

孔海霞. 混合液 N_2O 回收中聚丙烯平板膜的分离性能与污染可逆性[J]. 净水技术, 2025, 44(9): 102–109.

KONG H X. Separation performance and fouling reversibility of polypropylene flat-plate membranes in mixed-liquid N_2O recovery [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(9): 102–109.

混合液 N_2O 回收中聚丙烯平板膜的分离性能与污染可逆性

孔海霞*

(中国市政工程华北设计研究总院有限公司西安分公司, 陕西西安 710018)

摘要 【目的】 氧化亚氮(N_2O)作为一种强效温室气体和潜在燃料气体,从污水处理系统中回收 N_2O 对实现碳中和与资源循环利用具有双重价值。【方法】 文章介绍了聚丙烯平板膜分离系统用于回收污泥混合液中的 N_2O ,系统考察了操作压、液相流速等参数对分离性能的影响机制,并解析了膜污染特征。【结果】 污泥质量浓度为 1 500~7 500 mg/L 时, N_2O 通量和分离效率均随时间而衰减,通量从 0.15 mmol/($\text{m}^2\cdot\text{s}$)降至 0.11 mmol/($\text{m}^2\cdot\text{s}$),分离效率由 42.5%降至 32.5%;提升操作压和液相流速可显著改善分离性能,其中前者是主要控制参数;膜面污染物以胞外蛋白质为主,其主要来源于紧密结合型胞外聚合物中的色氨酸类蛋白组分;水力清洗可实现膜污染的高效控制,膜孔隙率恢复 79.8%, N_2O 通量恢复率达 91.9%,证实膜污染的可逆性。【结论】 文章为污水厂 N_2O 回收工艺优化提供了重要依据。

关键词 聚丙烯平板膜 氧化亚氮(N_2O) 资源回收 污泥混合液 膜污染

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)09-0102-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.09.013

Separation Performance and Fouling Reversibility of Polypropylene Flat-Plate Membranes in Mixed-Liquid N_2O Recovery

KONG Haixia*

(Xi'an Branch, North China Municipal Engineering Design & Research Institute Co., Ltd., Xi'an 710018, China)

Abstract [Objective] Nitrous oxide (N_2O), as a potent greenhouse gas and a potential fuel gas, recovery of N_2O from wastewater treatment systems is of dual value for achieving carbon neutrality and resource recycling. [Methods] This paper introduced that a polypropylene flat-plate membrane separation system was constructed for the recovery of N_2O from sludge mixed-liquid, and the mechanism of the influence of parameters such as operating pressure difference and liquid-phase flow rate on the separation performance was systematically investigated and the membrane fouling characteristics were analyzed. [Results] Both N_2O flux and separation efficiency showed a decaying trend with time in the sludge mass concentration from 1 500 mg/L to 7 500 mg/L, with the flux decreasing from 0.15 mmol/($\text{m}^2\cdot\text{s}$) to 0.11 mmol/($\text{m}^2\cdot\text{s}$), and the separation efficiency decreased from 42.5% to 32.5%; enhancing the operating pressure difference and liquid-phase flow rate could significantly improve the separation performance, with the former being the main control parameter. The membrane surface contaminants were dominated by extracellular proteins, which were mainly originated from the tryptophan-like protein fractions in the tightly-bound extracellular polymers. The hydrodynamic cleaning could realize the efficient control of membrane fouling, membrane porosity recovery of 79.8%, N_2O flux recovery rate of 91.9%, confirming the reversibility of membrane fouling. [Conclusion] This paper provides an important basis for the optimization of N_2O recovery process in wastewater treatment plants.

Keywords polypropylene flat-plate membrane nitrous oxide(N_2O) resource recovery sludge mixed-liquid membrane fouling

氧化亚氮(N_2O)作为全球增温潜势高达 298 倍 (以 100 年为尺度)的强效温室气体,同时具备高热

[收稿日期] 2025-03-22

[基金项目] 陕西省重点产业链项目(2022ZDLSF06-05)

[通信作者] 孔海霞(1982—),女,高级工程师,主要从事污水、污泥处理与资源化研究的工作,E-mail: 50250667@qq.com。

值燃料特性(产生的热值为 1.4×10^6 J/kg),其从污水处理系统的同步回收兼具碳减排与能源再生的双重效益,已成为环境工程与资源回收交叉领域的研究焦点^[1-3]。近年来,基于膜分离的 N_2O 回收技术取得显著进展:Scherson 等^[4]通过优化内源反硝化路径使 N_2O 产率提升至 80%;Weißbach 等^[5]进一步引入疏水膜组件对溶解态 N_2O 进行气液分离,将回收效率提高至 77%。众所周知, N_2O 产生于脱氮反应器。研究^[3]利用中空纤维膜通过负压分离反硝化过程的溶解气体,使 N_2O 产率持续上升,而膜污染阻止了其高效回收。若能实现反应器中 N_2O 的原位分离与回收,将开发全新的氮资源回收工艺。然而,污泥混合液对分离性能的影响以及膜污染尚不清楚,亟待深入研究。

