

加载絮凝-超滤耦合工艺处理城镇生活污水的实验研究

闻 豪¹, 赵旭涛²

(1. 南京邮电大学基建处, 江苏南京 210023; 2. 浙江石油化工有限公司, 浙江杭州 316000)

[摘要] 在加载絮凝-超滤耦合工艺处理城镇生活污水过程中, 考察聚合硫酸铁-聚二甲基二烯丙基氯化铵(PFS-PDMDAAC)絮凝剂对污染物的去除率及絮凝机理, 并结合不同微砂投加量下絮体形态及滤饼层阻力特征, 进一步探究其对膜通量衰减的影响作用机制。结果表明, PFS-PDMDAAC 可有效去除蛋白类有机物, 减少进入膜孔的污染负荷; 在絮凝体系中投加微砂可促进形成尺寸大且结构较为密实的絮体, 这种絮体滤饼层可有效减少膜的滤饼层阻力, 从而减缓膜通量的衰减速率。

[关键词] 加载絮凝; 城镇生活污水; 滤饼层; 超滤; 膜污染

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2023)05-0129-06

Experimental study on treatment of sanitary sewage by coupling technology of ballasted flocculation and ultrafiltration

WEN Hao¹, ZHAO Xutao²

(1. Department of Infrastructure, Nanjing University of Posts and Telecommunications, Nanjing 210023, China;
2. Zhejiang Petrochemical Co., Ltd., Hangzhou 316000, China)

Abstract: During the sanitary sewage treatment process of ballasted flocculation and ultrafiltration, the removal efficiency and mechanism of pollutants by polyferric sulfate-poly(dimethyldiallylammonium chloride) composite flocculant(PFS-PDMDAAC) were investigated, respectively. Combined with floc morphology and cake layer resistance characteristics under different micro-sand dosages, the effect mechanism of PFS-PDMDAAC flocculant on membrane flux attenuation was further studied. The results indicated that PFS-PDMDAAC could effectively remove protein organic compounds, leading to effectively reducing pollution load into membrane pores. Moreover, the addition of micro-sand could promote the formation of flocs with large particle size and fractal dimension, which effectively reduced the cake layer resistance of the membrane, so it consequently slowed down the decay rate of membrane flux.

Key words: ballasted flocculation; sanitary sewage; cake layer; ultrafiltration; membrane fouling

近年来, 絮凝-超滤耦合工艺因其具有处理效率高、产水水质好、占地面积小等优势, 被广泛用于城镇污水^[1-2]、工业废水^[3]、地表水^[4]等水处理领域。絮凝作为膜前预处理, 能去除水体中的各种污染物(尤其是有机物), 改善膜前水质, 并且生成的絮体滤饼层紧密附着在膜表面, 可阻止污染物在膜表面被吸附, 从而有效延缓膜污染^[5]。研究表明, 絮凝过程形成絮体的结构直接影响着超滤膜的污染程度^[6-7], 絮体滤饼层污染是影响超滤后期膜通量下降的主要污染方式^[8], 絮体结构特征对超滤膜污染具有重要的影响作用。

与传统絮凝相比, 加载絮凝技术是在絮凝体系中投加颗粒介质(通常为微砂), 通过增加絮凝反应的内核数量诱导更多絮体的形成, 并利用颗粒介质的沉积网捕作用加快絮体生长, 提高絮凝效率^[9]; 特别地, 加载絮凝技术中的微砂颗粒通过对絮体滤饼层起到支撑作用, 增强絮体层的抗压缩性, 并且形成的絮体粒径大且结构密实, 更有利于悬浮物、有机物、总氮等污染物的高效分离^[10-11]。然而, 加载絮凝技术中不同条件下产生的絮体结构以及颗粒介质的性质千差万别, 这种差异对膜污染的影响程度也不同, 因此开展加载絮凝-超滤耦合技术中絮体特性

