



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202206156 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

王潇, 肖小兰, 许之扬, 等. AnMBR 对高浓度餐厨废水的处理效能[J]. 环境工程学报, 2022, 16(11): 3728-3738. [WANG Xiao, XIAO Xiaolan, XU Zhiyang, et al. Performance of an anaerobic membrane bioreactor treating high concentration kitchen wastewater[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(11): 3728-3738.]

AnMBR 对高浓度餐厨废水的处理效能

王潇^{1,2}, 肖小兰^{1,2,✉}, 许之扬^{1,2}, 干永鹏^{1,2}, 冯永锐^{1,2}, 阮文权^{1,2}

1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122; 2. 无锡马盛环境能源科技有限公司, 无锡 214122

摘要 餐厨废水是一类高油、高盐、高氮等较为复杂的废水, 在传统厌氧处理中面临污泥漂浮流失、有机负荷低及 COD 去除效果差等问题。通过构建中试规模厌氧膜生物反应器 (anaerobic membrane reactor, AnMBR) 处理餐厨废水, 考察了 3 个运行阶段 (污泥驯化阶段、容积负荷 (volume loading rate, VLR) 提升阶段和污泥停留时间 (sludge retention time, SRT) 缩短阶段) 的厌氧消化性能、稳定性能、污泥性质和膜性能变化。结果表明, 在污泥驯化阶段, 低负荷 ($1.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$) 污泥驯化方式能够实现 AnMBR 的快速启动, 甲烷产率由 $227 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以 COD 计) 迅速提升至 $267 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, COD 去除率达到 99%。在 VLR 提升阶段, 当负荷由 $3.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 逐渐增加至 $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 甲烷产率由 $283 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 升高并稳定至 $335 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右, COD 去除率达到 98.5%。然而此阶段污泥浓度由 $13.39 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 迅速升高至 $45.59 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 从而导致膜污染加剧, 平均膜通量下降速率由 $0.53 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{d})^{-1}$ 增至 $0.78 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{d})^{-1}$ 。在 SRT 缩短阶段 (由 100 d 缩短至 40 d), 尽管排泥量由 $0.4 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 增加至 $1 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, 甲烷产率并没有受到明显影响, 仍稳定在 $335 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右, COD 去除率达到 98.9%。此外, 缩短 SRT 增大了排泥量, 反应器内污泥浓度由 $45.59 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $45.27 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 缓解了膜污染, 膜通量下降速率减缓到 $0.42 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{d})^{-1}$ 。在整个运行阶段, AnMBR 对毒性物质氨氮具有良好的耐受能力, 尽管体系内氨氮质量浓度高达 $2\ 600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, VFA/ALK 始终低于 0.04, 表明 AnMBR 不仅对外界环境变化有着较好的缓冲能力, 而且对消化体系的内源性抑制因素也有着良好的耐受能力。综上, AnMBR 在处理餐厨废水时表现了良好的处理性能和稳定性能。

关键词 厌氧膜生物反应器; 餐厨废水; 厌氧消化; 污泥性质

据国家统计局发布数据显示, 2020 年我国整体的餐厨垃圾产生总量达到 12 775 万^[1]。从化学成分来看, 餐厨垃圾主要由淀粉、纤维素、脂类、粗蛋白质、有机酸、无机盐以及一些 Ca、Mg、Fe、K 等微量元素组成^[2]。餐厨垃圾经过分离破碎、高温蒸煮、油提取和固液分离后, 形成高油、高盐、高氮及高有机物的餐厨废水^[3], 是餐厨垃圾处理的难点。根据文献报道^[4], 餐厨废水化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD)、氨氮和总氮质量浓度可分别达到 100 000、300 和 2 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这使餐厨废水成为水质富营养化的重要污染源, 如处置不当, 会引发一系列环境卫生、食品安全和人体健康问题。目前, 处理餐厨废水主要采用的处理方法为全混式厌氧消化 (continuous stirred tank reactor, CSTR)+好氧生物处理, 然而由于餐厨废水的复杂性, CSTR 在其处理工程中遇到污泥上浮或流失、泥水分离困难、微生物流失严重、产甲烷能力受抑制等诸多问题, 从而导致挥

收稿日期: 2022-06-30; 录用日期: 2022-09-29

基金项目: 国家重点研发计划绿色生物制造专项 (2021YFC2102200); 江苏省社会发展面上项目 (BE2020755); 无锡市科技成果转化产业化资金-“太湖之光”科技攻关 (C20212004); 中央高校基本科研业务费专项资金资助项目 (JUSRP122027)

第一作者: 王潇 (1997—), 女, 硕士研究生, 1335259186@qq.com; ✉通信作者: 肖小兰 (1986—), 女, 博士, 助理研究员, 516140212@qq.com

发性脂肪酸累积、处理负荷下降、处理效率降低等问题^[5]。此外,厌氧出水在后续好氧生化处理过程中,由于碳氮比失调需要投加大量的碳源,厌氧出水带泥也给好氧生化带来巨大的压力。因此,探索新型高效的餐厨废水处理方法迫在眉睫。

近年来厌氧膜生物反应器(anaerobic membrane bioreactor, AnMBR)逐渐引起人们广泛关注。AnMBR是一种将厌氧生物处理单元和膜分离技术有机结合的新型废水处理工艺,既保留了厌氧技术的诸多优点,膜组件的引入又可以完全截留微生物,实现污泥停留时间(sludge retention time, SRT)和水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)的有效分离,又利于厌氧菌的富集,提高系统的生物降解效率^[6-7]。在我们以往的研究中发现AnMBR的出水具有低COD和低COD/N的特征,在不额外投加碳源情况下,传统的硝化反硝化工艺难以实现高效脱氮,而部分亚硝化/厌氧氨氧化是基于两种自养菌(氨氧化菌和厌氧氨氧化菌)的新型污水脱氮工艺,适于处理低COD、低COD/N的厌氧工艺出水^[8],可节约至少60%的曝气量,且具有自养脱氮过程无需外加碳源、剩余污泥量少等优势。然而厌氧氨氧化菌生长缓慢、生存温度范围窄、难以富集等因素造成该过程对反应条件十分敏感,特别是高浓度有机物存在的条件下,会严重影响甚至抑制厌氧氨氧化菌的活性^[9]。因此,在AnMBR处理餐厨废水的工艺中既要保证运行负荷,又要提高处理效率,降低出水COD,从而减少其对厌氧氨氧化菌的抑制。CHENG等^[10]开展了中空纤维型厌氧膜生物反应器和全混合厌氧反应器处理配制的低油脂餐厨废水的小试研究,指出厌氧膜生物反应器在有机负荷为 $9.72 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 时生物气产量和有机物的去除效率均处于较高的水平并且优于全混合厌氧反应器。曹琦等^[11]研究了中温条件下外置式厌氧膜生物反应器处理模拟餐厨废水的效能,结果表明,有机负荷为 $15 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 时,各物质去除效果、产气效果以及系统运行的稳定性均处于最佳状态:出水COD保持在 $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,COD去除率达到90%以上,日平均产气量为 $177 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ 。由此可见,AnMBR工艺在处理餐厨废水方面具有较好的可行性,且其出水水质适用于部分亚硝化/厌氧氨氧化工艺。

