

DOI:10.3969/j.issn.1671-024x.2024.01.006

预混合和预沉积 MIEX-超滤处理含藻水的膜污染控制

马聪^{1,2}, 张萌^{1,2}, 王冠英^{1,2}, 王亮^{1,2}

(1. 天津工业大学 环境科学与工程学院, 天津 300387; 2. 天津工业大学 省部共建分离膜与膜过程国家重点实验室, 天津 300387)

摘要: 为了降低超滤处理含藻水的膜污染, 探究了预混合和预沉积磁性离子交换树脂(MIEX)超滤处理含藻水的膜污染控制。对实验过程中的总阻力、可逆阻力及不可逆阻力进行分析, 并使用扫描电子显微镜、三维荧光光谱、不可逆污染组分及超滤过滤模型对膜污染机理进行探究。结果表明: 在相同投加量下, 预沉积 MIEX 比预混合 MIEX 膜污染的控制更好, 最大预沉积量为 235.2 mL/m² 时, 膜污染控制最好, 此时预沉积 MIEX 的总阻力、可逆阻力和不可逆阻力分别比预混合 MIEX 的相应值低 52.7%、65.7% 和 50.1%; 蛋白质均是造成 2 种投加方式不可逆阻力的主要原因; 随着预混合投加量的增加, 滤饼层厚度从 4.82 m 降低至 4.07 m, 滤饼层内藻细胞及胞外有机物(EOM)含量降低; 在预沉积 MIEX 中, 随着沉积量的增加, 沉积层形态发生变化, 当沉积量最大时, 沉积层拦截较多藻细胞和 EOM, 形成明显的藻类滤饼层。

关键词: 超滤; 磁性离子交换树脂; 含藻水; 膜污染; 预混合; 预沉积

中图分类号: TQ028.8

文献标志码: A

文章编号: 1671-024X(2024)01-0042-08

Membrane fouling control in ultrafiltration treatment of containing algal water with pre-mixing and pre-deposition MIEX

MA Cong^{1,2}, ZHANG Meng^{1,2}, WANG Guanying^{1,2}, WANG Liang^{1,2}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tiangong University, Tianjin 300387, China; 2. State Key Laboratory of Separation Membranes and Membrane Processes, Tiangong University, Tianjin 300387, China)

Abstract: In order to reduce the membrane fouling of algal water treated by ultrafiltration, the pre-mixed and pre-deposited magnetic ion exchange resin (MIEX) on algal fouling control was studied. The total resistance, reversible resistance and irreversible resistance in this study were analyzed, and the membrane fouling mechanism was studied by scanning electron microscope, three-dimensional fluorescence spectrum, irreversible pollution component and ultrafiltration model. The results showed that under the same dosage, the membrane fouling control of pre-deposited MIEX was better than that of pre-mixed MIEX. The best control of membrane fouling was achieved at the maximum pre-deposited amount of 235.2 mL/m², then the total resistance, reversible resistance and irreversible resistance of pre-deposited MIEX are 52.7%, 65.7% and 50.1% lower than the corresponding values of pre-mixed MIEX, respectively. Both proteins were the main cause of irreversible resistance for both dosing strategies. the thickness of the algal cake layer decreased from 4.82 m to 4.07 m with the increase of pre-mixed dosages, and the content of algal cells and extracellular organic matter (EOM) in the algal cake layer decreased. In the pre-deposited MIEX, the morphology of the sediment layer changed with the increase of the dosage of MIEX, and when the dosage was maximum, the sediment layer intercepted more algal cells and EOM, forming an obvious algal filter cake layer.

Key words: ultrafiltration; MIEX; algal water; membrane fouling; pre-deposited; pre-mixed

收稿日期: 2022-12-06

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51978465);天津市教委科研项目(2019KJ009)

第一作者: 马聪(1982—),男,博士,副教授,主要研究方向为膜法水处理技术。E-mail: macong_0805@126.com

通信作者: 王亮(1979—),男,博士,教授,主要研究方向为膜法水处理技术。E-mail: mashi7822@163.com

近年来,湖泊富营养化导致水质恶化、水生动植物大量死亡等危害,已成为世界范围内重大的水环境污染问题之一^[1]。藻类生物快速生长是导致湖泊富营养化的重要原因,因此从水中去除藻类生物显得尤为重要。传统的含藻水处理方法主要包括混凝、吸附、氧化等^[2],但混凝剂和吸附剂的最佳投量难以控制,过多可能造成二次污染,过少可能降低处理效果;氧化会造成细胞破碎,胞内有机物(IOM)释放,导致处理难度和危害性增加^[3-5]。

超滤能够完全截留藻细胞以及部分代谢产物,实现完整藻细胞的去除,减少消毒副产物的产生^[6],目前被广泛用于处理含藻水。然而,严重的膜污染将降低运行效率和膜组件使用寿命^[7]。为了减轻膜污染,许多学者进行预处理,例如预混凝、预氧化等,但是预混凝产生的污泥需要进一步处理,预氧化会造成细胞破裂,藻细胞内有机物(IOM)释放会加剧膜污染^[8-10]。之前有学者在预吸附与膜结合的研究中发现,吸附剂会在实验运行过程中在膜表面形成一层动态膜,它在降低膜污染同时提高了污染物的去除效果^[11]。因而有学者提出直接在膜面预沉积吸附剂或其他材料,形成类似于动态膜的沉积层,该方式操作简单,可直接用于商业膜表面,是一种更加有潜力的降低膜污染的方式^[12]。

