



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202101147

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

刘岩松, 康勇锋, 吴思琦, 等. 基于絮体吸附的一体式超滤工艺中试运行效果[J]. 环境工程学报, 2021, 15(6): 1887-1893.

LIU Yansong, KANG Yongfeng, WU Siqi, et al. A pilot-scale study of the integrated ultrafiltration process with floc adsorption[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(6): 1887-1893.

基于絮体吸附的一体式超滤工艺中试运行效果

刘岩松^{1,2}, 康勇锋³, 吴思琦², 马百文^{2,*}

1. 东北师范大学环境学院, 长春 130024

2. 中国科学院生态环境研究中心饮用水科学与技术重点实验室, 北京 100085

3. 北京建工环境发展有限责任公司, 北京 100192

第一作者: 刘岩松(1996—), 男, 硕士研究生。研究方向: 膜应用及膜污染控制。E-mail: liuyansong888@126.com

*通信作者: 马百文(1985—), 男, 博士, 副研究员。研究方向: 膜法水处理技术。E-mail: bwma@rcees.ac.cn

摘要 基于吸附的一体式超滤工艺因其占地面积小等优势逐渐受到关注。然而, 已有研究多采用粉末活性炭、纳米铁、甚至砂砾石等颗粒型吸附剂, 不仅运行过程中存在刮伤膜表面的风险, 且缺乏实际运行参数。混凝剂水解絮体松散且吸附效能强, 为此, 以江苏常州某河流水样为原水, 考察了基于絮体吸附的一体式超滤工艺中试运行效能。结果表明, 运行过程中滤饼层是引起超滤膜污染的主要原因; 相比粉末活性炭 (powdered activated carbon, PAC) 和铁盐絮体, 一体式铝盐絮体-超滤工艺运行效果较差; 与 PAC 相比, 松散的絮体使得一体式铁盐-超滤工艺膜表面滤饼层较薄, 膜污染负荷较低, 缓解膜污染的效果更优; 与单独超滤膜处理相比, 投加最优剂量的粉末活性炭和铁盐后分别将运行时间延长 71.4% 和 100%; 加氯预处理能灭活膜池内微生物, 但仅在一定程度上减缓了膜污染。对于出水水质, 一体式铁盐絮体-超滤工艺平均出水浊度低于 0.1 NTU, 出水铁的质量浓度低于国家饮用水水质标准 (GB 5749-2006), 同时对总有机碳、总磷、氨氮等指标的去除率均有一定程度的提高。

关键词 超滤; 絮体; 粉末活性炭; 一体式工艺; 中试; 膜污染

传统饮用水处理工艺不仅存在占地面积大、难以模块化、智能化等问题, 对细菌、病毒等微生物的截留效果也较差, 不利于水质安全。随着材料科学的发展, 以超滤为核心的第 3 代饮用水净化工艺得以广泛应用, 一些超滤饮用水厂规模甚至超过了 $10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ [1-2]。较小的孔径使得超滤替代了传统工艺的过滤单元, 出水浊度较低且稳定, 并能有效去除细菌[3]。但是, 运行过程中污染物不可避免地接触膜表面, 甚至引起严重膜污染, 进而造成膜法水处理工艺运行维护成本增加、膜使用寿命缩短等问题, 从而一定程度上限制了超滤膜的推广应用[4-6]。

混凝作为饮用水处理工艺的核心环节已有百年之久的应用历程, 该工艺中, 水解形成的絮体在静电吸附、网捕卷扫等作用下能有效地去除污染物。基于此, 为有效减缓膜污染, 研究者逐渐研发了基于混凝预处理的膜法处理工艺: 长流程常规膜滤工艺 (混凝-沉淀-膜滤)、短流程膜滤工艺 (混凝-膜滤) 和一体式膜滤工艺 (吸附剂直接注入膜池)。与短流程工艺和一体式工艺相比, 尽管常规膜滤工艺去除污染物效果良好, 但占地面积相对较大, 且经过沉淀处理后, 残留的小颗粒物质

收稿日期: 2021-01-24; 录用日期: 2021-04-01

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0400802); 国家自然科学基金国际 (地区) 合作与交流项目 (51820105011)