然而,当前大多数学者仅针对AnMBR处理模拟餐厨废水的运行效果进行了实验室规模的小试研究,关于其在实际高浓度餐厨废水处理的研究和工程应用则较少。为此,本研究通过构建中试规模AnMBR,处理张家港市某餐厨垃圾处理厂餐厨废水,重点研究了缓慢阶段提负荷下AnMBR的厌氧消化性能、厌氧稳定性能、污泥性质以及膜性能的变化,分析了其内在的相互关系及可能原因,以期工业化应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置

本实验装置为中试规模的厌氧膜生物反应器(AnMBR),其结构及流程如图1所示。该系统主要由两部分组成:厌氧反应单元和膜单元。厌氧反应单元包括进水装置、主体厌氧罐、温控系统及在线监测系统。进水装置是采用蠕动泵来实现均匀进水。主体厌氧罐有效工作容积为40 L,通过自动加热装置、自动冷却装置及温度控制系统将厌氧罐温度维持在 $(39\pm 1)^\circ\text{C}$ 。膜单元主要由膜组件和循环泵组成,该膜组件采用外置管式超滤膜,膜材质为聚偏氟乙烯PVDF(MEMOS,德国),总膜面积为 0.08 m^2 ,截留分子质量为100 kDa。循环泵的功率为1.1 kW,流量为 $2 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ 。

1.2 接种污泥

本研究中厌氧膜生物反应器的接种污泥取自张家港市某餐厨垃圾处理厂内处理餐厨废水的厌氧絮状污泥,其本身对餐厨废水有较好的适应能力。接种污泥的MLSS为 $10.11 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,MLVSS/MLSS为0.85,接种量为40 L。

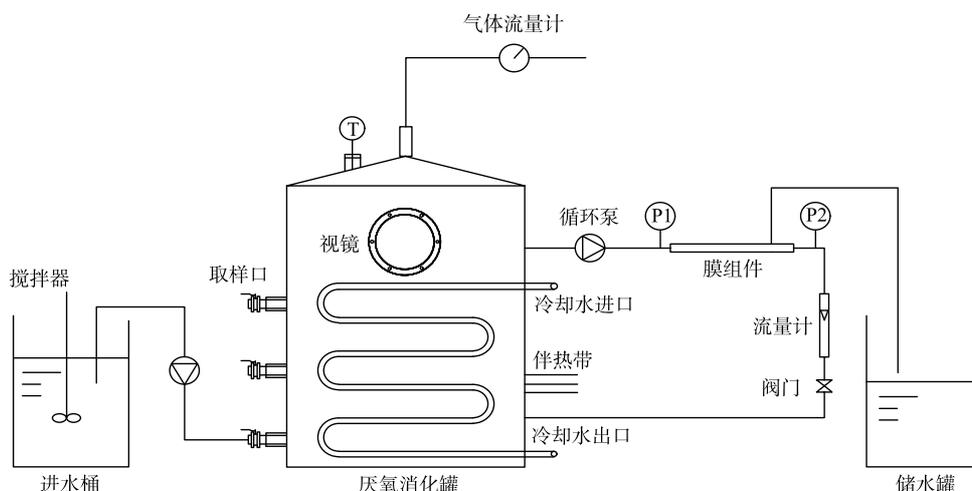


图1 AnMBR装置示意图

Fig. 1 Diagram of AnMBR

1.3 餐厨废水水质

本实验中所用餐厨废水为张家港市某餐厨垃圾处理厂内餐厨垃圾经过高温蒸煮、三相分离工艺后得到的餐厨废水，其具体性质如下：COD为 $(121\ 470\pm 12\ 930)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $(325\pm 45)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，pH为 3.6 ± 0.3 ，电导率为 $(10.9\pm 2.3)\text{ ms}\cdot\text{cm}^{-1}$ ，脂肪为 $(5.9\pm 0.3)\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。该餐厨废水含有高浓度有机质及悬浮固体，MLSS为 $19.32\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，为浆状。

1.4 实验设计

如表1所示，AnMBR分为3个运行阶段：第I阶段(0~10 d，污泥驯化阶段)，保持低负荷 $(1.5\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1})$ 运行，每天监测出水水质和产气变化，体系正常产气、出水水质良好标志着污泥驯化的初步完成。第II阶段(11~100 d，容积负荷(VLR)提升阶段)，每天排泥0.4 L以控制SRT=100 d，缓慢阶段提高容积

表1 不同阶段下AnMBR运行参数

Table 1 Parameters for AnMBR at different operation stages

阶段	时间/d	容积负荷/ $(\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1})$	SRT/d
I	0~10	1.5	不排泥
II	10~100	3.0~12.0	100
III	100~120	12.0	40

负荷，反应器在进水负荷 3.0 、 4.5 、 6.0 、 7.5 、 9.0 、 10.5 和 $12.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 下各运行了10 d，随后为了保证出水水质良好，最终稳定在 $12.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 的负荷下持续运行，考察容积负荷提升过程中反应器运行性能变化。第III阶段(100~120 d，污泥停留时间(SRT)缩短阶段)，保持容积负荷为 $12.0\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，每日排泥由0.4 L增加到1 L以控制SRT=40 d，考察运行性能和膜污染减缓情况。

