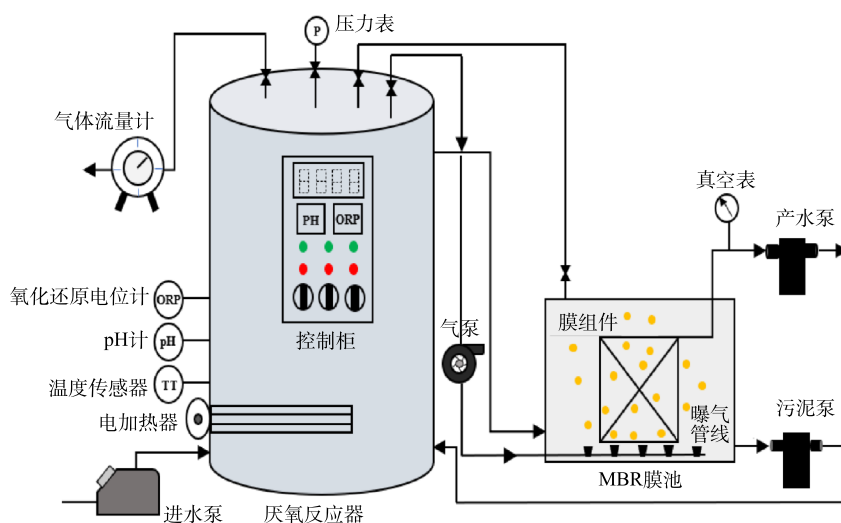


图 1 AnMBR 中试装置图

Fig. 1 Diagram of pilot plant of anaerobic membrane bioreactor

具体运行过程如下：废水通过蠕动泵 (Kamoer Uip) 连续进入厌氧反应器，初始 HRT 为 8 d，后续逐步提高处理负荷，将 HRT 缩短为 5 d 和 3 d。厌氧消化产生的沼气一部分由气泵 (森森 ACO 电磁式空气泵) 抽至 MBR 膜池内，经膜组件底部曝气管道对膜表面进行冲刷，气泵流量为  $200\sim 300 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ，膜池内回曝的沼气由管线再回流至厌氧反应器，最终通过湿式气体流量计 (助科 LML-1) 排出。厌氧消化后的沼液自流进入膜池，通过产水泵 (雷士泰电动隔膜泵 30 W) 将沼液透过膜组件抽出，产水泵按抽 8 min 停 2 min 的方式连续运行，由设定的液位高低连锁控制产水泵启停。产水泵前安装真空表 (上海联力) 监测运行过程跨膜压差变化。MBR 膜池底部设有污泥管线，通过污泥泵 (雷士泰电动隔膜泵 30 W) 将膜截留下来的污泥回流或外排。

### 1.2 实验用水与接种污泥

该猪场养殖废水采用水冲粪工艺，废水中含有高浓度有机污染物和悬浮固体，经测算，其平均 TCOD 为  $45.9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{BOD}_5$  为  $9.6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，SS 为  $23.2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。废水颜色呈灰黑色，散发恶臭，为浆状，且含有明显大颗粒杂质。由于猪场收集的废水原水  $\text{B}/\text{C}<0.35$ ，可生化性差，直接进行厌氧生化处理难度大，加上大颗粒杂质会堵塞管路，增大处理难度。为避免对厌氧膜生物反应器系统造成影响，实验用水来自厂区固液分离后经气浮沉淀预处理后的废水，接种污泥取自现场厌氧罐。实验废水与接种污泥性质如表 1 所示。

### 1.3 实验方案设计

AnMBR 运行过程分为 3 个阶段：第 I 阶段为启动调试期 (0~40 d)，接种污泥取自现场处理废水的厌氧罐，接种污泥量为  $0.8 \text{ m}^3$ 。该污泥对废水有良好的适应性，可使反应器在低负荷  $0.5\sim 1.88$

表1 实验废水与接种污泥基本性质

Table 1 Basic properties of test wastewater and inoculated sludge

g·L<sup>-1</sup>

项目	氨氮等污染物质量浓度/(g·L <sup>-1</sup> )							pH
	TCOD	SCOD	BOD <sub>5</sub>	SS	NH <sub>3</sub> -N	TN	TP	
实验废水	12.1~15.8	5.1~7.6	4.8~6.2	1.8~3.4	1.3~1.7	1.4~1.8	0.06~0.09	7.2~8.2
接种污泥	14.7~16.9	—	—	18.1~20.2	1.4~1.9	1.5~2.1	0.07~0.10	7.1~7.6

kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>(以TCOD计)下运行。在此期间,进水量逐步提高至125 L·d<sup>-1</sup>,HRT=8 d,温度保持在中温条件下;第Ⅱ阶段为负荷提升期(41~100 d),在系统运行稳定的情况下,通过提升进水量的方式来提高处理负荷,使有机负荷上升至3 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>左右,HRT缩短为5 d,处理水量为200 L·d<sup>-1</sup>,并使反应器稳定运行;第Ⅲ阶段继续提升处理负荷(101~120 d),使负荷提高至5 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>,HRT缩短至3 d,废水处理量增加至340 L·d<sup>-1</sup>,研究反应器在较高负荷下的运行性能。在整个过程中SRT为30 d,消化环境始终维持在中温,ORP小于-350 mV条件下运行。