易形成致密滤饼层, 加剧膜污染; 而在短流程膜滤工艺中, 原水经混凝单元后直接进入膜池, 污染物去除效率得以保证, 占地面积小, 混凝出水的颗粒粒径较大, 形成的滤饼层疏松, 但膜池内大颗粒絮体极易沉淀, 导致排泥量较大^[7]。因此, 将吸附剂直接注入膜池的一体式膜滤工艺逐渐受到关注。

以往关于一体式膜滤工艺的研究中, 多以颗粒型的吸附剂为主, 如活性炭、纳米铁、碳纳米管甚至砂砾石等^[8-10]。然而长期运行过程中不仅存在刮伤膜表面的风险, 且部分吸附剂价格昂贵。已有的研究工作表明通过使用松散且吸附效能强的混凝剂水解絮体, 能有效解决上述问题^[11-13], 但多数研究仍处于小试阶段且污染负荷较小。为此, 本研究中以江苏常州某河流的水样为原水, 从药剂种类与投加量等因素初步考察了一体式絮体-超滤膜组合工艺的中试运行情况, 以期为膜法水处理工艺提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验中所用的聚合硫酸铁 (polymerized ferrous sulfate, PFS, 有效铁浓度 21%)、硫酸铝 (aluminum sulfate, AS, 有效铝浓度 53%, 以 Al_2O_3 计) 均为饮用水级, 购于神美科技有限公司 (河北沧州)。粉末活性炭 (PAC) 为饮用水级, 目数为 200 目, 购于郑州康净活性炭有限公司。烧碱 (主要成分为 NaOH) 与次氯酸钠 (活性氯浓度 7%, 游离碱浓度 1%) 为工业级, 购于常州天林化学试剂有限公司。实验所用的浸没式中空纤维超滤膜购于天津膜天膜科技股份有限公司, 材质为聚偏氟乙烯 (PVDF)。超滤膜平均孔径为 30 nm, 膜丝内径为 0.7 mm, 外径为 1.3 mm (厂商提供)。每个膜组件表面积为 35 m²。原水取于常州某河流, 水质如表 1 所示。

表 1 原水水质特征
Table 1 Characteristics of raw water

数值类型	pH	温度/°C	浊度/NTU	TOC/(mg·L ⁻¹)	COD/(mg·L ⁻¹)	总磷/(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)
范围	6.7~8.2	5.5~31.3	9.05~35.1	3~4.6	5~33	0.11~0.32	<0.01~0.53
平均值	7.26	—	17.13	3.91	20.01	0.21	0.05

絮体配制过程为: 首先取所需质量 (分别以铝、铁计) 的硫酸铝、聚合硫酸铁分别溶于水中, 搅拌 14 min。由于絮体的性质受 pH 的影响较大^[11, 14], 因此, 用烧碱将 pH 统一调至 7.5 左右。静置沉降 1 h, 排去上清液, 重复 2~3 次。已有研究^[15-16]表明, 中性条件下铁盐水解产物几乎全部为絮体, 而铝盐水解产物约 60% 为絮体, 因此, 铁盐絮体几乎与投加量相同而铝盐絮体是其投加量的 60%。

1.2 实验装置及方法

由于原水直接进入膜池, 为防止泥沙等大颗粒污染物对膜丝造成损伤, 实验所用河水经 50 μm 袋式过滤器预过滤后再进入原水箱, 通过离心泵加入膜池, 同时将配置好的絮体或粉末活性炭通过蠕动泵加入膜池中。实验中, 保持恒流量运行, 单膜池产水流量为 1 m³·h⁻¹, 水力停留时间为 1.17 h。膜组件每运行 29 min 后进行 1 min 的反洗 (反洗流量 1 m³·h⁻¹), 在反洗的同时进行曝气 (曝气强度为 5 m³·h⁻¹)。为防止絮体或粉末活性炭下沉, 产水过程中持续进行微量曝气 (曝气强度为 0.75 m³·h⁻¹)。后期为进一步降低微生物对膜污染程度的影响, 采用次氯酸钠进行预氧化。次氯酸钠通过隔膜泵加入原水箱, 装置由液位计控制水位, 自动运行 (除加药外)。系统根据膜池液位和压力表示数每天自动记录跨膜压差 (transmembrane pressure, TMP)。该膜组件跨膜压差的合理运行范围低于 30 kPa (厂商建议)。实验装置如图 1 所示。