1.5 分析方法

COD、氨氮、VFAs、碱度(alkalinity, ALK)、MLSS和MLVSS测定根据《国家水和废水监测分析方法》^[12]。其中COD采用重铬酸钾法测定，用硫酸汞掩蔽 Cl^- ；氨氮采用纳氏试剂法进行测定；VFAs采用总量比色法测定；ALK采用电位滴定法测定，以 CaCO_3 计；MLSS、MLVSS采用 $105\text{ }^\circ\text{C}$ 烘箱烘干法和 $600\text{ }^\circ\text{C}$ 马弗炉灼烧法测定。pH采用玻璃电极法测定；沼气产量采用湿式气体流量计测定；甲烷含量采用便携红外沼气分析仪(Gasboard-3200 Plus，湖北锐意自控系统有限公司制)测定。

2 结果与讨论

2.1 AnMBR厌氧消化性能分析

1) 容积负荷与沼气产量、甲烷产率变化情况。本研究所使用的餐厨废水中有机质浓度很高，COD高达 $100\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，通过厌氧消化可以将其中有机质转化成 CH_4 ，从而实现能源的高效回收，具

有重要的经济价值^[13]。为此,监测了 AnMBR 在不同运行阶段下的产气变化情况,结果如图 2 所示。第 I 阶段为污泥驯化阶段,采取低负荷启动方式,控制进水量保持反应器的容积负荷稳定在 $1.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。该阶段沼气产量平均在 $30 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$,甲烷含量由 47% 逐渐升高到 56%,甲烷产率在 10 d 内由 $227 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以 COD 计) 升高至 $267 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$,完成了快速启动。分析其原因可能为,膜的截留作用使污泥完全截留在体系内,无限长的 SRT 有利于产甲烷菌的生长和富集,因此,在较短时间内可以实现反应器的快速启动^[14]。此外,理论上在标准状态下还原 1 gCOD 产生 0.35 L 甲烷^[15],然而第 I 阶段甲烷产率并未达到理论值,可能为该阶段反应器处于初步启动过程,产甲烷菌并未完全激活,因此甲烷产率低于标态下的 $350 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

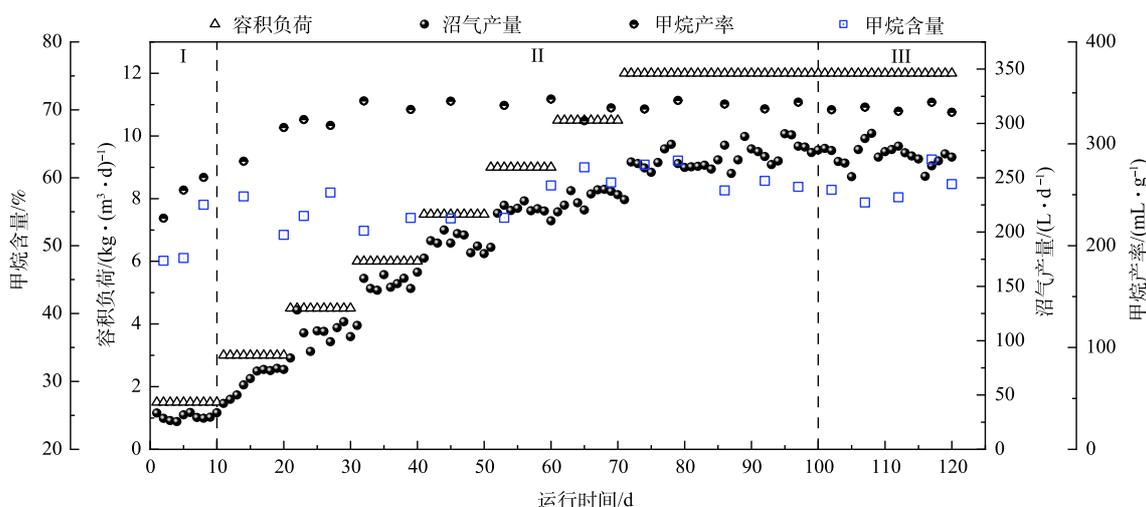


图 2 容积负荷、沼气产量和甲烷产率变化

Fig. 2 Change in volume loading, biogas production and CH_4 yield rate in AnMBR

随后进入第 II 阶段 (10~100 d), 此阶段控制 $\text{SRT}=100 \text{ d}$, 缓慢阶段提高负荷, 容积负荷由 $3.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 逐步提升至 $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 提升梯度为 $1.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 并在每一容积负荷情况下各运行 10 d。随着容积负荷由 $3.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提升至 $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 平均沼气产量由 $63 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 逐步提高至 $270 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, 甲烷产率也逐渐由 $283 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 升高并稳定至 $335 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右, 接近理论甲烷产率 $350 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ^[15]。期间除了 60~65 d(容积负荷为 $10.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$) 时反应器沼气产量因受负荷冲击影响而没有呈现增加趋势、甲烷产率出现过短暂轻微下降随后迅速恢复以外, 其余时间反应器的沼气产量和甲烷产率均未受到影响, 系统的产气效果良好, 说明在负荷提升过程中, 产甲烷菌活性并没有显著受到负荷提升的影响, 相反的其在负荷提升过程中得到激活, 产甲烷性能得到提升。膜的截留使得反应器内微生物量得到快速提升, 不断提升的负荷也为微生物提供了营养物质, 激发了微生物活性^[16]。

随着反应器不断运行, 污泥浓度逐渐升高, 导致膜通量衰减严重, 因此第 III 阶段加大排泥量尝试缓解膜污染, 排泥由 0.4 L 增加到 1 L 以控制 $\text{SRT}=40 \text{ d}$, 并保持容积负荷 $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 运行 20 d。在此期间沼气和甲烷产率相较于第 II 阶段末期无明显变化, 所对应的平均值分别为 $271 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $335 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。可以看出加大排泥量尽管会导致污泥浓度降低, 但沼气和甲烷产率均没有受到影响, 表明其微生物活性在排泥之后有所提升。分析原因可能为加大排泥量使更多的毒性物质随之外排, 提高了体系内微生物活性。根据闫林涛等^[4]的研究, 排泥过程中体系内累积的无机物、难降解有机物也随之被排出反应器外, 降低了有毒有害物质对微生物的影响, 从而有利于产甲烷活性提升。