及对膜污染的作用机制研究尤为重要。基于此,笔者以 PFS-PDMDAAC 为絮凝剂,考察絮凝剂对城镇生活污水中污染物的去除效率及作用机制,在全面分析加载絮凝技术在不同微砂投加量下絮体形态及滤饼层阻力特征的基础上,进一步探讨其对膜污染的影响,以期加载絮凝-超滤耦合工艺的应用提供技术依据。

1 实验部分

1.1 材料与仪器

主要材料:PFS-PDMDAAC 复合絮凝剂的制备参考文献[12];PFS,质量分数 11%(以 Fe^{3+} 计),天津市光复精细化工研究所;PDMDAAC,特征黏度为 1.4 dL/g,上海阿拉丁生化科技股份有限公司;微砂颗粒,粒径为 65~95 μm 。实验水样取自南京市某污水处理厂格栅处理后的生活污水,其水质情况:pH 为 6.5~7.5,浊度为 6.8~20.4 NTU,DOC 为 27.13~58.62 mg/L,温度为 10~16 $^{\circ}\text{C}$ 。

主要仪器:TA6-1 型混凝实验搅拌机,武汉恒岭科技有限公司;ME3002 型精密天平,瑞士梅特勒公司;8050 型超滤杯,美国默克密理博公司;TOC-L 型总有机碳分析仪,日本岛津公司;ECLIPSE 50i 型显微镜,日本尼康公司;iPDA2000 型光学散射絮凝度测定仪,韩国 Econovel 公司;F-2500 型荧光光谱仪,日本日立公司。

1.2 实验方法

在混凝实验搅拌机上开展加载絮凝-超滤实验,首先在水样中投加 PFS-PDMDAAC 絮凝剂,在搅拌强度为 150 r/min 的条件下搅拌 1 min,然后投加微砂,以相同搅拌强度继续搅拌 9 min;经加载絮凝后的水样移至超滤杯装置,由氮气瓶提供驱动力(恒压 80 kPa),通过精密天平实时记录,计算出膜比通量 J/J_0 (其中 J 代表膜出水通量, J_0 代表膜初始通量)。实验方法如图 1 所示。

1.3 分析方法

水质分析:絮凝后的水样静置 20 min,然后分别测定上清液的浊度、DOC、 UV_{254} 和 TN。

三维荧光光谱:采集絮凝后的上清液,经 0.45 μm 滤膜过滤,进行三维荧光光谱测定;测定参数:狭光电倍增管电压为 400 V,扫描速度为 12 000 nm/min,激发波长范围为 200~450 nm,发射波长范围为 250~550 nm。

絮体特征:在上述加载絮凝实验过程中,采用光学散射絮凝度测定仪实时监测混凝指数 FI(Floccu-

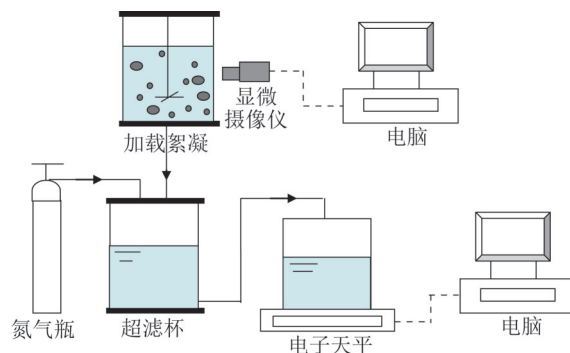


图1 加载絮凝-超滤实验

Fig. 1 Schematic diagram of ballasted flocculation and UF experiment

lation index) 曲线的变化规律;加载絮凝实验结束后,立即采集絮体样品,并通过显微镜分析系统进行拍照、测量,计算出絮体的二维分形维数 $D_2^{[13]}$ 。

膜过滤阻力:在相同实验条件下,将新膜过滤超纯水直至膜通量稳定,然后过滤加载絮凝后的水样,水力清洗掉膜表面的滤饼层,再过滤超纯水,依据参考文献[14]计算出膜的过滤阻力。

