

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.11.012

膜电容去离子耦合正渗透 MBR 缓解盐积累

尹 蝶¹, 荆海鹏², 宋虹苇¹, 何珍东³, 李漫霖¹, 曹伟良¹

(1. 内蒙古工业大学 土木工程学院, 内蒙古 呼和浩特 010051; 2. 内蒙古昆明卷烟有限责任公司, 内蒙古 呼和浩特 010051; 3. 玉环市钱水水务有限公司, 浙江 台州 317600)

摘 要: 为了缓解正渗透膜生物反应器(OMBR)中盐度积累对其技术发展的制约问题,通过采用膜电容去离子(MCDI)与 OMBR 的耦合工艺,研究了 MCDI-OMBR 系统与传统 OMBR 系统在 20 d 运行期间电导率、水通量、水质、污泥性质及膜污染阻力的变化。结果表明,耦合系统生物反应池电导率仅从 1.49 mS/cm 升至 8.40 mS/cm,显著低于传统 OMBR 系统的 17.38 mS/cm。此外,耦合系统在水通量、水质、污泥性质和膜污染控制方面均表现出明显优势。

关键词: 正渗透膜生物反应器; 膜电容去离子; 盐积累; 膜污染

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2026)11-0083-06

Alleviating Salt Accumulation Using MCDI Coupled with OMBR

YIN Die¹, JING Haipeng², SONG Hongwei¹, HE Zhendong³, LI Manlin¹,
CAO Weiliang¹

(1. School of Civil Engineering, Inner Mongolia University of Technology, Hohhot 010051, China; 2. Inner Mongolia Kunming Cigarette Co. Ltd., Hohhot 010051, China; 3. Yuhuan Qianshui Water Affairs Co. Ltd., Taizhou 317600, China)

Abstract: To alleviate the constraint of salt accumulation on the development of forward osmosis membrane bioreactor (OMBR) technology, a coupled membrane capacitive deionization (MCDI)-OMBR system was investigated. The changes in conductivity, water flux, water quality, sludge properties, and membrane fouling resistance in the MCDI-OMBR system and the conventional OMBR system were compared over a 20-day operation period. The results showed that the conductivity in the bioreactor of the coupled system only increased from 1.49 mS/cm to 8.40 mS/cm, which was significantly lower than that of the conventional OMBR system (17.38 mS/cm). Furthermore, the coupled system exhibited significant advantages in terms of water flux, water quality, sludge properties, and membrane fouling control.

Keywords: forward osmosis membrane bioreactor; membrane capacitive deionization; salt accumulation; membrane fouling

应对水资源短缺的重要策略之一就是废水回收利用。正渗透膜生物反应器(OMBR)结合了正渗透技术与生物反应过程,具有能耗低、截留率高等

优势,常被用于处理生活污水^[1]和工业废水^[2]。然而,汲取液溶质通过正渗透膜扩散到原料液中,导致盐积累,这不仅降低了膜通量,还改变了污泥特

基金项目: 内蒙古自然科学基金资助项目(2021MS02020)

通信作者: 宋虹苇 E-mail: sophiesong_0471@hotmail.com

性^[3],削弱了OMBR性能。为此,科研人员进行了一系列探究,例如具有带电粒子和小分子质量溶质的汲取液可提高渗透压,减轻反向盐扩散,缓解盐积累^[4];调整水力停留时间可以有效减小反向盐通量^[5];新型仿生水通道蛋白正渗透膜可减轻汲取液溶质的反向扩散^[6]。

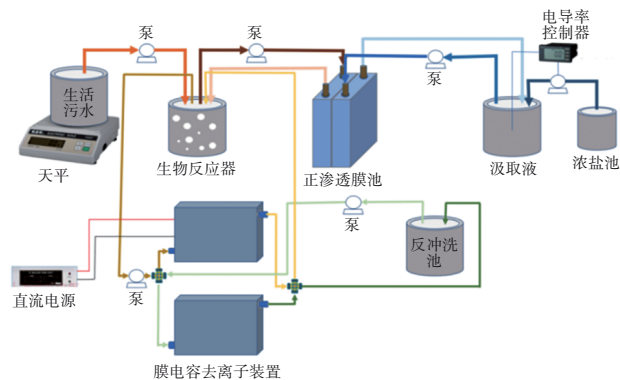
电容去离子(CDI)具有节能环保的特点,它在除盐的同时不会产生二次污染,并且可通过再生能源供能,能耗较低。然而在吸附过程中产生的共离子排斥和法拉第反应会降低CDI的吸附性能,因此可在电极前加一层离子交换膜构成MCDI。在吸附阶段,对MCDI电极施加恒定电压或电流,以形成电场。在电场力的作用下,原水中的阴离子和阳离子分别迁移到正极和负极,形成双电层而被去除。离子交换膜可以避免共离子排斥,减少法拉第反应,从而增强MCDI的吸附性能^[7]。