1.3 分析方法

pH 采用 Thermo 310P-01 台式 pH 计测定；原水浊度采用 Hach2100Q 浊度仪 (美国 Hach 公司) 测定；颗粒物粒径的测定采用 MALVERN 激光粒度分析仪 (英国) 测定；出水浊度采用 Signet 4 150 在线浊度仪测定；细菌总数的测定采用平皿计数法；总有机碳 (TOC) 的测定采用燃烧氧化-非分散红外吸收法；氨氮测定采用水杨酸分光光度计法；总磷测定采用钼酸铵分光光度计法；铁离子浓度测定采用电感耦合等离子体发射光谱法；化学需氧量 (COD) 采用 Hach DR3900(美国 Hach 公司) 可见分光光度计测定；超滤膜表面形貌采用扫描电子显微镜 (SEM, 日本 JEOL 公司) 测定。

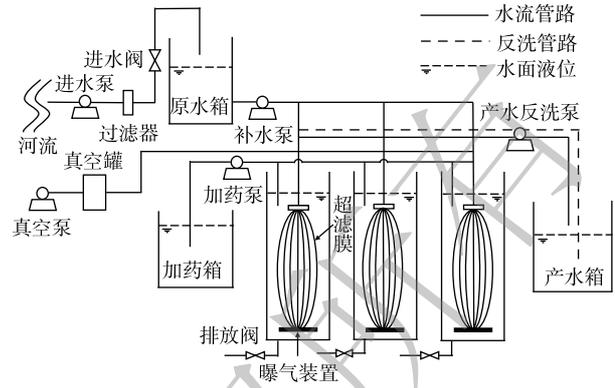


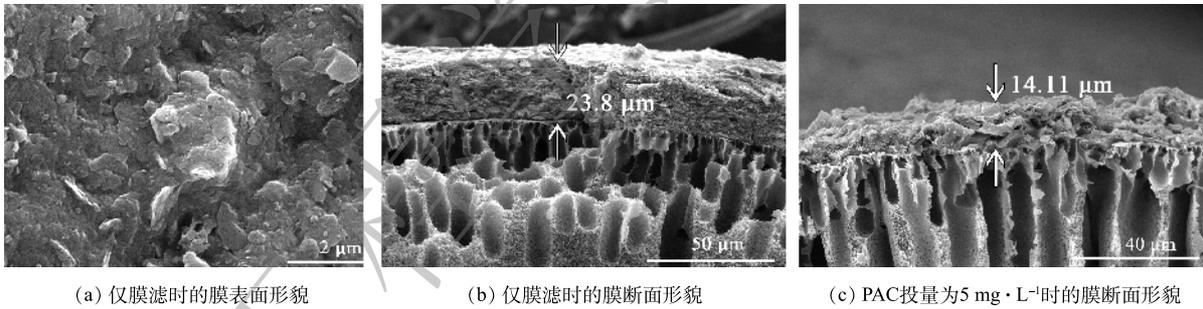
图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the pilot-plant