2 结果与讨论

2.1 PFS-PDMDAAC 絮凝剂对污染物去除效果的影响

考察了不同 PFS-PDMDAAC 投加量对浊度、DOC、 UV_{254} 、TN 去除效果的影响,结果如图 2 所示。

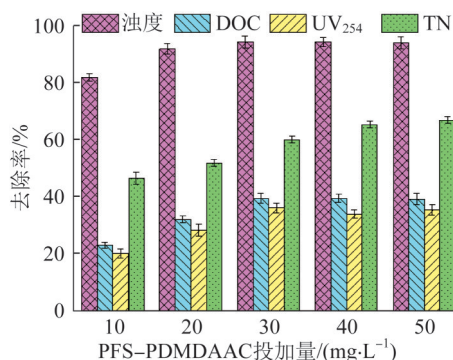


图2 PFS-PDMDAAC 投加量对污染物去除效果的影响

Fig. 2 Effect of PFS-PDMDAAC dosage on pollutant removal rate

由图 2 可知,在 PFS-PDMDAAC 投加量为 10~30 mg/L 的范围内,随着 PFS-PDMDAAC 投加量的增大,生活污水中浊度、DOC、 UV_{254} 、TN 的去除率均呈现增大的规律,并且在 PFS-PDMDAAC 投加量为 30 mg/L 时,浊度、DOC、 UV_{254} 、TN 去除效果最佳,去除率分别为 94.6%、39.7%、36.3%、60.3%。分析原因可能是:一方面,絮凝剂中的 PFS 经水解产生多种高价

态的羟基铁络合产物,通过电中和作用减弱生活污水中悬浮物及胶体微粒之间的排斥作用,使其逐渐脱稳并生成微小絮体^[15];另一方面,絮凝剂中PDMDAAC的高分子链结构通过吸附架桥作用将微小絮体相互连接形成更大且密实的絮体,并且随着PFS-PDMDAAC投加量的增大,PDMDAAC上的吸附位点也相应增多,促使了絮体的加速成长;此外,PDMDAAC表面带正电荷的性质也强化了其对污染物的电中和作用,从而有利于提高絮凝效率。当PFS-PDMDAAC投加量在30~50 mg/L范围内继续增加,浊度、DOC、UV₂₅₄、TN的去除率基本不再变化,因此本实验条件中PFS-PDMDAAC的最佳投加量选取30 mg/L。

2.2 三维荧光光谱分析

为了进一步分析PFS-PDMDAAC对有机物不同种类的去除效能,选取PFS-PDMDAAC投加量为30 mg/L絮凝后水样,对比分析絮凝前后三维荧光光谱的变化情况,结果如图3所示。荧光峰的位置与峰值强度如表1所示。