本研究建立了MCDI-OMBR系统,用于缓解OMBR中的盐积累。通过分析电导率、处理效率、污泥性质、膜污染和膜通量等,探究MCDI-OMBR的应用潜力。

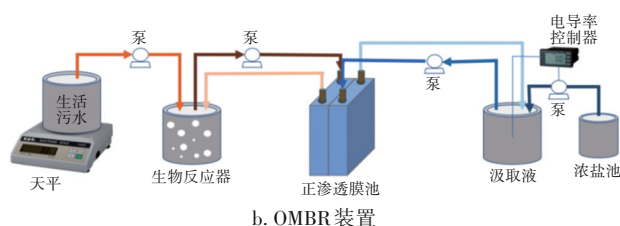
1 材料与方法

1.1 实验装置

MCDI-OMBR装置与传统OMBR装置如图1所示。两个装置的运行周期均为20 d。其中,正渗透膜采用内嵌聚酯纤维的三醋酸纤维(CTA)膜,有效面积为90 cm²。正渗透膜活性层朝向原料液(FS),支撑层朝向汲取液(DS)。OMBR生物反应器的有效容积为5 L,生活污水池与生物反应器相连并通过液位控制器维持生物反应器水位恒定,采用曝气泵进行曝气。



a. MCDI-OMBR 装置



b. OMBR 装置

图1 MCDI-OMBR与OMBR装置示意

Fig.1 Schematics of MCDI-OMBR and OMBR devices

MCDI以活性炭纤维布为电极,导电石墨板为集电极,在阴极和阳极分别设置阳离子交换膜与阴离子交换膜,单个电极有效面积为50 cm²,极板间距为3 mm,外壳与垫片材料分别为有机玻璃与硅胶,见图2。

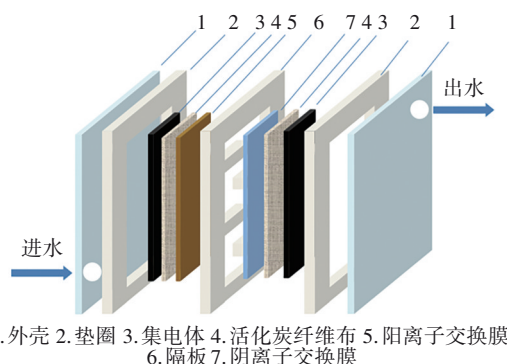


图2 MCDI结构示意图

Fig.2 Schematic diagram of MCDI structure

1.2 实验方法

生物反应器的接种污泥取自呼和浩特市某污水处理厂,驯化后投入运行。污泥停留时间(SRT)为20 d。模拟城市污水水质如下:TOC为(130.08±5.82) mg/L, NH₄⁺-N为(29.52±1.35) mg/L, TN为(30.51±1.18) mg/L, TP为(5.18±0.30) mg/L。模拟污水成分如下:510 mg/L的乙酸钠(C₂H₃NaO₂)、122 mg/L的氯化铵(NH₄Cl)、22 mg/L的磷酸二氢钾(KH₂PO₄)、6.4 mg/L的碳酸钠(Na₂CO₃)、24 mg/L的硫酸镁(MgSO₄)和112 mg/L的氯化钙(CaCl₂)。汲取液为1.5 mol/L的氯化钠(NaCl)溶液,并通过连接至5 mol/L NaCl浓盐池的电导率控制器来维持浓度稳定。在正渗透膜池中,膜面错流速度为0.87 L/min。在MCDI-OMBR中,MCDI外接1.2 V恒压直流电源,极板间流速为0.022 L/min。两个MCDI并联,一个加电吸附,另一个断电冲洗完成电极再生,每3 h轮换一次,从而实现MCDI系统的连续运行。