既往研究^[6]表明,疏水膜的生物污染过程包括胞外聚合物(EPS)附着、微生物黏附及微生物生长繁殖 3 个阶段,其中 EPS 在膜污染初期起到关键作用。众

所周知,EPS 是包括蛋白质(PN)、多糖(PS)等物质的复杂有机物^[7],然而,膜污染的优势污染物及污染的可逆性仍不清楚。对此,文章构建了气液分离系统,对污泥混合液中 N_2O 的分离性能及膜污染行为进行探索,旨在为污水处理氮资源回收提供依据。

1 材料和方法

1.1 试验装置

试验构建了平板膜气液分离系统(图 1),包括 1 个液室和 2 个气室,气室依次连接有气体转子流量计和真空泵,真空泵将液室中的 N_2O 实时分离。液室与气室之间采用疏水性聚丙烯平板膜[聚丙烯(PP), Porex® X-4936,孔径为 $0.2 \mu m$,厚度为 $150 \mu m$]进行隔离,膜有效传质面积为 $31.5 cm^2$ 。为强化气液界面传质效率,系统采用逆流操作模式:液相沿膜表面切向流动,气相在操作压($0.03 \sim 0.07 MPa$)驱动下垂直穿透膜孔,形成动态更新的三相接触界面。

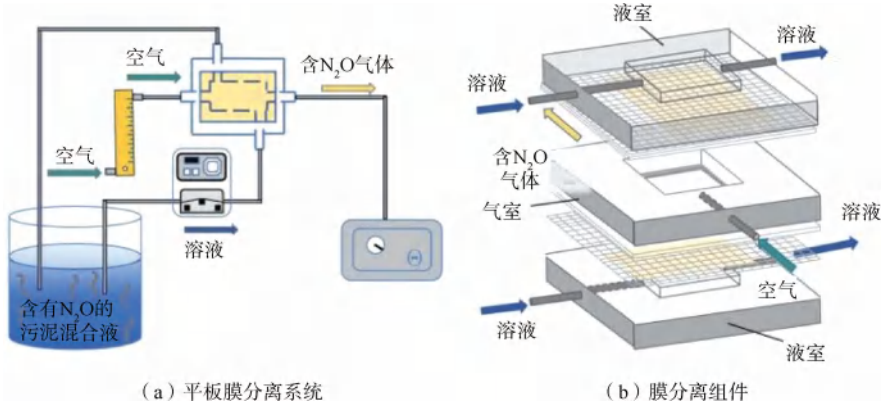


图 1 溶解性 N_2O 的平板膜分离系统

Fig. 1 Flat-Plate Membrane Separation System for Dissolved N_2O

1.2 污泥混合液性质

此研究用污泥混合液取自实验室规模反

硝化反应器,其固相特性和 EPS 空间分布如表 1 所示。

表 1 污泥混合液特性
Tab. 1 Characteristics of Sludge Mixed-Liquid

参数	数值	单位/说明
悬浮固体(SS)/挥发性悬浮固体(VSS)	0.75	/
PN/PS 质量浓度比值	2.93~6.88	均值±标准差: 4.21 ± 1.12
溶解型 EPS(S-EPS)	8.33~15.27	mg/L($n=5$)
松散结合型 EPS(LB-EPS)	5.34~9.11	mg/L($n=5$)
紧密结合型 EPS(TB-EPS)	110~316	mg/L($n=5$)
TB-EPS 占比	$82.6\% \pm 5.3\%$	占总 EPS 量比例

注: n 是指样品的个数。

1.3 N₂O 分离性能影响因素试验方案

将污泥混合液中 N₂O 初始质量浓度设置为 15 mg/L^[4], 采用单变量控制法系统考察污泥浓度、操作压及液相流速对分离性能的影响。其中, 污泥浓度的影响: 固定操作压(TMP)为 0.07 MPa、液相流速为 18 L/h, 调节污泥质量浓度为 1 500~7 500 mg/L, 该范围覆盖典型污水厂生物池的污泥浓度区间。TMP 的影响: 固定污泥质量浓度为 3 000 mg/L, 液相流量为 18.0 L/h, 研究了 TMP (0.03~0.07 MPa) 对 N₂O 的分离性能影响。液相流量的影响: 固定污泥质量浓度为 3 000 mg/L, TMP 为 0.07 MPa, 研究了液相流量 (3.6~18.0 L/h) 对 N₂O 的分离性能影响。

1.4 膜污染及通量恢复试验方案

连续运行 150 min 计为 1 个周期, 对膜表面进行水力清洗。对清洗后的膜与新膜的 N₂O 通量进行对比, 以获得膜通量的恢复性能。提取清洗液中的 EPS, 分析 PS 与 PN 含量。清洗后的膜进行扫描电子显微镜 (SEM) 镜检, 并用 ImageJ 软件分析膜孔平均孔径与孔隙率。