2 结果与讨论

2.1 一体式粉末活性炭-超滤工艺膜污染行为

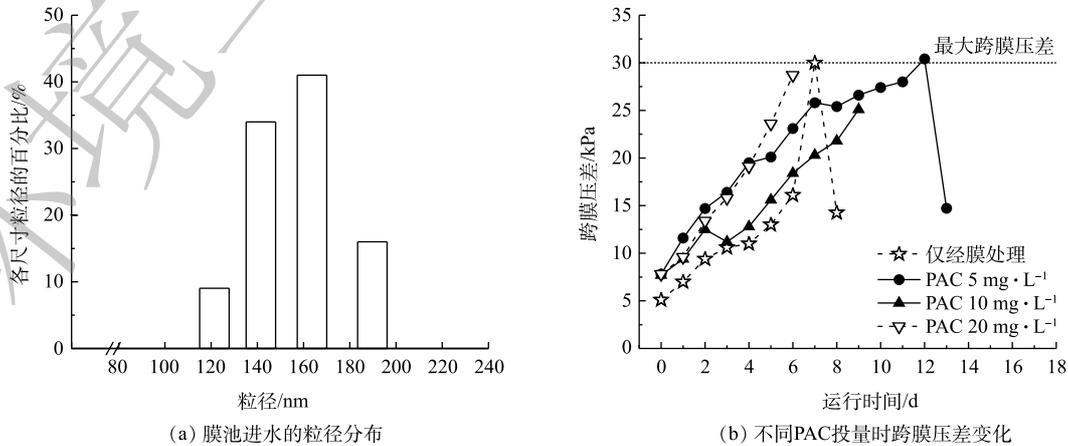
粉末活性炭在饮用水处理工艺中已得到广泛应用。本研究中，首先考察了一体式粉末活性炭-超滤工艺中膜污染的行为。SEM 表征结果表明，滤饼层相对致密且较厚 (图 2(a) 与图 2(b))，因而当原水经预过滤后直接过膜时，仅运行 7 d 后 TMP 就急剧增至 30 kPa(图 3(b))，此时以空气和水同时冲洗膜表面，TMP 由 30 kPa 急剧下降至 14.26 kPa(8 d)，且由图 3(a) 可见，膜池进水的颗粒物平均粒



(a) 仅膜滤时的膜表面形貌 (b) 仅膜滤时的膜断面形貌 (c) PAC 投量为 5 mg · L⁻¹ 时的膜断面形貌

图 2 仅膜滤与投加 PAC 时的 SEM 图像

Fig. 2 SEM images of the membranes with and without PAC addition



(a) 膜池进水的粒径分布

(b) 不同PAC投量时跨膜压差变化

图 3 进水粒径分布与不同粉末活性炭投量时的膜污染行为

Fig. 3 Particle size distribution of raw water and TMP variation at different dosages of PAC

径为 156.6 nm, 大于实验中超滤膜平均孔径 (30 nm), 表明以滤饼层为主要形式的可逆污染是实验中引起超滤膜污染的主要机制。随着 PAC 投量的增加, 污染物被吸附到 PAC 表面, 减少了直接与膜表面接触的概率。当 PAC 的投加量为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 12 d 的运行, TMP 为 30.4 kPa, 运行结束后, 以空气和水同时冲洗膜表面, TMP 由 30.4 kPa 又急剧下降至 14.72 kPa (13 d); 当增加 PAC 投加量至 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 9 d 的运行, TMP 达到 25.1 kPa; 继续增加 PAC 投加量至 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 仅运行 6 d 后, TMP 急剧增加至 28.7 kPa。这是由于低剂量时污染物被 PAC 吸附, 降低了其在超滤膜表面的附着, 同时在膜池底部持续曝气的情况下, 膜污染程度得以减缓 (图 2(c))。但随着 PAC 的持续投加, 超滤膜表面 PAC 逐渐增多, 污染负荷增大, 因而导致膜污染程度加剧^[17-18]。

2.2 一体式铝盐絮体-超滤工艺膜污染行为

由于粉末活性炭多为颗粒型, 长期运行过程中存在刮伤膜表面的风险, 同时, 铝盐、铁盐混凝剂在饮用水处理工艺中也广泛使用, 因此, 进一步考察了一体式铝盐絮体-超滤工艺的膜污染行为。由图 4 可知, 当原水经预过滤直接过膜时, 经过 6 d 的运行后 TMP 达到 28.3 kPa。随着 AS 投加量的增加, 膜污染程度逐渐加剧。当 AS 絮体的投加量为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 4 d 的运行, TMP 增至 24.7 kPa; AS 投加量提升至 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 4 d 的运行, TMP 增至 25.9 kPa; 而当 AS 絮体的投加量继续增至 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 3 d 的运行, TMP 分别急剧增至 31.6 kPa 和 28.1 kPa。这是因为: 一方面, 相对粒径较大的铝盐絮体使得滤饼层成为膜污染的主要原因; 另一方面, 虽然投加铝盐絮体能吸附/截留水中污染物, 但铝盐絮体密度较小, 不易沉淀, 更多的絮体悬浮在膜池中, 容易吸附在膜表面, 从而增加膜表面的污染负荷, 导致膜污染加剧^[19-21], 此时膜污染的程度甚至超过单独膜滤运行情况下的程度。

