



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202105095

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

肖小兰, 亓金鹏, 刘皓, 等. AOA-MBR 处理高盐榨菜废水厌氧膜生物反应器出水的效能[J]. 环境工程学报, 2021, 15(9): 3057-3066.

XIAO Xiaolan, QI Jinpeng, LIU Hao, et al. Operation performance of an AOA-MBR treating the effluent from an anaerobic membrane bioreactor dealing with high-salt mustard tuber wastewater[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(9): 3057-3066.

AOA-MBR 处理高盐榨菜废水厌氧膜生物反应器出水的效能

肖小兰^{1,2}, 亓金鹏^{1,2}, 刘皓^{1,2}, 晏习鹏^{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. 江苏省厌氧生物技术重点实验室, 无锡 214122

第一作者: 肖小兰 (1986—), 女, 博士, 助理研究员。研究方向: 废水生物处理。E-mail: 516140212@qq.com

*通信作者: 阮文权 (1966—), 男, 博士, 教授。研究方向: 厌氧处理技术和废物资源化利用。E-mail: wqrquan@jiangnan.edu.cn

摘要 为了解决高盐榨菜废水厌氧膜生物反应器出水的处理问题, 考察了缺氧/好氧/缺氧-膜生物反应器 (anaerobic/oxic/anaerobic-membrane bioreactor, AOA-MBR) 在不同水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 下对高盐榨菜废水厌氧膜生物反应器出水的处理效果, 并通过调整硝化液回流比 (nitrification liquid reflux ratio, Ro) 优化了反应器的运行参数。在进水 COD 值为 $3\ 200\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氨氮为 $400\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、盐度为 $35\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 浓度为 $2\sim4\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、温度为 $25\ ^\circ\text{C}$ 左右的条件下, AOA-MBR 的最佳运行工况为 $\text{HRT}=4\ \text{d}$ 、 $\text{Ro}=200\%$ 。在此工况下, AOA-MBR 的 COD 去除率为 85.4% 、氨氮去除率为 96.4% 、总氮去除率为 89.1% 。此外, 仅依靠 AOA-MBR 无法实现出水总磷的达标排放, 还需要与化学除磷相结合。在运行过程中, 污泥浓度在初始高盐冲击下会出现短暂下降现象, 随后在逐渐适应了高盐环境后再缓慢上升。长期的高盐环境驯化使体系内可溶性微生物产物 (soluble microbial products, SMP) 和胞外聚合物 (boud extracellular polymeric substances, BEPS) 的质量浓度由 $5.1\ \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $36.9\ \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 MLVSS 计) 上升到 $18.3\ \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $62.5\ \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 这可能有利于微生物在高盐环境下的生存。在 AOA-MBR 的运行过程中, 膜组件共进行了 5 次清洗, 而物理清洗+化学清洗的组合清洗方式对于膜污染有更好的清洗效果。

关键词 缺氧/好氧/缺氧-好氧膜生物反应器; 污水处理; 高盐废水; 污泥性质

榨菜是中国的特色产品之一, 深受人民群众的欢迎。然而, 榨菜产业在蓬勃发展的同时, 大量高盐榨菜废水的散排和直排等也带来了许多环境问题^[1]。高盐榨菜废水具有盐度高、有机物浓度高和氮磷浓度高的特点, 如何实现废水的有效处理以及达标排放是亟待解决的难题。目前, 榨菜废水的处理工艺主要有 SBR 工艺、UASB-好氧-混凝工艺、ASBBR 工艺等。刘欢逸^[2]采用 SBR 处

收稿日期: 2021-05-18; 录用日期: 2021-08-08

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (21506076, 51678279); 江苏省社会发展-面上项目 (BE2020755); 典型行业高盐有机废水高效处理及资源化成套技术集成与示范 (2021YFC2102205); 中央高校基本科研业务费专项资金资助 (JUSRP52017B, JUSRP52030A); 国家重点研发计划绿色生物制造专项 (2021YFC2102200)

理某榨菜生产企业所排放的榨菜废水,在将废水稀释至 $\text{COD} < 2\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氨氮 $< 60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、盐度为 2% 后,该工艺的 COD 去除率和氨氮去除率分别能达到 94% 和 98%。许劲等^[3]采用厌氧-接触氧化工艺处理 COD 值为 $3\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氨氮为 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、盐度为 1.5% 的榨菜废水,其稳定运行的最佳负荷为 $0.5\sim 0.6\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,出水 COD 值和氨氮浓度分别可达到 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。由此可见,榨菜废水经过稀释等手段将污染物浓度和盐度控制在一定范围内时,可以得到较为有效的处理。但稀释原水不仅提高了处理成本,同时污水量大幅增加,此外,传统的处理方法存在污泥流失严重、抗冲击能力差、有机负荷低等问题^[4-5]。本课题组在前期研究中采用厌氧膜生物反应器(anaerobic membrane bioreactor, AnMBR)有效解决了高盐高污染物榨菜废水厌氧生物处理耐盐微生物截留富集及污染物的去除,取得了较好的处理效果^[6]。但厌氧工艺对于氮、磷等元素的去除效果有限,并且厌氧膜出水的有机物浓度也难以满足排放要求。因此,寻找合适的好氧工艺对厌氧膜出水进一步处理十分必要。