#### 1.4 分析及计算方法

雷磁便携式pH计测定pH;SS、VSS测定采用标准重量法,COD、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP、挥发性脂肪酸(VFA)、总碱度(ALK)(以CaCO<sub>3</sub>计)均采用Hach(DR900)多参数检测仪,消解器采用Hach(DRB200),其中COD用高量程快速预制试剂,其余指标用高量程标准预制试剂。沼气产量由湿式气体流量计统计,ORP采用研华501型在线ORP计。污染物去除率根据式(1)进行计算。

$$Q_m = \frac{I_m - O_m}{I_m} \times 100\% \quad (1)$$

式中:Q<sub>m</sub>为污染物m的去除率,%;I<sub>m</sub>为进水中污染物m的质量浓度,mg·L<sup>-1</sup>;O<sub>m</sub>为产水中污染物m的质量浓度,mg·L<sup>-1</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 产气量变化

猪场养殖废水中含有高浓度有机污染物,通过厌氧消化作用,可以转化为沼气作为能源回收利用。实验通过湿式气体流量计对每天产气量进行记录。图2反映了系统运行期间日产气量随进水负荷的变化。由图2可见,在系统运行过程中随着HRT缩短,进水负荷由1.88 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>提高至5 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>,日产气量由184 L增加至764 L,沼气产率在0.38~0.45 m<sup>3</sup>·kg<sup>-1</sup>(以TCOD计)。此研究结果与LEE等<sup>[8]</sup>研究的浸没式AnMBR处理养猪废水产气性能类似。系统运行至10~13 d时,由于产气管漏气造成气体产量统计数据偏低,更换后恢复原有水平。有研究表明<sup>[9]</sup>,当氨氮质量浓度为1 000 mg·L<sup>-1</sup>时,会对厌氧消化产气性能有所抑制。本实验进水中氨氮高于此抑制水平,但沼气产量良好,表明AnMBR有着较好的适应性,对抑制性因素抗受能力强。

### 2.2 厌氧反应器运行稳定性

1) pH及ORP变化。本研究利用温度传感器与电加热联锁,有效控制厌氧消化在中温(35~40℃)条件下进行,考察了反应器在运行过程中ORP、pH的变化,结果如图3所示。

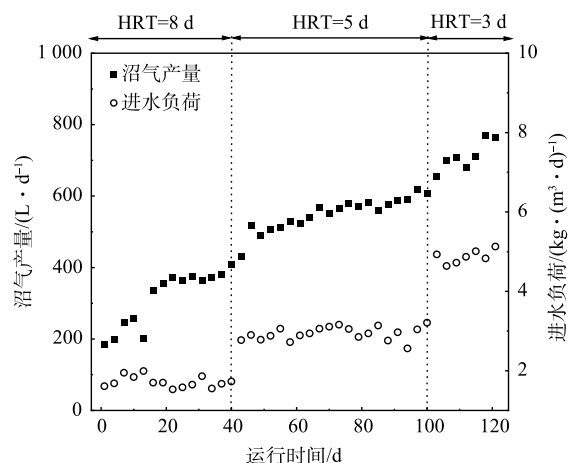


图2 厌氧消化过程产气量变化

Fig. 2 Changes in gas production during anaerobic digestion

ORP 值可反映系统所处厌氧环境中的含氧量，一般情况下，中温厌氧消化系统要求的 ORP 值应小于  $-300 \text{ mV}$ <sup>[10]</sup>。本研究运行初期 ORP 值较大，这是由于反应器内原本残留的空气以及进料过程废水中溶解氧所导致的，但其数值低于  $-300 \text{ mV}$ ，系统运行稳定后，ORP 低于  $-500 \text{ mV}$ ，消化过程始终处于良好的厌氧环境。随着反应的进行，pH 由起初的 7.7 下降至 7.1，而后又逐渐上升最终稳定在 7.5~7.8。造成前期 pH 下降的原因是由于甲烷菌的活性低，无法及时将系统内的有机酸转化，酸类物质的积累导致 pH 降低。本研究中甲烷菌的活性受到以下 2 方面原因的影响：一是由于实验装置接种的污泥来自现场厌氧罐，而现场厌氧罐长期未排泥，且停运很长一段时间，造成接种的污泥中微生物活性低，需要一定的适应期；二是因为实验初期 ORP 较高，对甲烷菌活性造成抑制。随着系统内厌氧环境逐渐优化，甲烷菌恢复功能将积累的有机酸转化为甲烷，酸类物质的消耗使 pH 升高并趋于稳定。有研究表明，在厌氧消化过程中，甲烷菌对 pH 比较敏感，最适 pH 在 6.5~7.8，但水解酸化菌对 pH 有着较大的适应范围<sup>[11]</sup>。