2.3 一体式铁盐絮体-超滤工艺膜污染行为

由于一体式铝盐絮体-超滤工艺无法有效减缓膜污染, 因此, 进一步考察了一体式铁盐絮体-超滤工艺膜污染的行为。由图 5(a) 可知, 当原水经预过滤后直接过膜时, 仅经过 8 d 的运行后 TMP 就达到 29.2 kPa。随着铁盐絮体投加量的增加, 膜污染程度呈现先减缓后加剧的趋势。当铁盐絮体的投加量为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 由于吸附剂投加量不足, 使得絮体吸附的污染物较少, 因此经过 9 d 的运行, TMP 达到 28.9 kPa, 未明显减缓膜污染; 将铁盐絮体的投加量增至 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 16 d 的运行, TMP 达到 30.4 kPa, 此时以空气和水同时冲洗膜表面后跨膜压差急剧降至 15.2 kPa (17 d); 当铁盐絮体的增加至 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 经过 10 d 的运行, TMP 增至 29.6 kPa; 继续增加投加量到 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 仅经过 4 d 的运行, TMP 就急剧增至 27.1 kPa。这是由于随着膜池内絮体投加量的持续增加, 其可有效吸附并拦截了污染物, 从而阻碍了污染物直接接触超滤膜表面。同时, 松散的絮体在膜池底部曝气的作用下破碎, 所形成的滤饼层疏松且厚度进一步降低 (图 5(b) 和图 5(c)), 因而膜污染程度降低。但是, 进一步提高铁盐絮体的投加量, 膜表面污染负荷会持续增大, 致使膜污染程度加剧, 进而导致膜通量降低。以往的一些研究^[19, 22] 也存在此类现象。