先前有学者^[13]在超滤系统中使用粉末活性炭、二氧化硅和阴离子交换树脂作为预沉积材料处理松花江江水,结果表明阴离子交换树脂缓解膜污染的效果更好。而与阴离子交换树脂相比,磁性阴离子交换树脂(MIEX)去除范围更广、效率更高、更容易再生^[14]。先前的研究也证明,MIEX在一体式工艺中的作用不仅限于吸附大量的有机物,而且在膜表面形成一个动态膜,捕获更多的污染物^[15]。MIEX在一体式工艺中预混合与预沉积这2种不同投加方式在处理含藻水方面对膜污染的控制效果有何区别,目前还没有相关的研究报道,因此有必要进行系统的科学研究。

本文使用铜绿微囊藻配置含藻水,系统地比较了MIEX预混合与预沉积这2种投加方式对一体式超滤工艺的膜污染阻力变化及不可逆成分组成。利用扫描电镜(SEM)分析表征了过滤后膜断面的形貌,三维荧光光谱分析污染层有机物种类,使用超滤污染模型等综合来评价2种投加方式控制膜污染的作用,为实际含藻水的处理提供一定的理论指导。

1 实验材料和方法

1.1 材料与设备

原料及试剂:PVDF中空纤维超滤膜(外径1.1 mm,

内径0.6 mm,平均孔径133.6 nm),由天津膜科技有限公司提供;MIEX(平均粒径175 μm),澳大利亚ORICA公司产品;铜绿微囊藻,中国科学院淡水藻种库产品;苯酚(C₆H₅OH)、浓硫酸(H₂SO₄),天津风船化学试剂科技公司产品;BCA蛋白质试剂盒,金克隆(北京)生物技术有限公司产品。

主要设备:BT100S型蠕动泵,河北保定雷弗流体科技有限公司产品;RCT-Basic型磁力搅拌器,德国爱卡公司产品;2100AN型pH计,美国哈希公司产品;SU8010型扫描电子显微镜、F-7000荧光光谱仪,日本日立公司产品。

1.2 藻培养及性质

铜绿微囊藻采用BG11培养基在25℃的生化培养箱内培养。模拟光照12 h/d,光照强度2 000 lx。藻类在稳定期收集,并将其稀释至浓度为 2×10^7 个/mL,pH值调节至 7 ± 0.2 ,可溶性有机碳(DOC)质量浓度为 (17.35 ± 0.56) mg/L,蛋白质质量浓度为 (15.26 ± 0.44) mg/L,多糖质量浓度为 (26.23 ± 0.35) mg/L。

1.3 实验膜组件及装置

实验所用膜组件为自制膜组件,由10根膜丝组成,单根膜丝长度10 cm,有效过滤面积0.003 5 m²。

实验装置如图1所示。

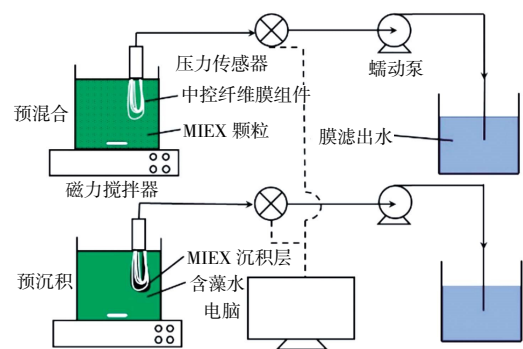


图1 膜系统装置

Fig.1 Schematic diagram of membrane system

跨膜压差(TMP)由压力传感器测得,并由记录仪记录;使用蠕动泵抽吸含藻水,以恒定流量($60 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$)运行4个周期,单周期运行90 min,反应器有效体积为306 mL。预沉积实验开始前,需将MIEX颗粒预先沉积在膜面。预沉积过程中,新膜组件首先被浸没在装有不同浓度MIEX的反应器中,通过水力作用将MIEX沉积在膜面,沉积过程持续约30 min,然后将沉积好的膜放入含藻水中,开始实验。预混合实验中投加相同量的MIEX,当预沉积结束时,通过计算反应器内剩余MIEX与初始MIEX的差得出MIEX的沉积量。MIEX投加量分别是0 mL、0.2 mL($58.8 \text{ mL}/\text{m}^2$)、

0.4 mL(117.6 mL/m²)及 0.8 mL(235.2 mL/m²)。2 个装置使用相同磁力搅拌器,整个实验过程中,以相同搅拌速率(50 r/min)运行,以保持溶液处于均匀状态。新膜组件在去离子水内浸泡保存,使用前在上述水力条件下,使用去离子水预压 1 h,以最大程度减少膜压实对组件的影响。

1.4 分析方法

使用 pH 计测定 pH 值;使用苯酚-硫酸法测多糖含量;使用 BCA 蛋白质试剂盒检测蛋白质含量;使用扫描电子显微镜对污染后的膜断面形貌进行分析,在观察前对膜进行真空干燥并喷金处理。