1.3 检测项目及方法

采用便携式pH计测定pH;采用便携式溶氧仪

测定溶解氧(DO);采用紫外分光光度计测定 TP、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N 、TN 的浓度;采用台式电导率仪测定电导率;采用 TOC 分析仪测定 TOC 浓度。根据原污水质量变化计算正渗透膜水通量^[8]。

根据《水和废水标准检验法》测定生物反应器内的污泥浓度,包括混合液悬浮固体浓度(MLSS)与混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS);并采用该标准检测法测定活性污泥的比耗氧速率(SOUR);根据热提取法^[9]提取溶解性微生物代谢产物(SMP)与结合性胞外聚合物(BEPS),并将 SMP 与 BEPS 标准化为多糖(PS)和蛋白质(PN)的总和。其中,多糖采用苯酚硫酸法测定,蛋白质采用考马斯亮蓝 G250 染色法^[10]测定。

实验结束后,对 MCDI-OMBR 膜与传统 OMBR 膜污染层进行了表征分析。使用与能量色散 X 射线光谱仪(EDS)耦合的扫描电子显微镜(SEM)分析膜污染层的表面形貌与元素组成;使用傅里叶变换红外光谱(FTIR)表征正渗透膜表面有机物的主要官能团。膜污染阻力以达西定律为基础,采用渗透阻力过滤模型计算。

2 结果与讨论

2.1 水通量与电导率分析

在整个运行周期中,MCDI-OMBR 生物反应器的电导率由 1.49 mS/cm 上升到了 8.40 mS/cm,传统 OMBR 生物反应池器的电导率则从 1.36 mS/cm 上升到了 17.38 mS/cm。MCDI-OMBR 电导率增长率比传统 OMBR 低 61.8%。MCDI-OMBR 初始水通量为 27.20 L/(m²·h),运行初期,水通量下降较快,在第 5 天下降到 9.76 L/(m²·h),随后在第 6~20 天缓慢下降,最终稳定在 6.38 L/(m²·h)左右。传统 OMBR 初始水通量为 26.52 L/(m²·h),至第 5 天下降到 5.52 L/(m²·h),最终稳定在 2.54 L/(m²·h)左右。

在 MCDI 的作用下,OMBR 的盐积累情况得到了有效缓解。结合水通量的变化可知,MCDI 缓解盐积累对水通量也有明显提升作用。

2.2 氮浓度的变化

MCDI-OMBR 与传统 OMBR 中氮浓度的变化如图 3 所示。可知,在整个运行周期中,传统 OMBR 生物反应器的 NH_4^+-N 浓度始终高于 MCDI-OMBR。这可能是由于 MCDI 缓解了 OMBR 中盐积累,从而减轻了盐度对氨氧化细菌(AOB)活性的抑制作