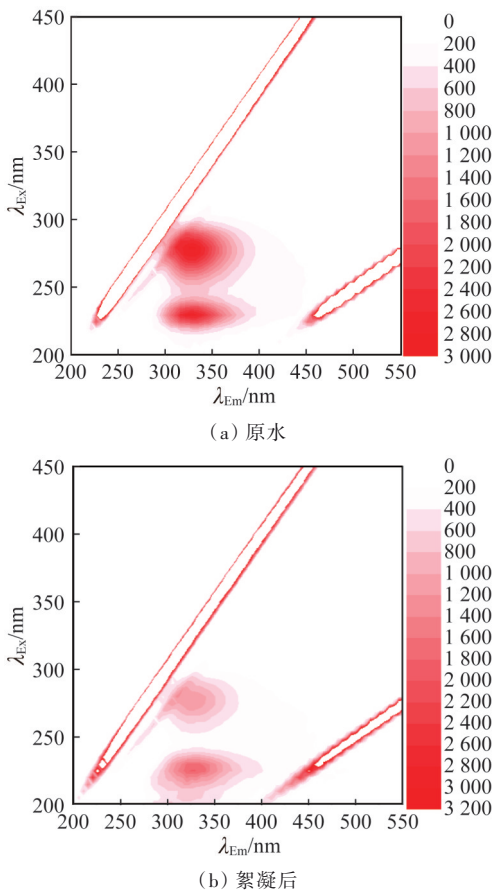


图3 三维荧光光谱

Fig. 3 Three-dimensional fluorescence spectra

表1 荧光峰的位置与峰值强度

水样	峰A		峰B	
	位置($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$)	峰值强度	位置($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$)	峰值强度
原水	230 nm/325 nm	2 799	275 nm/325 nm	2 749
絮凝后	225 nm/325 nm	1 848	280 nm/325 nm	1 154

注: $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ 为激发波长/发射波长。

一般认为,三维荧光光谱图按照区域可分为芳香族蛋白类、紫外区富里酸类、可见区腐殖酸类及可溶性微生物代谢产物^[16]。由图3和表1可知,原水的荧光特征光谱主要有2个明显的荧光峰:峰A峰值位于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=230\text{ nm}/325\text{ nm}$,峰值强度为2 799,主要为芳香族蛋白类有机物;峰B峰值位于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=275\text{ nm}/325\text{ nm}$,峰值强度为2 749,主要为可溶性微生物代谢产物。由此可知,原水主要以芳香族蛋白类有机物和可溶性微生物代谢产物的蛋白类有机物为主,富里酸类与腐殖酸类的含量较少;此外,荧光原水在其他区域也有低强度的荧光峰带,但由于受到高强度荧光峰A和峰B的掩蔽效应,导致其他区域的低强度荧光峰无法在光谱图中显现。原水经30 mg/L的PFS-PDMDAAC絮凝处理后,峰A和峰B的荧光强度均有一定程度的减弱,其峰值强度分别为1 848、1 154,说明大分子的芳香族蛋白类有机物和可溶性微生物代谢产物更容易被PFS-PDMDAAC絮凝剂去除。

2.3 微砂对絮体分形维数的影响

超滤膜表面滤饼层的结构及膜通量的变化规律与絮体结构密切相关,而分形维数是表征絮体结构分形特征的基本参数,可用来评价絮体结构的密实程度。文献[17-18]表明,分形维数越小,其形成的絮体结构越疏松。微砂投加量分别为0、1.0、2.0、3.0 g/L时,分形维数分别为 1.23 ± 0.02 、 1.27 ± 0.03 、 1.30 ± 0.02 、 1.46 ± 0.01 。加载絮凝过程膜污染示意如图4所示。

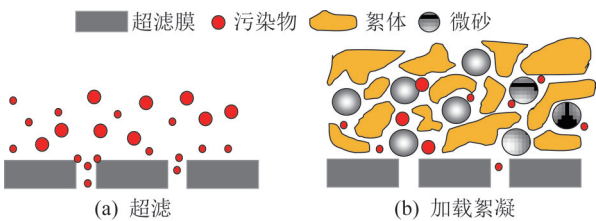


图4 超滤膜污染

Fig. 4 Schematic diagram of UF membrane fouling

由图4可知,未投加微砂时,分形维数仅为1.23,此时絮体结构较为松散;随着微砂投加量的逐渐增大,絮体的分形维数也随之增大,当微砂投加量为3.0 g/L时,絮体的分形维数增至1.46,说明微砂的投加有利于致密絮体的形成。分析原因有两个:其一,微砂可作为形成絮体的晶核,即利用异相成核原理,通过提高絮凝反应的内核数量以诱导更多絮体的形成;其二,微砂具有较低的电荷密度以及巨大的表面积,这种特性更容易通过沉积网捕作用将脱稳的胶体吸附于微砂晶核表面,促使絮体凝聚、生长形成结构更加密实的絮体,进而增强絮体的抗剪切能力。一般认为^[17],越疏松的絮体结构越有利于膜污染的缓解,然而微砂形成的密实絮体也同样起到了延缓膜污染的作用,这是因为微砂在絮体中起到了支撑絮体滤饼层的作用,能够增强滤饼层的抗压缩性,从而维持滤饼层的透水率,延缓膜通量衰减。