2) COD 去除效果。图 3 反映了 AnMBR 在不同运行阶段下的进出水 COD 及去除率的变化情况。由图 3 可以看出在整个运行过程中 AnMBR 的进水 COD 波动较小, 为 $108\ 800\sim 140\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 I 阶段控制容积负荷为 $1.5\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 由于接种污泥取自现场处理餐厨废水的厌氧反应器内, 活性较高, 对原水有较好的适应性, 且膜对悬浮物质和大分子有机物有截留作用, 因此, 处理效果较好, 出水 COD 稳定在 $700\sim 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率达到 99.0%。

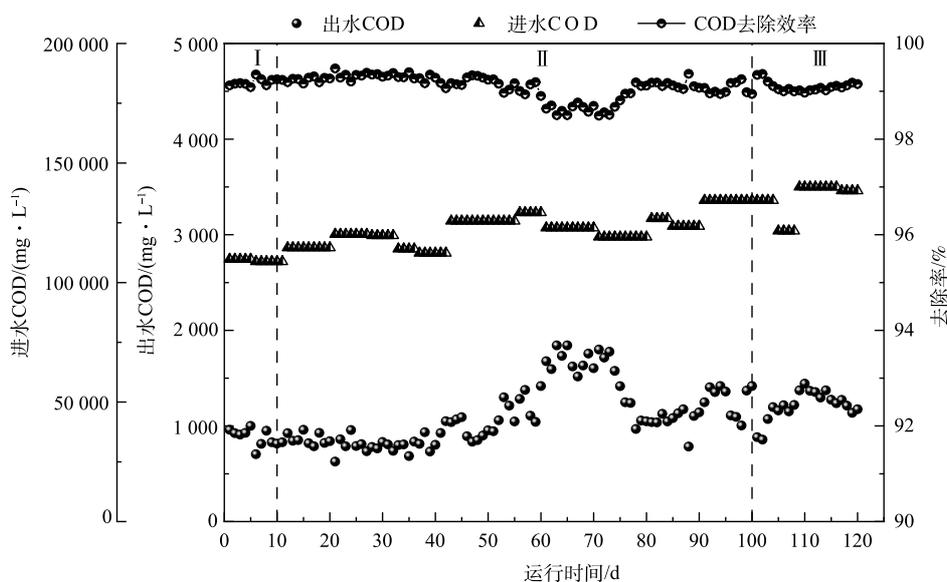


图 3 COD 去除率变化

Fig. 3 Variations of COD removal efficiency in AnMB

随后进入第 II 阶段, 当容积负荷由 $3.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 逐渐升到 $7.5\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 出水 COD 稳定在 $700\sim 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当容积负荷由 $9.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升高至 $10.5\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 出水 COD 略有升高, 由 $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高至 $1\ 700\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 可能是由于进水水量的变化引起容积负荷增加形成了冲击负荷, 导致出水 COD 有所升高。然而继续提升容积负荷至 $12.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 反应器内污泥通过不断运行驯化, 最终出水 COD 稳定在 $1\ 000\sim 1\ 400\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 整个阶段 COD 去除率 $> 98.5\%$ 。由此可见, 冲击负荷对 AnMBR 运行产生影响后能在较短时间内恢复, 表明 AnMBR 具有较强的耐冲击性和良好的 COD 去除效率。白玲^[17]采用 AnMBR 处理啤酒废水, 实验过程中有 2 次的容积负荷大幅度提高, 分别由 $8.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 提升至 $15.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和由 $10.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 提升至 $17.5\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 但 COD 去除率一直稳定在 92% 以上, 且均在负荷提升 12 d 后就上升至 95%, 也展现出了 AnMBR 优秀的抗冲击负荷能力。

当反应器运行到第 100 天时, 发现污泥浓度不断升高, 膜污染加剧, 因此, 在第 III 阶段加大排泥, 每日排泥 1 L 控制 $\text{SRT}=40\ \text{d}$ 。该阶段出水 COD 无明显变化, 稳定在 $850\sim 1\ 400\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这说明虽然加大了排泥量, 更多生物量被排出, 但其代谢活性没有降低, COD 去除率仍在 98.9% 以上, 进一步验证了 AnMBR 具有良好的稳定性和高效的处理率。相关研究表明, 排泥可以通过排出体系内的部分无机物质和难降解有机物, 从而有效改善微生物活性, 提高厌氧消化能力^[18]。此外根据 TANG 等^[19]的研究, 非致毒性的有机物仅在高浓度下会影响厌氧氨氧化菌的活性, 在低浓度下有机物可能会对厌氧氨氧化菌有一定的益处。因此, 该厌氧膜出水低 COD 和高氨氮的特性使其具有通过部分亚硝化/厌氧氨氧化工艺进行深度脱氮的潜力。

3) 物料平衡分析。图 4 反映了 AnMBR 运行结束时 (第 120 天, 容积负荷为 $12.0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$) 进

出料 COD 之间的物料平衡。在长期连续厌氧消化过程中, 进料的 TCOD 转化为甲烷的 COD、膜出水 COD 以及随污泥排放的 COD, 其中转化为甲烷的 COD 达到 94.6%(甲烷产量/每天的进水总 COD), 膜出水与排泥所占 COD 分别为总进料的 0.6% 和 4.8%。由此可见, AnMBR 发酵系统中大部分有机物转化为了甲烷, 表明其具有良好的消化效率。产生此现象的原因可能是由于膜的截留作用, 反应器内能维持较高的微生物量, 利于产甲烷菌生长, 从而提高了有机质降解效率^[20]。因此, 基于物料平衡可知, AnMBR 在处理高浓度餐厨废水过程中具有高效的甲烷转化率和良好的有机物去除效果。

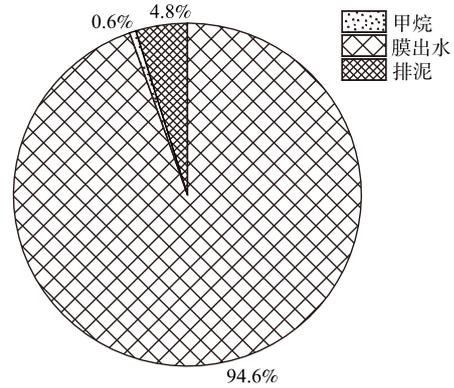


图 4 AnMBR 运行结束时 COD 质量平衡

Fig. 4 The COD mass balance at the end of AnMBR operation

2.2 AnMBR 厌氧稳定性分析

1) pH、VFA 和 ALK。pH、挥发性脂肪酸 (volatile fatty acid, VFA) 和碱度 (alkalinity, ALK) 是衡量厌氧消化系统稳定性的重要指标。根据 LIU 等^[21]的报道, 当有机负荷较高时, 厌氧消化过程极易酸化, 从而抑制有机物的去除效率。因此通过对这些指标的跟踪监测, 能够及时了解 AnMBR 的运行状况, 从而做出相应的反馈和调控, 保证反应器的正常运行。