缺氧/好氧/缺氧-膜生物反应器(anacrobic/oxic-membrane bioreactor, AOA-MBR)是由硝化反硝化工艺与膜分离技术耦合而成的脱氮除磷工艺,该工艺不仅能够提升污泥浓度、强化脱氮效率、提升出水水质,还能节约用地面积,方便城镇污水厂的改建^[7-8]。潘懿等^[7]在处理生活污水的中试研究中发现,AO-MBR 工艺不仅对 COD、氨氮等具有较高的去除效率,并且对总氮的去除率也远高于传统的 A/O 工艺。贾国江^[9]采用 AO-MBR 处理含盐制药废水,在盐度为 $4\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、HRT 为 16 h 的条件下,反应器的出水 COD 值平均为 $178\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 去除率为 95.8%;出水氨氮平均为 $12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,氨氮去除率为 93.7%;出水总氮为 $48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,总氮去除率为 78.9%。这说明,采用 AO-MBR 工艺来处理高盐有机废水具有较高的可行性,可以考虑将其作为厌氧出水的深度处理和脱氮除磷工艺,以达到废水达标排放的目的。

在本课题组前期研究中^[6],榨菜废水厌氧膜出水 COD 值仍有 $1\,200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,总氮和总磷质量浓度分别为 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,需要进一步处理以实现达标排放。基于此,本研究采用缺氧/好氧/缺氧-膜生物反应器(anacrobic/oxic/anacrobic-membrane bioreactor, AOA-MBR)强化工艺对高盐榨菜废水的厌氧膜出水进行了进一步处理,通过低负荷耐盐性驯化启动、缩短 HRT、调整 R_o 等方式探索最佳运行参数,考察了 AOA-MBR 在不同 HRT 和不同 R_o 下的脱氮除磷效果,并对其污泥性质变化进行了研究,以期的高盐榨菜废水处理工艺的工业化应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置

本研究采用 AOA-MBR 工艺,装置如图 1 所示。主要由 1 号反硝化池(A1 池)、硝化池(O 池)、2 号反硝化池(A2 池)和 MBR 池组成,其有效容积分别为 20、40、20、40 L,总有效容积为 120 L。在 A1 池和 A2 池设置搅拌器进行持续搅拌,目的是防止污泥下沉;在 O 池和 MBR 池底部设有曝气装置,在提供溶解氧的同时使池内污泥充分混合,DO 控制在 $2\sim 4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。O 池硝化液和 MBR 池的硝化液及污泥皆通过蠕动泵回流至 A1 池,初始硝化液回流比 R_o 和污泥回流比 R_s 均设置为 100%,污泥停留时间(sludge retention time, SRT)为 40 d。

实验中所用膜组件为聚偏氟乙烯材质

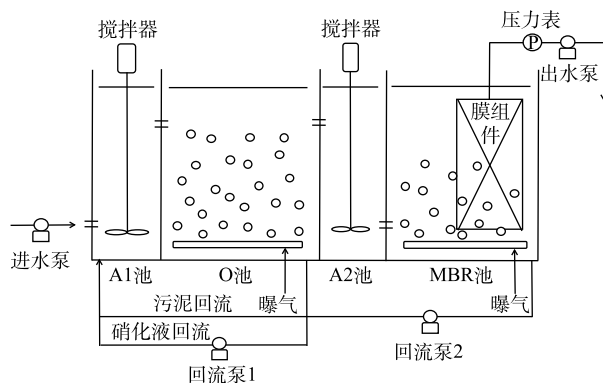


图 1 AOA-MBR 装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of AOA-MBR

(PVDF) 的平板膜，有效膜面积为 0.2 m²，过滤方式采用负压抽吸。膜组件底部设有连续射流曝气装置，在提供 DO 的同时也对膜表面形成冲刷，能够在一定程度上减缓膜污染。反应器采用蠕动泵控制进出水流量，出水抽停比为 8 min:2 min，跨膜压差 (trans-membrane pressure drop, TMP) 采用压力表测定，当 TMP 超过 25 kPa 时，对膜组件进行清洗。为了保持液位平衡，多余的膜出水通过蠕动泵回流至系统内。

1.2 接种污泥与实验用水

本研究所用废水为高盐榨菜废水经过厌氧膜处理后的出水，其水质如表 1 所示。进水中的碳氮比 (carbon to nitrogen ratio, C/N) 会影响反应器的脱氮效果，要得到较好的氮去除效果 C/N 需达到 7 以上，特别是当污水中 C/N 小于 3~5 时，若想要获得较高的反硝化速率，则需另外投加有机碳^[10]。厌氧膜出水的 C/N 较低，只有 2.5 左右。因此，为了降低成本、提升 AOA-MBR 进水的 C/N，本实验在厌氧膜出水中混合了一定比例 (2:1) 的高盐榨菜废水原水 (表 1) 作为碳源，提升其 C/N 至 8 左右，混合后的水质同样见表 1。反应器所用接种污泥取自某城镇污水处理厂，接种时控制 A1 池、O 池和 A2 池的污泥质量浓度在 5~6 g·L⁻¹，MBR 池污泥质量浓度为 7~8 g·L⁻¹。

表 1 水质参数
Table 1 Water quality parameters

水样来源	COD/(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	总氮/(mg·L ⁻¹)	总磷/(mg·L ⁻¹)	盐度/(g·L ⁻¹)	pH
厌氧膜出水	1 200±200	450±50	550±50	55±5	35±2	7.4±0.2
榨菜废水原水	7 500±1 500	300±100	400±100	75±10	35±2	5.6±0.8
混合后好氧进水	3 200±300	400±100	500±100	65±10	35±2	7.0±0.5