2.4 微砂对混凝指数(FI)的影响

FI曲线反映了絮体的生长速度、尺寸大小以及凝聚程度^[19-20],投加微砂后,微砂投加量对FI的影响如图5所示。

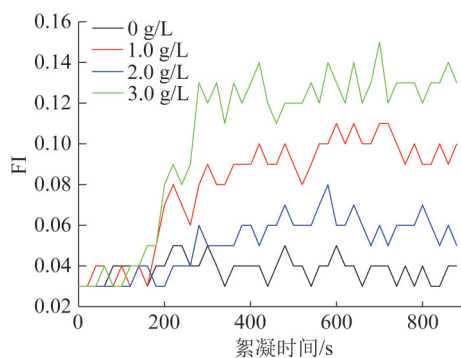


图5 微砂投加量对FI的影响

Fig. 5 Effect of micro-sand dosage on FI

由图5可知,FI曲线随着絮凝时间的增加先平缓再逐渐上升,最后趋于稳定,这是因为:在混合阶段,絮凝剂均匀分散在水样中并水解,同时悬浮物和胶体逐渐脱稳,此时FI曲线趋于平缓;在絮凝阶段,絮凝剂的水解产物通过电中和作用吸附污染物形成微絮体,并随着水流的湍动发生相互碰撞而聚集形成较大的絮体,絮体尺寸逐渐变大,此时FI曲线逐渐上升;在平衡阶段,随着絮体的破碎与凝聚达到平衡,絮体不再生长,FI曲线趋于稳定。此外,投加微

砂FI曲线的上升高度要明显高于未投加微砂,说明微砂能有效促进絮体的生长,一方面,微砂的投加不仅可以增加反应体系内颗粒物的浓度,增加颗粒物之间碰撞的概率,从而促进微絮体的形成;另一方面,带较低电荷的微砂还会通过沉积网捕作用与微絮体发生反应生成更大粒径的絮体。然而,过量的微砂也不利于絮体的凝聚,会造成絮体剥离、破碎。

2.5 微砂对膜阻力分布的影响

膜阻力对于膜运行过程中膜通量衰减及清洗恢复情况起到了关键作用^[21]。实验选取原水、PFS-PDMDAAC絮凝剂、2 g/L微砂加载絮凝这3种水样,对比投加微砂前后膜阻力分布的变化情况,分析了微砂对膜运行过程中膜阻力分布情况的影响作用,结果如图6所示。