用^[11]。此外,MCDI 对 NH_4^+-N 有吸附作用也是重要原因之一。

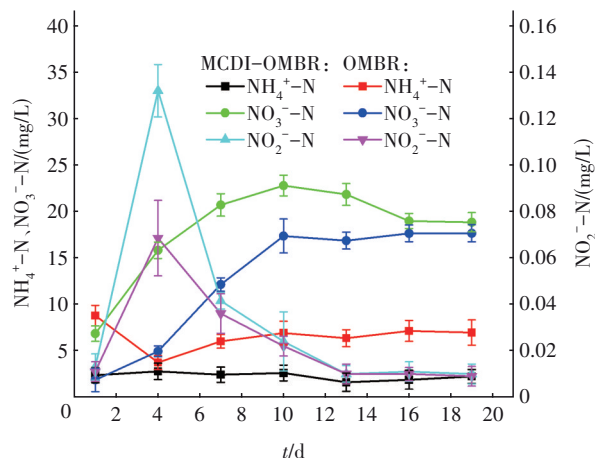


图3 MCDI-OMBR 与传统 OMBR 中氮浓度的变化

Fig.3 Variations of nitrogen concentration in MCDI-OMBR and conventional OMBR

由于 OMBR 中未强化生物反硝化, NO_3^--N 在生物反应器内积累。第 10~20 天,生物反应器中的盐度持续上升,AOB 活性较低,水通量降至临界通量水平,盐积累速率减慢,生物反应器中 NO_3^--N 浓度逐渐趋于稳定。在 MCDI-OMBR 中,由于 MCDI 对 NO_3^--N 的吸附作用, NO_3^--N 浓度在运行后期呈下降趋势。虽然在运行前期也存在吸附,但 MCDI 对 PO_4^{3-} 与 SO_4^{2-} 的吸附能力更强。由于 MCDI-OMBR 中的盐度低于传统 OMBR,AOB 活性基本未受到抑制,且 MCDI 对 NO_3^--N 的吸附作用不强,因此 MCDI-OMBR 生物反应器中的 NO_3^--N 浓度高于 OMBR。在运行期间,生物反应器中 NO_2^--N 浓度较低。从 NO_3^--N 浓度看,亚硝酸盐氧化为硝酸盐的反应未受到盐度影响,即亚硝酸盐氧化菌(NO₃)受环境盐度影响可能较小。氮浓度分析表明,DS 中的 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 浓度较高,这说明正渗透膜对 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 的截留效率较低。

2.3 TOC、TN、TP 浓度的变化

两组系统中 TOC、TN、TP 浓度的变化如图 4 所示。在整个运行周期中,MCDI-OMBR 生物反应器对 TOC 的去除率为 92.8%~98.6%,传统 OMBR 生物反应器对 TOC 的去除率为 87.3%~98.3%。微生物活性易受高盐环境的影响,而在 MCDI 的作用下,MCDI-OMBR 中生物反应器的盐度能维持较低水平。在未强化反硝化过程的情况下,TN 主要以

NH_4^+-N 、 NO_3^--N 与 NO_2^--N 等形式存在于生物反应器中。在MCDI-OMBR运行0~10 d时,由于MCDI对 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 与 NO_2^--N 等物质的吸附作用,TN浓度呈下降趋势。然而,随着MCDI膜污染加剧,其吸附能力有所下降,在反应器运行后10 d,TN浓度逐渐趋于稳定。由于正渗透膜带负电荷且 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 半径较大,正渗透膜对TP具有良好的截留效率,几乎完全排斥 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 。因此,TP在生物反应器中不断积累。由于MCDI对 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的吸附效果较强^[6],MCDI-OMBR中TP的积累量明显低于传统OMBR。

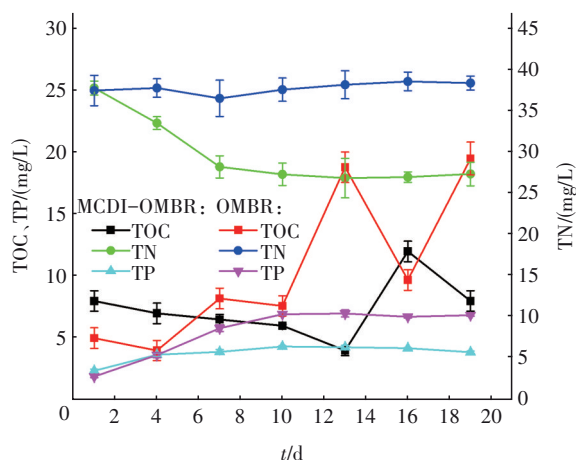


图4 MCDI-OMBR与传统OMBR中TOC、TN、TP的浓度变化
Fig.4 Variations of TOC, TN and TP concentrations in MCDI-OMBR and conventional OMBR

2.4 EPS与SOUR分析

胞外聚合物(EPS)包括SMP和BEPS。SMP与BEPS增加主要是盐度升高导致细胞溶解、有机细胞质分泌以及未代谢和未完全降解的有机物中间产物等造成的^[12]。同时,生物反应器盐度增加到一定程度后,可能会提高蛋白质、多糖等组分的溶解度,从而导致BEPS降低,SMP升高。MCDI-OMBR与传统OMBR中SMP和BEPS的变化如图5所示。可知,在MCDI的吸附作用下,MCDI-OMBR的SMP与BEPS均明显低于传统OMBR。EPS的分泌与微生物的内源性呼吸有关。MCDI对生物反应器中盐抑制与氨抑制的缓解作用可削弱微生物的内源性呼吸,从而降低EPS总量。

随着生物反应器中盐度不断升高,两组反应器的SOUR(以 O_2 计)均显著下降。MCDI-OMBR由 $5.85 \text{ mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$ 下降到 $1.79 \text{ mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,降幅

为69.4%;传统OMBR由 $7.17 \text{ mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$ 下降到 $1.28 \text{ mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,降幅为82.1%。在MCDI的作用下,MCDI-OMBR的盐积累程度低于传统OMBR,因此,MCDI-OMBR中好氧微生物活性降低程度低于传统OMBR。

