



文章栏目：“农村和小城镇生活污水治理”专题

DOI 10.12030/j.cjee.202001108

中图分类号 X505

文献标识码 A

王拓, 郁达伟, 方一, 等. IC-AnMBR 处理村镇厨余渗滤液废水稳定运行调控机制[J]. 环境工程学报, 2020, 14(9): 2353-2361.

WANG Tuo, YU Dawei, FANG Yi, et al. Regulation mechanism for steady operation of IC-AnMBR treating high strength organic rural leachate from food waste[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(9): 2353-2361.

IC-AnMBR 处理村镇厨余渗滤液废水稳定运行调控机制

王拓^{1,2}, 郁达伟^{1,*}, 方一³, 陈梅雪¹, 魏源送^{1,2}

1. 中国科学院生态环境研究中心, 水污染控制实验室, 北京 100085

2. 中国科学院大学, 北京 100049

3. 加州大学戴维斯分校, 戴维斯 95616, 美国

第一作者: 王拓 (1995—), 男, 硕士研究生。研究方向: 膜生物反应器。E-mail: wangtuo17@mailsucas.edu.cn

*通信作者: 郁达伟 (1982—), 男, 博士, 助理研究员。研究方向: 膜生物反应器等。E-mail: dwyu@rcees.ac.cn

摘 要 村镇厨余垃圾渗滤液等高浓度有机废水的高效处理是提升村镇环境卫生水平的一个重要方面。为满足村镇厨余垃圾渗滤液低能耗有机物排放达标的处理需求, 构建了内循环厌氧膜生物反应器 (internal circulation anaerobic membrane bioreactor, IC-AnMBR), 并用来处理厨余渗滤液废水, 重点分析了反应器的 COD 去除性能和调控机制; 根据 pH、VFAs/碱度、容积产气率、膜通量和出水有机污染物组分等指标, 考察了 COD 在水解酸化、产甲烷和膜截留过程中的转移转化特征。结果表明: 通过耦合膜擦洗曝气和沼气曝气循环, 将 VFAs/碱度和容积产气率分别从 1.5 和 0.1 优化到 0.02 和 1.0; 优化了 COD 稳定达标性能和去除负荷, 将 COD 去除率和负荷从 59% 和 $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 分别提高到了 97.7% 和 $1.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 采用沼气循环曝气擦洗陶瓷膜, 控制了滤饼层积累, 并将膜通量从 $0.6 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 提高到 $2.1 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 。IC-AnMBR 短流程工艺能够实现村镇厨余垃圾渗滤液的稳定处理。

关键词 厨余垃圾渗滤液; 内循环厌氧膜生物反应器 (IC-AnMBR); COD 去除率; 膜通量

村镇承载着我国约 40% 的人口和农副食品的初级加工^[1], 厨余垃圾对村镇环境影响较大^[2]。由于厨余垃圾易腐败酸化, 因此, 必须进行及时处理, 才能减少厨余垃圾腐败酸化带来的环境影响, 这同时也限制了村收集-镇转运-县处理模式的正常运转。基于此, 依托农村现有沼气工程^[3], 就地厌氧处理利用, 探索可行有效的技术路线, 具有重要现实意义。

厨余渗滤液中易降解 COD 含量较高, 极易导致厨余废水的酸化, 从而对厌氧工艺的稳定运行带来较大风险^[4], 并会进一步影响厌氧微生物的产甲烷和产乙酸过程, 导致甲烷产量降低乃至反应器酸化崩溃。已有研究^[5]表明, 加碱调 pH、重新接种和混合厌氧发酵是常用的控制酸化方法, 这些方法在村镇应用时存在药剂投加量大、运行维护复杂等缺点, 造成运行成本上升 15%~37%^[6-8], 因此, 制约了上述方法在村镇处理厨余垃圾渗滤液过程中的推广应用。在酸化崩溃的早期, 厌氧

收稿日期: 2020-01-15; 录用日期: 2020-03-21

基金项目: 国家重点研发计划 (2018YFD1100600)

体系内 CO_2 大量溢出, 不仅使氢营养型产甲烷菌底物浓度下降, 限制氢营养型产甲烷途径, 还会导致系统中碱度出现损失^[9], 影响系统运行稳定性。因此, 通过沼气循环曝气, 促进沼气中 CO_2 在厌氧体系中的再溶解, 强化 CO_2 气液传质, 提升厌氧系统中 CO_2 浓度, 从而促进氢营养型产甲烷反应, 可在酸化早期控制过度酸化现象。内循环 (IC) 厌氧反应器具有二次气液循环系统, 通过循环管路增强反应器内气液混合, 无需额外加压沼气曝气^[10], 有利于实现村镇厨余渗滤液废水的就地处理和利用; 通过该系统与外置膜系统组合, 克服 IC 反应器出水水质不稳定缺点, 有望一步满足工程排放需求, 扩大厌氧工艺在处理类似高浓度废水中的应用范围。