2) ALK 与 VFA 变化。VFA 与 ALK 可作为厌氧发酵过程中运行稳定性的关键指标，通过对其监测跟踪可以及时判断系统运行情况，从而做出相应的调节，防止系统出现酸化，保证反应器的正常运行<sup>[12]</sup>。如图 4 所示，ALK 在运行期间波动较大，第 I 阶段最低  $3\,200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，最高可达  $4\,850 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，后期随着反应器运行逐步稳定，ALK 在  $3\,900\sim 4\,600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。VFA 在  $169\sim 350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，前期 VFA 值较高，大于  $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，表明存在有机酸积累的现象，这与 pH 在前期下降情况相似，是甲烷菌活性低造成的。在装置运行稳定后，VFA 也逐渐降低并稳定。有研究表明，当 VFA/ALK 的值大于 0.4 时，表明系统处于不稳定状态<sup>[13]</sup>。本研究运行的 3 个阶段，比值始终小于 0.1，远小于失稳值 0.4，说明系统运行稳定性较强。

### 2.3 COD 去除效果分析

1) 进出水 TCOD 变化。图 5 反映了 AnMBR

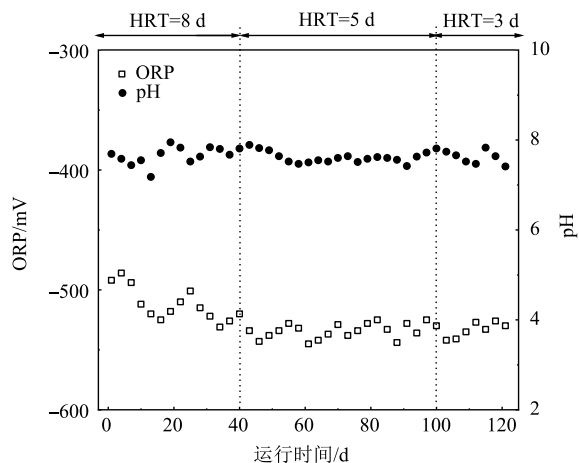


图 3 厌氧反应器 pH、ORP 变化

Fig. 3 Changes of pH and ORP in anaerobic reactor

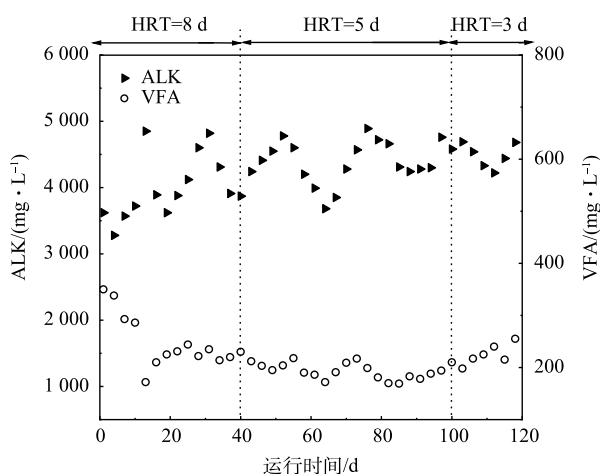


图 4 厌氧反应器 ALK、VFA 变化

Fig. 4 Changes of ALK, VFA/ALK in anaerobic reactor

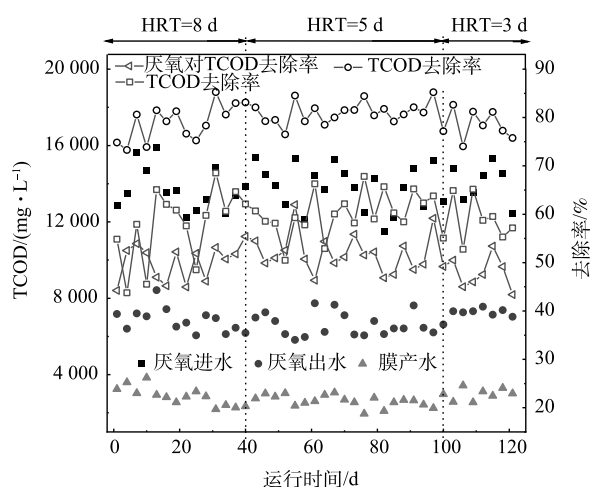


图 5 进出水 TCOD 及去除率

Fig. 5 Influent and effluent TCOD and removal efficiency



运行各阶段 TCOD 的变化及其去除率。厌氧反应器进水 TCOD 波动较大, 在 11 520~15 880  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 厌氧出水 TCOD 为 5 820~8 660  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 整个运行过程厌氧消化对 TCOD 去除率为 (53.2±8)%, 在 HRT 为 5 d 时去除率最高可达 61.2%。理论上, 厌氧消化工艺能够大幅度去除废水中 COD, 如王亮等<sup>[4]</sup>采用 UASB 反应器在容积负荷为 0.3~0.5  $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$  时, COD 去除率在 77%~84%。本研究厌氧消化处理效果相对较差, 是由于废水前端预处理过程对 SS 去除不充分所引起。有研究表明, 厌氧发酵对猪场废水中溶解性有机质去除效果较好, 而附着在悬浮物中的颗粒态有机物大多是惰性的难以水解, 且消化时间对这部分物质的水解特性影响不大, 因此会增大生化处理压力<sup>[15-16]</sup>。