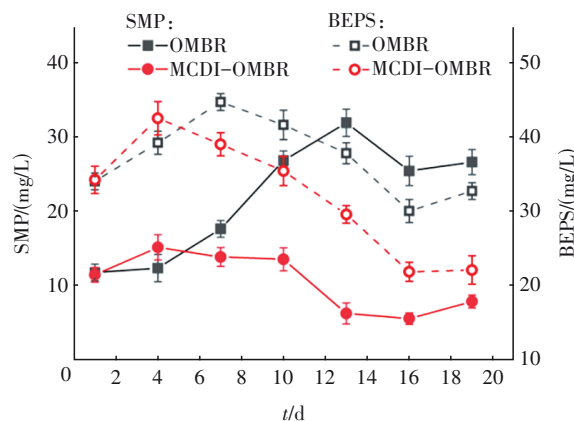


图5 MCDI-OMBR与传统OMBR中SMP和BEPS的变化
Fig.5 Variations of SMP and BEPS in MCDI-OMBR and conventional OMBR

2.5 膜污染分析

2.5.1 SEM-EDS分析

实验结束以后,分别对原膜、OMBR污染膜和MCDI-OMBR污染膜的活性层表面(面向原料液一侧)进行SEM-EDS表征。结果表明,未经污染的膜表面呈现出光滑且清晰的结构。经过20 d运行,传统OMBR中正渗透膜表面形成了一层致密的泥饼层,而MCDI-OMBR的膜污染层较为松散,且仍能看到较为清晰的膜面结构,如图6所示。结合水通量衰减情况分析,运行结束后,传统OMBR的水通量降幅为90.4%,MCDI-OMBR的水通量降幅为76.5%。水通量衰减严重的原因之一是膜污染层的形成增加了过滤阻力,同时加剧了外浓差极化。根据膜表面元素成分分布,未经污染的正渗透膜表面主要由C和O两种元素组成。传统OMBR膜污染层主要包括C(17.10%)、O(26.08%)、Na(18.19%)、Mg(0.45%)、Al(3.20%)、Si(6.10%)、P(0.89%)、Cl(23.01%)、K(1.29%)、Ca(1.47%)和Fe(1.80%);MCDI-OMBR膜污染层主要包括C(47.52%)、O(25.07%)、Na(10.22%)、Mg(0.30%)、Al(0.38%)、Si(0.30%)、P(0.79%)、Cl(13.97%)、K(0.14%)和Ca(1.31%)。MCDI-OMBR膜污染层的无机元素占比均低于传统OMBR,特别是Na、Al、Si、Cl、K和Fe

等,这可能是由于 MCDI 的吸附作用,与 SEM 表征结果一致。

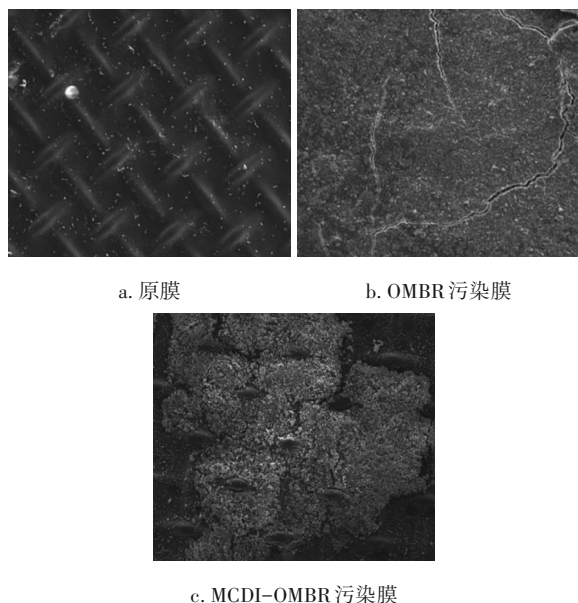


图6 原膜、传统 OMBR 污染膜和 MCDI-OMBR 污染膜的 SEM 照片

Fig.6 SEM photos of original membrane, conventional OMBR fouling membrane and MCDI-OMBR fouling membrane