1.3 实验设计

本研究中反应器共运行了 130 d。在前 100 d，根据 HRT 的不同将整个实验过程分为 5 个阶段。其中第 I 阶段 (1~40 d) 为启动阶段，反应器在低负荷 (HRT 为 12 d) 下运行，通过进水不断提升反应器内盐度并驯化活性污泥；在第 II、III、IV、V 阶段，改变反应器的 HRT，提升进水量，以考察反应器在不同 HRT (8、6、4、3 d) 下的运行状况。运行负荷的不断提升会使反应器对污染物的去除效率逐渐降低，因此，在运行负荷提升至反应器出水无法满足排放要求时，调整硝化液回流比，以考察不同硝化液回流比 (Ro 为 100%、200%、300%) 对反应器运行性能的影响。在反应器运行的全过程中，室内温度控制在 25 ℃ 左右。

1.4 分析方法

COD 采用重铬酸钾法测定，用硫酸汞掩蔽 Cl⁻；氨氮、总氮、总磷、MLSS、MLVSS 采用国家环保总局规定的检测方法^[11]；电导率和盐度采用雷磁 DDBJ-350 便携式电导率仪测定；SMP 和 BEPS 的提取参考陈康等^[12]的方法；采用激光粒径分析仪 (BT-2003) 测定污泥粒径及粒径分布。采用苯酚-硫酸法和 Folin-酚法测定 SMP 和 BEPS 中的多糖和蛋白质含量，两者的总和即为 SMP 和 BEPS 的含量^[5]。

2 结果与讨论

2.1 AOA-MBR 的启动特性及污染物去除效能

1) COD 去除率的变化。如图 2 所示，在反应器启动的第 1 周内，出水 COD 值在 100 mg·L⁻¹ 上下波动，COD 去除率平均为 96.7%。这可能归因于：在运行初期，接种污泥的上清液对高盐榨菜废水产生了一定的稀释作用。从第 8 天开始，出水 COD 值开始缓慢上升，特别是在第 15~26 天，出水 COD 值波动较大，COD 去除率最低为 88.9%，平均为 91.1%。这可能是由于盐度的不断提升使部分微生物因细胞脱水而死亡^[13]，影响了微生物降解污染物的效率。随着体系内盐度的稳定以

及活性污泥的耐盐性驯化,到启动阶段后期时(35~40 d),COD去除率逐渐稳定,平均为94.1%。有研究^[14]表明,生物处理系统在高盐环境下极易造成驯化失败和启动的延迟。而本研究通过低负荷下逐步提升盐度的方式实现反应器的快速启动,在35 d左右的时间里建立起了高盐条件下较为稳定生物处理体系。在第Ⅱ阶段和第Ⅲ阶段的初期,COD去除率出现了短暂的下降,但又迅速恢复稳定,这说明在HRT为8 d和6 d的工况下,负荷的提升对COD去除率没有明显影响。在第Ⅳ阶段,HRT为4 d的工况下,出水COD值开始明显上升,最高达到了 $460 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,COD去除率平均为87%。

在第Ⅴ阶段,反应器的HRT为3 d时,COD去除率下降至80%左右,出水COD值超过了《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962-2015)的B级排放标准。笔者认为,COD去除率的下降主要与HRT的缩短有关,在高盐的环境下,微生物活性会受到一定程度的抑制^[15],这使微生物难以在短时间内将有机物快速降解。

2) 氨氮去除率的变化。AOA-MBR的氨氮去除率变化情况如图3所示。在启动阶段,随着盐度的升高,反应器对氨氮的去除率由99%下降至97%左右,出水氨氮质量浓度在第15~20天出现了短暂的上升,最高达到了 $8.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。经过一段时间的运行后,出水氨氮质量浓度逐渐下降至 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右。这说明在高盐环境中,硝化菌的活性确实会受到一定的影响,但如果能够为硝化菌的增殖提供较长的驯化时间以及较高的污泥浓度,就能够保证反应器的脱氮效果^[16]。在第Ⅱ阶段和第Ⅲ阶段,当系统的HRT缩短至8 d(其中HRT(A1)为1.3 d、HRT(O)为2.7 d、HRT(A2)为1.3 d、HRT(MBR)为2.7 d)和6 d(其中HRT(A1)为1 d、HRT(O)为2 d、HRT(A2)为1 d、HRT(MBR)为2 d)时,出水氨氮平均质量浓度分别为 $2.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这说明AOA-MBR具有出色的硝化效果。笔者认为,AOA-MBR中的活性污泥污泥龄较长,并且高盐环境使得活性污泥较为分散,导致DO传递效率高,这为硝化细菌的富集与增殖创造了有利条件^[17]。在第Ⅳ阶段,当反应器的HRT缩短至4 d(其中HRT(A1)为0.7 d、HRT(O)为1.3 d、HRT(A2)为0.7 d、HRT(MBR)为1.3 d)时,出水氨氮首次超过了 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,氨氮去除率从98%下降至96%,此时运行负荷的提升已经对反应器的氨氮去除效果造成了一定的影响。当HRT进一步缩短至3 d(其中HRT(A1)为0.5 d、HRT(O)为1 d、HRT(A2)为0.5 d、HRT(MBR)为1 d)时,系统的氨氮去除率则出现了大幅度的下降,平均为86.5%,下降了10%左右,出水氨氮浓度超过了《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962-2015)的B级排放标准。笔者认为,在高盐环境下硝化细菌的活性会受到抑制,而HRT的缩短致使硝化细菌没有足够的时间将进水中的氨氮转化为硝态氮^[10]。此外,有机负荷的提高会使O池中异养菌成为优势菌,严重影响自养硝化细菌的正常生长,这也是氨氮去除率下降的重要原因^[18]。