图 5 反映了 AnMBR 在 3 个阶段下的 pH、VFA、ALK 的变化。在整个实验阶段, AnMBR 体系内 VFA 质量浓度均低于 300 mg·L⁻¹, ALK 由 6 000 mg·L⁻¹ 左右逐渐升至 9 000 mg·L⁻¹ 左右并稳定在 9 000~10 000 mg·L⁻¹, VFA/ALK 的值低于 0.04。有研究^[22-23]表明, VFA/ALK 的值可以用来判断厌氧消化系统的稳定性, 其安全范围为 VFA/ALK<0.4, 在此范围内系统酸化风险低; 而当 VFA/ALK 在 0.4~1.0 时, 厌氧体系产甲烷过程受到影响, 导致系统失稳, 存在酸化甚至崩溃的风险。在 3 个阶段中, 高 ALK 使得体系内 VFA/ALK 的值始终低于 0.04, 远远小于失稳值 0.4。这说明尽管餐厨废水中有机质浓度很高, 但是 AnMBR 较强的抗冲击负荷能力依然可以保证发酵体系的稳定运行。此

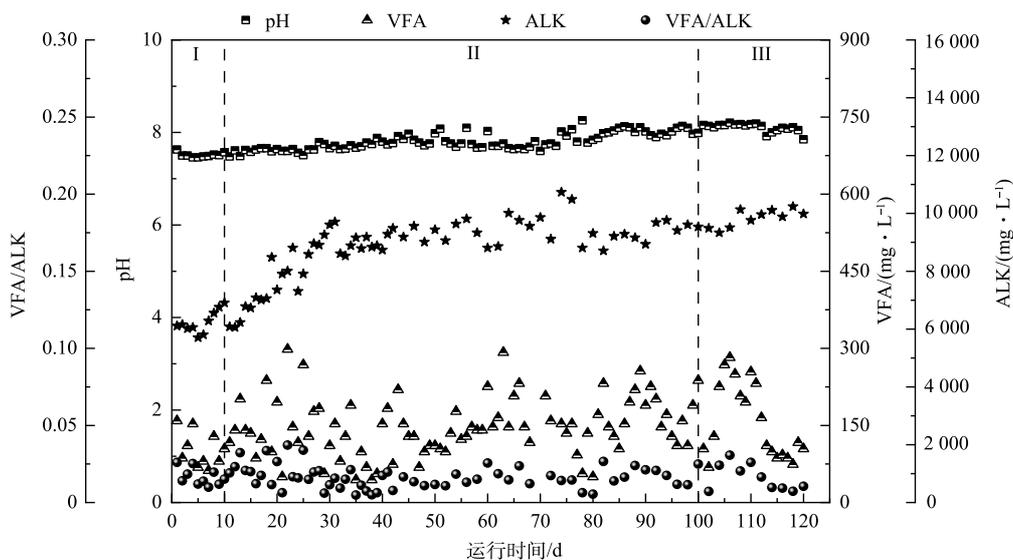


图 5 pH、VFA、ALK、VFA/ALK 变化

Fig. 5 pH, VFA, ALK and VFA/ALK variations during operating process

外, 虽然原水 pH 在 3.3~3.9, 且不经调节直接进入反应器, 然而在 AnMBR 稳定运行过程中, 厌氧系统的 pH 基本可以维持在 7.83 ± 0.36 , 表明 AnMBR 系统中的高生物量能够迅速将原水中自然酸化产生的 VFA 转化成甲烷, 从而有效避免了反应器酸化的可能性。白玲等^[17]在采用浸没式厌氧膜生物反应器处理啤酒废水时 VFA/ALK 的值低于 0.25; 亓金鹏等^[24]在采用厌氧膜生物反应器处理高盐榨菜废水的研究中 pH 保持在 7.1 以上, VFA/ALK 的值始终低于 0.15; 姚军强等^[25]在采用浸没式厌氧膜生物反应器处理垃圾渗滤液时 pH 保持在 7.95 左右, VFA/ALK 的值低于 0.02。以上研究均未出现酸化的现象, 这也充分证明了 AnMBR 具有良好的稳定性和抗冲击负荷能力。

2) 氨氮质量浓度变化。高浓度有机废水中含有一定量的蛋白质、氨基酸等有机氮源, 一部分有机氮在厌氧消化过程中用于合成细胞物质, 而绝大部分则被生物降解为氨氮。张存胜^[13]研究表明, 发酵液中一定量的氨氮可以中和 VFA 的酸性, 有助于维持厌氧消化稳定性能, 但过高的氨氮会对微生物产生毒害作用, 尤其是产甲烷菌, 从而抑制厌氧消化效率。有鉴于此, 本实验对出水氨氮进行了跟踪测定, 结果如图 6 所示。整个厌氧消化过程的进水氨氮质量浓度在 $280 \sim 370 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。出水氨氮在第 I 阶段 (1~10 d) 为 $860 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 无明显变化; 但是在第 II 阶段 (11~100 d), 氨氮随着容积负荷增加而稳步增加, 最终在 $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 的容积负荷下稳定在 $2650 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右; 在第 III 阶段 (101~120 d), 氨氮稳定在 $2680 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 无明显增加。结合本文 2.1.2 节中的 COD 降解效率分析, 可以认为该废水中的有机氮在厌氧消化过程中得到了充分转化。