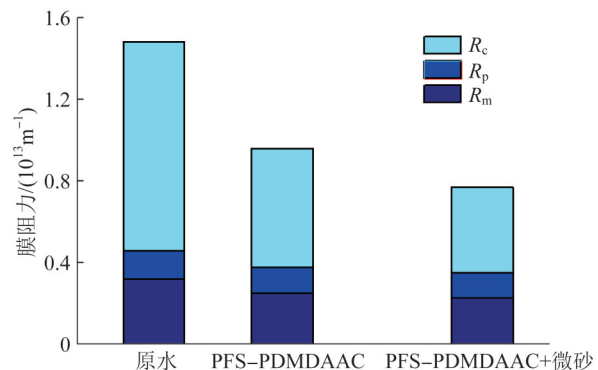


图6 微砂对膜阻力分布的影响

Fig. 6 Effect of micro-sand on membrane resistance distribution

膜过滤总阻力 R_t 包括滤饼层阻力(R_c)、膜孔阻塞阻力(R_p)以及膜固有阻力(R_m),由图6可知,采用絮凝技术的 R_t 有明显的下降趋势,絮凝预处理可以有效降低超滤膜的 R_t ,其中投加微砂的 R_t 最小,仅为原水超滤时的52.0%,说明微砂加载絮凝技术可以降低膜过滤阻力,从而延缓膜污染。从膜阻力分布可知,采用微砂加载絮凝技术后, R_p 有所减小,这是因为加载絮凝去除了原水中的大部分悬浮物和部分胶体,降低了进入膜孔内污染物的浓度;此外, R_c 在 R_t 中所占比重最大,由此可知截留在膜孔之外的滤饼层阻力是导致超滤膜通量衰减的主要影响因素,经絮凝预处理后膜的 R_c 大幅度减少,说明微砂促使 R_c 下降更为明显,这是因为微砂加载絮凝形成的滤饼层结构不仅能够将污染物与膜表面有效隔离,增大污染物被吸附截留于滤饼层的概率,而且更有利

于在膜表面形成透水性强的滤饼层,从而达到减少水力阻力的目的。

2.6 超滤膜 J/J_0 衰减情况

为了揭示加载絮凝对超滤膜污染的影响作用,对比分析了投加微砂前后超滤膜通量的衰减变化情况,结果如图7所示。

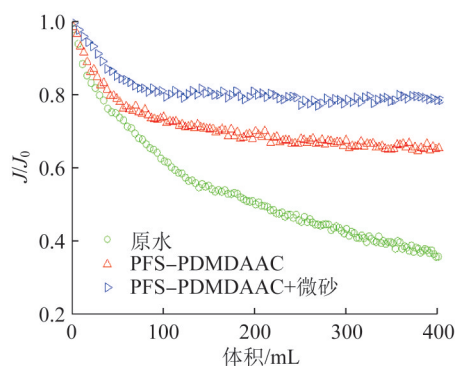


图7 投加微砂前后 J/J_0 的衰减情况

Fig. 7 Decay of membrane specific flux

由图7可知,在单一超滤、絮凝-超滤、微砂加载絮凝-超滤这3种情况下,膜通量随着时间的延长均呈现下降的趋势,在过滤初期, J/J_0 迅速衰减,这是由于进入膜孔内部的污染物及微小絮体堵塞膜孔导致,此时膜孔阻塞是影响 J/J_0 下降的主要污染方式;在过滤后期, J/J_0 衰减速度有所减缓,此时絮体被截留在膜表面形成滤饼层,滤饼层污染是影响 J/J_0 下降的主要污染方式;滤饼层虽然也是膜外部污染,但通过进一步截留、吸附小分子污染物,可阻挡污染物进入膜孔内部,实现缓解膜污染的目的。此外,未加絮凝剂的 J/J_0 衰减幅度为63.5%,而投加PFS-PDMDAAC的 J/J_0 衰减幅度为33.6%,与两者相比,在絮凝体系中投加微砂的 J/J_0 衰减幅度仅为21.2%,说明微砂加载絮凝技术可有效缓解超滤膜污染,这是因为微砂可强化絮凝作用去除污染物,降低进入膜孔的污染负荷,此外微砂还起到支撑絮体滤饼层的作用,能够增强滤饼层的抗压缩性,从而维持超滤过程中滤饼层的透水性,延缓膜通量下降。

3 结论

(1)微砂加载絮凝技术可有效缓解超滤膜污染,PFS-PDMDAAC的絮凝作用可去除大分子的芳香族蛋白类有机物和可溶性微生物代谢产物,微砂的投加可强化絮凝作用去除污染物,减少进入膜孔内部

的污染负荷。

(2)微砂加载絮凝技术形成的絮体尺寸较大且结构较为密实,这是因为微砂可通过提高絮凝反应的内核数量以及沉积网捕作用,诱导形成分形维数较大且结构更加密实的絮体;这种密实的絮体层结构有效延缓了膜污染,因为微砂在絮体中起到支撑絮体滤饼层的作用,增强了滤饼层的抗压缩性,从而维持滤饼层的透水性。