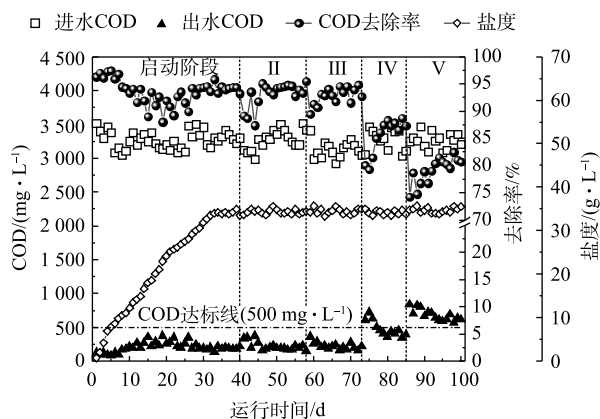


图2 COD去除率变化

Fig. 2 Variations of COD removal rates

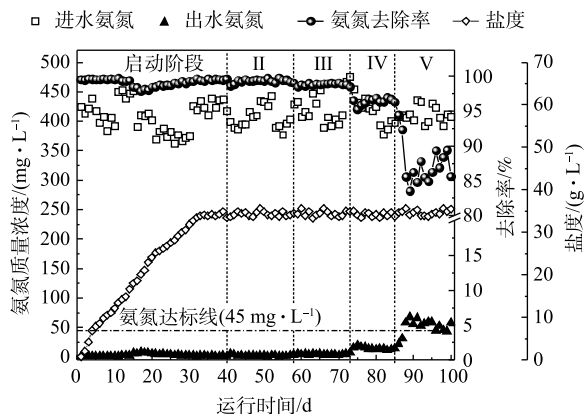


图3 氨氮去除率变化

Fig. 3 Variations of ammonia nitrogen removal rates

3) 总氮去除率的变化。AOA-MBR 的总氮去除率变化情况如图 4 所示。进水总氮为 $400\sim 600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其质量浓度较高且波动较大。在启动初期, 由于接种污泥上清液的稀释作用, 出水总氮浓度较低, 总氮去除率在 90% 以上。随着运行时间的增加, 出水总氮逐渐上升并最终稳定在 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 启动末期总氮的平均去除率为 87.8%。在第 II 阶段, A1、O、A2 和 MBR 池的 HRT 分别为 1.3、2.7、1.3 和 2.7 d, 此时反应器出水总氮浓度略有下降, 总氮去除率平均为 88.6%。PANSWAD 等^[19]的研究结果表明, 与硝化细菌相比, 反硝化菌更容易在高盐环境下保持较高的活性, 这可能是总氮去除率上升的原因之一。到第 III 阶段时, A1、O、A2 和 MBR 池的 HRT 分别为 1、2、1 和 2 d, 此时反应器的出水总氮浓度因负荷的提升而略有上升, 已经接近 $70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的达标排放限值。在第 IV 阶段和第 V 阶段, 反应器的 HRT 分别为 4 d 和 3 d, 此时反应器的出水总氮浓度进一步上升, 总氮平均去除率分别下降至 82.8% 和 78.5%。笔者认为, 当 HRT 缩短后, 进水量的提升首先会对 A1 池中反硝化菌的生存环境产生较大冲击, 影响其活性, 这是导致反应器总氮去除率下降的主要原因。此外, 系统的硝化液回流比较低也是影响总氮去除率的因素之一^[20], 在硝化液回流量不足的情况下, 大量的硝态氮无法被及时还原为氮气, 这不仅使出水硝氮浓度升高, 还影响了碳源的利用, 从而间接造成了出水 COD 值的升高。

4) 总磷去除率的变化。图 5 所示为 AOA-MBR 的总磷去除率变化情况。由图 5 可知, 反应器的进水总磷质量浓度很高, 为 $55\sim 75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在前 40 d 的启动期内, 出水总磷质量浓度逐渐升高, 由 $0.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上升至 $18\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 总磷去除率由初始的 99% 下降到 75% 左右。这主要是因为: 接种污泥的总磷浓度很低, 在反应器刚启动的前几天内, 由于稀释作用, 总磷去除率产生了虚高的现象, 而随着运行时间的延长, 总磷去除率逐渐恢复正常。在反应器运行的第 II、III、IV、V 阶段, 随着 HRT 的缩短, 反应器的出水总磷浓度不断上升, 至第 V 阶段时, 出水总磷质量浓度达到了 $28\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 总磷去除率平均为 58.2%。笔者认为, 系统对于总磷的去除主要依靠以下 3 点: 体系内污泥浓度增加, 微生物不断增殖需要消耗一部分磷作为合成细胞的营养物质^[21]; 在排泥和清洗膜组件的过程中, 一部分磷随着污泥被带出了系统外; 膜的截留作用^[22]。由此可见, 虽然 AOA-MBR 对于总磷具有一定的去除效果, 但仅依靠生物除磷技术无法满足本实验对于出水总磷的浓度要求, 还需要与化学除磷相结合。

2.2 调整回流比对 AOA-MBR 运行性能的影响

硝化液回流比是影响反应器脱氮效率的重要因素, 通过硝化液回流能够为反硝化过程提供电子受体。当硝化液回流比过低时, 缺氧池的反硝化过程进行不完全, 大量有机物进入好氧池, 不仅会使系统的好氧量增大, 还会使好氧池的硝化效果受到影响^[23]; 当硝化液回流比过高时, 好氧