厌氧出水经膜过滤, TCOD 得到进一步去除, 膜产水 TCOD 值为 1 950~3 840  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 故整个 AnMBR 对 TCOD 的去除率为 (80±6)%。通过膜的拦截作用将厌氧出水中 SS 去除, 此过程对 TCOD 的去除率为 44%~66%, 占 AnMBR 工艺 TCOD 去除率的 (37±9)%。LEE 等<sup>[8]</sup>采用浸没式 AnMBR 处理猪场养殖废水, 结果表明, COD 的去除率达 80%。JIANG 等<sup>[17]</sup>的研究也表明了不同 HRT 的情况下, 利用 AnMBR 对 COD 的去除率均在 82% 以上。

2) 进出水 SCOD 变化。将厌氧进水通过滤纸 (0.45  $\mu\text{m}$  孔径) 抽滤, 得到滤液, 测出溶解性 COD(SCOD) 值。图 6 反映了厌氧进水 SCOD 质量浓度及其在厌氧进水 TCOD 中的占比。厌氧进水中 SCOD 为 5 700~7 660  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 约占厌氧进水 TCOD 的 42%~56%。图 7 反映了厌氧消化对 SCOD 去除效果。可见, 系统运行期间, 膜产水 SCOD 值为 1 950~3 840  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , SCOD 去除率为 (58±10)%, 约占 AnMBR 进出水 TCOD 去除率的 55%。这表明厌氧消化过程主要去除的是 SCOD, 而对由 SS 产生的惰性 COD 去除较少。本研究废水来自水冲粪和水泡粪, 原水中含有大量的颗粒物, 前端预处理难以有效固液分离。有研究表明微生物对污水中呈颗粒态污染物降解速度慢, 呈液态的更容易被微生物利用, 且颗粒物浓度过高会抑制微生物代谢<sup>[18]</sup>。若将清粪方式改为干清粪水冲洗, 强化预处理固液分离, 可有效减少颗粒态污染物进入厌氧消化, 提高处理效果。当前该猪场厌氧消化工艺对 COD 平均去除率在 35% 左右, 与其相比 AnMBR 有着更好的处理效果。

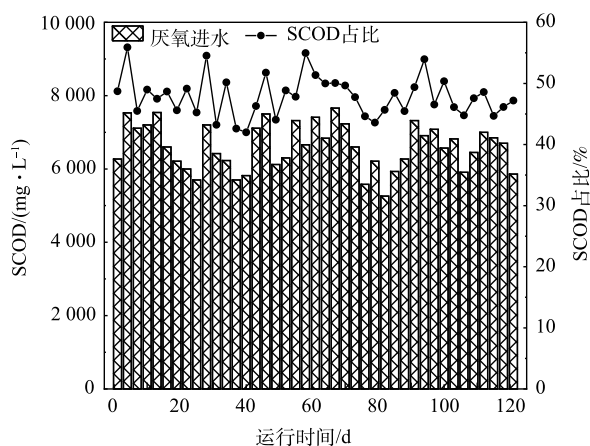


图 6 厌氧进水 SCOD 及占比

Fig. 6 Concentration and proportion of dissolved COD in anaerobic influent

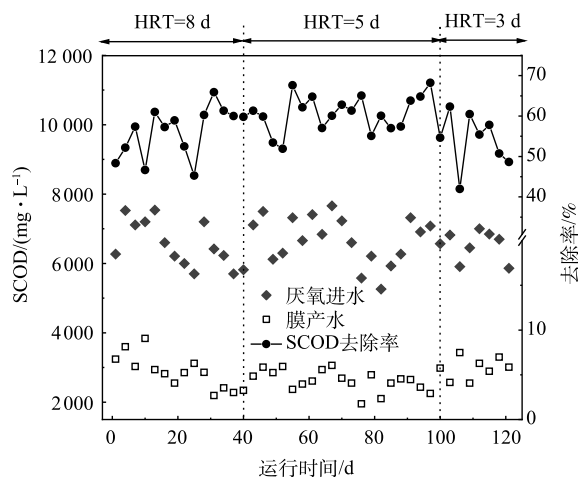


图 7 进出水 SCOD 及去除率

Fig. 7 Influent and effluent SCOD and its removal efficiency

#### 2.4 氮磷去除效果分析

1) 进出水  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的变化。采用水冲粪的养殖场粪污废水氨氮含量较高, 可达到 1 000  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以上, 致使废水中散发出强烈刺鼻的氨恶臭气味<sup>[19]</sup>。如图 8 和图 9 所示, 该猪场废水经预处理进入 AnMBR 前  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 质量浓度分别高达 1 300~1 660  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、1 480~1 770  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。经过厌氧消化后  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 分别为 1 310~1 760  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、1 420~1 778  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 厌氧消化对  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 去除效果不