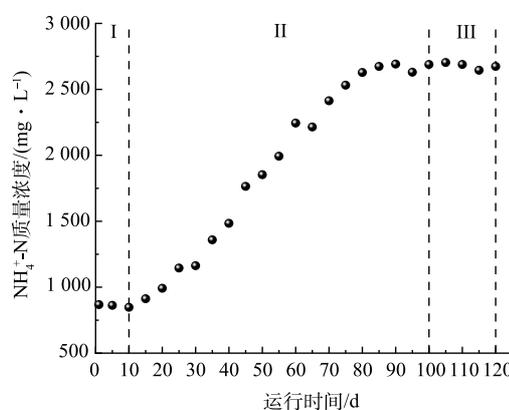


图 6 出水氨氮质量浓度变化

Fig. 6 NH_4^+ -N variation during operating process

PROCHAZKA 等^[26]研究发现氨氮质量浓度为 $50 \sim 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时利于厌氧消化; $200 \sim 1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时没有明显拮抗作用; 在 $1500 \sim 3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 会受到抑制, 尤其在高 pH 厌氧体系; 超过 $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 厌氧消化过程在任何 pH 条件下微生物均会受到不同程度的抑制。LI 等^[27]报道, 当氨氮质量浓度为 $2500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 甲烷产率从 83% 降至 28%。然而在本研究中, 尽管 AnMBR 内氨氮质量浓度高达 $2600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上, 但是有机物的去除和沼气生产强度依然保持在较高水平, 其承受的容积负荷仍能达到 $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 甲烷产率稳定在 $330 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右, COD 去除率 $> 98.5\%$, VFAs/ALK 小于 0.04。由此可见, AnMBR 不仅对外界环境变化有着较好的缓冲能力, 而且对消化体系的内源性抑制因素也有着良好的耐受能力。

2.3 污泥性质变化分析

MLVSS/MLSS 的值可表征厌氧活性污泥分解有机物的能力, 即污泥活性, 正常范围为 0.4~0.85, 过高则污泥絮凝性较差、易漂浮流失, 过低则活性太低、体系厌氧消化性能下降^[28]。由于餐厨废水中含有一定量的悬浮性固体, 伴随着每天的连续进水, 部分固体有机成分被迅速水解和降解, 未降解的悬浮性固体易造成反应器内 MLSS 和 MLVSS 的累积; 此外, 污泥生物量的缓慢增殖和累积以及膜对污泥的截留作用也均会引起 MLSS 和 MLVSS 质量浓度的变化, 因此, 对反应器启动和运行过程中 MLSS 和 MLVSS 质量浓度进行了跟踪测定。

MLSS、MLVSS 以及 MLVSS/MLSS 比值的变化情况如图 7 所示。在第 I 阶段, 由于进水负荷较低, 反应器内 MLSS 和 MLVSS 增加缓慢, 其质量浓度分别由 $10.11 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $8.69 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至

11.56 g·L⁻¹ 和 9.68 g·L⁻¹; MLVSS/MLSS 较高, 在 0.85 左右。从第 II 阶段开始, 尽管排泥 400 mL 控制 SRT=100 d, 但是由于微生物的快速生长和富集, MLSS 和 MLVSS 仍保持逐渐增长趋势, 其质量浓度分别由 13.39 g·L⁻¹ 和 9.44 g·L⁻¹ 升高至 45.59 g·L⁻¹ 和 33.28 g·L⁻¹, 其平均增长速率分别为 0.366 g·(L·d)⁻¹ 和 0.271 g·(L·d)⁻¹。MLVSS 缓慢增加可能是由于原水中的有机悬浮固体物质得到有效降解没有发生显著积累, 而 MLSS 较 MLVSS 升高较快可能是由于膜对无机物的截留导致其在反应器内发生累积^[29]。MLVSS 的缓慢增加和 MLSS 的快速增加导致了 MLVSS/MLSS 较第 I 阶段有所下降, 稳定在 0.70 左右。

由于在第 II 阶段 MLSS 和 MLVSS 的累积增加了膜过滤阻力, 从而降低了膜通量。为了缓解 MLSS 和 MLVSS 的增加, 减轻膜过滤阻力, 在第 III 阶段加大排泥, 排泥 1 L 控制 SRT=40 d。运行一段时间后发现 MLSS 和 MLVSS 呈降低趋势, 分别稳定在 45.27 g·L⁻¹ 和 32.82 g·L⁻¹ 左右, 进一步证明加大排泥量有利于缓解污泥浓度地增加。POLLICE 等^[30] 研究也表明缩短 SRT 可以有效控制反应系统中的污泥浓度。然而 MLVSS/MLSS 较第 II 阶段末期有所上升, 稳定在约 0.725, 说明加大排泥可以减缓无机物累积。综上可知, AnMBR 在处理高浓度、高有机物的餐厨废水时, 需要定期排泥防止无机物累积及有机质降解不完全, 以维持厌氧稳定性。

2.4 膜性能变化分析

膜的运行性能是评价厌氧膜生物反应器运行效能的重要参数。图 8 反映了 AnMBR 运行期间膜通量变化情况。据杨磊^[31] 报道, 混合液中的污泥直接与膜表面接触, 其浓度大小代表了混合液中的微生物、代谢产物的多少, 所以污泥浓度是影响膜污染最直接的因素之一。在运行初期阶段 (第 I 阶段, 1~10 d), 反应器内污泥浓度较低, 为 10.11 g·L⁻¹, 因此, 初始通量较高, 为 33.74 L·(m²·h)⁻¹。随着反应器的运行, MLSS 由 10.11 g·L⁻¹ 逐渐升高至 11.56 g·L⁻¹, 膜过滤阻力增加, 膜通量不断下降, 第 10 天降至 28.66 L·(m²·h)⁻¹, 平均下降速率为 0.51 L·(m²·h·d)⁻¹。随后第 11 天 (第 II 阶段) 开始排泥 0.4 L 控制 SRT=100 d, 随着反应器运行, 膜通量稍有改善, 提升至 29.38 L·(m²·h)⁻¹, 且下降速率减缓, 第 11~21 天平均下降速率为 0.29 L·(m²·h·d)⁻¹, 说明排泥有利于缓解膜污染。第 22~39 天, 随着 MLSS 升高膜通量下降速率逐渐增大; 然而第 40 天膜通量下降速率显著增大, 甚至达到 1 L·(m²·h·d)⁻¹, 可能是由于排泥量较少, MLSS 仍以较快速率增长, 由 18 g·L⁻¹ 迅速升高至 25 g·L⁻¹, 从而导致膜污染变严重^[32]。研究^[33] 发现反应器长期连续运行会导致污泥中的微粒、胶体粒子或溶质大分子在膜表面和膜孔内吸附聚集, 并且反应器中污泥浓度的快速增加会导致膜污染迅速发生, 与本