1.5 分析方法

污泥的 SS 和 VSS 采用质量法进行测定^[8], EPS 及空间子组分 (S-EPS、LB-EPS 和 TB-EPS) 采用改进的加热法提取, PN 和 PS 浓度的测定采用分光光度法, 二者分别以牛血清蛋白和葡萄糖作为标样^[9]。N₂O 的分离性能及膜通量的测定参考 Lü 等^[3]方法。使用顶空法采集 N₂O, 使用 PE600 气相色谱仪对 N₂O 浓度进行分析。通过气液分离传质过程中的液相质量平衡确定试验的总传质系数 (K), 具体如式(1)。

$$K = -\frac{Q_1}{A} \ln \frac{C_i}{C_0} \quad (1)$$

其中: K ——分离 N₂O 时的总传质系数, m/s;

C_0 ——污水中 N₂O 的初始质量浓度, mg/L;

C_i ——污水中 N₂O 的最终质量浓度, mg/L;

Q_1 ——通过平板膜接触器的液相流量, m³/s;

A ——膜组件中平板膜的有效膜面积, m²。

2 结果与讨论

2.1 平板膜对泥水混合液中 N₂O 分离性能的影响

污泥浓度对 N₂O 分离性能的影响规律如图 2(a)~图 2(b) 所示。在无污泥的纯水体系 (对照组) 中, N₂O 通量稳定维持在 0.16 mmol/(m²·s) 左右, 证实了膜材料本征渗透性的可靠性。当体系存在污泥 (质量浓度为 1 500~7 500 mg/L) 时, N₂O 通量与分离效率均呈现显著的时间依赖性衰减趋势: 运行周期内通量从初始 0.15 mmol/(m²·s) 降至 0.11 mmol/(m²·s) (降幅为 26.7%), 分离效率由 42.5% 下降至 32.5% (降幅为 23.5%)。试验结果表明, 污泥基质的存在显著抑制了 N₂O 的分离性能, 其主要归因于在膜表面形成的浓差极化效应, 以及污泥絮体初始阶段在膜面的沉积行为。具体而言, 浓差极化现象源于污泥混合液中溶解态污染物 (如 PN、PS 等 EPS 组分) 在膜表面的截留与富集, 导致膜-液界面处形成局部高浓度边界层。这一过程显著提高了渗透压, 削弱了 N₂O 跨膜传质的有效驱动力, 同时加速了胶体颗粒在膜面的吸附与絮凝。与纯水体系相比, 污泥混合液中的胶体颗粒通过表面吸附作用形成致密滤饼层, 导致膜孔堵塞率增加, 从而减小了分离膜的有效面积^[10]。

TMP 对 N₂O 分离性能的调控规律如图 2(c)~图 2(d) 所示。尽管所有压力条件下 N₂O 通量与分离效率均呈现时变衰减趋势 (通量降幅为 18%~24%), 但提升 TMP 可显著改善初始传质性能: 当 TMP 从 0.03 MPa 增至 0.07 MPa 时, 初始通量由 0.09 mmol/(m²·s) 提升至 0.15 mmol/(m²·s) (增幅为 66.7%), 分离效率同步从 28.5% 增至 42.5%。该趋势与溶解氧脱除研究^[11]的结论一致, 其内在机制可归因于操作压驱动的传质推动力增强 (亨利定律), 通过降低气侧分压促进 N₂O 从液相向膜界面扩散。

液相流量 (3.6~18.0 L/h) 对分离性能的影响如图 2(e)~图 2(f) 所示。在相同运行时长内, 高流速条件 (18.0 L/h) 下的通量衰减率较对照组 (3.6 L/h) 降低 37%, 印证了剪切力对浓差极化效应的抑制作用。具体而言, 提升液相流量可使液膜边界层厚度变薄, 从而将传质系数提升^[10]。这种流体动力学调控作用表明, 优化水力条件可有效缓解膜污染对长期运行稳定性的负面影响。