明显。厌氧产水经膜分离处理后，废水中  $\text{NH}_3\text{-N}$  质量浓度下降到  $1\ 200\sim 1\ 620\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率在  $7\%\sim 12.8\%$ 。膜分离出水 TN 为  $1\ 370\sim 1\ 680\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率为  $4.6\%\sim 16.7\%$ ，波动较大。由于厌氧消化的局限性，对  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的去除率并不高。相关研究也说明了，AnMBR 对 TN 的去除小于  $10\%$ <sup>[20]</sup>。闫林涛等<sup>[9]</sup>采用 AnMBR 处理高浓度有机废水时发现进出水氨氮浓度相差不大，对氨氮的去除效果不明显。本研究对  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的去除可能是由于厌氧出水中颗粒性氮源被膜截留，也可能是部分氮源被微生物代谢利用固定在污泥中。有研究<sup>[21]</sup>表明，在中温条件下，高氨氮、弱碱环境容易造成游离氨以气体的方式逸散。此外，有研究<sup>[22]</sup>也表明，废水中游离氨的浓度会对厌氧消化产生影响，当其质量浓度大于  $50\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时会有抑制作用。唐崇俭等<sup>[23]</sup>研究表明，对猪场废水进行厌氧处理时，当游离氨质量浓度为  $(180\pm 40)\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时，COD 去除率小于  $20\%$ 。本实验参考文献<sup>[24-25]</sup>中的公式对氨氮换算，得出废水中游离氨质量浓度可达  $68.4\sim 83.6\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，大于抑制浓度，所以会对厌氧消化中污染物的去除造成不利影响。

2) 进出水 TP 变化。猪场废水中除了含有大量的有机物和氮外，还含有较高浓度的磷。图 10 反映了 AnMBR 进出水 TP 的变化。废水经固液分离预处理后，AnMBR 进水中 TP 质量浓度在  $65\sim 98\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，膜产水中 TP 为  $62\sim 91\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率在  $5\%$  左右。AnMBR 主要是通过膜的拦截作用去除附着在消化污泥上的磷。宁建凤等<sup>[26]</sup>在 10 个规模化养猪场厌氧发酵系统对氮磷处理效果的研究中发现，硝态和亚硝态氮去除效果较好，TN、TP 和氨氮发酵后浓度有所升高，去除效果差。经 AnMBR 处理后的猪场废水还达不到排放要求，但富含养分的废水可用于还田。根据农田灌溉水质标准 (GB 5084-2005)，养殖废水用作农田灌溉时对氮磷未作具体要求，因此，废水后续处理主要针对 COD 的去除。通过 AnMBR 处理后的废水可大大降低后续处理负荷，减少处理成本。

