

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2021.02.023

Fe²⁺ 和 PMS 同步混凝氧化预处理对超滤净化排泥水的影响

范金辉¹, 周卫东², 杨协栋², 林涛¹

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 南京水务集团有限公司, 江苏 南京 210002)

摘要:采用浸没式超滤工艺处理沉淀池排泥水, 试验分析了 Fe²⁺ 和 PMS 同步混凝氧化预处理工艺对超滤净化排泥水的影响。结果表明: Fe²⁺ 和 PMS 同步混凝氧化预处理对排泥水中的颗粒物、微生物和有机物去除效果良好; 当 Fe²⁺ 和 PMS 投加量均为 0.15 mmol/L 时, 净化后出水的三氯甲烷和嗅味物质含量均低于 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》限值; 在 Fe²⁺ 和 PMS 的同步混凝氧化作用下, 超滤膜污染得到了有效的缓解。

关键词:排泥水; 超滤工艺; 同步混凝; 氧化预处理; 亚铁; 单过硫酸盐; 膜污染

中图分类号: TU991.23 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2021)02-0148-05

Effect of Fe²⁺ and PMS synchronous coagulation and oxidation pretreatment on purification of sludge water by ultrafiltration // FAN Jinhui¹, ZHOU Weidong², YANG Xiedong², LIN Tao¹ (1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Nanjing Water Group Co., Ltd., Nanjing 210002, China)

Abstract: Immersion ultrafiltration (UF) process was employed to treat the sedimentation tank sludge water. The effect of Fe²⁺ and peroxymonosulfate (PMS) synchronous coagulation and oxidation pretreatment on the purification of sludge water by UF was experimentally analyzed. The results show that Fe²⁺ and PMS synchronous coagulation and oxidation pretreatment had good removal efficiency of particulate matters, microorganisms and organic matters in the sludge water. With the dosages of Fe²⁺ and PMS both being 0.15 mmol/L, the contents of trichloromethane and odor substances in the purified effluent were both lower than the limiting value of *Sanitary Standard for Drinking Water* (GB 5749—2006). Under the simultaneous coagulation and oxidation of Fe²⁺ and PMS, the fouling of ultrafiltration membrane was effectively alleviated.

Key words: sludge water; ultrafiltration process; synchronous coagulation; oxidation pretreatment; ferrous; peroxymonosulfate; membrane fouling

自来水厂在生产过程中也会产生大量的生产废水, 主要有沉淀池(或澄清池)的排泥水和滤池的反冲洗废水等, 可占到总产水量的 3%~10%^[1-2]。自来水厂的排泥水中富集了大量病原微生物、悬浮颗粒物、有机物等污染物, 若是直接回用到水厂前端进行处理, 势必增大原有水处理系统的负担, 且可能引发水质安全问题^[3-6]。超滤(UF)工艺因为其良好的机械筛分能力, 相比常规工艺能够更加有效地去除水中的微生物、颗粒物和大分子有机物等污染物, 可显著提升出水的生物安全性^[7-12]。采用浸没式中空超滤膜回收排泥水, 其出水水质优于常规工艺且

抗冲击负荷能力更强, 但膜污染问题严重^[13-14]。采用基于硫酸根自由基(SO₄^{•-})的高级氧化工艺进行超滤预处理, 可以提高超滤的净化效能和膜污染控制效果^[15-16]。采用 Fe²⁺ 活化单过硫酸盐(PMS)可以得到 SO₄^{•-}, 同时还可以原位生成 Fe³⁺, 起到混凝的作用, 混凝与氧化同步完成^[17]。本文采用 Fe²⁺ 和 PMS 同步混凝氧化(以下简称 Fe²⁺/PMS)作为超滤的预处理工艺(整个工艺简称为 Fe²⁺/PMS-UF 工艺), 通过小试试验探究该预处理工艺对排泥水的净化效果以及膜污染控制效能。

基金项目: 国家自然科学基金(51778208)

作者简介: 范金辉(1995—)男, 硕士研究生, 研究方向为饮用水安全保障。E-mail: 18351937835@163.com

通信作者: 林涛(1978—)男, 教授, 博士, 主要从事饮用水安全保障与水处理等研究。E-mail: hit_lintao@163.com

1 试验材料与方法

1.1 排泥水

试验用水来自江苏某自来水厂沉淀池排泥水,排泥水和原水的主要水质指标如表 1 所示,可以看出,相比于原水,排泥水具有更高的浊度和有机物质量浓度。

表 1 排泥水与原水主要水质指标对比

Table 1 Comparison of conventional water quality indexes of sludge water and raw water