本研究针对我国村镇厨余渗滤液处理需求, 构建了 IC-AnMBR 内循环厌氧膜生物反应器, 通过反应器构型的设计和过程控制的优化, 缓解由 VFAs 累积造成的酸化抑制, 以短流程工艺实现厨余渗滤液的稳定处理, 并考察沼气循环曝气对膜污染的缓解效果, 以期为 AnMBR 工艺的高效运行提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置

IC-AnMBR 实验装置如图 1 所示。装置主体由 IC 厌氧反应器与膜池 2 部分组成。IC 反应器容积为 27 L, 是圆柱形反应器, 反应器 $\Phi \times H = 0.15 \text{ m} \times 1.80 \text{ m}$ 。装置包括第 1 反应区和第 2 反应区 2 部分。外置式膜池工作容积为 5 L, 是箱式反应器, 反应器 $L \times B \times H = 0.23 \text{ m} \times 0.07 \text{ m} \times 0.33 \text{ m}$ 。进出水泵分别采用蠕动泵 (YZ1515x, Lab2015, 上海 SHENCHEN); 实验采用平板陶瓷膜 (BX-M2, 名义孔径为 $1 \mu\text{m}$, 江西博鑫), 膜面积为 0.0674 m^2 。反应器和管路材质分别为聚甲基丙烯酸甲酯 (PMMA) 和硅胶。反应器采用外壁管的方式控制温度稳定在 $(37 \pm 2)^\circ\text{C}$, 盘管采用循环水浴锅 (HH-1, KOY) 加热。

1.2 实验材料

实验采用模拟村镇厨余废水, 其组成成分及质量为蔬菜 40 g、谷物 30 g、豆制品 20 g、肉类 9.5 g、鸡蛋壳 0.5 g。在 IC 反应器运行的不同阶段, 废水组成与配比不变, 通过改变加入水量来控制废水 COD。进水水质指标^[4-5]如表 1 所示。反应器内厌氧污泥取自北京市某生猪养殖基地粪污处理 UASB 反应器, MLSS 为 $13.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、MLVSS 为 $9.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、MLVSS/MLSS 为 0.75。

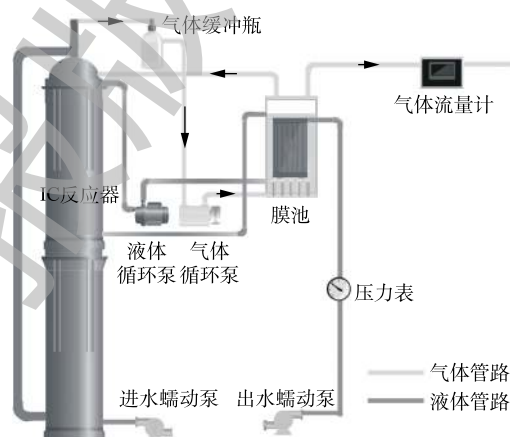


图 1 反应器结构

Fig. 1 Structure of reactor

表 1 废水水质

Table 1 Water quality of wastewater

阶段	运行时间/d	pH	COD/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_3\text{-N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	HRT/d
I	1~35	3.56 ± 0.17	$24\,322 \pm 9\,845$	77.1 ± 36.5	30
II	35~108	3.53 ± 0.77	$18\,998 \pm 3\,479$	47.9 ± 35.8	45
III	108~210	3.47 ± 0.57	$34\,512 \pm 5\,602$	113.26 ± 73.5	20

1.3 实验方法

反应器包括气液循环与进出水 2 个过程。液体循环路径为 IC 柱体内混合液从 IC 顶部溢流堰流

出,经液体循环泵($2.5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, MP-6R)进入膜池底部,膜池中的混合液一部分经过气体回流管进入IC柱体顶部,再经IC外循环管路进入反应器底部,该回流液体向上推动反应器进行升流循环,强化沼气中 CO_2 溶解;另一部分从膜池中部回流管流入IC二级反应区底部,构成升流循环。通过调节膜池中部回流管开度,能够分配进入IC底部与中部混合液的回流量,从而调整IC反应器一、二级反应区的升流速率。管道的分配比根据清水实验分配比来确定。