污染阻力的计算:

$$R = \frac{\Delta P}{\mu J} \quad (1)$$

$$R_r = \frac{\text{TMP}_1 - \text{TMP}_2}{\mu J} \quad (2)$$

$$R_{ir} = \frac{\text{TMP}_2 - \text{TMP}_0}{\mu J} \quad (3)$$

式中: J 为渗透通量(L/(m²·h)); ΔP 为TMP(跨膜压差)差值(kPa); TMP_0 、 TMP_1 、 TMP_2 分别为初始TMP、膜过滤实验结束后最终TMP和水力反洗后TMP(kPa); μ 为22℃时的水黏度(0.955×10^{-3} Pa·s); R_r 、 R_{ir} 分别为可逆污染阻力和不可逆污染阻力(m⁻¹)。

使用 Hermia 模型对过滤数据进行拟合^[16],如式(4)、式(5)所示:

$$\frac{dP}{dT} = k(P)^n \quad (4)$$

$$n = \frac{d[\log(\frac{dP}{dT})]}{d[\log(P)]} \quad (5)$$

式中: n 为膜污染机理特征, $n = 0$ 、1、1.5 和 2 分别代表滤饼过滤、中间堵塞、标准堵塞和完全堵塞; P 为TMP(kPa); T 为过滤时间(s)。

三维荧光光谱使用荧光光谱仪进行测定。扫描速率为 2 400 nm/min,激发波长(E_x)范围为 200~450 nm,发射波长(E_m)范围为 250~500 nm,扫描步长为 5 nm。

2 实验结果与讨论

2.1 MIEX 对膜污染总阻力的控制

图 2 所示为 MIEX 在不同投加方式中不同投加量下的总阻力变化。在 2 种投加方式中,随着实验的进行,总阻力都在不断增长。当 MIEX 投加量为 0 mL 时,第 1 周期结束后总阻力为 37.5×10^{11} m⁻¹,第 4 个周期结束后总阻力为 53.6×10^{11} m⁻¹。在预混合 MIEX 中,投加量从 0 mL 增加至 0.8 mL,总阻力在第 1 周期

结束后从 37.5×10^{11} m⁻¹ 降低至 24.3×10^{11} m⁻¹,在第 4 个周期结束后从 53.6×10^{11} m⁻¹ 降低至 27.4×10^{11} m⁻¹,而在预沉积 MIEX 中,投加量从 0 增加至 235.2 mL/m²,总阻力在第 1 周期结束后从 37.5×10^{11} m⁻¹ 降低至 11.5×10^{11} m⁻¹,在第 4 个周期结束后从 53.6×10^{11} m⁻¹ 降低至 13.6×10^{11} m⁻¹。2 种投加方式都在投加量最大时拥有最好的膜污染缓解效果,此时与不投加 MIEX 相比,第 1 周期结束后,预混合 MIEX 的总阻力降低 35.0%,预沉积 MIEX 的总阻力降低 69.2%。在第 4 个周期结束后,预混合 MIEX 的总阻力降低 45.9%,预沉积 MIEX 的总阻力降低 74.2%。结果表明,相同投加量下,预沉积 MIEX 比预混合 MIEX 具有更好的缓解膜污染的作用,而且在多周期之后,在膜面重新沉积 MIEX 仍然能够起到比较好的效果,这可能与预沉积的 MIEX 在膜面形成的沉积层的结构有关,这个结构具有较好的缓解膜污染的作用^[17]。

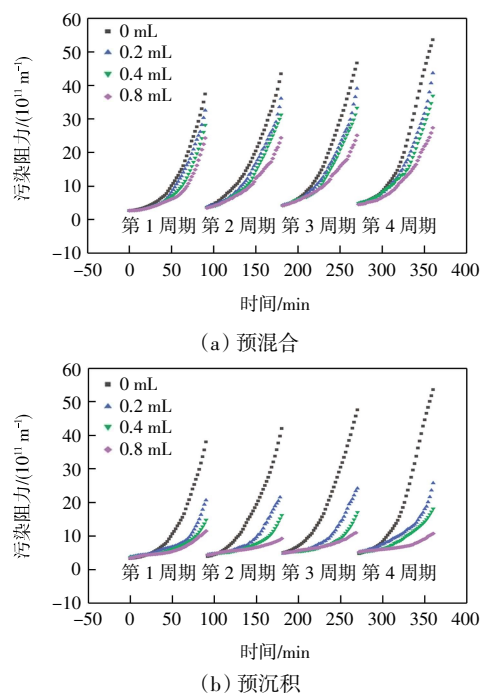


图 2 不同 MIEX 投加量在不同投加方式下过滤含藻水的污染总阻力变化

Fig.2 Total fouling resistances for filtration of algal water in systems with different dosing strategies and dosages of MIEX

图 3 所示为 MIEX 在不同投加方式中不同投加量下膜可逆和不可逆阻力的变化。由图 3 可以看出,在 2 种投加方式中,随着投加量的增加,可逆阻力及不可逆阻力都在逐渐降低。第 1 周期结束后,未投加 MIEX 可逆阻力为 31.7×10^{11} m⁻¹,不可逆阻力为 0.9×10^{11} m⁻¹,2 种投加方式都是在最大投加量有最好膜污染缓解效