类别	pH 值	浊度/ NTU	$\rho(\text{DOC})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	UV_{254} 值/ cm^{-1}	$\rho(\text{TN})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
原水	7.51	12.5	4.24	0.081	2.0	0.15
排泥水	7.26	63.0	7.46	0.159	2.4	0.19

1.2 试验用超滤膜

以聚偏氟乙烯(PVDF)中空纤维膜作为试验用的超滤膜,其基本参数如下:截留相对分子质量 50 000,内径 1.0 mm,外径 2.0 mm,膜孔径 0.02 μm ,工作形式为外压式。PVDF 膜相比于其他常用膜材料,具有更好的抗污染性能和机械强度,并且更耐化学腐蚀^[18],因此适宜处理水质特性更差的排泥水。

1.3 试验方法

试验采用浸没式超滤方式进行,相比于其他过滤方式,其能耗更低。将准备好的 Fe^{2+} 和 PMS 混合液加入排泥水水样中,搅拌器充分搅拌后沉淀 10 min 取上清液进行超滤试验。超滤试验在恒定通量 20 $\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 下运行,运行周期 60 min。超滤系统运行过程中,跨膜压差由无纸记录仪实时记录。不同试验方案下 Fe^{2+} 和 PMS 的投加量如表 2 所示。

表 3 不同试验方案下排泥水水质变化

Table 3 Variation of sludge water quality under different test schemes

试验方案	过程水	浊度/NTU	颗粒物/ (个· mL^{-1})	$\rho(\text{TOC})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{DOC})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	UV_{254} 值/ cm^{-1}	菌落总数/ ($\text{CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$)	$\rho(\text{Fe}^{2+})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
方案 1	超滤进水	28.00	7 148	13.55	7.46	0.157	3 590	<0.05
	超滤出水	0.36	1	9.01	7.35	0.154	0	<0.05
方案 2	超滤进水	15.90	4 790	7.34	5.91	0.101	2 100	0.08
	超滤出水	0.33	2	5.79	5.73	0.097	0	0.07
方案 3	超滤进水	13.50	1 798	5.43	4.39	0.059	340	0.15
	超滤出水	0.27	1	4.23	4.31	0.058	0	0.13
方案 4	超滤进水	9.30	1 231	4.66	3.88	0.052	270	0.19
	超滤出水	0.25	1	3.85	3.76	0.051	0	0.17
方案 5	超滤进水	12.10	1 658	5.09	4.15	0.047	120	0.14
	超滤出水	0.24	0	3.95	3.99	0.045	0	0.13
方案 6	超滤进水	6.30	810	4.25	3.61	0.035	11	0.21
	超滤出水	0.22	0	3.49	3.43	0.033	0	0.18
方案 7	超滤进水	5.10	631	3.67	3.21	0.026	2	0.29
	超滤出水	0.21	0	3.19	3.11	0.025	0	0.28

表 2 Fe^{2+} 和 PMS 的投加量

Table 2 Dosages of Fe^{2+} and PMS mmol/L

试验方案	Fe^{2+}	PMS
方案 1	0	0
方案 2	0.05	0.05
方案 3	0.10	0.10
方案 4	0.15	0.10
方案 5	0.10	0.15
方案 6	0.15	0.15
方案 7	0.20	0.20

2 结果与讨论

2.1 Fe^{2+} 和 PMS 的投加量对超滤回收排泥水的影响

2.1.1 对排泥水的净化效果

Fe^{2+} 与 PMS 的投加量对 Fe^{2+} /PMS 预处理的混凝和氧化效果有很大的影响。表 3 显示了不同投加量下, Fe^{2+} /PMS 预处理对排泥水的净化效果。可以看出, Fe^{2+} /PMS 预处理能够有效地去除排泥水中的颗粒物、微生物和有机物。随着 Fe^{2+} 投加量的增大,处理后的排泥水浊度逐渐降低,TOC 质量浓度相应由 13.55 mg/L 降至 3.67 mg/L ,原因可能是原位生成的 Fe^{3+} 的混凝作用对排泥水中颗粒物的去除。对比方案 3、4、5 可见,增大 Fe^{2+} 的投加量显著提高了对 DOC 的去除效果,而增大 PMS 投加量对 DOC 去除效果不明显,说明 DOC 的去除主要依靠混凝作用,这与 Sadrmourmohamadi 等^[19]的研究结果一致。 UV_{254} 的去除性能不同于 DOC, UV_{254} 主要代表含有不饱和键或芳香族发色团的有机物,它们更容易受到氧化剂的攻击,并首先受到自由基的攻击^[20-21],因此,增大 PMS 的浓度可以提高对 UV_{254} 的去除效果。整体而言, Fe^{2+} /PMS 预处理去除 UV_{254}