IC-AnMBR通过沼气循环曝气,冲刷累积在膜面的滤饼层来缓解膜污染。反应器顶部收集厌氧发酵产生的沼气,通过气体循环泵($5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, APN, Iwaki Inc.)进入膜池底部,对膜池中膜组件进行沼气曝气冲刷来抑制膜面滤饼层的形成。沼气从膜池顶部回到IC反应器顶部气液分离区。装置采用微量气体流量计(μFlow , Bioprocess A.B.)实时记录沼气的瞬时流量和累积产气。气体循环泵进气口处设置1个2L的气体缓冲瓶,调节沼气循环曝气过程中的沼气压力波动。

根据反应器运行负荷控制进水流量,采用恒通量间歇出水,用以缓解膜污染的发展,启停周期为6 min开、2 min停,设计膜通量为 $6\text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。

1.4 分析方法

化学需氧量(COD)采用分光光度计(HACH DR2800,USA)测定;污泥浓度(MLSS)和挥发性污泥浓度(MLVSS)采用重量法测定;pH采用METTLER TOLEDO实验室pH计测定;厌氧污泥粒径采用激光衍射粒度仪(MS3000)测定;挥发性脂肪酸(VFAs)通过气相色谱法(GC-2010 Shimadzu, Japan)测定;厌氧颗粒污泥的形态采用电子扫描电镜(SEM)观察;总有机碳(TOC)和总无机碳(TIC)通过岛津TNM-L ROHS总有机碳分析仪^[11]测定。

2 结果与讨论

2.1 IC-AnMBR对厨余渗滤液废水中COD的去除效果

由于村镇厨余垃圾渗滤液污染物浓度高、易酸化,因此,本研究的关键工艺在于优化反应器负荷以达到对COD的稳定去除。为考察反应器负荷对运行效果的影响,将反应器的运行分为3个阶段,如图2所示。反应器运行第I阶段处于启动阶段,该阶段运行负荷为 $(0.61\pm 0.40)\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,反应器出水COD较高,此阶段COD去除率不稳定且处于较低水平。运行至第II阶段时,增加水力停留时间至45 d,控制进水COD至 $(19\,414\pm 3\,013)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,降低反应器容积负荷至 $(0.30\pm 0.14)\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,将反应器温度稳定在 $37\text{ }^\circ\text{C}$ 。运行至第II阶段后期,出水COD明显下降,稳定在 $3\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,此阶段COD去除率逐步上升,并稳定在 $84.1\%\pm 9.5\%$ 。运行至100 d后,提高进水COD至 $(34\,289\pm 6\,890)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,使得反应器容积负荷达到 $1.4\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,此阶段反应器出水COD为 $(484\pm 35)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD去除率达到 97.7% ^[12]。运行至140 d后,通过增加出水膜面积解决低膜通量对日处理量的限制,进一步提升了处理负荷,该阶段反应器污泥负荷达到 $(0.32\pm 0.03)\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 。反应器负荷提高后,出水COD稳定在 $(323.5\pm 0.5)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD去除率达到 $98.5\%\pm 0.36\%$ 。

在反应器运行的3个阶段中,通过逐步提升反应器容积负荷,实现了IC-AnMBR对厨余渗滤液废水的稳定处理。在第I阶段,反应器产气较差,负荷较低,厌氧生物系统的酸化风险是该阶段IC-AnMBR系统运行的主要限制因

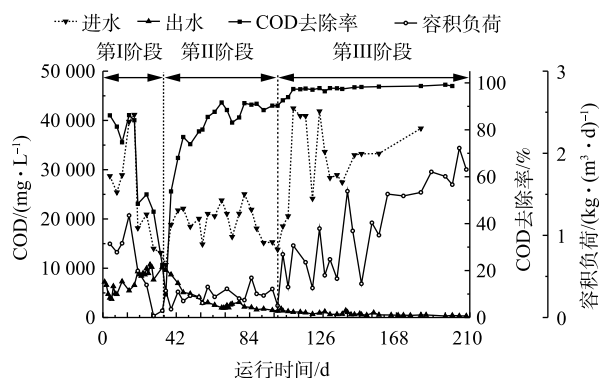


图2 运行时间对COD去除率与容积负荷的影响

Fig. 2 Effect of operation time on COD removal rate and volumetric loading rate

素。在第Ⅱ阶段,厌氧系统稳定后,膜通量逐渐成为提高负荷的限制性因素。在第Ⅲ阶段,实现了厨余渗滤液废水 COD 的稳定去除,主要通过厌氧处理产甲烷和膜截留 2 个步骤实现:1) 厌氧处理过程针对厨余废水易酸化的特性,将大分子污染物降解为小分子有机酸,并通过产甲烷菌生长代谢,将废水中的有机酸转化为沼气,通过甲烷实现能源回收;2) 陶瓷膜强化对混合液中污泥颗粒和大分子难降解有机物的降解,使反应器内保留较高的污泥浓度并维持出水 COD 的稳定。