## 2.5 膜组件性能及膜污染控制

1) 膜组件性能分析。膜组件运行性能是评

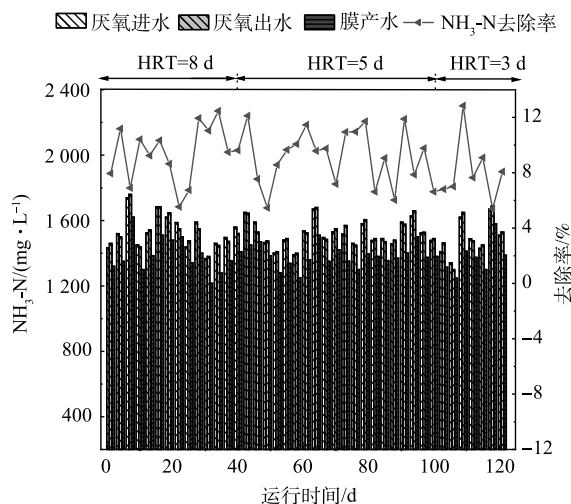


图 8 进出水  $\text{NH}_3\text{-N}$  及去除率

Fig. 8 Influent and effluent  $\text{NH}_3\text{-N}$  and its removal efficiency

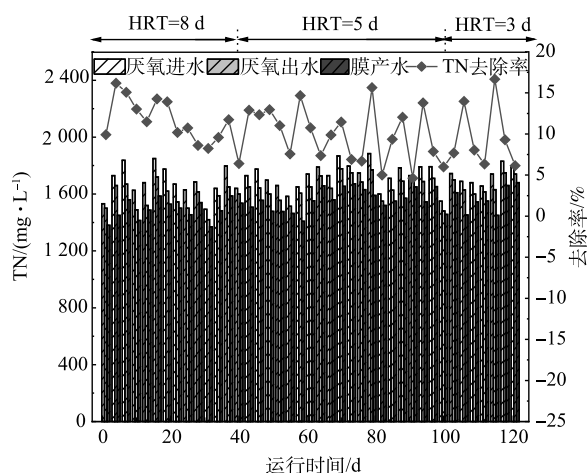


图 9 进出水 TN 及去除率

Fig. 9 Influent and effluent TN and its removal efficiency

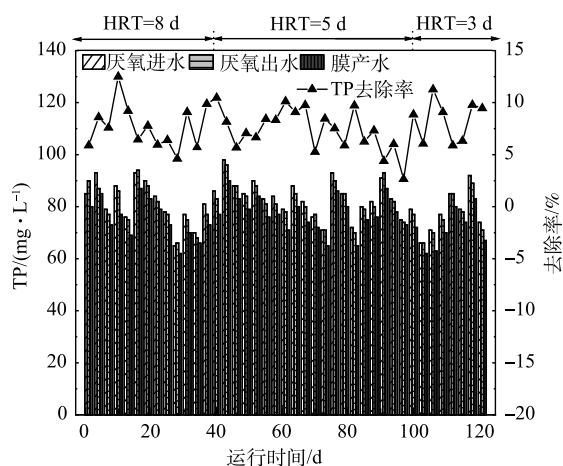


图 10 进出水 TP 及去除率

Fig. 10 Influent and effluent TP and its removal efficiency

价 AnMBR 运行效能的重要参数, 可以通过对膜组件运行过程中膜通量、跨膜压差 (TMP) 及清洗周期的监测可以判断膜污染情况以及膜组件运行是否正常。系统运行期间内, 膜初始通量为  $5 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 产水泵抽吸按抽 8 min 停 2 min 方式运行。由图 11 可知, 在 AnMBR 运行第 I 阶段 (HRT=8 d) 时, 膜组件运行 14 d, TMP 由最初 41 kPa 增大至 61 kPa, 膜通量出现跨越式下降, 由  $5 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$  降低至  $2.2 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。继续运行 6 d, TMP 上升到 78 kPa, 膜通量仅为  $1.6 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 此时需对膜组件清洗。在 HRT=8 d 阶段, 清洗周期为 20 d。运行第 II 阶段 HRT 为 5 d 时, 装置在第 47 d 时 TMP 增大至 60 kPa, 膜通量跨越式下降至  $2.8 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 随后继续运行 9 d, TMP 上升到 85 kPa, 需对膜组件进行清洗。在运行阶段为 HRT=5 d 时, 清洗周期下降至 16、15、14 d。当 HRT 进一步缩短至 3 d, TMP 增长速度显著加快, 运行 10 d 就达到了 86 kPa, 膜通量降至  $1.8 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 清洗周期也降低至 10 d。清洗周期的缩短与膜污染相关, 有实验表明, 随着 HRT 缩短, OLR 也随之升高, 微生物代谢活动受到影响, 使代谢产物 (EPS 和 SMP) 的含量和污泥粒径增加, 产生严重膜污染现象, 造成清洗周期缩短<sup>[27]</sup>。此外, 颗粒物、胶体、可溶性有机物、无机物等沉积在膜表面、孔隙和孔隙内壁, 使得膜孔径变小或者堵塞, 从而造成 TMP 升高和产水量下降<sup>[28]</sup>。本实验 TMP 与其他研究相比较, 主要是因为废水中颗粒物具有粘性, 以及处理水量、悬浮物浓度及粒径等因素相关。KORNBOONRAKSA 和许美兰等<sup>[29-30]</sup> 在处理猪场废水时发现, 与其他性质的污泥相比, 猪场废水中污泥粒径和浓度对膜的过滤性能影响明显, 污泥粒径减小和浓度提高更容易加剧膜污染。

2) 膜污染控制。当膜污染物主要为生物性有机污染时, 采用碱洗的方法进行控制; 为无机污染时, 采用酸洗的方法进行控制。本研究对污染的膜组件采用水冲洗加化学清洗的方式将膜表面附着的污染物去除。首先通过水冲洗将膜表面黏泥层剥离, 再分别进行碱洗、酸洗。碱洗时所用药剂为次氯酸钠, 质量浓度为  $3\sim 5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 浸泡 5 h; 酸洗所用药剂为柠檬酸, 质量浓度为  $3\sim 5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 浸泡 3 h。清洗后采用通量阶梯递增法对膜组件临界通量测定并与新膜进行比较。临界通量测定时的环境温度为  $25\sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$ , 污泥来自实验厌氧罐, 质量浓度为  $15.3\sim 18.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ , pH 为  $7.5\pm 0.3$ , 设定起始通量为  $3 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 通量阶梯设置为  $2 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 维持各通量下恒定运行 15 min, 测试结果如图 12 所示。可以发现, 在起始通量为  $3 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$  时运行 15 min, 新膜与清洗后的膜 TMP 均为 4 kPa。在膜通量小于  $9 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 运行过程中 TMP 增长缓慢, 当通量达到  $11 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$  时, TMP 增涨迅速, 此时新膜与清洗后膜的 TMP 分别为 36 kPa 和