效果比 DOC 更好,这表明 Fe^{2+} /PMS 预处理后比紫外线吸收率(即紫外线吸收率除以 DOC 质量浓度)降低,亲水反应产物增加^[15]。

表 4 是不同试验方案对三氯甲烷生成势和嗅味物质的去除效果。由表 4 可见, Fe^{2+} /PMS 预处理对三氯甲烷生成势去除明显,方案 3 投加量下,三氯甲烷生成势已接近 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》限值($60\text{ }\mu\text{g/L}$)。 Fe^{2+} /PMS 预处理对嗅味物质去除明显,这主要归功于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的选择氧化性和更长的存在时间。方案 4 相比方案 3 去除率并没有明显提升,这是因为 Fe^{2+} 投加量增大虽然更易活化 PMS 产生 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,但是额外的 Fe^{2+} 会和生成的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 反应,这降低了氧化效果,因此 Fe^{2+} 与 PMS 适宜的投加量比为 1:1。当 Fe^{2+} 和 PMS 投加量均为 0.15 mmol/L 时,嗅味物质的质量浓度已低于嗅阈值(10 ng/L)。

表 4 不同试验方案下 Fe^{2+} /PMS 预处理对三氯甲烷生成势和嗅味物质去除效果

Table 4 Removal efficiency of Fe^{2+} /PMS pretreatment on trichloromethane formation potential and odor substances under different test schemes

试验方案	三氯甲烷生成势/ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	嗅味物质质量浓度/($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)	
		土臭素	2-甲基异莰醇
方案 1	102.4	20.5	25.3
方案 2	74.2	17.0	18.9
方案 3	62.8	12.5	15.0
方案 4	57.4	11.9	11.1
方案 5	56.7	11.5	11.2
方案 6	45.6	8.6	6.4
方案 7	42.3	8.1	5.6

2.1.2 对超滤膜污染的影响

图 1 为不同试验方案下 Fe^{2+} /PMS 预处理对跨膜压差的影响,可以看出,当排泥水上清液未经处理直接过滤时,跨膜压差增长很快。投加 Fe^{2+} 和 PMS 后,跨膜压差明显降低,说明 Fe^{2+} /PMS 预处理对膜污染控制有很好的效果,提高 Fe^{2+} 和 PMS 投加量可提升对膜污染的控制效果。提高 Fe^{2+} 投加量,使得 Fe^{2+} 与 PMS 反应过程中产生更多的絮凝体,这增强了对污染物的絮凝和吸附作用,减少了颗粒物和有机物对超滤膜污染的影响;提高 PMS 投加量,一定程度上提高了溶液中 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的含量,增强了氧化作

表 5 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对颗粒物的去除效果

Table 5 Removal efficiency of Fe^{2+} /PMS-UF process on particulate matters

类别	不同粒径区间的颗粒物/($\text{个}\cdot\text{mL}^{-1}$)								
	2~3 μm	3~5 μm	5~7 μm	7~10 μm	10~15 μm	15~20 μm	20~25 μm	25~50 μm	>50 μm
排泥水	1873	2056	3217	3391	7931	11121	2331	731	187
预处理后出水	370	170	230	200	300	300	112	23	0
超滤后出水	0	0	0	0	0	0	0	0	0

用。当 Fe^{2+} 和 PMS 投加量均为 0.2 mmol/L 时,膜污染最轻,但超滤出水的铁离子质量浓度接近 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》限值(0.3 mg/L)。本试验 Fe^{2+} 和 PMS 最佳投加量均为 0.15 mmol/L 。