2.2 IC-AnMBR 产气性能及其稳定性

在处理村镇高浓度有机废水过程中,厌氧回收能源的特性具有独特优势。但是,由于影响厌氧产气的因素众多,村镇厌氧工艺在运行中难以实现稳定运行,从而制约了厌氧工艺在村镇的推广。VFAs 是厌氧消化中间产物,也是判断产酸菌与产甲烷菌活性的重要指标^[13-14]。在反应器运行第Ⅰ阶段,反应器运行负荷控制在 $(0.61 \pm 0.40) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,此阶段接种厌氧污泥活性差,厨余废水酸化过快,导致累积的 VFAs 未能够得到及时降解,使得出水 COD 最高值为 $10\,740 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水 VFAs 为 $6\,323 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此时, VFAs/碱度大于 0.8^[15],反应器内碱度难以缓冲累积的 VFAs,从而进一步抑制厌氧污泥活性,结果如图 3 所示。该阶段丙酸在 VFAs 中占比呈现上升趋势,产甲烷菌活性受到 VFAs 的抑制,反应器面临崩溃风险,容积产气率迅速下降,直至产气停止。

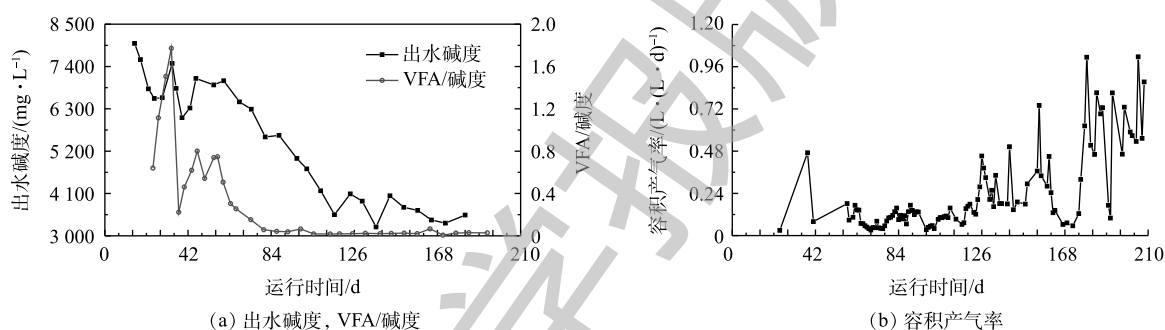


图3 反应器运行期间的 VFAs/碱度和容积产气率的变化

Fig. 3 Change of VFAs/alkalinity and biogas yield during operation time

在反应器运行的第Ⅱ阶段,通过维持较低的运行负荷,并增强曝气循环以提高 CO_2 的气液传质,从而使反应器逐步恢复稳定运行。在运行至 70 d 后, VFAs/碱度低于 0.2, 反应器系统酸化风险解除,容积产气率得到恢复,维持在 $0.2 \text{ L} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,此时反应器有进一步提升负荷的潜能。运行 100 d 后,反应器经过 95 d 稀释,碱度逐步下降,并稳定在 $3\,500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,厨余废水中有机物充分降解,出水中 VFAs 浓度低于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, VFAs/碱度值低至 0.02,厌氧系统对低 pH 废水的冲击耐受程度进一步增强^[16]。在反应器运行期间,为提高容积产气率,首先通过低负荷运行与曝气循环,解除反应器酸化风险;再通过提升进水 COD 来提升运行负荷,将容积产气率提升至 $0.4 \text{ L} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$;运行 140 d 后,增大膜面积至 0.628 m^2 ,通过增加进水水量提升反应器容积负荷至 $(1.75 \pm 0.17) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,使得反应器容积产气率进一步提升,最高达到 $1.016 \text{ L} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 。

2.3 IC-AnMBR 中 pH 的变化与缓冲性能

反应器出水指标如表 2 所示。pH 是厌氧工艺高效运行较容易在线监测的重要指标,也是产甲烷的基本工艺参数。 H^+ 能够影响种间电子传递,而且对胞内外物质和能量交换有重要作用,同时可通过沼气中 CO_2 的含量来影响甲烷浓度^[17]。厨余废水厌氧消化过程中的 pH 主要由氨氮、VFAs 和 TIC 构成的三元酸碱缓冲体系影响和决定^[18]。在第Ⅰ阶段,接种污泥中氨氮浓度为 $3\,500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,反应器内厌氧污泥产甲烷过程受到抑制^[19],同时因反应器负荷过高^[20],厨余废水酸化较快等因素综合作用,因此,在第Ⅰ阶段,没有观测到沼气的产生。在第Ⅱ阶段,通过采取降