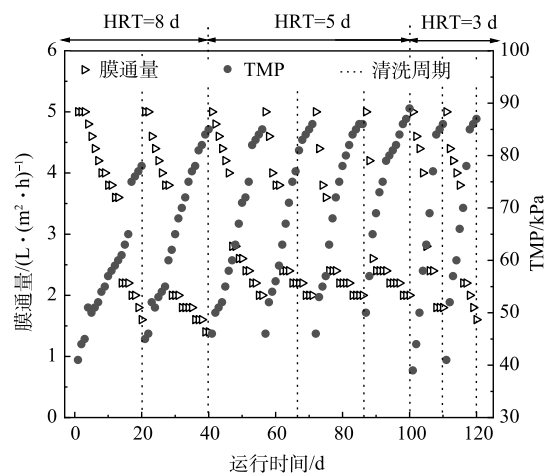


图 11 膜组件运行性能及清洗周期

Fig. 11 Membrane module operating performance and cleaning cycle

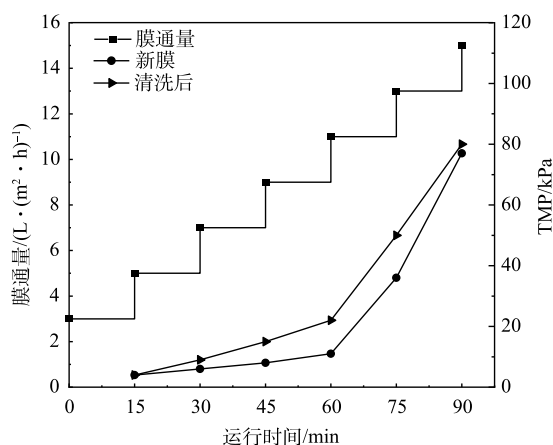


图 12 清洗后临界通量与新膜比较

Fig. 12 Comparison of critical flux between cleaned and new membrane



50 kPa, 继续增大膜通量后, TMP 的增长速率也迅速提高。当通量达到  $13 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$  时, 新膜和清洗后膜的 TMP 分别为 77 kPa 和 80 kPa。由此可见, 该膜的临界通量为  $9\sim 11 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 故膜组件稳定运行时通量控制为  $2\sim 5 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。通过水冲洗结合碱洗加酸洗浸泡的方式, 可有效去除膜污染, 恢复膜的过滤性能。乔玮等<sup>[31]</sup>利用平板膜处理猪场废水时, 经 0.1% 次氯酸钠和柠檬酸浸泡后, 膜的过滤性能得到明显恢复。

### 3 结论

1) 在中温条件下, 采用外部浸没式 AnMBR 处理猪场养殖废水, 分别在 HRT 为 8、5、3 d 3 个阶段连续运行 120 d, 装置运行稳定。系统去除 COD 效果良好, 抗冲击负荷能力强。在 HRT 为 5 d 时, 厌氧消化对 TCOD 去除率最高可达 61.2%, 经膜拦截后, TCOD 去除率达  $(80\pm 6)\%$ 。溶解性 COD 去除效果明显, 占 TCOD 去除的 55%。

2) 系统运行期间, 随着进水负荷提高, 沼气产量逐渐增加, 产率在  $0.38\sim 0.45 \text{ m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ , 具有较高的资源利用价值。

3) 膜组件运行过程中, 有机与无机污染物在膜表面沉积, 导致膜孔堵塞, 形成膜污染。随着处理负荷的增大, 清洗周期不断缩短。通过水冲洗与化学清洗的方式可有效去除污染物, 恢复膜通量。但清洗周期过于频繁, 会增加运行成本, 降低膜组件使用寿命。

### 参 考 文 献

- [1] 吴晓梅, 叶美锋, 吴飞龙. 我国规模化养猪场废水处理技术研究进展[J]. *福建农业科技*, 2018(1): 36-40.
- [2] 周营, 俞捷径, 戴睿智. 规模化养猪场养殖废水处理案例分析[J]. *中国资源综合利用*, 2020, 38(5): 199-201.
- [3] 单晓明. 猪场养殖废水的工艺案例及探讨[J]. *广东化工*, 2019, 46(9): 179-180.
- [4] 张慧凤, 王雅茜. 规模化养猪场废水处理分析及污染治理对策[J]. *中国资源综合利用*, 2021, 39(4): 183-185.
- [5] 孙凯, 陆晓峰, 周保昌. 厌氧膜生物反应器(AnMBR)处理高浓度豆制品废水的研究[J]. *膜科学与技术*, 2011, 31(4): 65-69.
- [6] 白玲, 蓝伟光, 严滨. 废水处理中膜生物反应器的研究进展[J]. *膜科学与技术*, 2008, 28(1): 91-96.
- [7] 刘婉岑, 李赞, 袁京. 厌氧膜生物反应器在畜禽养殖废水处理领域的应用机遇与挑战[J]. *中国沼气*, 2020, 38(6): 3-13.
- [8] LEE S M, JUNG J Y, CHUNG Y C. Novel method for enhancing permeate flux of submerged membrane system in two-phase anaerobic reactor[J]. *Water Research*, 2001, 35(2): 471-477.
- [9] 闫林涛, 黄振兴, 肖小兰. 厌氧膜生物反应器处理高浓度有机废水的中试研究[J]. *食品与生物技术学报*, 2015, 34(12): 1248-1255.
- [10] 董良飞, 周凯迪. 新型厌氧膜生物反应器城市污泥消化研究[J]. *常州大学学报(自然科学版)*, 2018, 30(1): 1-8.
- [11] S. S. M, EUGENIO G G, F. H R. Monitoring of the anaerobic methane fermentation process[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 1990, 12(10): 722-730.
- [12] 亓金鹏, 肖小兰, 张瑞娜. AnMBR处理高盐榨菜废水的运行效能及膜污染特性[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(2): 553-562.
- [13] XU, RUI, YANG, et al. Anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with food waste with different fat, oil, and grease contents: study of reactor performance and extracellular polymeric substances[J]. *RSC Advances*, 2015, 5(125): 103547-103556.
- [14] 王亮. 规模化猪场养殖废水高效脱氮除磷技术探究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
- [15] 韩伟铨, 颜成, 周立祥. 规模化猪场废水常规生化处理的效果及原因剖析[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(5): 989-995.
- [16] 邵一奇, 王电站, 颜成. 厌氧消化对猪场废水中溶解性和颗粒态有机物的组成与性质的影响[J]. *南京农业大学学报*, 2019, 42(4): 713-720.
- [17] JIANG M, WESTERHOLM M, QIAO W, et al. High rate anaerobic digestion of swine wastewater in an anaerobic membrane bioreactor[J]. *Energy*, 2020, 193(C): 116783.
- [18] 金鹏康, 刘柯君, 王先宝. 慢速可生物降解有机物的转化特性及利用[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(5): 2168-2174.
- [19] 李扬, 乔亮. 现代化养殖场粪污废水处理技术探讨[J]. *北京农业*, 2014(30): 297.
- [20] DAI W, XU X, LIU B, et al. Toward energy-neutral wastewater treatment: A membrane combined process of anaerobic digestion and nitrification-anammox for biogas recovery and nitrogen removal[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 279: 725-734.
- [21] 田林, 吴冰, 戴晓虎. 中温厌氧膜生物反应器处理高浓度有机废水的启动特性研究[J]. *中国科技信息*, 2016(Z1): 20-22, 14.
- [22] KATHERINE S, MANUEL A, ESTRELLA A, et al. Effect of ammonia on the methanogenic activity of methylaminotrophic methane producing archaea enriched biofilm[J]. *Anaerobe*, 2004, 10(1): 13-18.