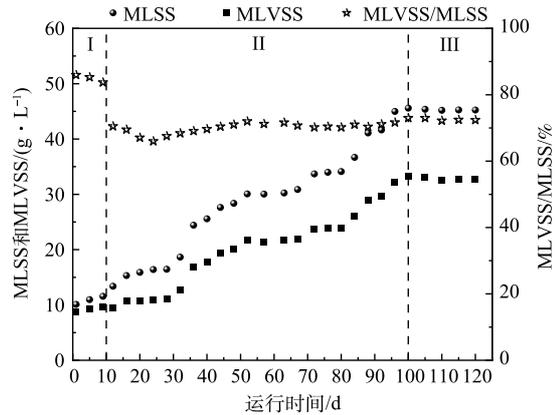


图 7 MLSS、MLVSS、MLVSS/MLSS 变化

Fig. 7 MLSS, MLVSS and MLVSS/MLSS variations during operating process

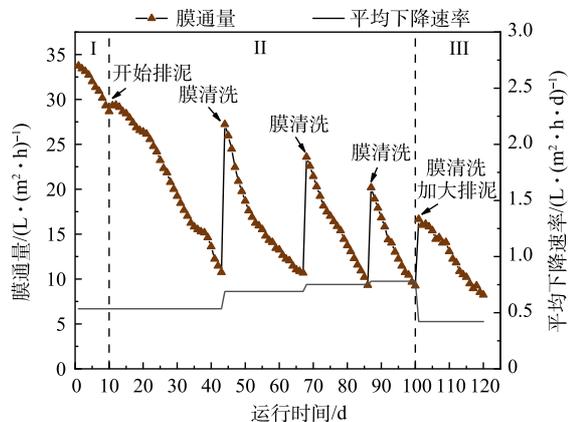


图 8 膜通量变化

Fig. 8 Flux profile during operating process

研究现象相同。由图8可以看出,前3次膜清洗后平均膜通量下降速率持续增加,由 $0.53 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{d})^{-1}$ 增加到 $0.78 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{d})^{-1}$,因此,在第4次膜清洗(第Ⅲ阶段,101 d)后通过加大排泥量尝试缓解膜通量衰减速率,每日排泥增加至1 L。第101~120天MLSS呈降低趋势,由 $45.59 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $45.27 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均膜通量下降速率显著降低,由 $0.78 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{d})^{-1}$ 降低到 $0.42 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{d})^{-1}$,说明排泥有利于改善污泥性质,缓解膜污染。其原因可能是体系内污泥浓度下降并且某些引起膜污染的特征性物质(如丝状菌等)被排出了系统,从而减缓了膜污染^[34]。

本研究为了保证足够的进水负荷,当膜组件的通量低于 $10.00 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 时进行在线膜清洗,清洗方式为30 min清水+60 min 0.5% NaClO溶液+10 min清水+60 min 0.5%盐酸溶液+30 min清水。由图8可见,AnMBR的膜组件在120 d内共清洗了4次,第44、68、87和101天清洗后的膜通量分别恢复到 27.23 、 23.59 、 20.18 和 $16.66 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$,平均膜通量下降速率分别为 0.53 、 0.69 、 0.75 、 0.78 和 $0.42 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{d})^{-1}$ 。由此可见,每次清洗后膜的初始通量均有所下降,且清洗周期显著变短,膜通量下降速率也逐渐增大。这说明不可逆污染加强。每次清洗后的5 d内膜通量均会迅速下降,可能是酸碱清洗只对膜起到了一个即时清洗效果,而反应器内微生物的生长和富集使膜面有机污染物迅速累积,导致膜污染加剧,造成了膜过滤阻力的增加,引起膜通量明显下降^[35]。第Ⅲ阶段平均膜通量下降速率的降低说明排泥可以有效减缓膜污染,因此,在AnMBR处理高浓度餐厨废水时需要及时排泥,从而提高膜过滤性能。

3 结论

1) 中试规模AnMBR对餐厨废水表现出良好的处理性能,在最大容积负荷为 $12.0 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 时,COD去除率和甲烷产率分别达到98.5%和 $330 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 以上,且AnMBR出水低COD、低COD/N的特性使其具备通过部分亚硝化/厌氧氨氧化工艺进行深度脱氮的潜力。

2) AnMBR具有良好的厌氧稳定性能,在整个运行过程VFA/ALK保持在0.04以下,且对氨氮有良好的耐受能力。

3) 增大排泥量可以有效减缓AnMBR内无机物的累积,改善微生物活性和污泥性质,从而缓解膜污染,降低膜污染速率。

参 考 文 献

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[J]. 北京: 中国统计出版社, 2021.
- [2] 吴阳春. 餐厨垃圾废水中温厌氧消化试验研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2011.
- [3] 姜萌萌, 林敏, 郑晓宇, 等. 高温厌氧膜生物反应器处理餐厨废水的启动[J]. 中国环境科学, 2020, 40(12): 5318-5324.
- [4] 闫林涛, 黄振兴, 肖小兰, 等. 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.
- [5] APPELS L, BAEYENS J, DEGREVEVA J, et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge[J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2008, 34(6): 755-781.
- [6] 于潘芬, 张文哲, 于晓, 等. 厌氧膜生物反应器在污泥厌氧消化中的应用[J]. 环境工程, 2018, 36(11): 35-39.
- [7] CHEN R, NIE Y L, HU Y S, et al. Fouling behaviour of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in a submerged anaerobic membrane bioreactor treating low-strength wastewater at room temperature[J]. *Journal of Membrane Science*, 2017, 531: 1-9.
- [8] CAO Y, VAN LOOSDRECHT M C, DAIGGER G T. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017, 101(4): 1365-1383.
- [9] 汪瑶琪, 喻徐良, 陈重军, 等. 有机物对厌氧氨氧化菌活性影响研究进展[J]. 化学通报, 2017, 80(2): 173-178.
- [10] CHENG H, HIRO Y, HOJO T, et al. Upgrading methane fermentation of food waste by using a hollow fiber type anaerobic membrane bioreactor[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 267: 386-394.
- [11] 曹琦. 外置式厌氧膜生物反应器处理餐厨垃圾废水研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2019.
- [12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境