2.5.2 FTIR 分析

传统 OMBR 与 MCDI-OMBR 运行结束后,膜污染层的 FTIR 光谱如图 7 所示。

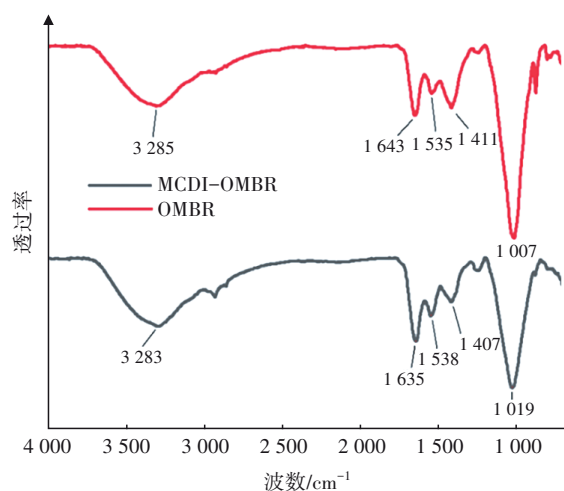


图7 MCDI-OMBR 与传统 OMBR 膜污染层的 FTIR 光谱

Fig.7 FTIR spectra of MCDI-OMBR and conventional OMBR membrane fouling layers

由图 7 可知,3 285、3 283 cm^{-1} 处的宽峰为—OH 伸缩振动峰,而 1 007、1 019 cm^{-1} 处为 C—O 伸缩振动峰,表明有多糖或多糖衍生物存在。1 643、1 635

cm^{-1} 处的吸收峰为伯酰胺的面内弯曲振动,1 535、1 538 cm^{-1} 处的吸收峰为仲酰胺的面内弯曲振动,这二者证明了蛋白质二级结构的存在。1 411、1 407 cm^{-1} 处的吸收峰为—CH₃ 弯曲振动。综上分析,膜面污染物主要由多糖与蛋白质构成,主要来源于生物反应器中的 SMP 与 BEPS。两组系统的膜污染组成基本相同,但 MCDI-OMBR 的峰强度低于传统 OMBR。这可能是由于 MCDI 缓解了生物反应器中的盐积累,从而降低了 SMP 与 BEPS 浓度。此外,根据 SEM-EDS 分析结果,在 MCDI 的吸附作用下,膜表面金属等无机元素含量较低,从而减轻了凝胶层污染。

2.5.3 膜污染阻力计算

MCDI-OMBR 与传统 OMBR 膜污染阻力的变化如图 8 所示。在整个运行周期中,两组系统内的膜污染阻力均随时间增加而持续升高,在运行至第 5 天时,传统 OMBR 膜污染阻力为 $25.86 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$,MCDI-OMBR 膜污染阻力为 $8.20 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ 。运行结束以后,传统 OMBR 膜污染阻力为 $73.60 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$,MCDI-OMBR 膜污染阻力为 $22.55 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ 。实验结束时,传统 OMBR 膜污染阻力约为 MCDI-OMBR 的 3.26 倍。因此,MCDI-OMBR 的膜污染较轻,这与 SEM-EDS 和 FTIR 分析结果相吻合。

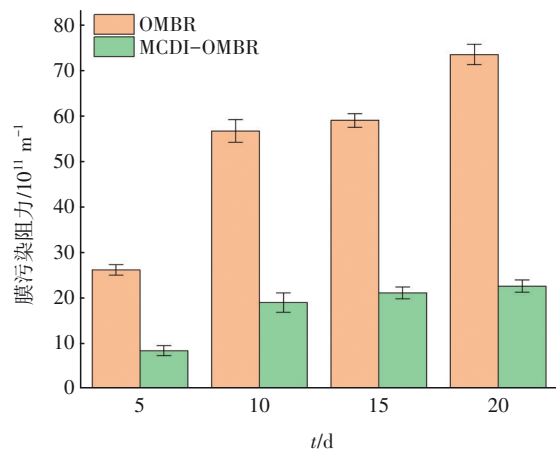


图8 MCDI-OMBR 与传统 OMBR 膜污染阻力的变化

Fig.8 Variations of membrane fouling resistance in MCDI-OMBR and conventional OMBR

MCDI-OMBR 膜污染得到缓解的原因包括以下两点:MCDI 缓解了生物反应器中的盐积累,降低了 SMP 与 BEPS 浓度,进而减轻了膜表面的有机污染;MCDI 对 Mg、Al、Fe、Ca、Si 等离子的吸附,有效减少了这些无机元素与有机物在膜表面形成凝胶层的