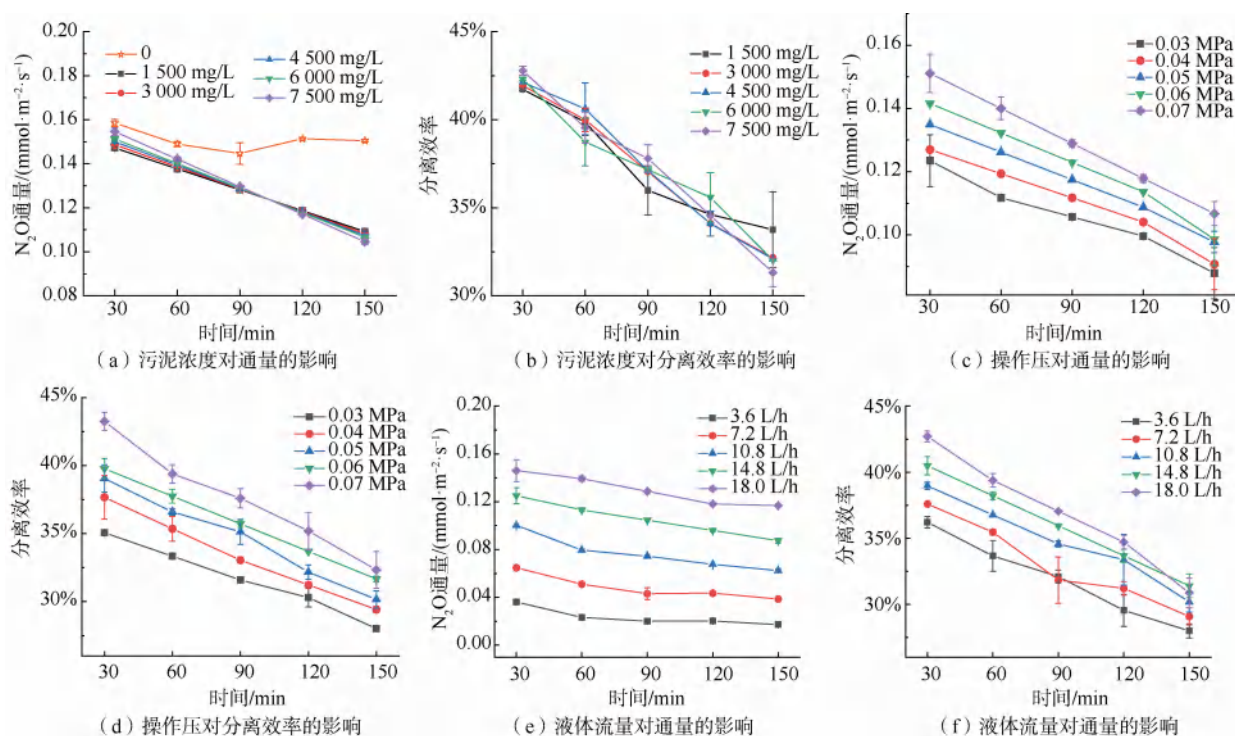


图2 N_2O 分离性能的影响因素

Fig. 2 Influencing Factors of N_2O on Performance of Separation

2.2 传质阻力系数的影响分析

基于气液两相质量平衡模型,总传质阻力系数(K^{-1})可表征膜分离过程的多尺度耦合效应(图3)。由于气相扩散系数较液相高2~3个数量级^[11],气相传质边界层阻力可忽略,故 K^{-1} 主要受液膜阻力与膜孔阻力支配^[12]。

如图3(a)所示,运行初期(运行时间为30 min),污泥质量浓度梯度(1 500~7 500 mg/L)对 K^{-1} 的影响较弱[K^{-1} 为 $2.29 \times 10^3 \sim 2.36 \times 10^3$ s/m,变异系数(CV)为1.8%]。然而,长期运行(150 min)时, K^{-1} 显著升至 2.9×10^3 s/m以上,且呈

现浓度正相关趋势,表明污泥絮体的动态吸附累积效应随暴露时间延长而加剧。

提升操作压(0.03~0.07 MPa)可显著降低 K^{-1} [图3(b)],其值从 2.99×10^3 s/m降至 2.25×10^3 s/m(降幅为24.7%)。该现象符合达西定律,高压差通过增强气体渗透驱动力,抑制浓差极化导致的液相扩散阻力。

图3(c)显示,液相流量从3.6 L/h提升至18.0 L/h时, K^{-1} 由 1.4×10^4 s/m降至 0.2×10^4 s/m(降幅为85.7%)。高流速通过增强膜面剪切应力,破坏液膜边界层稳定性,使传质路径阻力显著降低。

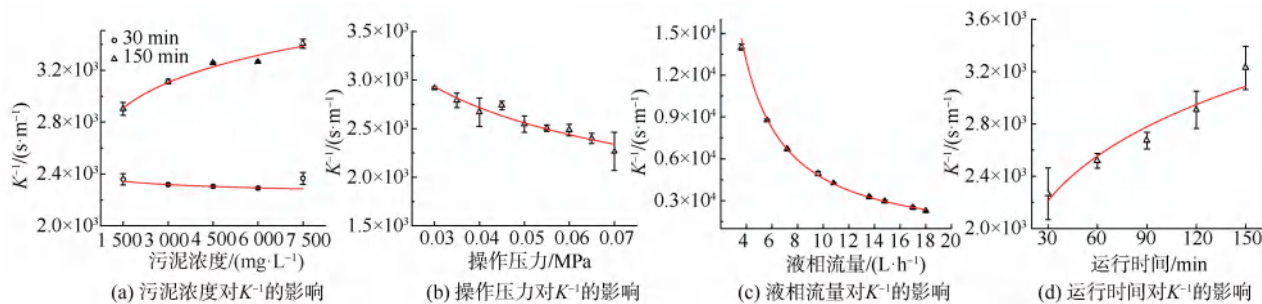


图3 操作条件对 K^{-1} 的影响

Fig. 3 Effect of Operation Conditions on K^{-1}

连续运行过程中, K^{-1} 随时间呈指数增长趋势 [图 3(d)], 其增幅与膜面污染层厚度高度相关。这表明膜孔隙率衰减是传质阻力升高的核心诱因。

由图 3(a)~图 3(d) 可知, 长时间运行, 传质阻力增大的原因很可能是活性污泥产生的膜污染, 最终导致气液分离性能的降低。既往研究^[13-14]表明, 污泥混合液中的 EPS (尤其是 PN 和 PS) 等污染物会沉积或吸附在平板膜表面形成膜污染, 降低平板膜的孔隙率, 使气液分离的传质阻力增加。