表 2 出水水质
Table 2 Water quality of effluent

阶段	运行 时间/d	HRT/d	容积负荷/ ($\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$)	COD去除 率/%	COD/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH	TIC/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_3\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	容积产气率/ ($\text{L}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$)
I	1~35	30	0.61 ± 0.40	59.1 ± 26.4	$7\,440\pm2\,121$	8.23 ± 0.39	$2\,555.8\pm522.0$	$2\,936.5\pm448.0$	—
II	35~108	45	0.30 ± 0.14	84.1 ± 9.5	$3\,064\pm2\,168$	8.17 ± 0.14	$1\,456.1\pm358.6$	$1\,531.0\pm451.6$	0.111 ± 0.100
III	108~210	20	1.17 ± 0.51	97.8 ± 0.70	675 ± 283	7.71 ± 0.37	705.1 ± 78.9	885.2 ± 120.8	0.350 ± 0.266

低负荷、维持温度为 37 ℃ 等措施，使产气逐步得到恢复。在运行 60 d 后，反应器内 VFAs 被大幅消耗，酸化风险解除，反应器趋于稳定。在 95 d 后，由于厨余废水对反应器内氨氮与 TIC 具有稀释作用，因此，出水氨氮与 TIC 均低于 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，如表 2 所示。在此阶段，反应器内氨氮与 TIC 提供的碱度能够对进水过低的 pH 进行充分缓冲，使反应器污泥的 pH 稳定在 7.6，出水 pH 稳定在 8.17 ± 0.14 。可以看出，适宜的环境使得甲烷八叠球菌的活性得到恢复，反应器容积产气率逐步上升^[21]。

在反应器运行 140 d 时，采取提升陶瓷膜面积至 0.628 m^2 的方法，将日处理废水量提升至 1.7 L 左右，可进一步提升反应器容积负荷至 $(1.75\pm0.17)\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。该阶段 HRT 降至 20 d，接种污泥中的原氨氮被稀释，厨余废水中肉类与豆制品所携带氮素经过厌氧消化释放到污泥中，结果如图 4 所示。可以看出反应器出水氨氮稳定在 $(880\pm123)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由于反应器具有稳定的容积负荷，因