- 科学出版社, 2002.
- [13] 张存胜. 厌氧发酵技术处理餐厨垃圾产沼气的研究[D]. 北京: 北京化工大学, 2013.
- [14] 晏习鹏, 肖小兰, 亓金鹏, 等. 中试厌氧膜生物反应器对剩余污泥的消化效果[J]. 中国给水排水, 2020, 36(19): 1-8.
- [15] 野池达野. 甲烷发酵[M]. 北京: 化学工业出版社, 2014.
- [16] 戴金鑫, 牛承鑫, 潘阳, 等. 基于厌氧膜生物反应器的剩余污泥-餐厨垃圾厌氧共消化性能[J]. 环境科学, 2020, 41(8): 3740-3747.
- [17] 白玲. 浸没双轴旋转厌氧膜生物反应器的研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2008.
- [18] ALIBARDI L, BERNAVA N, COSSU R, et al. Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 284: 130-138.
- [19] TANG C J, ZHENG P, ZHANG L, et al. Enrichment features of anammox consortia from methanogenic granules loaded with high organic and methanol contents[J]. *Chemosphere*, 2010, 79(6): 613-619.
- [20] 戴金鑫, 牛承鑫, 潘阳, 等. 基于厌氧膜生物反应器的剩余污泥-餐厨垃圾厌氧共消化性能[J]. 环境科学, 2020, 41(08): 3740-3747.
- [21] LIU X, WANG W, SHI Y C, et al. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: effect of organic loading rate[J]. *Waste Management*, 2012, 32(11): 2056-2060.
- [22] JEISON D, VAN LIER J B. Cake layer formation in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284(1): 227-236.
- [23] XU R, YANG Z H, CHEN T, et al. Anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with food waste under different fat, oil, grease contents: Study on reactor performance and extracellular polymeric substances[J]. *RSC Advances*, 2015, 125: 103547-103556.
- [24] 亓金鹏, 肖小兰, 张瑞娜, 等. 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.
- [25] 姚军强, 刘媛, 郑晓宇, 等. 浸没式厌氧膜生物反应器处理垃圾渗滤液的连续运行性能研究[J]. 环境工程, 2021-11-5.
- [26] PROCHAZKA J, DOLEJS P, MACA J, et al. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, 93(1): 439-447.
- [27] LI Y, ZHANG Y, SUN Y M, et al. The performance efficiency of bioaugmentation to prevent anaerobic digestion failure from ammonia and propionate inhibition[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 231: 94-100.
- [28] 李琦, 席北斗, 李东阳, 等. 腐殖酸含量对污泥厌氧发酵过程产 CH_4 效率的影响[J]. 环境科学研究, 2019, 32(5): 875-880.
- [29] YE J X, MU Y J, CHENG X, et al. Treatment of fresh leachate with high-strength organics and calcium from municipal solid waste incineration plant using UASB reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(9): 5498-5503.
- [30] POLICE A, LAERA G, SATURNO D, et al. Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage[J]. *Journal of Membrane Science*, 2008, 317(1): 65-70.
- [31] 杨磊. 膜生物反应器工艺污泥性质与膜渗透性能研究[D]. 邯郸: 河北工程大学, 2018.
- [32] 孟凡刚. 膜生物反应器膜污染行为的识别与表征[D]. 大连: 大连理工大学, 2007.
- [33] 姚军强, 刘媛, 吴志跃, 等. 厌氧膜生物反应器处理垃圾渗滤液在高负荷下的连续运行性能研究[J]. 新能源进展, 2022, 10(1): 27-33.
- [34] 谢元华, 朱彤, 徐成海, 等. 膜生物反应器中膜污染影响因素的研究进展[J]. 化学工程, 2010, 38(10): 26-32.
- [35] CHEN L, HU Q Z, ZHANG X, et al. Effects of salinity on the biological performance of anaerobic membrane bioreactor[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 238: 263-273.

(责任编辑: 曲娜)

Performance of an anaerobic membrane bioreactor treating high concentration kitchen wastewater

WANG Xiao^{1,2}, XIAO Xiaolan^{1,2,*}, XU Zhiyang^{1,2}, GAN Yongpeng^{1,2}, FENG Yongrui^{1,2}, RUAN Wenquan^{1,2}

1. School of Environmental and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214211, China; 2. Wuxi Masun Environmental Energy Technology Co.Ltd, Wuxi 214122, China

*Corresponding author, E-mail:516140212@qq.com

Abstract Kitchen wastewater is a kind of complex wastewater with high oil, high salt and high nitrogen. The traditional anaerobic reactors have been confronted with many problems such as sludge floating and loss, low organic load and poor COD removal efficiency during the process of treating kitchen wastewater. In this study, a pilot-scale anaerobic membrane reactor (AnMBR) was constructed to treat the kitchen wastewater, and its performance, stability, sludge properties and membrane flux were investigated at three stages: sludge cultivation, volume loading rate (VLR) increase and sludge retention time (SRT) decrease. The results showed that the domestication method of low VLR ($1.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$) could realize the rapid start-up of AnMBR, and the methane yield increased rapidly from $227 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (calculated by COD) to $267 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ and the COD removal efficiency reached 99%. At the stage of VLR increasing from $3.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $12.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, the methane yield raised from $283 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ to about $335 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ and stabilize at it, the COD removal efficiency reached 98.5%. However, at this stage, the mixed liquor suspended solids (MLSS) increased rapidly from $13.39 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ to $45.59 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, which resulted in a membrane fouling aggravation with the average flux decline rate increasing from $0.53 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.78 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{d})^{-1}$. At the stage of SRT decrease (from 100 days to 40 days), although the sludge discharge rate increased from $0.4 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ to $1 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, the methane yield was not significantly affected and still stabilized at about $335 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, and the COD removal efficiency reached 98.9%. Furthermore, SRT decrease led to a gradual MLSS decrease in the reactor from $45.59 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ to $45.27 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, which alleviated the membrane fouling and led to the reduction of the average membrane flux decline rate to $0.42 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{d})^{-1}$. Besides, during the whole operation stage, AnMBR had a good tolerance to ammonia nitrogen, although the ammonia nitrogen mass concentration in the system was as high as $2\ 600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, VFA/ALK was always lower than 0.04. This indicated that AnMBR not only exhibited a good buffer ability to the changes of external environment, but also showed a good tolerance to the endogenous inhibitory factors of digestive system. In conclusion, AnMBR presented a good COD removal efficiency and digestion stability for treating kitchen wastewater.

Keywords anaerobic membrane bioreactor (AnMBR); kitchen wastewater; anaerobic digestion; sludge properties