- [23] 唐崇俭, 郑平, 金仁村. 猪场废水厌氧生物处理FAN抑制及其调控对策的研究[J]. *高校化学工程学报*, 2008, 22(4): 697-702.
- [24] 张树军, 彭永臻, 曾薇. 高氨城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(5): 751-756.
- [25] NIU Q, HOJO T, QIAO W, et al. Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 244: 587-596.
- [26] 宁建凤, 陈家欢, 李盟军. 规模化猪场新建厌氧发酵系统对废水氮、磷养分的处理效应[J]. *广东农业科学*, 2015, 42(23): 5-11.
- [27] 慕银银, 郭新超, 王小林. HRT对厌氧膜生物反应器混合液性质和膜(责任编辑: 曲娜)
- [28] 牛承鑫, 潘阳, 陆雪琴. 厌氧膜生物反应器(AnMBR)膜污染过程及控制方法研究进展[J]. *环境化学*, 2019, 38(12): 2851-2859.
- [29] KORNBOONRAKSA T, LEE S H. Factors affecting the performance of membrane bioreactor for piggery wastewater treatment[J]. *Bioresour Technol*, 2009, 100(12): 2926-2932.
- [30] 许美兰, 李元高, 叶茜. 厌氧旋转膜生物反应器处理畜禽养殖废水[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(23): 91-95.
- [31] 乔玮, 姜萌萌, SM W. 厌氧平板膜生物反应器连续处理猪场废水研究[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(12): 4502-4508.

## Performance of a pilot anaerobic membrane bioreactor treating swine wastewater

GE Yulong<sup>1</sup>, LIU Huidong<sup>1</sup>, ZHOU Qiang<sup>2</sup>, DONG Liangfei<sup>1,\*</sup>

1. School of Environmental and Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 2. Jiangsu Peier Membrane Co. Ltd., Yixing 214214, China

\*Corresponding author, E-mail: dlfi@cczu.edu.cn

**Abstract** Swine wastewater is a kind of wastewater with high concentration of organic pollutants, suspended solids and complex properties. Traditional anaerobic treatment has some problems such as loss of digested sludge, low efficiency and so on. In this study, a pilot-scale external submerged anaerobic membrane bioreactor was used to treat the actual wastewater from a pig farm. The designed water treatment capacity was  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . In three stages of HRT=8 d, 5 d, and 3 d, the bioreactor was operated continuously for more than 4 months. The biogas production of anaerobic membrane bioreactor, operation stability, pollutant removal efficiency, as well as membrane module operation performance and cleaning efficiency were investigated. The results showed that the ORP was between  $-486 \text{ mV}$  and  $-545 \text{ mV}$  during the system operation. With the shortening of HRT, the organic load increased from  $0.5 \sim 1.88 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  to  $5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ , and the biogas production increased gradually, the yield was between  $0.38$  to  $0.45 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ . The VFA/ALK was always less than  $0.1$  during the whole process, the system maintained a stable running. The removal efficiencies of TCOD, SCOD,  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TN, and TP were  $74\% \sim 86\%$ ,  $48\% \sim 68\%$ ,  $7\% \sim 12.8\%$ ,  $4.6\% \sim 16.7\%$ , and  $5\%$ , respectively. The removal efficiency of SCOD accounted for about  $55\%$  of TCOD. During the system operation, the initial membrane flux was set to  $5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ . At HRT of 8 d, the cleaning period was 20 d, and then it was reduced continuously. At HRT of 3 d, the cleaning period was only 10 d. The combination of water washing and chemical cleaning could effectively alleviate membrane fouling and restore membrane flux. The above research results can provide a reference for the engineering application of anaerobic membrane bioreactor to treat swine wastewater.

**Keywords** anaerobic membrane bioreactor; swine wastewater; pollutant removal; biogas production; membrane fouling