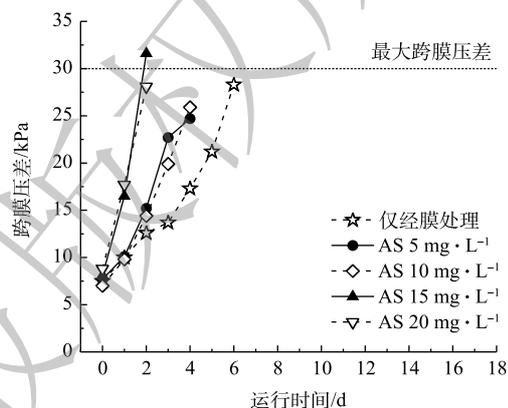


图 4 不同硫酸铝絮体投量时跨膜压差变化

Fig. 4 TMP variation at different dosages of aluminum sulfate hydrolyzed flocs

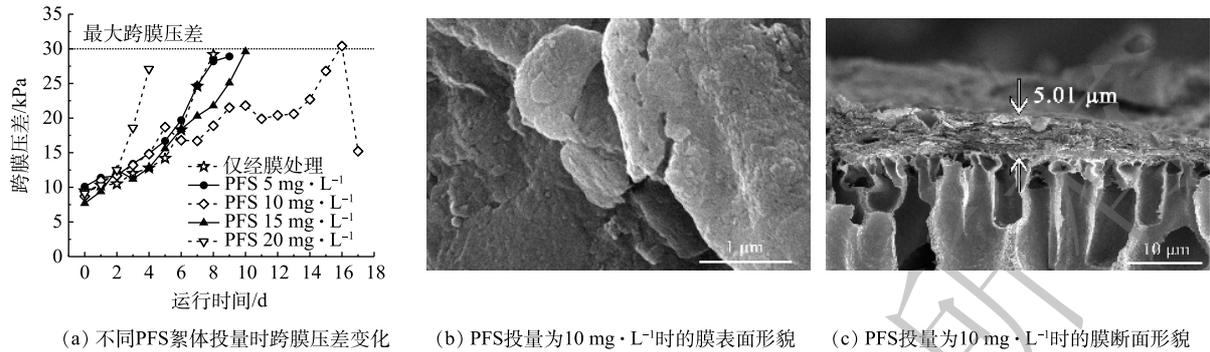


图 5 投加聚合硫酸铁水解絮体时的膜污染行为

Fig. 5 Membrane fouling behavior based on PFS hydrolyzed flocs

2.4 基于次氯酸钠预处理的一体式铁盐絮体-超滤工艺膜污染行为

由表 1 可以看出，原水中不仅含有有机物，还含有氮、磷等，虽然实验用水经 50 μm 袋式过滤器预过滤后进入原水箱，但微生物检测结果仍表明，冬季低温时原水箱中菌落总数仍高达 96 CFU·mL⁻¹，说明原水中微生物相对丰富，极易引起膜污染。以往的研究表明，氧化预处理可以通过灭菌、氧化有机物等来减缓膜污染^[11, 23]。以粉末活性炭与聚合硫酸铁水解絮体为吸附剂，将次氯酸钠(以有效氯计，原水箱中的浓度为 1 mg·L⁻¹)投加至原水箱中，考察了氧化预处理对一体式吸附-膜滤工艺的影响。由图 6 可知，加氯预处理可进一步减缓膜污染，从而延长超滤膜的运行时间。其中，单独投加 PAC 时，经过 12 d 的运行，TMP 达到 30.4 kPa；而加氯预处理后，经过 15 d 的运行，TMP 达到 27.4 kPa。单独投加铁盐絮体时，经过 16 d 的运行，TMP 达到 30.4 kPa；而加氯预处理后，经过 18 d 的运行，TMP 达到 29.2 kPa。虽然次氯酸钠能灭活膜池内微生物，并抑制其分泌的胞外聚合物含量^[24-28]，但一方面由于原水中污染组分复杂，污染负荷相对较大(表 1)，另一方面原水经滤袋过滤后微生物总量较少。因此，加氯预处理(以氯计，1 mg·L⁻¹)无法显著减轻膜污染。

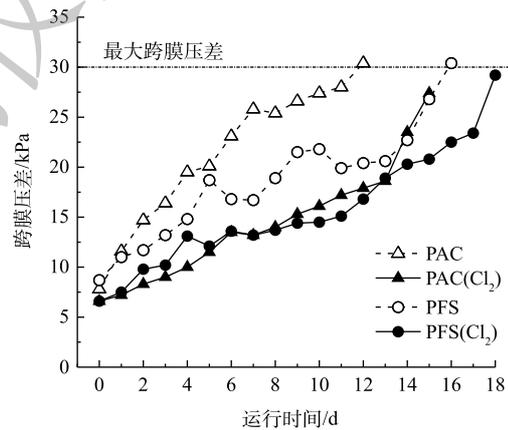


图 6 加氯预处理后跨膜压差的变化

Fig. 6 TMP variation with/without chlorine pretreatment

2.5 一体式铁盐絮体-超滤工艺的出水水质

出水水质是衡量膜法水处理工艺运行效果的重要指标，故进一步考察了一体式铁盐絮体-超滤工艺的出水水质(表 2)。检测结果表明，中试运行期间一体式铁盐絮体-超滤工艺的平均出水浊度低于 0.1 NTU。虽然膜池内持续注入铁盐絮体，但较大的絮体粒径极易被超滤膜拦截，因此，膜池出水的铁离子质量浓度始终低于 0.01 mg·L⁻¹，远低于国家生活饮用水水质标准(0.3 mg·L⁻¹，GB 5749-2006)。在单独膜滤实验条件下，TOC 的去除率为 9.43%，耗氧有机物去除率(以 COD 计)的去除率

表 2 一体式铁盐絮体-超滤工艺的出水水质特征

Table 2 Effluent water quality characteristics of the integrated iron-based-floc-UF process