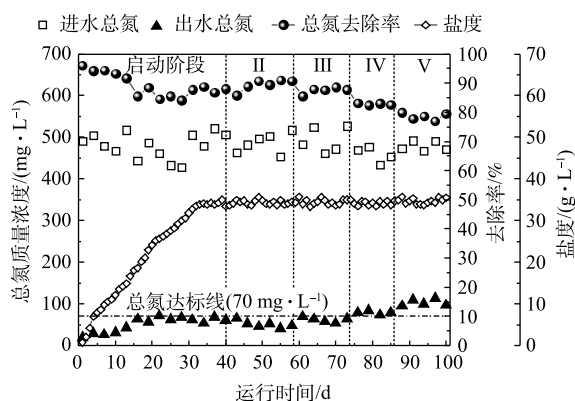


图 4 总氮去除率变化

Fig. 4 Variations of total nitrogen removal rates

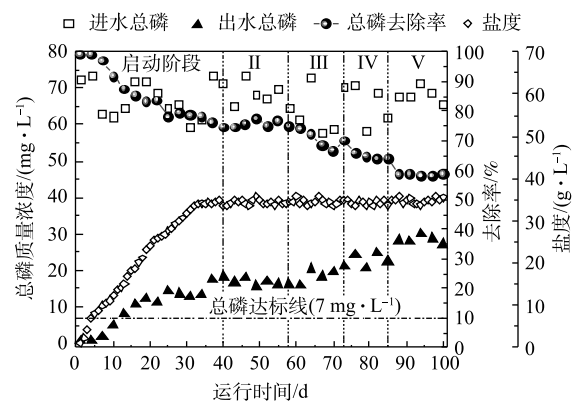


图 5 总磷去除率变化

Fig. 5 Variations of total phosphorus removal rates

池大量的 DO 进入缺氧池, 不仅会破坏反硝化环境, 还会导致 DO 取代硝态氮消耗体系内的碳源, 造成反应器的总氮去除率下降^[24]。因此, 调整硝化液回流比对提高反应器的脱氮效率具有重要意义。

由 2.1 节的分析结果可知, 在 HRT 为 4 d 时, AOA-MBR 的出水 COD、氨氮、总氮上升幅度明显, 其中总氮已经超过了 $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 无法满足《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962-2015) 的 B 级排放标准。因此, 为了进一步优化反应器运行参数, 确定本实验的最佳 R_o , 本阶段在 HRT 为 4 d 的运行负荷下, 分别考察了 R_o 为 100%、200%、300% 时, AOA-MBR 中的 COD、氨氮、总氮去除率。

1) R_o 对 COD 去除效果的影响。由图 6 可知, 在 HRT 为 4 d 的工况下, 当 R_o 为 100%、200% 和 300% 时, 出水 COD 的平均值分别为 426、321、346 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率分别为 86.6%、89.9%、89.3%。由此可见, 增大 R_o 能够在一定程度上提升反应器的 COD 去除率。笔者认为, 提高 R_o 后, A1 池内反硝化过程进行的更完全, 消耗的有机碳源增多, 这是出水 COD 值降低的重要原因。

2) R_o 对氨氮去除效果的影响。由图 7 可知, 在 HRT 为 4 d 的工况下, 当 R_o 为 100%、200%、300% 时, 出水氨氮的平均质量浓度分别为 14.6、9.4、9.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率分别为 96.4%、97.7%、97.6%。可以看出, 提升 R_o 对于提高反应器的氨氮去除率有一定的作用, 但影响不大, 特别是当 R_o 提升至为 200% 和 300% 时, 其氨氮去除率基本没有变化。笔者认为, R_o 增大使得进入 O 池和 MBR 池的有机碳源减少, 因此, 硝化菌在与异养菌的种群竞争中占据了优势地位, 进而导致反应器的氨氮去除率上升^[25]。

3) R_o 对总氮去除效果的影响。由图 8 可知, 在 HRT 为 4 d 的工况下, 当 R_o 为 100%、200%、300% 时, 出水总氮的平均值分别为 80.1、51.6、65.6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率分别为 83.0%、89.1%、86.4%。由此可知, 当 R_o 提升至 200% 时, 总氮去除率最高, 出水总氮值始终低于 $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 能够满足排放标准。当 R_o 提升至 300% 时, 总氮去除率反而下降, 出水总氮浓度接近甚至超过了排放标准。笔者认为, 当 R_o 适当提升时, 能够为 A1 池的反硝化过程充足的硝态氮, 促进脱氮效率的提升; 而当 R_o 过高时, 会造成 A1 池内 DO 浓度过高, 影响反硝化菌