进一步分析了影响因素与总传质阻力系数的相关性, 如表 2 所示。污泥浓度、运行时间与 K^{-1} 呈现显著正相关关系 ($R>0$); 操作压力与液相流量与 K^{-1} 呈现显著负相关关系 ($R<0$), 其中操作压力是显著影响参数 ($P<0.01$)。因此, 操作压力是影响污泥混合液系统 N_2O 分离性能最为重要的参数。

表 2 相关性分析

Tab. 2 Correlation Analysis

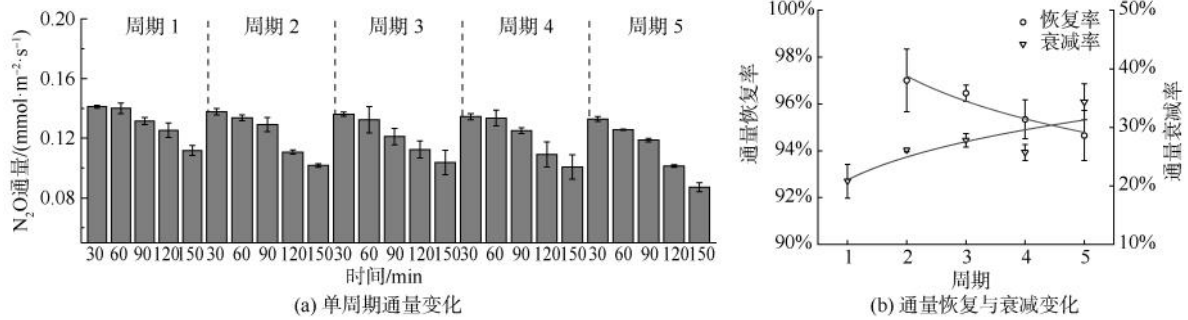
影响因素	N_2O 的 K^{-1}	
	相关系数 (R)	概率值 (P)
污泥浓度	0.96**	0.008 941
操作压力	-0.97**	0.000 009
液相流量	-0.90**	0.000 903
运行时间	0.96**	0.000 631

注: $P<0.01$ 水平显著相关, P 值越小越显著。

2.3 膜污染分析

(1) N_2O 通量衰减分析

在最大操作压 (0.07 MPa) 与液相流速 (18.0 L/h) 条件下, 连续运行 5 个周期的 N_2O 通量演化规律如图 4 所示。基于膜污染三阶段理论^[13], 其动态过程可解析如下。

图 4 平板膜分离混合液中 N_2O 的通量变化Fig. 4 Flux Changes of N_2O in Flat-Plate Membrane Separation Mixed-Liquid

周期 2 中 N_2O 通量由 $0.138 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 降至 $0.102 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 气体通量衰减率为 26%, 相比之下, 周期 3 和周期 4 中 N_2O 通量衰减率分别为 28% 和 25%。污泥的附着过程缓慢, 并且循环流条件下的混合液会不断冲刷膜表面, 使一部分附着污泥又脱离膜表面, 故污染过程是一个缓慢、反复变化的过程, 周期 2、3、4 可能为缓慢污染过程。周期 5 中 N_2O 通量由 $0.133 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 下降至 $0.080 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 通量衰减率为 34%。与前 4 个周期相比, 其通量衰减最快, 即出现了快速污染过程。

如图 4(b) 所示, 清洗后 N_2O 通量均明显恢复。与周期 1 中 N_2O 通量相比, 随着清洗次数的增加, N_2O 通量恢复率呈缓慢下降趋势, 但均维持在 90% 以上, 说明短期运行产生的膜污染为可逆污染, 也就是该平板膜具有良好的通量恢复能力。

初始污染阶段 (周期 1): 周期 1 运行期间, N_2O 通

量从 $0.141 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 降至 $0.112 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 通量衰减率为 21%。与其他周期相比, 该阶段通量衰减速率显著降低, 表明膜面仅形成松散附着层, 结合特性弱。

缓慢污染阶段 (周期 2~4): 周期 2~4 呈现准线性衰减特征, 通量衰减率分别为 26%、28% 和 25%。此阶段膜面逐渐累积形成凝胶层, 但液相剪切力可部分剥离污染物, 形成动态吸附-解吸平衡, 致使污染速率波动。

快速污染阶段 (周期 5): 周期 5 通量衰减率急剧上升至 34%, 与前 4 个周期相比, 其通量衰减最快, 即出现了快速污染过程。

如图 4(b) 所示, 水力清洗后 N_2O 通量恢复率始终维持在 90% 以上。尽管随清洗次数增加呈现轻微衰减趋势, 但其恢复稳定性证实: (1) 污染机制以可逆性滤饼层为主; (2) PP 膜表面疏水特性有效

抑制了 EPS 的深层渗透。该发现为短周期运行-间歇清洗的工程优化策略提供了理论支撑。

(2) 污染物分析

污染物分析如图 5 所示。新膜表面呈现均匀孔隙结构[图 5(a)],初始孔隙率为 10.7%;经污染后[图 5(b)],膜面形成致密覆盖层,膜孔密度显著降低且孔径明显缩小,孔隙率降至 4.74%(降幅为 55.7%),证实污泥组分引发了严重的膜面污染效应。经水力清洗后[图 5(c)],污染层有效剥离,孔隙率恢复至 8.54%(恢复率为 79.8%),该形貌特征与气体通量恢复规律高度吻合,说明物理清洗可逆转主要的膜污染过程。