浊度		TOC		COD		总磷		氨氮	
数值/NTU	去除率/%	质量浓度/(mg·L ⁻¹)	去除率/%	质量浓度/(mg·L ⁻¹)	去除率/%	质量浓度/(mg·L ⁻¹)	去除率/%	质量浓度/(mg·L ⁻¹)	去除率/%
0.01~0.18	98.9~99.9	2.7~3.7	21.7~30.2	2.8~8.8	20~49.3	<0.01~0.04	77.8~93.3	<0.01~0.36	<32.1

为6.36%，总磷的去除率为45.45%，氨氮的去除率小于20%；在一体式铁盐絮体-超滤工艺中，由于絮体的吸附及其膜池内微生物的作用，上述指标的去除率均有一定程度的提高，其中TOC、耗氧有机物去除率(以COD计)、总磷、总氮去除率分别为21.7%~30.2%、20%~49.3%、77.8%~93.3%和<32.1%。

3 结论

1) 一体式絮体-超滤工艺在原水水质波动幅度和污染负荷较大时仍可稳定运行，膜污染行为易受吸附剂种类及其投加量的影响。滤饼层是引起超滤膜污染的主要原因。与粉末活性炭和铝盐絮体相比，一体式铁盐絮体-超滤工艺的效果更优，但过量的铁盐絮体仍会加剧膜污染。

2) 次氯酸钠氧化预处理对膜污染具有一定的减缓作用，但当原水水质污染负荷较大时，应优化次氯酸钠的投加量。

3) 一体式铁盐絮体-超滤工艺出水水质稳定，且其中铁离子浓度较低，对TOC、耗氧有机物去除率(以COD计)、总磷和氨氮等污染物均有不同程度地去除。

参考文献

- [1] 彭清涛, 王力, 胡文祥. 微波、超声波和复合电磁场水处理技术[J]. *环境保护*, 2004, 3(3): 20-23.
- [2] 李圭白, 杨艳玲. 超滤-第三代城市饮用水净化工艺的核心技术[J]. *供水技术*, 2007, 1(1): 1-3.
- [3] 徐姮, 陆少鸣, 夏莉, 等. 超滤膜与后置砂滤池净水效果对比[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(10): 5485-5490.
- [4] 胡晓勇, 王盼盼. 超滤膜与常规饮用水净化工艺适配性研究进展[J]. *水资源保护*, 2016, 32(5): 67-73.
- [5] 刘利, 方佩晖. 超滤技术用于饮用水处理领域案例分析[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(24): 72-75.
- [6] 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.
- [7] 李文江, 于莉芳, 苗瑞, 等. 一体式絮体-超滤工艺去除腐殖酸效能与机制[J]. *环境科学*, 2018, 39(3): 1248-1255.
- [8] MA B W, YU W Z, JEFFERSON W A, et al. Modification of ultrafiltration membrane with nanoscale zerovalent iron layers for humic acid fouling reduction[J]. *Water Research*, 2015, 71: 140-149.
- [9] 何欢, 董秉直, 许光红, 等. 颗粒状大孔阴树脂去除有机物以及缓解膜污染的效果与机制[J]. *环境科学*, 2014, 35(5): 1824-1831.
- [10] 王利颖, 石洁, 王凯伦, 等. 碳纳米管改性PVDF中空纤维超滤膜处理二级出水抗污染性能研究[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 220-228.
- [11] 马百文. 絮体与超滤膜协同作用下的净水效能与机制[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.
- [12] 王博东. 一体式絮体-超滤螺旋工艺构建及膜滤行为[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020.
- [13] 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.
- [14] 童少磊, 孙昕, 陈益清, 等. pH对混凝超滤组合工艺性能的影响[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(4): 1713-1718.
- [15] ZHAO H, LIU H J, HU C Z, et al. Effect of aluminum speciation and structure characterization on preferential removal of disinfection byproduct precursors by aluminum hydroxide coagulation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(13): 5067-5072.
- [16] 薛文静. 基于膜组件旋转的超滤膜污染减缓机制[D]. 青岛: 青岛科技大学, 2019.
- [17] MA B W, YU W Z, QU J H. Effect of low dosage of coagulant on the ultrafiltration membrane performance in feedwater treatment[J]. *Water Research*, 2014, 51: 277-283.
- [18] 孙丽华, 陈雪如, 冯萃敏, 等. PAC/AC吸附对超滤膜去除再生水中有机物影响[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(7): 3099-3105.
- [19] 刘丽娟, 汪琳, 李明玉, 等. 不同混凝剂强化除藻、除浊的研究[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(5): 80-83.