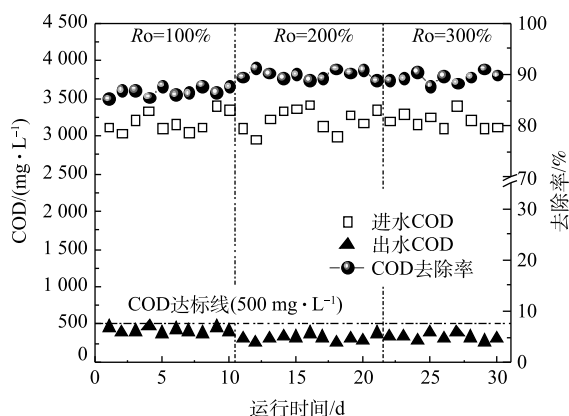


图 6 不同 R_o 下的 COD 去除率

Fig. 6 COD removal efficiency under different R_o

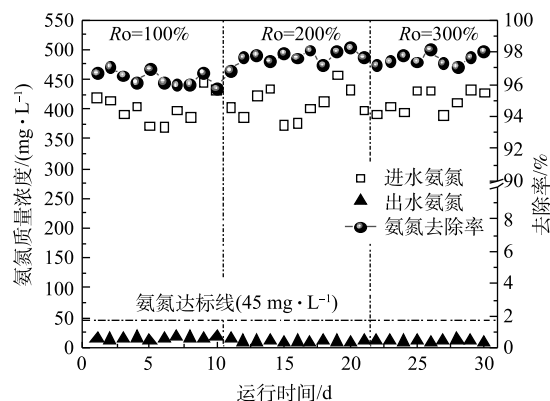


图 7 不同 R_o 下的氨氮去除率

Fig. 7 Ammonia nitrogen removal efficiency under different R_o

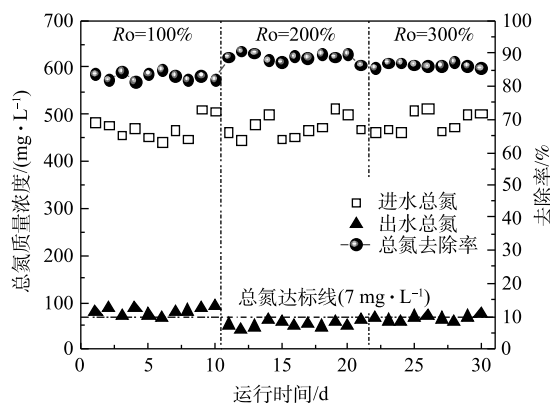


图 8 不同 R_o 下的总氮去除率

Fig. 8 Total nitrogen removal efficiency under different R_o

的活性,进而影响反硝化过程的顺利进行。此外,硝化液回流比的提升会增加能耗,提高运行成本^[25]。因此,综合以上结果分析来看,本实验的最佳 R_o 为200%。

综合2.1节及2.2节的研究结果可以得出, AOA-MBR在HRT为4 d、 R_o 为200%的工况下,可以实现榨菜废水的有效处理, COD去除率为85.4%、氨氮去除率为96.4%,总氮去除率为89.1%,出水COD值、氨氮浓度、总氮浓度满足《污水排入城镇下水道水质标准》(GB/T 31962-2015)的B级排放标准。与现有的SBR、A/O等工艺相比, AOA-MBR在运行稳定性及出水水质方面具有较大优势,并且能够有效缩小占地面积,降低建设成本,但膜污染仍然是目前膜生物反应器存在的主要问题,还需要膜材料制备改进及膜运行优化控制,以降低维护成本。

2.3 污泥性质变化

1) O池污泥质量浓度的变化。为了解盐度提升和负荷提升对活性污泥的影响情况,在AOA-MBR运行的前100 d,对反应器O池中MLSS、MLVSS以及MLVSS/MLSS的变化情况进行了监测,结果如图9所示。MLSS及MLVSS总体上呈先降低后增加的趋势,在AOA-MBR运行的前20 d内,MLSS及MLVSS分别从 $5.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $3.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $4.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,MLVSS/MLSS的值由接种时的62.9%降低到了51.2%。这主要是因为, AOA-MBR接种的活性污泥盐度很低,在高盐废水的冲击下,体系内盐度快速提升,部分活性污泥因为难以适应环境的改变而死亡,从而导致MLSS、MLVSS以及MLVSS/MLSS的整体下降^[26]。随着进水量的及时调整以及活性污泥的逐渐驯化,耐盐微生物开始逐渐增殖,污泥浓度缓慢上升,到第40天时,MLSS及MLVSS分别增长到了 $4.7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,MLVSS/MLSS的值恢复到了55.3%。在负荷提升阶段,随着HRT的不断降低,污泥浓度开始迅速增长;到第100天时,MLSS和MLVSS分别增长到了 $6.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $3.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。笔者认为,负荷的提升为微生物提供了足量的有机碳源,因此,耐盐微生物增殖速率加快,导致了污泥浓度的迅速上升。此外,由于膜组件的截留作用,导致许多无机物质被截留在了反应器中,这也是导致污泥浓度上升和MLVSS/MLSS值下降的重要原因。

2) MBR池中SMP和BEPS的变化。在AOA-MBR运行结束后,提取MBR池中成熟污泥的SMP和BEPS,分析其组成成分,并与接种时污泥的组分进行比较,结果如图10所示。接种污泥的SMP和BEPS的质量浓度分别为 $5.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $36.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,经过长期的高盐环境驯化后,成熟污泥的SMP和BEPS的质量浓度上升到 $18.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $62.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。LI等^[27]的研究结果表明,在盐胁迫的条件下,微生物会分泌更多SMP和BEPS以应对渗透压的改变。此外,在高盐条件下微生物细胞易发生水解,其胞内物质的释放也会导致SMP含量的上升。从SMP和BEPS的组成比例来看,接种污泥的