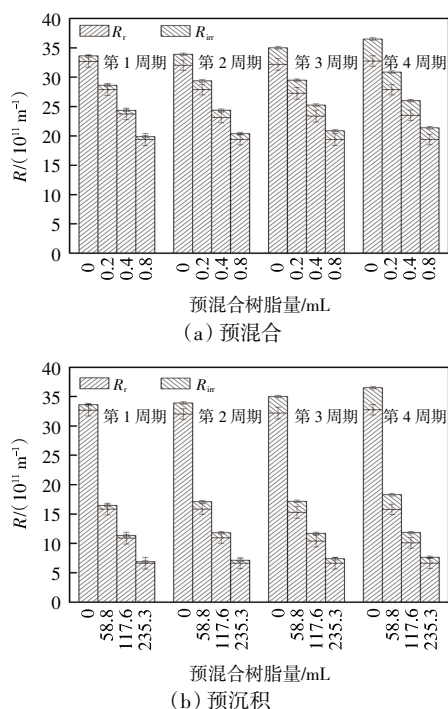


图 3 不同 MIEX 投加量在不同投加方式中过滤含藻水的污染阻力变化

Fig.3 Fouling resistances for filtration of algal water in systems with different dosing strategies and dosages of MIEX

果。在最大投加量下,与未投加 MIEX 的阻力相比,预混合 MIEX 的可逆阻力降低 40.7%,不可逆阻力降低 46.7%;预沉积 MIEX 的可逆阻力降低 79.7%,不可逆阻力降低 73.3%。相同投加量下,预沉积 MIEX 比预混合 MIEX 具有更好的膜污染控制效果,例如在投加量为 0.4 mL (117.6 mL/m²) 时,预沉积 MIEX 与预混合 MIEX 相比,可逆阻力降低 54.0%,不可逆降低 30.0%。在 4 个周期结束后,膜因为重复的污染,污染物逐渐的累积,不可逆阻力逐渐增加,相同投加量下,预沉积 MIEX 一直保持较好的可逆和不可逆膜污染控制效果。在预混合投 MIEX 中,因为 MIEX 的吸附,减少了藻类及 EOM 在膜面的积累,因此降低了可逆和不可逆阻力^[18]。与预混合 MIEX 相比,预沉积 MIEX 对于可逆和不可逆阻力具有更好的控制效果,除了 MIEX 的吸附,沉积层拦截了较多的藻类和 EOM,减少了与膜面的接触,降低了不可逆阻力^[19]。

2.2 膜污染后的形貌特征

图 4 为原始膜断面及不同 MIEX 投加量在 2 种投加方式中的断面 SEM 图。从图 4(a)—图 4(d)中可以看出,随着投加量从 0 mL 增加至 0.8 mL,滤饼层的厚度从 4.82 μm 降低至 4.07 μm。这是因为随着投加量增加,MIEX 吸附了更多的藻细胞及胞外有机物(EOM),

减少了到达膜面的物质,所以滤饼层的厚度降低^[18]。与未投加 MIEX 的滤饼层相比,预沉积 MIEX 的滤饼层表现出不均匀的形貌,在沉积量分别为 58.8 mL/m² 和 117.6 mL/m² 的时候,MIEX 在膜面形成的沉积层由稀疏到密集,形成的滤饼层分别为 9.56 μm 和 10.28 μm。当沉积量达到 235.2 mL/m² 时,滤饼层表现出明显的分层现象,分层包括靠近膜表面的沉积层及由藻细胞组成的顶层,根据以往的研究,预沉积层的污染物分布与沉积层的覆盖疏密程度相关^[20],在 235.2 mL/m² 的沉积量下,形成的沉积层较为密集,藻细胞等被沉积层拦截,因此在沉积层顶部聚集,过滤完成后,滤饼层的厚度达到 14.42 μm,但在此时沉积层是疏松多孔的,这样的结构有利于水的通过,降低 TMP,同时沉积层的存在也减少了有机物与膜面的接触,降低了不可逆污垢,这也解释了在最大沉积量时,预沉积投加方式拥有最低的总阻力及最低的不可逆阻力。

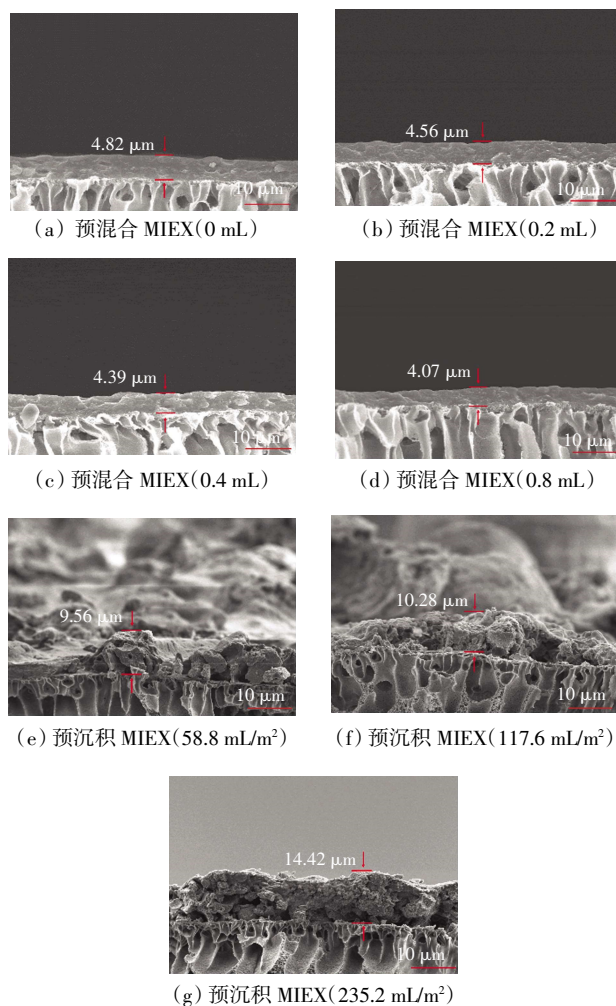


图 4 不同 MIEX 投加量、投加方式实验结束后的断面 SEM
Fig.4 SEM of cross-sectional view in systems with different dosing strategies and dosages of MIEX after experiment