(3)微砂加载絮凝技术降低了超滤膜的过滤总阻力,过滤总阻力仅为原水直接超滤的52.0%,滤饼层阻力是导致超滤膜通量衰减的主要影响因素,而微砂的投加可减少滤饼层阻力,这是因为微砂加载絮凝形成的滤饼层结构不仅能够将污染物与膜表面有效隔离,增加污染物被吸附截留于滤饼层的概率,更有利于在膜表面形成透水性强的滤饼层。

参考文献

- [1] 孙茜萍. 絮凝-超滤去除城市污水中有机物的实验研究[J]. 工业水处理, 2019, 39(6): 73-76.
SUN Xiping. Experimental research on the removal of organic matter from urban sewage by the combined process flocculation-ultrafiltration[J]. Industrial Water Treatment, 2019, 39(6): 73-76.
- [2] 闻豪, 凌晓. 微絮凝对超滤膜处理城市污水的影响[J]. 工业水处理, 2021, 41(11): 84-88.
WEN Hao, LING Xiao. Influences of micro-flocculation on treatment of municipal wastewater by ultrafiltration membrane[J]. Industrial Water Treatment, 2021, 41(11): 84-88.
- [3] 陈启斌, 陈征贤, 庄荣传, 等. 微絮凝/超滤组合工艺处理实际印染废水[J]. 环境污染与防治, 2018, 40(4): 450-454.
CHEN Qibin, CHEN Zhengxian, ZHUANG Rongchuan, et al. Actual printing and dyeing wastewater treatment by the integrated process of microbial flocculation and ultra-filtration[J]. Environmental Pollution & Control, 2018, 40(4): 450-454.
- [4] 杨海洋, 杜星, 甘振东, 等. 混凝-助凝-超滤工艺处理地表水膜污染[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2017, 49(2): 13-19.
YANG Haiyang, DU Xing, GAN Zhendong, et al. Membrane fouling on coagulation/aid-coagulation/ultrafiltration process for drinking water treatment[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2017, 49(2): 13-19.
- [5] 邱加林. 混凝-超滤组合工艺处理含油废水试验研究[J]. 山西化工, 2021, 41(2): 207-208.
QIU Jialin. Experimental study on treatment of oily wastewater by coagulation and ultrafiltration combined process[J]. Shanxi Chemical Industry, 2021, 41(2): 207-208.
- [6] ŞENGÜL A B, ERSAN G, TÜFEKÇİ N. Removal of intra- and ex-