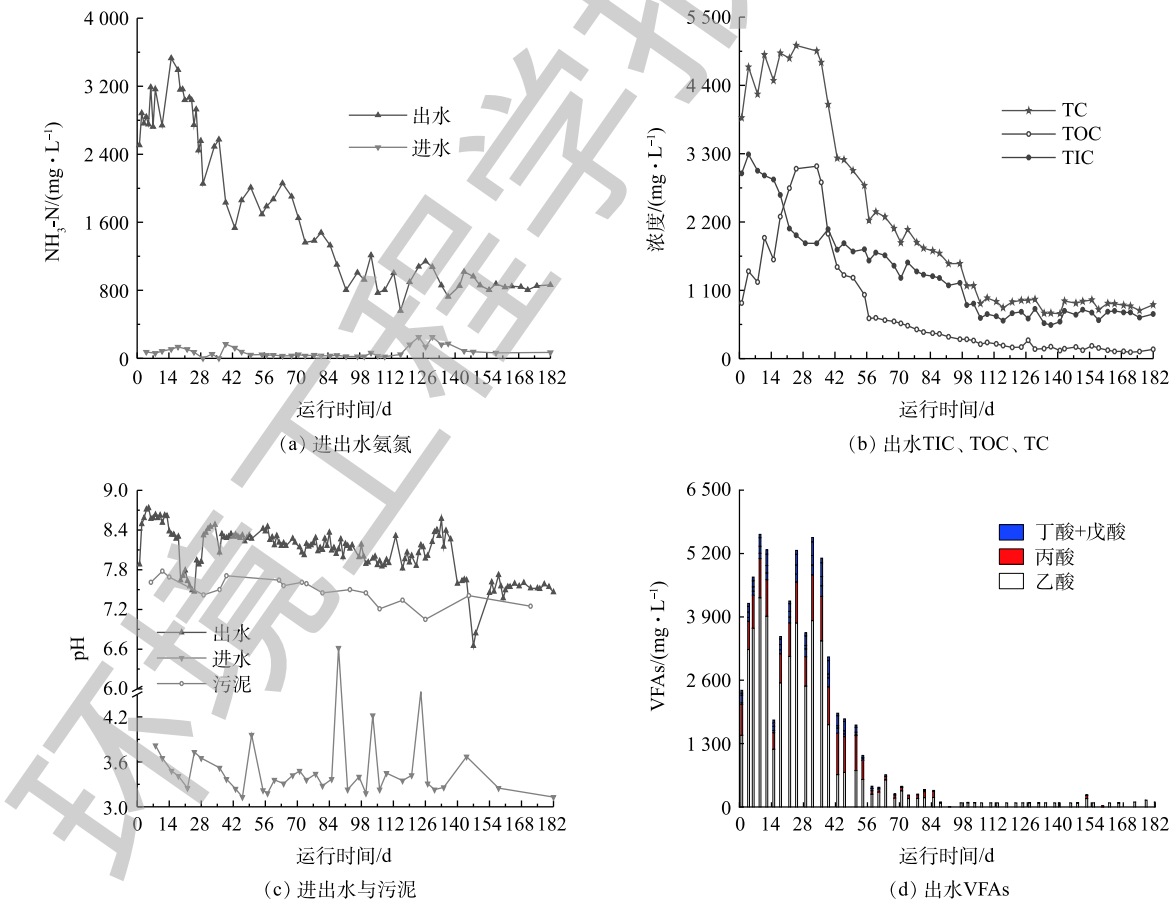


图 4 反应器运行期间酸碱缓冲体系的变化
Fig. 4 Change of acid-base buffer system during operation time

此,反应器出水 pH 可维持在 7.71 ± 0.37 , TC 维持在 $(732.2 \pm 74.1) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此时,出水中 TOC 降至 $(191.48 \pm 31.8) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, VFAs 降至 $(89.47 \pm 56.63) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 可较为完全地去除出水中可降解有机物,提高了出水 TIC 在 TC 中的占比。

综上所述,出水 COD 对厌氧系统运行状态分析有重要指示作用,能够直接指示反应器内污染物的去除和产甲烷情况。通过出水 COD 及时调整反应器运行负荷,使反应器处于适当的负荷状态。更快速的指标是混合液的 pH,其能够反映厨余水解酸化情况以及反应器内 VFAs 累积情况^[22-23]。当 pH 降低时,表明反应器中 VFAs 累积过多,此时应适度降低反应器负荷,等待产甲烷菌快速消耗反应器过多 VFAs; 当 pH 上升并达到稳定状态时,表明反应器处于底物缺乏状态,提示进水可以开始下一周期的步骤。在反应器运行时,产气速率的变化对底物的消化程度有一定的指示作用和重要的能源回收经济性评价作用。因此,通过 pH、出水 COD 和产气速率等指标,能够判断反应器运行工况并及时调整运行参数,从而实现厌氧处理高浓度有机废水运行参数的稳定及对 COD 的高效去除。

2.4 膜通量与跨膜压差

膜污染是 MBR 工艺发展的重要障碍^[24]。在运行前期,膜通量是制约反应器进一步提升负荷的关键,高膜通量是反应器高处理效率的保证。AnMBR 工艺在村镇应用时,高膜通量有助于运行成本维持在较低水平。通过对反应器内污泥粒径分布的测量及反应器内细菌形态和膜表面滤饼层的观察,可了解 IC-AnMBR 在沼气循环条件下的膜污染状况^[25]。如图 5 所示,运行前 140 d,膜通量为 $1.0 \sim 2.0 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,跨膜压差为 $-10 \sim -25 \text{ kPa}$; 在运行 140 d 更换膜池后,反应器的膜通量呈现一种较为稳定的状态,通过提高出水跨膜压差,能够在 TMP 小于 -15 kPa 的条件下将膜通量稳定在 $(2.190 \pm 0.019) \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 。

对于 MBR 工艺而言,目前缺乏高效经济的膜污染控制措施,这给 MBR 在村镇的应用与推广带来很大障碍。如图 6 所示,当运行 100 d 时,反应器内污泥中值粒径为 $8.0 \mu\text{m}$,大于 $1 \mu\text{m}$ 粒径的污泥是滤饼层形成的主要因素; 小于 $1 \mu\text{m}$ 粒径含量在 10%,该范围内粒径在膜孔堵塞造成膜污染形成中起重要作用; 当运行 200 d 时,厌氧污泥中值粒径增大至 $29.1 \mu\text{m}$,表明厌氧颗粒污泥有逐步增长的趋势。沼气曝气冲刷对膜通量有较好的恢复作用。实验表明,持续曝气能够将跨膜压差维持在较低水平。因此,本实验中膜面滤饼层的形成应是膜污染的主要因素。在运行 80 d 时对陶瓷膜进行更换清洗,在对膜面滤饼层进行电镜分析时,发现膜面滤饼层中 EPS 有球菌与杆菌黏附其中,厌氧菌分泌的多糖蛋白与代谢产物应是构成膜面滤饼层的主要物质,如图 7 所示。