2.3 三维激发-发射矩阵荧光光谱分析

图 5 为未投加 MIEX、预混合 MIEX 及预沉积 MIEX 过滤后污染层的三维荧光光谱图。

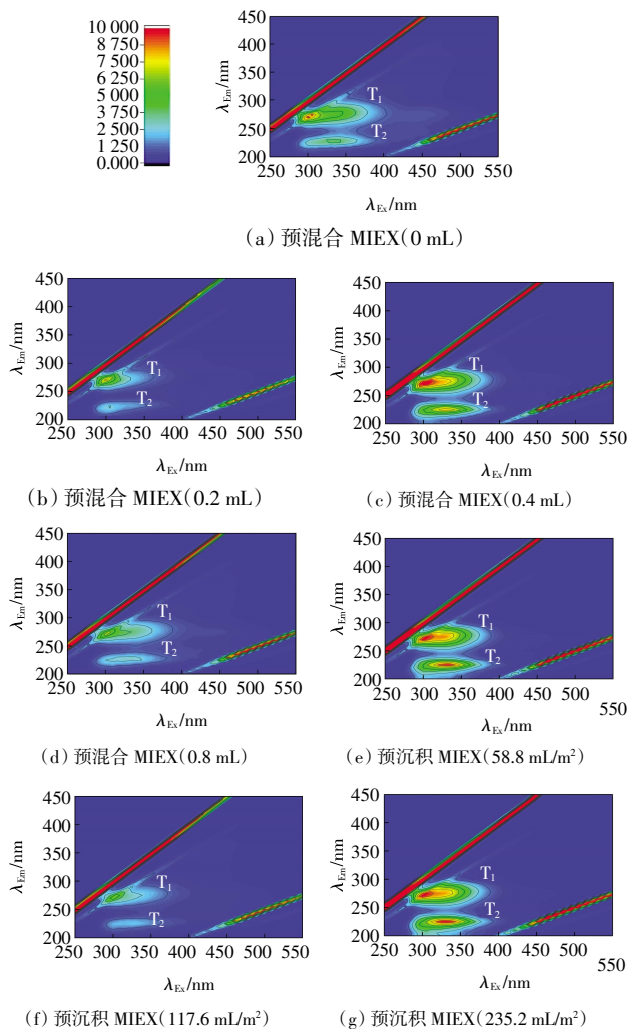


图 5 不同 MIEX 投加量在不同投加方式中实验结束后的滤饼层三维荧光光谱

Fig.5 3DEEM of algal cake layer in systems with different dosing strategies and dosages of MIEX after experiment

根据已发表的研究, $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ 为 275~285 nm/325~345 nm 的区域 T_1 和 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ 为 220~230 nm/325~340 nm 的 T_2 区域均与蛋白质类位置有关^[21-22], 蛋白质类物质是 EOM 的主要荧光成分^[23]。这一结果与其他部分研究结果不太一样, 在这些研究中类蛋白质和类腐殖质在藻类 EOM 中都占主体地位^[24-25]。EOM 成分的变化可能是由于生长条件的不同, 如光照强度的不同造成的。在本文中, 铜绿微囊藻是在 2 000 lx 的光照强度下培养的, 而在其他报告中, 光照强度可以高达 5 000 lx^[24]。实验结束后, 在不同投加方式中, 污染层中的荧光物质浓度分布明显不同。预混合 MIEX 污染层的荧光物质浓度逐渐降低, 而预沉积 MIEX 污染层的荧光物质

浓度则是逐渐增多。预混合 MIEX 是因为 MIEX 的吸附减少了膜面的藻类及 EOM, 因此随着投加量的增加, 污染层内的荧光强度逐渐降低。在预沉积 MIEX 中, 藻细胞及 EOM 会进入沉积层缝隙内, 沉积层充当了存储介质, 容纳了更多的藻类和 EOM, 同时也减少了其向主溶液扩散运动^[23], 因此随着沉积量的增加, 污染层的有机物含量增加, 造成荧光强度也在逐渐的增强。

2.4 不可逆污染分析

图 6 为不同 MIEX 投加量在不同投加方式中实验结束后膜的不可逆成分含量。

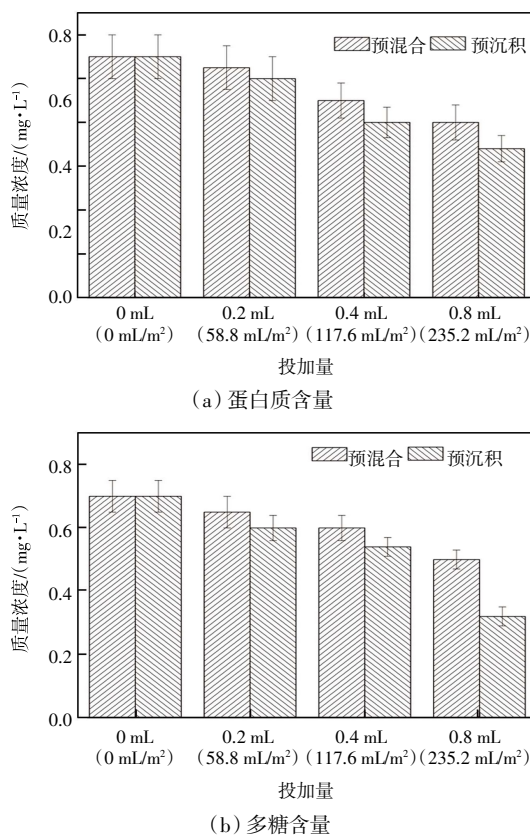


图 6 不同 MIEX 投加量在不同投加方式中实验结束后膜的不可逆污染物含量

Fig.6 Irreversible membrane fouling in systems with different dosing strategies and dosages of MIEX after experiment