既往研究^[6]表明,生物污染过程包括 EPS 附着、微生物黏附及微生物生长繁殖 3 个阶段。EPS 是膜污染初期的主要原因物质^[15]。膜面污染物溯源分析表明,EPS 中 PN 质量浓度为 73.37 mg/L,显著高于 PS 质量浓度(33.34 mg/L,PN/PS=2.2)。进一步的空间组分解析揭示:S-EPS 中 PN(0.28 mg/L)与 PS(0.10 mg/L)含量极低;LB-EPS 的 PN(2.41 mg/L)与 PS(2.12 mg/L)浓度相当;TB-EPS 中 PN 质量浓度高达 70.68 mg/L(占总 PN 的 96.3%),表明 TB-EPS 是膜面 PN 污染的核心来源。经计算,总污染率达到 94.2%,通量恢复率达到 91.9%,即可逆污染率和非可逆污染率分别占比为 97.6%和 2.4%。

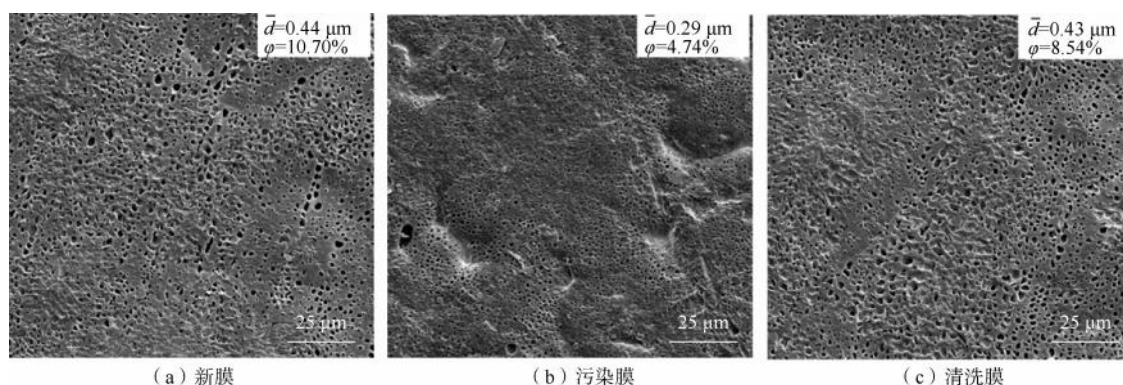


图 5 膜表面 SEM 图

Fig. 5 SEM Graph of Membrane Surface

三维荧光光谱分析(图 6)精准识别了 PN 组分的分子特性:TB-EPS 在 $E_x/E_m = (275 \sim 280 \text{ nm}) / (335 \sim 350 \text{ nm})$ 处呈现典型色氨酸蛋白特征峰^[16];LB-EPS 则同时检出酪氨酸蛋白 [$E_x/E_m = (225 \sim 245 \text{ nm}) / (280 \sim 320 \text{ nm})$] 与 II 类芳香蛋白 [$E_x/E_m =$

$(220 \sim 235 \text{ nm}) / (330 \sim 380 \text{ nm})$] 信号。疏水性蛋白的富集现象是疏水作用与电荷效应协同作用的结果。PP 膜表面疏水基团($-\text{CH}_3$)通过范德华力吸引 PN 疏水区域(如色氨酸等),形成疏水-疏水吸附主导的初始污染层;同时,疏水膜表面携带负电荷,

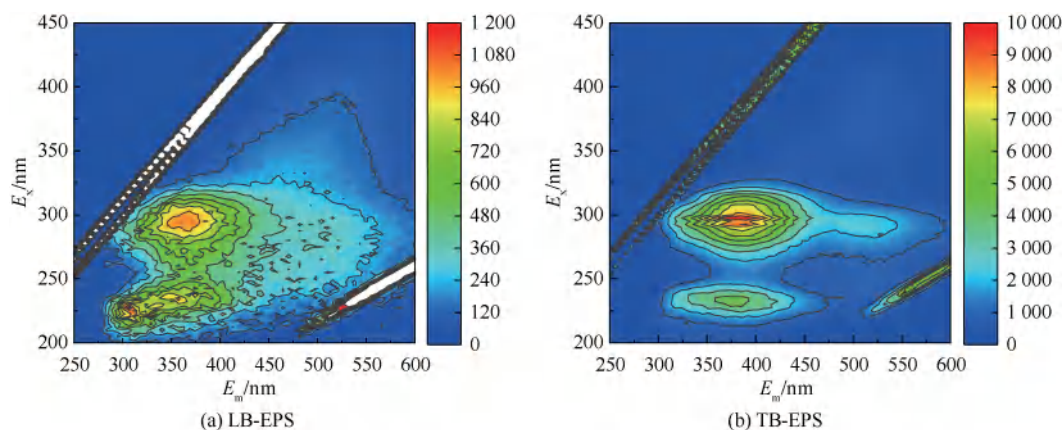


图 6 膜面 EPS 的三维荧光光谱

Fig. 6 3D-EEM of Membrane-Surfaced EPS

与带负电的 PS 产生静电排斥作用,然而,PN 中氨基酸残基通过质子化形成局部正电区域,与膜表面负电荷产生静电吸引。值得关注的是,以 PN 为主的污染层因分子间作用力较弱,形成疏松多孔结构,使其更易被水力剪切剥离,这从微观尺度解释了物理清洗后膜性能高效恢复的内在机制^[17]。