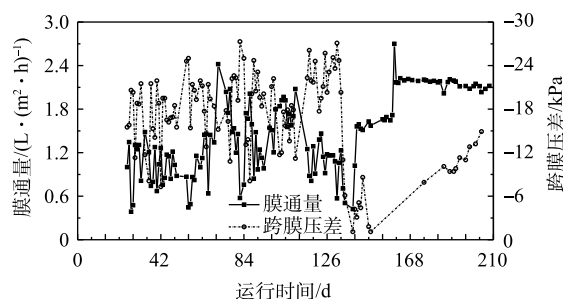


图5 反应器运行期间膜通量与跨膜压差的变化
Fig. 5 Change of TMP and flux during operation period

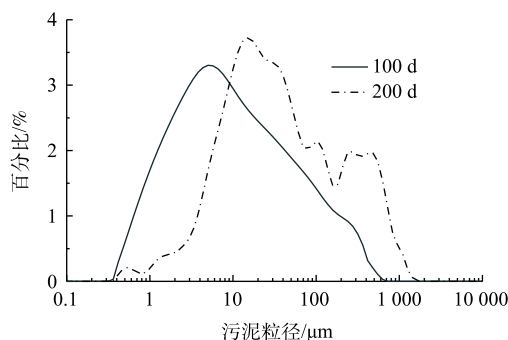


图6 厌氧污泥粒径分布
Fig. 6 Size distribution of anaerobic sludge

3 结论

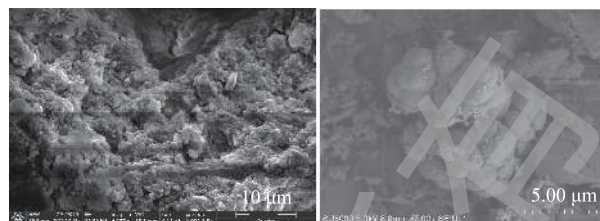
1) 本研究所构建的 IC-AnMBR 经合理调控, 能够实现对村镇厨余等高浓度有机废水的有效处理, COD 去除率、出水 COD 分别达到 97.7%、 $(675 \pm 283) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2) 通过氨氮与 TIC 对废水酸化中 VFAs 的缓冲作用, 可减少进水冲击引起的 pH 剧烈变化, 缓解反应器酸化崩溃风险, 能够提升反应器负荷, 实现反应器稳定运行与高效产气; 反应器容积负荷最高能够达到 $2.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、最佳容积产气率能够达到 $1.014 \text{ L} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 。

3) 沼气曝气能够强化 CO_2 气液传质, 增加系统缓冲能力; 抑制膜表面滤饼层的形成, 能够使膜通量稳定维持在 $2.19 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 实现对反应器的高负荷运行及对 COD 的高效去除。

参考文献

- [1] 国家统计局. 国家数据[EB/OL]. [2020-01-05]. <http://data.stats.gov.cn/>.
- [2] 李雪兵. 农业废弃物与厨余垃圾共发酵工艺的优化研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2018.
- [3] 刘银秀, 董越勇, 边武英, 等. 浙江省农村沼气利用典型技术的表征和演进[J]. 浙江农业科学, 2019, 60(12): 2295-2299.
- [4] WANG K, YIN J, SHEN D S, et al. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 161: 395-401.
- [5] BRAGUGLIA C M, GALLIPOLI A, GIANICO A, et al. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248(A): 37-56.
- [6] LI Y, CHEN Y G, WU J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review[J]. *Applied Energy*, 2019, 240: 120-137.
- [7] KONDUSAMY D, KALAMDHAD A S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production: A review[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2014, 2(3): 1821-1830.
- [8] ULLAH K I, HAFIZ D O M, HASHIM H, et al. Biogas as a renewable energy fuel: A review of biogas upgrading, utilisation and storage[J]. *Energy Conversion and Management*, 2017, 150: 277-294.
- [9] 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.
- [10] 迟文涛, 赵雪娜, 江翰, 等. 厌氧反应器的发展历程与应用现状[J]. *城市管理与科技*, 2004, 6(1): 31-33.
- [11] 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.
- [12] GRIMBERG S J, HILDERBRANDT D, KINNUNEN M, et al. Anaerobic digestion of food waste through the operation of a