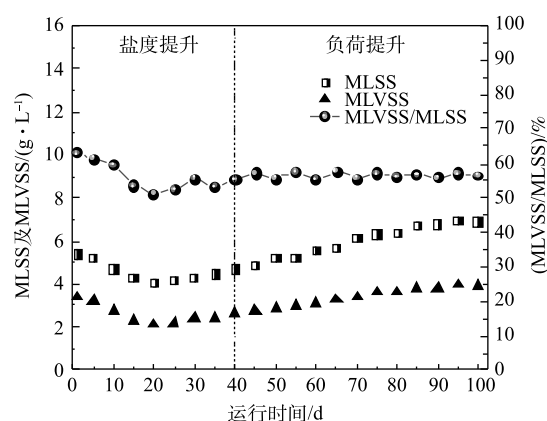


图9 污泥浓度变化

Fig. 9 Variations of sludge concentration

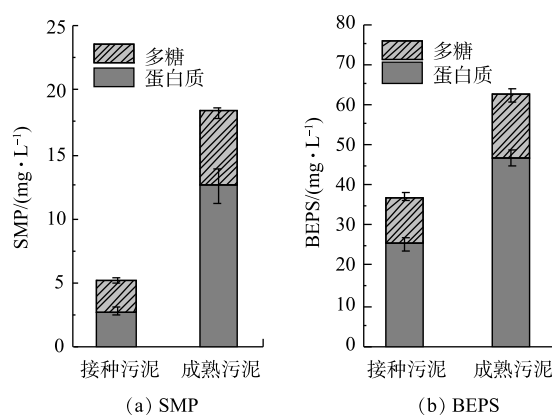


图10 SMP和BEPS变化

Fig. 10 Variations of SMP and BEPS

PN/PS 值分别为 1.1 和 2.2, 而成熟污泥的 PN/PS 的值分别为 2.1 和 2.9, 均远高于接种污泥。这说明, 在高盐环境下, SMP 和 BEPS 的增量均主要以蛋白质为主。其中, SMP 中 PN/PS 值上升可能是因为在好氧体系中, 蛋白质的水解过程比多糖类物质慢, 更容易造成累积^[28]。BEPS 中 PN/PS 值上升则说明胞外蛋白的增加有利于微生物在高盐环境下的生存, 能够起到保护细胞的作用^[13]。

2.4 膜运行情况

图 11 反映了 AOA-MBR 在运行期间的 TMP 变化情况。在 100 d 的时间里, 反应器的 TMP 累计 5 次达到 25 kPa, 分别是在第 23、37、57、76 和 93 天。其中 TMP 第 1 次出现是在第 10 天, 为 1.3 kPa, 说明此时平板膜的表面已经出现了大面积的污染。第 23 天时, 采用清水对平板膜进行了清洗, 继续运行时 TMP 恢复到 0 kPa。到第 28 天时, TMP 再次出现, 为 1.9 kPa, 与第 1 次相比少了 5 d, 并且 TMP 达到 25 kPa 的时间仅为 14 d。这表明单独的物理清洗虽然可以在一定程度上缓解膜污染, 但清洗效果并不理想, 仍有大量的污染物残留在膜上, 会导致后续运行过程中膜污染

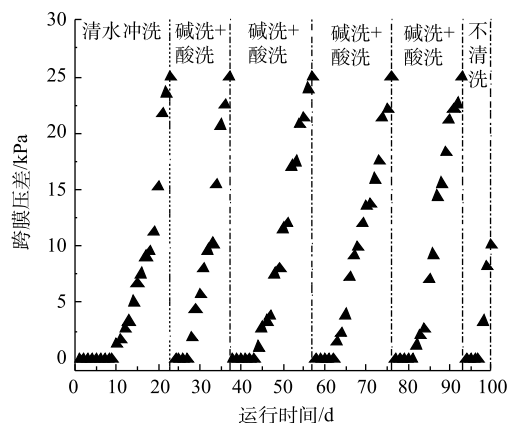


图 11 跨膜压差变化

Fig. 11 Variations of TMP

速度加快。因此, 后续 4 次的膜清洗采用了“物理清洗+化学清洗”的组合方式, 即先用清水清洗, 然后再用 0.5% NaClO 溶液和 0.5% HCl 清洗。结果表明, 后 3 次的膜污染间隔分别为 20、19、17 d, 比第 2 次膜污染间隔时间有所增加。这说明组合清洗的方式对于膜污染有更好的清洗效果, 能够去除膜表面存在的无机和有机污染物。但仍值得注意的是, 随着平板膜使用时间的延长, 膜污染的间隔有不断下降的趋势。这除了与体系内污泥浓度以及 SMP 和 BEPS 的增加有关以外, 也与平板膜本身不可逆污染的累积有关。

3 结论

1) 低负荷耐盐性驯化能够实现 AOA-MBR 的快速启动, 可以建立起高盐条件下稳定的好氧生物处理体系。

2) HRT 对 AOA-MBR 运行效果影响较大。当 HRT=3 d 时, 各指标的去除率显著降低, 无法满足排放要求, 因此, 本研究的 HRT 选择为 4 d; AOA-MBR 对于总磷的去除效果有限, 故还需要与化学除磷相结合。

3) 改变硝化液回流比能够提升 AOA-MBR 对于污染物的去除效果, 本研究最佳硝化液回流比 R_o 为 200%。

4) 盐度提升会导致 MLSS、MLVSS 和 MLVSS/MLSS 短暂下降; 与接种污泥相比, 驯化后成熟污泥的 SMP 和 BEPS 的含量均出现了明显的增长。

5) 在 AOA-MBR 的运行过程中, 膜组件共进行了 5 次清洗, 而“物理清洗+化学清洗”的组合清洗方式对于膜污染有着更好的清洗效果。

参考文献

- [1] 黄周满, 程家迪. 榨菜行业废水处理现状及可持续发展对策[J]. 食品工业, 2017, 38(5): 238-240.
- [2] 刘欢逸. 榨菜废水处理中耐盐微生物抗冲击性能研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2018.