几率。因此,将MCDI与OMBR结合可降低膜污染阻力,减轻膜污染,进一步提高水通量。

3 结论

① 通过生物反应器中电导率与水通量的变化可知,MCDI能够有效抑制盐度上升并缓解水通量的下降。

② MCDI能够减轻盐度对AOB和NOB等微生物活性的抑制作用,促进氨氮的氧化过程。因此,MCDI-OMBR生物反应器中的 NO_3^- -N浓度高于传统OMBR。

③ 由于MCDI对盐积累的缓解作用,生物反应器中SMP与BEPS的浓度下降,进而减轻了正渗透膜表面的有机污染程度。同时,MCDI对Mg、Al、Fe、Ca、Si等离子体的吸附作用也减轻了正渗透膜表面的无机污染。因此,MCDI-OMBR膜污染较轻,膜污染阻力较小。

参考文献:

- [1] YANG Y L, WU Y, LU Y X, et al. A comprehensive review of nutrient-energy-water-solute recovery by hybrid osmotic membrane bioreactors [J]. Bioresource Technology, 2021, 320: 124300.
- [2] MOSER P B, BRETAS C, PAULA E C, et al. Comparison of hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor for oil refinery effluent treatment [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 378: 121952.
- [3] 赵士奇,朱雷,王舒,等. 盐积累胁迫下厌氧正渗透MBR混合液性质的响应特性[J]. 水处理技术, 2022, 48(4): 50-53.
ZHAO S Q, ZHU L, WANG S, et al. Response characteristics of anaerobic forward osmosis MBR mixtures to salt stressful accumulation [J]. Technology of Water Treatment, 2022, 48(4): 50-53 (in Chinese).
- [4] JOHNSON D J, SUWAILAH W A, MOHAMMED A W, et al. Osmotic's potential: an overview of draw solutes for forward osmosis [J]. Desalination, 2018, 434: 100-120.
- [5] 刘玄宁,王旭东,杜书雅,等. HRT对MF-OMBR工艺处理特性的影响[J]. 中国给水排水, 2023, 39(19): 75-82.
LIU X N, WANG X D, DU S Y, et al. Effect of HRT on treatment characteristics of MF-OMBR process [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(19): 75-82 (in Chinese).
- [6] JIANG J X, KIM D I, DORJI P, et al. Phosphorus removal mechanisms from domestic wastewater by membrane capacitive deionization and system optimization for enhanced phosphate removal [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2019, 126: 44-52.
- [7] WANG T Y, BAI L M, ZHANG C Y, et al. Formation mechanism of iron scale in membrane capacitive deionization (MCDI) system [J]. Desalination, 2020, 495: 114636.
- [8] XU Z C, SONG X Y, XIE M, et al. Effects of surfactant addition to draw solution on the performance of osmotic membrane bioreactor [J]. Journal of Membrane Science, 2021, 618: 118634.
- [9] WANG W G, YAN Y, ZHAO Y H, et al. Characterization of stratified EPS and their role in the initial adhesion of anammox consortia [J]. Water Research, 2020, 169: 115223.
- [10] 郭利娟,刘爱娟,孙兴霞,等. 硫酸解交联-考马斯亮蓝法测定医用交联透明质酸钠凝胶中蛋白质的含量[J]. 理化检验(化学分册), 2022, 58(2): 148-151.
GUO L J, LIU A J, SUN X X, et al. Determination of protein in medical cross-linked sodium hyaluronate gel by the method of Bradford after de-crosslinking with sulfuric acid [J]. Physical Testing and Chemical Analysis (Part B: Chemical Analysis), 2022, 58(2): 148-151 (in Chinese).
- [11] LI G J, CAO Y N, ZHANG Z, et al. Removal of ammonia nitrogen from water by mesoporous carbon electrode-based membrane capacitance deionization [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(7): 7945-7954.
- [12] SONG X Y, XIE M, LI Y, et al. Salinity build-up in osmotic membrane bioreactors: causes, impacts, and potential cures [J]. Bioresource Technology, 2018, 257: 301-310.

作者简介:尹蝶(1998—),女,安徽淮南人,硕士研究生,主要研究方向为正渗透膜处理技术。

E-mail: 279640465@qq.com

收稿日期: 2025-05-07

修回日期: 2025-06-25

(编辑:任莹莹)