由图 6 可见, 随着 MIEX 投加量的增加, 不可逆成分含量在逐渐的降低。在相同投加量下, 预沉积 MIEX 要比预混合 MIEX 有着更低的不可逆污染成分含量, 这是因为预沉积的污染层不仅起到离子交换的作用, 还起到拦截的作用, 因此降低了不可逆膜污染。而在不可逆污染的污染物种类中, 蛋白质造成的污染要比多糖更严重。未投加 MIEX 时, 不可逆中的蛋白质质量浓度为 1.10 mg/L, 多糖质量浓度为 0.70 mg/L, 在最大投加量时, 预混合 MIEX 的蛋白质质量浓度为

0.61 mg/L, 多糖质量浓度为 0.32 mg/L, 预沉积 MIEX 的蛋白质质量浓度为 0.49 mg/L, 多糖质量浓度为 0.14 mg/L。可见多糖的含量相对来说更低。先前的研究也表明,在过滤含藻水时,蛋白质会造成更严重的不可逆污染,而多糖相比蛋白质造成的不可逆污染较低^[26],这与本文在未投加 MIEX 时的研究结果是一致的。而在投加 MIEX 后的结果也是如此,这也与 MIEX 自身的性质有关,MIEX 在去除中小分子及亲水性的有机物有着较好的去除效果^[14],在铜绿微囊藻的 EOM 中,多糖多为亲水性物质,蛋白质则多为疏水性物质^[25],同时,多糖的分子量要比蛋白质的分子量小^[27]。以上研究证明,MIEX 对于多糖的去除要比对蛋白质的去除多,这也是在投加 MIEX 后,蛋白质造成的不可逆污染仍然要比多糖的严重的原因。

2.5 不同投加方式中的过滤模型分析

图 7 所示为将实验数据拟合到超滤 4 种堵塞模型的结果。过滤数据重新绘制为 dP/dt 与 P 的关系, n 值代表过滤过程中的主导机制及其转变。此外,还绘制了跨膜压与过滤时间的关系图,以确定结垢机制发生变化时的过滤时间^[28]。对于未投加 MIEX,结垢的形成依次受完全孔阻塞和滤饼过滤机制的控制, n 值分别为 2.124 和 0.146。在过滤时间大约在 3 100 s 时,结垢机制发生了明显的转变。这意味着在原水过滤过程中的结垢最初主要是由 EOM 堵塞孔隙,然后由于藻细胞的沉积而形成滤饼层^[29-30]。

在预混合和预沉积投加方式中,结垢仍以孔隙堵塞和滤饼机制先后为主。在预混合 MIEX 中,随着 MIEX 投量的增加,初始阶段的 n 值逐渐从 2.124 降低至 1.873,表明初始阶段过滤机制逐渐从完全阻塞机制向标准阻塞机制过渡,而在向滤饼过滤机制转变的时间在延后,从原水的 3 100 s 增加至 3 800 s 左右。这可能是由于 MIEX 的投量的增加,吸附更多的藻细胞及 EOM,在膜面形成滤饼的时间延后,因此污染机制的转变在一定程度上被延迟。然而,在预沉积 MIEX 中,随着 MIEX 沉积量的增加,初始阶段的 n 值逐渐从 2.124 降低至 1.496,表明初始阶段过滤机制逐渐从完全阻塞机制转变为标准阻塞机制,而在向滤饼过滤机制转变的时间在延后,从 3 100 s 增加至 4 600 s 左右,与预混合 MIEX 相比,形成滤饼层的时间被大大延后。从 SEM 图中可以看到,预沉积形成的滤饼层是比较厚且疏松的,这可能是由于藻类细胞相比 EOM 因为颗粒较大而被更多的拦截,减少了与膜面的接触^[31],形成滤饼的时间延后,保持着较好的通量。