3 结论

(1) 污泥混合液中溶解态 N_2O 的膜分离性能呈现显著的时间-压力-流速耦合效应:通量随时间呈指数衰减,而操作压与液相剪切力分别通过增强传质驱动力和抑制浓差极化,使分离效率提升。皮尔逊相关性分析证实,操作压是主控参数,其调控优先级高于液相流速。

(2) 膜面污染物溯源表明,TB-EPS 是核心污染源,其中色氨酸类蛋白质是优势污染物。PP 膜的疏水特性通过固-液界面排斥效应,促使疏水性 PN 优先吸附,形成以 TB-EPS 为主导的凝胶层。

(3) 水力清洗可实现膜污染的高效控制,通量恢复率达 91.9%。污染层中色氨酸蛋白与膜面的弱结合使其更易被剪切剥离,证实该污染属典型可逆滤饼层污染。该发现为污水厂 N_2O 回收工艺的短周期运行-间歇清洗策略提供了关键理论支撑。

参考文献

- [1] 孙婷,李悦,李乐,等. 短程反硝化处理酸性含氮废水及 N_2O 释放特性[J]. 应用化工, 2023, 52(8): 2362-2365.
SUN T, LI Y, LI L, et al. Nitrous oxide emission indenitrification using nitrite as electron acceptor for treating acidic nitrogenous wastewater[J]. Applied Chemical Industry, 2023, 52(8): 2362-2365.
- [2] DAVIDSON E A, WINIWARTER W. Urgent abatement of industrial sources of nitrous oxide[J]. Nature Climate Change, 2023, 13(7): 599-601.
- [3] LÜ Y T, LI Y, WANG Y, et al. In situ membrane separation drives nitrous oxide enrichment from nitrate denitrification for energy recovery [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 59: 105064. DOI: 10.1016/j.jwpe.2024.105064.
- [4] SCHERSON Y D, WELLS G F, WOO S G, et al. Nitrogen removal with energy recovery through N_2O decomposition [J]. Energy & Environmental Science, 2013, 6(1): 241-248.
- [5] WEIBACH M, GOSSLER F, DREWES J E, et al. Separation of nitrous oxide from aqueous solutions applying a micro porous hollow fiber membrane contactor for energy recovery [J]. Separation and Purification Technology, 2018, 195: 271-280. DOI: 10.1016/j.seppur.2017.12.016.

- [6] COSTA F C R, RICCI B C, TEODORO B, et al. Biofouling in membrane distillation applications-A review [J]. Desalination, 2021, 516: 115241. DOI: 10.1016/j.desal.2021.115241.
- [7] HU H, LU Z, WANG H, et al. Microbial interaction energy and EPS composition influenced ultrafiltration membrane biofouling and the role of UV pretreatment [J]. Desalination, 2023, 548: 116304. DOI: 10.1016/j.desal.2022.116304.
- [8] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
Environmental Protection Administration *The Water and Wastewater Monitoring Analysis Method* Editorial Board. The water and wastewater monitoring and analysis methods [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [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. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115223.
- [10] GABELMAN A, HWANG S T. Hollow fiber membrane contactors [J]. Journal of Membrane Science, 1999, 159(1): 61-106.
- [11] 肖公奎, 刘元法, 贺高红, 等. 中空纤维膜接触器脱除水中溶解氧的研究 [J]. 渤海大学学报(自然科学版), 2008, 29(4): 308-313.
XIAO G K, LIU Y F, HE G H, et al. Removal of dissolved oxygen from water by hollow fiber membrane contactor [J]. Journal of Bohai University (Natural Science Edition), 2008, 29(4): 308-313.
- [12] UPADHYAY A K, HOOPER A B, HENDRICH M P. NO reductase activity of the tetraheme cytochrome C_{554} of nitrosomonas europaea [J]. Journal of the American Chemical Society, 2006, 128(13): 4330-4337.
- [13] BARRY M E, AYDOGAN G P, DESTEFANO A J, et al. Effects of amphiphilic polypeptoid side chains on polymer surface chemistry and hydrophilicity [J]. ACS Applied Materials & Interfaces, 2022, 14(5): 7340-7349.
- [14] 夏智恒, 李英豪, 姜昭, 等. 两级过滤 AnMBR 反应器的运行效能和污染特性 [J]. 中国环境科学, 2024, 44(11): 6139-6147.
XIA Z H, LI Y H, JIANG Z, et al. The operational efficiency and pollution characteristics of a two-stage filtration AnMBR reactor [J]. China Environmental Science, 2024, 44(11): 6139-6147.
- [15] 张华俊, 王英实, 袁敏忠, 等. 中空纤维膜处理印染废水中试效果及膜污染研究 [J]. 环境保护科学, 2025, 51(1): 161-167.
ZHANG H J, WANG Y S, YUAN M Z, et al. Study on pilot-scale effect and membrane fouling of hollow fiber membrane treating printing and dyeing wastewater [J]. Environmental

Protection Science, 2025, 51 (1): 161–167.