- [3] 许劲, 王阳阳, 田建波, 等. 榨菜废水常温两相厌氧生物处理工艺的调试[J]. 中国给水排水, 2013, 29(17): 5-10.
- [4] 马前, 胥丁文, 顾学喜. UASB-好氧-混凝工艺处理高盐榨菜废水研究[J]. 工业水处理, 2011, 31(4): 62-65.
- [5] 肖小兰. 厌氧膜生物反应器处理含油餐厨废水的效能及其微观机制研究[D]. 无锡: 江南大学, 2018.
- [6] 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.
- [7] 潘懿, 吴志超, 田陆梅, 等. A/O-MBR处理城市污水中试研究[J]. 水处理技术, 2009, 35(1): 100-103.
- [8] 张宜伟, 彭小凤, 王彪, 等. AO+MBR一体化设备处理含印染废水污水的调试运行[J]. 中国给水排水, 2018, 34(4): 114-118.
- [9] 贾国江. 厌氧水解-A/O-MBR组合工艺处理高盐度制药废水[D]. 大连: 大连理工大学, 2017.
- [10] 吴勇. 多级AO-MBR组合工艺处理低C/N生活污水实验研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2018.
- [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] 陈康, 王新华, 李秀芬, 等. 钙离子对短期膜污染的影响[J]. 环境工程学报, 2012, 6(2): 471-476.
- [13] 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(15): 263-273.
- [14] 吴绮桃. 超高盐榨菜腌制废水处理技术试验研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2007.
- [15] FEIJOO G, SOTO M, MENDEZ R, et al. Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: Antagonism and adaptation phenomena[J]. Enzyme and Microbial Technology, 1995, 17(2): 180-188.
- [16] 胡青, 夏四清. 盐度对膜生物反应器处理含盐废水影响的研究进展[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(1): 60-63.
- [17] 杜俊. 复合膜生物反应器处理榨菜废水效能及膜污染控制试验研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2011.
- [18] 张周, 赵明星, 阮文权, 等. 短程硝化反硝化工艺处理低C/N餐厨废水[J]. 环境工程学报, 2015, 9(9): 4165-4170.
- [19] PANSWAD T, ANAN C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds[J]. Water Research, 1999, 33(5): 1165-1172.
- [20] 王聪, 王淑莹, 张森, 等. 硝化液回流比对A²/O-BCO工艺反硝化除磷特性的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(11): 2844-2850.
- [21] 陈杰云, 余薇薇, 杜邦昊, 等. HRT对多级A/O+悬浮填料组合工艺脱氮除磷的影响[J]. 中国给水排水, 2017, 33(9): 31-34.
- [22] ROSENBERGER S, KRUGER U, WITZIG R, et al. Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater[J]. Water Research, 2002, 36(2): 413-420.
- [23] 马勇, 彭永臻, 孙洪伟. A/O生物脱氮工艺内循环回流和外碳源投加综合控制的优化[J]. 环境科学, 2008, 29(5): 1203-1209.
- [24] TAN T W, NG H Y. Influence of mixed liquor recycle ratio and dissolved oxygen on performance of pre-denitrification submerged membrane bioreactors[J]. Water Research, 2008, 42(4/5): 1122-1132.
- [25] 冯欣. HRT和硝化液回流比对小型一体化污水处理装置的影响[J]. 水处理技术, 2016, 42(7): 79-81.
- [26] 李彬, 王志伟, 安莹, 等. 膜-生物反应器处理高盐废水膜面污染物特性研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 643-650.
- [27] LI J, JIANG C W, SHI W S, et al. Polytetrafluoroethylene (PTFE) hollow fiber AnMBR performance in the treatment of organic wastewater with varying salinity and membrane cleaning behavior[J]. Bioresource Technology, 2018, 267: 363-370.
- [28] NG K K, LIN C F, LATEEF S K, et al. The effect of soluble microbial products on membrane fouling in a fixed carrier biological system[J]. Separation & Purification Technology, 2010, 72(1): 98-104.

(责任编辑: 曲娜)

Operation performance of an AOA-MBR treating the effluent from an anaerobic membrane bioreactor dealing with high-salt mustard tuber wastewater

XIAO Xiaolan^{1,2}, QI Jinpeng^{1,2}, LIU Hao^{1,2}, YAN Xipeng^{1,2}, RUAN Wenquan^{1,2,*}

1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China

2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi 214122, China

*Corresponding author, E-mail: wqruan@jiangnan.edu.cn

Abstract The treatment efficiency of the effluent from an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) dealing with high-salt mustard tuber wastewater by the anacrobic/oxic/anacrobic-membrane bioreactor (AOA-MBR) was investigated under different hydraulic retention time (HRT), and the operation parameters of the reactor were optimized by adjusting the Nitrification Liquid Reflux Ratio(R_o). When the influent COD was $3\,200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ammonia nitrogen was $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, salinity was $35\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, dissolved oxygen(DO) concentration was $2\sim4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, temperature was $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, the optimal operation parameters of AOA-MBR were $\text{HRT}=4\text{ d}$ and $R_o=200\%$. Under this condition, the removal efficiencies of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen by AOA-MBR were 85.4%, 96.4% and 89.1%, respectively. Furthermore, total phosphorus of the effluent could not meet the harge standard only by AOA-MBR. Thus, it was suggested to add a step of chemical phosphorus removal. During the operation period, the sludge concentration decreased briefly due to the impact of high salinity at the initial period and then gradually increased with the microbe adapting to the high salinity environment. After long-term acclimation, the concentrations of SMP and BEPS increased from $5.1\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ and $36.9\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ to $18.3\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ and $62.5\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, which may be beneficial to the survival of microorganisms in high salt environment. During the operation of AOA-MBR, the membrane modules were cleaned five times, and the physical and chemical combination cleaning could achieve better cleaning effect of membrane fouling.

Keywords AOA-MBR; wastewater treatment; high-salinity wastewater; sludge properties