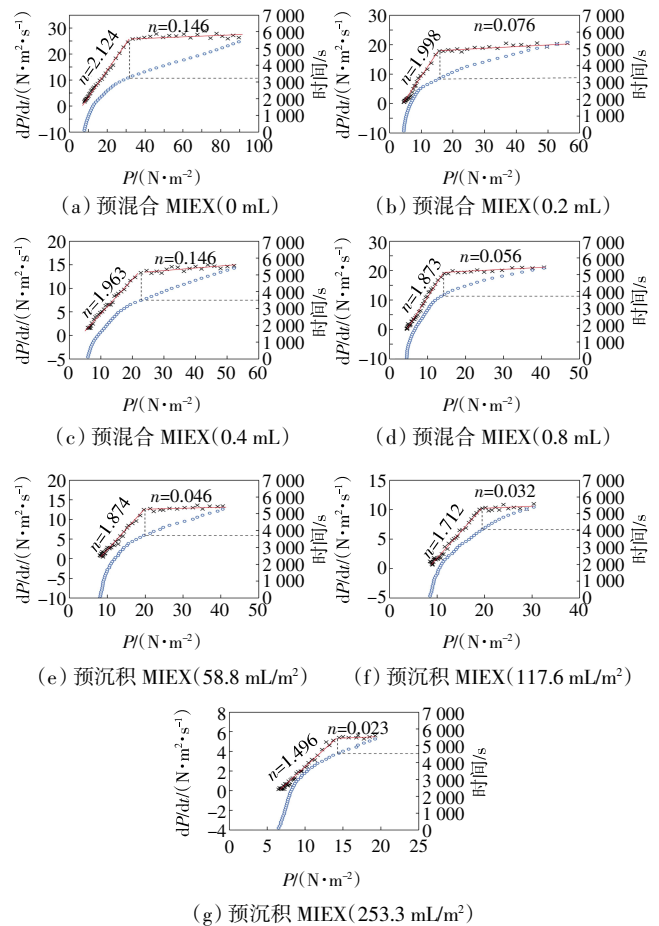


图 7 不同 MIEX 投加量在不同投加方式中的 dP/dt 与 P 的拟合

Fig.7 dP/dt versus P for filtration of algal-rich water in systems with different dosing strategies and dosages of MIEX

3 结论

实验研究了预混合和预沉积 MIEX 对于含藻水的去除效果及对超滤膜污染的缓解效果,结果表明两种投加方式都能够提高对含藻水的处理效果,在 MIEX 最大投加量时效果最好。

(1) 在最大投加量时,预沉积 MIEX 的可逆和不可逆污染阻力比预混合 MIEX 的分别低了 65.7%和 50.1%,预沉积 MIEX 具有更好的缓解膜污染的能力,预沉积 MIEX 形成疏松的沉积层,降低可逆阻力,同时通过沉积层的离子交换及沉积层拦截,阻挡污染物与膜的接触,可以有效地降低不可逆污垢。

(2) 预沉积 MIEX 中,沉积层充当存储介质,实验结束后滤饼层内含有更多的有机物,在预混合 MIEX 内,因为 MIEX 的吸附,滤饼层含有较少的有机物。

(3) 2 种不同投加方式,不可逆的组分主要是蛋

白质,多糖对不可逆的贡献较小,在最大投加量下,预沉积 MIEX 的有机物含量(蛋白质:0.61 mg/L;多糖:0.32 mg/L)比预混合 MIEX(蛋白质:0.49 mg/L;多糖:0.14 mg/L)的含量低,因为沉积层的拦截作用,不可逆组分含量比预混合 MIEX 的含量低。

(4) 2 种投加方式都以孔隙堵塞和滤饼过滤模型先后为主,预混合 MIEX 是以完全孔堵塞和滤饼堵塞先后为主,在预沉积 MIEX 中第 1 阶段随着沉积量的增加由完全孔堵塞转变为标准孔堵塞,第 2 阶段仍然是以滤饼过滤为主。

参考文献:

- [1] CHENG X X, HOU C S, GAO H B, et al. Synergistic process using calcium peroxide and ferrous iron for enhanced ultrafiltration of *Microcystis aeruginosa*-laden water[J]. *Water Research*, 2022, 211: 118067.
- [2] HITZFELD B C, HÖGER S J, DIETRICH D R. Cyanobacterial toxins: Removal during drinking water treatment, and human risk assessment[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2000, 108(Suppl 1): 113-122.
- [3] CHANG J, CHEN Z L, WANG Z, et al. Ozonation degradation of microcystin-LR in aqueous solution: Intermediates, byproducts and pathways[J]. *Water Research*, 2014, 63: 52-61.
- [4] LIN J L, HUA L C, WU Y T, et al. Pretreatment of algae-laden and manganese-containing waters by oxidation-assisted coagulation: Effects of oxidation on algal cell viability and manganese precipitation[J]. *Water Research*, 2016, 89: 261-269.
- [5] ZHANG G M, ZHANG P Y, WANG B, et al. Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2006, 13(5): 446-450.
- [6] QIN L L, HUANG H O. Coupled retention of bovine serum albumin and NOM by porous membranes[J]. *Separation and Purification Technology*, 2020, 235: 116122.
- [7] WALKER S, NARBAITZ R M. Hollow fiber ultrafiltration of Ottawa River water: Floatation versus sedimentation pretreatment[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 288: 228-237.
- [8] LI K, WEN G, LI S, et al. Effect of pre-oxidation on low pressure membrane (LPM) for water and wastewater treatment: A review[J]. *Chemosphere*, 2019, 231: 287-300.
- [9] YU W Z, XU L, QU J H, et al. Investigation of pre-coagulation and powder activate carbon adsorption on ultrafiltration membrane fouling[J]. *Journal of Membrane Science*, 2014, 459: 157-168.
- [10] DING A, WANG J L, LIN D C, et al. Effects of GAC layer on the performance of gravity-driven membrane filtration (GDM) system for rainwater recycling[J]. *Chemosphere*, 2018, 191: 253-261.
- [11] ALTMAN M, HASSON D, SEMIAT R. Review of dynamic membranes[J]. *Reviews in Chemical Engineering*, 1999, 15(1): 1-40.
- [12] ZHANG Y, FU B G, WANG X Y, et al. Algal fouling control in low-pressure membrane systems by pre-adsorption: Influencing factors and mechanisms[J]. *Algal Research*, 2020, 52: 102110.
- [13] SHAO S L, FENG Y J, YU H R, et al. Presence of an adsorbent cake layer improves the performance of gravity-driven membrane (GDM) filtration system[J]. *Water Research*, 2017, 108: 240-249.
- [14] 刘文君, 周刚. MIEX@树脂对水库水中有机物的去除特性[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2013, 53(5): 654-659. LIU W J, ZHOU G. Removal characteristic of organics in reservoir water by the MIEX@ resin[J]. *Journal of Tsinghua University (Science and Technology)*, 2013, 53 (5): 654-659 (in Chinese).
- [15] 刘璐. MIEX-UF 一体式工艺中藻源型膜污染的控制规律及机理研究[D]. 天津: 天津工业大学, 2018. LIU L. Study on control law and mechanism of algae-derived membrane fouling in MIEX-UF integrated process[D]. Tianjin: Tianjin Polytechnic University, 2018 (in Chinese).
- [16] LIU B, QU F S, YU H R, et al. Membrane fouling and rejection of organics during algae-laden water treatment using ultrafiltration: A comparison between in situ pretreatment with Fe(II)/persulfate and ozone[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(2): 765-774.
- [17] FENG J Y, LI X, YANG Y L, et al. Insight into biofouling mechanism in biofiltration-facilitated gravity-driven membrane(GDM) system: Beneficial effects of pre-deposited adsorbents[J]. *Journal of Membrane Science*, 2022, 662: 121017.
- [18] HUANG H O, CHO H H, SCHWAB K J, et al. Effects of magnetic ion exchange pretreatment on low pressure membrane filtration of natural surface water[J]. *Water Research*, 2012, 46(17): 5483-5490.
- [19] ANANTHARAMAN A, CHUN Y, HUA T, et al. Pre-deposited dynamic membrane filtration: A review[J]. *Water Research*, 2020, 173: 115558.
- [20] ZHANG Y, WANG X Y, JIA H J, et al. Algal fouling and extracellular organic matter removal in powdered activated carbon-submerged hollow fiber ultrafiltration membrane systems [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 671: 351-361.
- [21] WANG N, LI X, YANG Y L, et al. Photocatalysis-coagulation to control ultrafiltration membrane fouling caused by natural organic matter[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 265: 121790.
- [22] ZHANG X L, FAN L H, RODDICK F A. Influence of the characteristics of soluble algal organic matter released from