- [16] 蓝梅, 应媛媛, 罗海慧, 等. 典型污水处理工艺的污泥调理机制研究 [J]. 中国给水排水, 2023, 39(15): 94–100.
LAN M, YING Y Y, LUO H H, et al. Sludge conditioning mechanism of typical wastewater treatment processes [J]. China

Water & Wastewater, 2023, 39 (15): 94–100.

- [17] MIAO R, WANG L, MI N, et al. Enhancement and mitigation mechanisms of protein fouling of ultrafiltration membranes under different ionic strengths [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(11): 6574–6580.

(上接第 86 页)

- [11] 李铭, 余太平, 杨早, 等. 污泥固化稳定技术在南太子湖环境整治中的工程应用分析 [J]. 净水技术, 2021, 40(3): 144–151.
LI M, YU T P, YANG Z, et al. Engineering application and analysis of sludge solidification and stabilization in environmental remediation of South Taizi Lake [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(3): 144–151.
- [12] 吴艳华, 杨墨, 叶克, 等. 沥溪垃圾填埋场二期工程污泥坑原位固化案例分析 [J]. 净水技术, 2019, 38(5): 109–114.
WU Y H, YANG M, YE K, et al. Case study on in-situ solidification of sludge pits for the second-phase of Lixi solid waste landfill project [J]. Water Purification Technology, 2019, 38(5): 109–114.
- [13] 徐卫鑫. 高铁酸钾协同秸秆纤维增强污泥固化效果及其稳定性研究 [D]. 兰州: 兰州理工大学, 2023.
XU W X. Research on the effectiveness and stability of potassium ferrate with straw fiber reinforced solidification of sludge [D]. Lanzhou: Lanzhou University of Technology, 2023.
- [14] LIU Y T, QIN Z H, CHEN B. Experimental research on magnesium phosphate cements modified by red mud [J]. Construction and Building Materials, 2020, 231: 117131. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2019.117131.
- [15] YI Y L, LI C, LIU S Y. Alkali-activated ground-granulated blast furnace slag for stabilization of marine soft clay [J]. Journal of Materials in Civil Engineering, 2014, 27(4). DOI: 10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0001100.
- [16] WANG S, VIPULANANDAN C. Solidification/stabilization of Cr (VI) with cement: Leachability and XRD analyses [J]. Cement and Concrete Research, 2000, 30(3): 385–389.
- [17] STEGEMANN J A, SHI C, CALDWELL R J. Response of various solidification systems to acid addition [J] 1997, 71: 803–814. DOI: 10.1016/S0166-1116(97)80265-8.
- [18] 杨莉. 石灰固化/稳定化处理炼油废渣污染土的试验研究 [D]. 兰州: 兰州交通大学, 2016.
YANG L. Experimental study on lime solidification/stabilization

process refinery waste contaminated soil [D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2016.

- [19] 窦立岩, 汪丽梅. 地聚物改性研究进展 [J]. 山东化工, 2017, 46(8): 61–63.
DOU L Y, WANG L M. Progress on geopolymers modification [J]. Shandong Chemical Industry, 2017, 46(8): 61–63.
- [20] 刘泽, 周瑜, 孔凡龙, 等. 碱激发矿渣地质聚合物微观结构与性能研究 [J]. 硅酸盐通报, 2017, 36(6): 1830–1834.
LIU Z, ZHOU Y, KONG F L, et al. Microstructure and properties of alkali-activated blast furnace slag based geopolymer [J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2017, 36(6): 1830–1834.
- [21] 王海荣, 朱志铎, 浦少云, 等. 碱激发粉煤灰-矿渣固化镉污染土的影响因素分析 [J]. 东南大学学报 (自然科学版), 2021, 51(6): 1025–1032.
WANG H R, ZHU Z D, PU S Y, et al. Analysis on influencing factors of cadmium contaminated soil solidified by alkali-activated fly ash-slag [J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2021, 51(6): 1025–1032.
- [22] 谢子令, 李显. 养护温度及时间对粉煤灰地质聚合物混凝土强度发展的影响 [J]. 混凝土, 2014(6): 55–58.
XIE Z L, LI X. Effect of curing temperature and curing time on compressive strength of fly ash geopolymer concrete [J]. Concrete, 2014(6): 55–58.
- [23] 孙家瑛, 顾昕. 新型无熟料碱渣固化土的工程特性 [J]. 建筑材料学报, 2014, 17(6): 1031–1035.
SUN J Y, GU X. Engineering properties of the new non-clinker incorporating soda residue solidified soil [J]. Journal of Building Materials, 2014, 17(6): 1031–1035.
- [24] HE J, SHI X K, LI Z X, et al. Strength properties of dredged soil at high water content treated with soda residue, carbide slag, and ground granulated blast furnace slag [J]. Construction and Building Materials, 2020, 242: 118126. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2020.118126.