- tracellular microcystin by submerged ultrafiltration(UF) membrane combined with coagulation/flocculation and powdered activated carbon(PAC) adsorption[J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 343:29-35.
- [7] 王旭东, 石彩霞, 廖正伟, 等. 微絮凝对腐殖酸超滤过程膜污染的减缓特性[J]. 环境科学, 2018, 39(9):4249-4256.
- WANG Xudong, SHI Caixia, LIAO Zhengwei, et al. Reducing membrane fouling from micro-flocculation in a humic acid ultrafiltration process[J]. Environmental Science, 2018, 39(9):4249-4256.
- [8] 王锦, 王晓昌, 何自琦. 浊度和腐殖酸对超滤膜污染过程的研究[J]. 膜科学与技术, 2002, 22(1):24-28.
- WANG Jin, WANG Xiaochang, HE Ziqi. Characteristics of membrane fouling by turbid and humic substances[J]. Membrane Science and Technology, 2002, 22(1):24-28.
- [9] LAPOINTE M, BARBEAU B. Dual starch-polyacrylamide polymer system for improved flocculation[J]. Water Research, 2017, 124:202-209.
- [10] 贺维鹏, 郑飒, 李波, 等. 助凝剂投加量及 pH 对 BF-UF 工艺膜污染的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5):1567-1576.
- HE Weipeng, ZHENG Sa, LI Bo, et al. Effects of coagulant-aid dosage and solution pH on membrane fouling during ballasted flocculation and ultrafiltration process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(5):1567-1576.
- [11] 贺维鹏, 郑飒, 吴慧英, 等. 加载絮体形态对短流程超滤膜污染影响效应[J]. 中国环境科学, 2021, 41(3):1155-1161.
- HE Weipeng, ZHENG Sa, WU Huiying, et al. Effect of ballasted floc morphology on membrane fouling during shortened ultrafiltration process[J]. China Environmental Science, 2021, 41(3):1155-1161.
- [12] 龚竹青, 刘立华, 郑雅杰. 聚二甲基二烯丙基氯化铵与聚合硫酸铁复合絮凝剂的制备及应用研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004(10):35-39.
- GONG Zhuqing, LIU Lihua, ZHENG Yajie. Study on preparation and application of poly(dimethyldiallylammonium chloride)-polyferric sulfate composite flocculant[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2004(10):35-39.
- [13] CHAKRABORTI R K, ATKINSON J F, VAN BENSCHOTEN J E. Characterization of alum floc by image analysis[J]. Environmental Science & Technology, 2000, 34(18):3969-3976.
- [14] LIU Yongwang, LI Xing, YANG Yanling, et al. Analysis of the major particle-size based foulants responsible for ultrafiltration membrane fouling in polluted raw water[J]. Desalination, 2014, 347:191-198.
- [15] 洪金德, 丁森. PFS 盐基度与絮凝性能关系分析[J]. 华侨大学学报:自然科学版, 2005, 26(3):303-305.
- HONG Jinde, DING Miao. Analysing the relation between alkalinity of polymerized ferri sulfate and flocculation performance[J]. Journal of Huaqiao University (Natural Science), 2005, 26(3):303-305.
- [16] ZHU Hongtao, WEN Xianghua, HUANG Xia. Membrane organic fouling and the effect of pre-ozonation in microfiltration of secondary effluent organic matter[J]. Journal of Membrane Science, 2010, 352(1/2):213-221.
- [17] 鄢忠森, 瞿芳术, 梁恒, 等. 超滤膜污染以及膜前预处理技术研究进展[J]. 膜科学与技术, 2014, 34(4):108-114.
- YAN Zhongsen, QU Fangshu, LIANG Heng, et al. A review on the ultrafiltration membrane pollution and pretreatment technology[J]. Membrane Science and Technology, 2014, 34(4):108-114.
- [18] 邹瑜斌, 陈昊雯, 段淑璇, 等. 混凝-超滤过程中絮体形态对膜污染的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(12):6226-6232.
- ZOU Yubin, CHEN Haowen, DUAN Shuxuan, et al. Effect of floc morphology on membrane fouling in a coagulation-ultrafiltration process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(12):6226-6232.
- [19] 王晓昌, 金鹏康. 腐殖酸铝盐絮凝体的动态特性[J]. 环境科学, 2002, 23(4):71-75.
- WANG Xiaochang, JIN Pengkang. Dynamic properties of Al-humic flocs[J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2002, 23(4):71-75.
- [20] 金鹏康, 王晓昌. 腐殖酸混凝过程 FI 曲线的特征参数分析[J]. 环境科学学报, 2002, 22(4):423-427.
- JIN Pengkang, WANG Xiaochang. An analysis of characteristic parameters of FI curve for coagulation of humic acid[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(4):423-427.
- [21] KIMURA K, WATANABE Y, OHKUMA N. Filtration resistance and efficient cleaning methods of the membrane with fixed nitrifiers[J]. Water Research, 2000, 34(11):2895-2904.
- [作者简介] 闻豪(1979—), 高级工程师。E-mail: wenh@njupt.edu.cn。
- [收稿日期] 2023-03-08(修改稿)