(a) 膜滤饼层电镜下形貌 (b) 甲烷八叠球菌电镜照片

图7 膜滤饼层与甲烷八叠球菌电镜照片

Fig. 7 SEM images of filter cake layer and *Methanosarcina thermophila*

- mesophilic two-phase pilot scale digester-assessment of variable loadings on system performance[J]. [Bioresource Technology](#), 2015, 178: 226-239.
- [13] LUO G, LI J, LI Y, et al. Performance, kinetics behaviors and microbial community of internal circulation anaerobic reactor treating wastewater with high organic loading rate: Role of external hydraulic circulation[J]. [Bioresource Technology](#), 2016, 222: 470-477.
- [14] WANG Y Y, ZHANG Y L, WANG J B, et al. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria[J]. [Biomass and Bioenergy](#), 2009, 33(5): 848-853.
- [15] LI L, HE Q M, WEI Y M, et al. Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste[J]. [Bioresource Technology](#), 2014, 171: 491-504.
- [16] WANG X M, BAI X, LI Z F, et al. Evaluation of artificial neural network models for online monitoring of alkalinity in anaerobic co-digestion system[J]. [Biochemical Engineering Journal](#), 2018, 140: 85-92.
- [17] LANE N, MARTIN W F. The origin of membrane bioenergetics[J]. [Cell](#), 2012, 151(7): 1406-1416.
- [18] YU D W, MENG X S, LIU J B, et al. Formation and characteristics of a ternary pH buffer system for in-situ biogas upgrading in two-phase anaerobic membrane bioreactor treating starch wastewater[J]. [Bioresource Technology](#), 2018, 269: 57-66.
- [19] YENIGVN O, DEMIREL B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review[J]. [Process Biochemistry](#), 2013, 48(5/6): 901-911.
- [20] LEE D Y, XU K Q, KOBAYASHI T, et al. Effect of organic loading rate on continuous hydrogen production from food waste in submerged anaerobic membrane bioreactor[J]. [International Journal of Hydrogen Energy](#), 2014, 39(30): 16863-16871.
- [21] MONTES J A, LEIVAS R, MARTINEZ-PRIETO D, et al. Biogas production from the liquid waste of distilled gin production: Optimization of UASB reactor performance with increasing organic loading rate for co-digestion with swine wastewater[J]. [Bioresource Technology](#), 2019, 274: 43-47.
- [22] 苑宏英, 李琦, 杨玉萍, 等. pH对蛋白类餐厨垃圾发酵产酸的影响[J]. [环境工程学报](#), 2018, 12(10): 2929-2934.
- [23] 张玉静, 蒋建国, 王佳明. pH值对餐厨垃圾厌氧发酵产挥发性脂肪酸的影响[J]. [中国环境科学](#), 2013, 33(4): 680-684.
- [24] XIAO K, LIANG S, WANG X M, et al. Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review[J]. [Bioresource Technology](#), 2019, 271: 473-481.
- [25] JEONG Y, HERMANOWICZ S W, PARK C. Treatment of food waste recycling wastewater using anaerobic ceramic membrane bioreactor for biogas production in mainstream treatment process of domestic wastewater[J]. [Water Research](#), 2017, 123: 86-95.

(本文编辑: 金曙光, 郑晓梅, 张利田)

Regulation mechanism for steady operation of IC-AnMBR treating high strength organic rural leachate from food waste

WANG Tuo^{1,2}, YU Dawei^{1,*}, FANG Yi³, CHEN Meixue¹, WEI Yuansong^{1,2}

1. Laboratory of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3. University of California-Davis, Davis 95616, The United States

*Corresponding author, E-mail: dwyu@rcees.ac.cn

Abstract Efficient handling high strength organic wastewater such as food waste leachate is an important aspect for improving rural environmental sanitation level. An internal circulation anaerobic membrane bioreactor (IC-AnMBR) was constructed to treat the wastewater from rural food waste leachate and meet its organic discharge requirements with low energy consumption. The COD removal performance and regulation mechanism of the reactor were mainly analyzed. According to the indexes of pH, VFAs/ alkalinity, volumetric gas production rate, membrane flux and effluent organic pollutants, the migration and transformation characteristics of COD during hydrolysis and acidification, methane production and membrane separation were also investigated. The results show that by coupling membrane scouring aeration and biogas aeration cycle together, VFAs/ alkalinity and volumetric gas production rates were optimized from 1.5 and 0.1 to 0.02 and 1.0, respectively. The performance of stably meeting the discharging standard for effluent COD and COD removal loading were also optimized, the COD removal rate and loading increased from 59% and $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to 97.7% and $1.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, achieving the short-cut compliance of IC-AnMBR for the food waste leachate. Adopting biogas circulation to scour the ceramic membrane mitigated the accumulation of the filter cake layer and increased the membrane flux from $0.6 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ to $2.1 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. So IC-AnMBR short process can achieve the stable treatment of rural food waste leachate.

Keywords food waste leachate; internal circulation anaerobic membrane bioreactor (IC-AnMBR); COD removal rate; membrane flux