- [20] CAI Z X, WEE C, BENJAMIN M M. Fouling mechanisms in low-pressure membrane filtration in the presence of an adsorbent cake layer[J]. *Journal of Membrane Science*, 2013, 433(15): 32-38.
- [21] 刘云南, 尹华升, 夏黄建. 微絮凝-超滤工艺处理微污染水源水的中试研究[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, 7(12): 122-125.
- [22] 曲明, 滕李军, 傅金祥, 等. 混凝-超滤短流程工艺处理北方水库原水[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(1): 210-214.
- [23] 王磊, 王旭东, 刘莹, 等. 臭氧预氧化对城市二级处理水中残留有机物分子量分布的影响及超滤膜阻力变化分析[J]. *膜科学与技术*, 2006, 26(2): 27-31.
- [24] 董秉直, 刘凤仙, 桂波. 在线混凝处理微污染水源水的中试研究[J]. *工业水处理*, 2008, 28(1): 40-43.
- [25] SHENG G P, YU H Q, LI X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review[J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(6): 882-894.
- [26] SHI Y H, HUANG J H, ZENG G M, et al. Exploiting extracellular polymeric substances (EPS) controlling strategies for performance enhancement of biological wastewater treatments: An overview[J]. *Chemosphere*, 2017, 180: 396-411.
- [27] 梁恒, 唐小斌, 王金龙, 等. 无清洗重力驱动超滤工艺净水效能及机理[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2020, 52(6): 103-110.
- [28] QU F S, YANG Z M, GAO S S, et al. Impacts of natural organic matter adhesion on irreversible membrane fouling during Surface water treatment using ultrafiltration[J]. *Membranes*, 2020, 10(9): 238-251.

(责任编辑: 曲娜)

A pilot-scale study of the integrated ultrafiltration process with floc adsorption

LIU Yansong^{1,2}, KANG Yongfeng³, WU Siqu², MA Baiwen^{2,*}

1. School of Environment, Northeast Normal University, Changchun 130024, China

2. Key Laboratory of Drinking Water Science and Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

3. BCED Environmental Development Co. Ltd., Beijing 100192, China

*Corresponding author, E-mail: bwma@rcees.ac.cn

Abstract The integrated adsorption-based ultrafiltration (UF) process has attracted much attention due to its small land-occupation. However, granular adsorbents, such as activated carbon, nanoscale-iron, even sand, which were always investigated in previous studies, not only caused the membrane surface damage during filtration, but also lacked the related practical operation parameters. It's well known that the hydrolyzed flocs are loose and their adsorption ability is strong. Therefore, the pilot-scale performance of the integrated floc-UF process was investigated with the raw water obtained from a river in Changzhou, Jiangsu. The results showed that cake layer was the main fouling mechanism of UF. In comparison with the powder activated carbon (PAC) and iron-based flocs, the aluminum-based floc-UF process performed worse. Owing to the more looseness of flocs compared with powder activated carbon, lower fouling degree occurred with iron-based UF process because of the thinner cake layer and thus lower pollutant load induced on membrane surface. In addition, compared with the UF membrane alone, the operation time increased by 71.4% and 100% after the addition of optimum dosage of powder activated carbon or iron salts. Moreover, although the microorganisms in the membrane tank were inactivated by chlorination pretreatment, the membrane fouling was alleviated to a certain extent. For the effluent quality, the average effluent turbidity of the integrated iron-based-floc-UF process was lower than 0.1 NTU, and the iron concentration was lower than the national standard (GB5749-2006). The removal rates of total organic carbon, total phosphorus and ammonia nitrogen also increased to some extent.

Keywords ultrafiltration; flocs; PAC; integrated process; pilot-scale; membrane fouling