- Microcystis aeruginosa* on the fouling of a ceramic microfiltration membrane[J]. Journal of Membrane Science, 2013, 425/426: 23–29.
- [23] ZHANG Y, JIA H J, WANG X Y, et al. Comparing the effects of pre-deposited and pre-mixed powdered activated carbons on algal fouling during ultrafiltration[J]. Algal Research, 2019, 44: 101687.
- [24] HUANG W W, CHU H Q, DONG B Z. Characteristics of algogenic organic matter generated under different nutrient conditions and subsequent impact on microfiltration membrane fouling[J]. Desalination, 2012, 293: 104–111.
- [25] QU F S, LIANG H, HE J G, et al. Characterization of dissolved extracellular organic matter(dEOM) and bound extracellular organic matter(bEOM) of *Microcystis aeruginosa* and their impacts on UF membrane fouling[J]. Water Research, 2012, 46(9): 2881–2890.
- [26] QU F S, LIANG H, TIAN J Y, et al. Ultrafiltration (UF) membrane fouling caused by cyanobacteria: Fouling effects of cells and extracellular organics matter(EOM)[J]. Desalination, 2012, 293: 30–37.
- [27] PIVOKONSKY M, SAFARIKOVA J, BARESOVA M, et al. A comparison of the character of algal extracellular versus cellular organic matter produced by cyanobacterium, diatom and green alga[J]. Water Research, 2014, 51: 37–46.
- [28] HE H Y, QIU W, LIU Y L, et al. Effect of ferrate pre-oxidation on algae-laden water ultrafiltration: Attenuating membrane fouling and decreasing formation potential of disinfection byproducts[J]. Water Research, 2021, 190: 116690.
- [29] CHENG X X, WU D J, LIANG H, et al. Effect of sulfate radical-based oxidation pretreatments for mitigating ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matter [J]. Water Research, 2018, 145: 39–49.
- [30] 赵学辉, 胡岩, 张宏伟. 反洗水组分对 PVDF 超滤膜污染的影响[J]. 天津工业大学学报, 2018, 37(2): 26–30.
- ZHAO X H, HU Y, ZHANG H W. Effect of backwash water composition on ultrafiltration membrane fouling[J]. Journal of Tianjin Polytechnic University, 2018, 37(2): 26–30 (in Chinese).
- [31] LIU B, ZHU T T, LIU W K, et al. Ultrafiltration pre-oxidation by boron-doped diamond anode for algae-laden water treatment: Membrane fouling mitigation, interface characteristics and cake layer organic release[J]. Water Research, 2020, 187: 116435.

本文引文格式:

马聪,张萌,王冠英,等. 预混合和预沉积 MIEX-超滤处理含藻水的膜污染控制[J]. 天津工业大学学报, 2024, 43(1): 42–49.

MA C, ZHANG M, WANG G Y, et al. Membrane fouling control in ultrafiltration treatment of containing algal water with pre-mixing and pre-deposition MIEX[J]. Journal of Tiangong University, 2024, 43(1): 42–49(in Chinese).