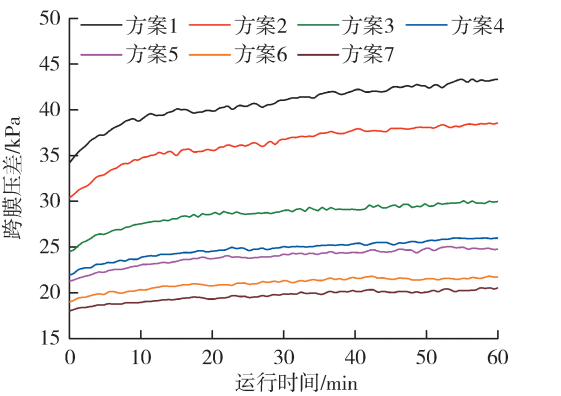


图 1 不同试验方案下 Fe^{2+} /PMS 预处理对跨膜压差的影响

Fig.1 Effect of Fe^{2+} /PMS pretreatment on transmembrane pressure under different test schemes

2.2 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对排泥水的净化作用

选定 Fe^{2+} 和 PMS 投加量均为 0.15 mmol/L (方案 6)来研究 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对排泥水的净化效果。

2.2.1 对颗粒物的净化效果

从表 5 可以看出, Fe^{2+} 和 PMS 投加后对排泥水中的颗粒物去除效果良好,这主要归功于原位生成的 Fe^{3+} 起到良好的混凝作用。各区间内的颗粒物都被极大程度削减,因此减少了颗粒物和有机物之间的组合污染,提高了净水效率。

2.2.2 对微生物的净化效果

表 6 为 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对细菌和浮游动物的去除效果。经过 Fe^{2+} /PMS 预处理,菌落总数和总大肠菌群数已经符合 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》,浮游动物剑水蚤也未检测出,这都归功于增强的混凝效果和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的灭活作用。 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对于此类微生物指标都是百分之百去除,保障了出水的生物安全性,同时减轻了超滤长期运行的生物污染风险。

2.2.3 对有机物的净化效果

表 7 为 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对有机物的去除效

表 6 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对微生物的去除效果
Table 6 Removal efficiency of Fe^{2+} /PMS-UF process on microorganisms

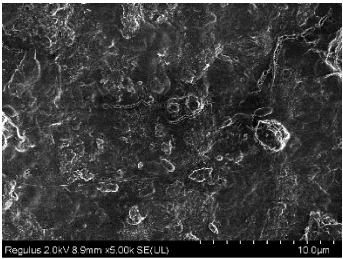
类别	菌落总数/ (CFU · mL ⁻¹)	总大肠菌群/ (MPN · mL ⁻¹)	剑水蚤/ (个 · L ⁻¹)
排泥水	16 000	≤0.01	11
预处理后出水	21	0	0
超滤后出水	0	0	0

果。可以看出, Fe^{2+} /PMS 预处理对排泥水中的大分子有机物去除较好, 对于相对分子质量大于 10 000 的有机物去除率达到 64%, 对相对分子质量 3 000 ~ 10 000 的有机物去除率为 56%。 Fe^{2+} /PMS 预处理对大分子有机物的去除归功于 $\text{SO}_4^{\cdot -}$ 的强氧化作用(使大分子转化为小分子)和原位生成的 Fe^{3+} 对有机物的混凝作用。同时, Fe^{2+} /PMS 预处理对小分子有机物也有一定的去除作用, 这可能是由于生成的絮凝体对小分子有机物的吸附作用。超滤工艺本身对有机物去除效果有限, 各分子量区间内的有机物去除率均小于 5%。

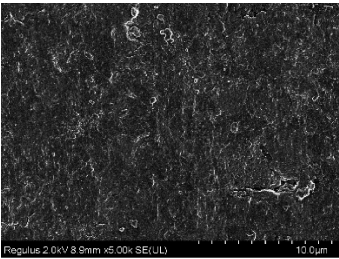
Fe^{2+} /PMS 预处理对排泥水中强疏水性组分去除率约为 64%, 弱疏水性组分去除率约为 61%, 亲水性组分去除率约为 35.7%。可以看出, 排泥水中有机物疏水性组分(强疏水性和弱疏水性)略大于亲水性组分, 经过 Fe^{2+} /PMS 预处理后, 有机物亲疏水性组分发生明显变化, 亲水性组分占比明显升高。

表 7 Fe^{2+} /PMS-UF 工艺对有机物的去除效果
Table 7 Removal efficiency of Fe^{2+} /PMS-UF process on organic matters

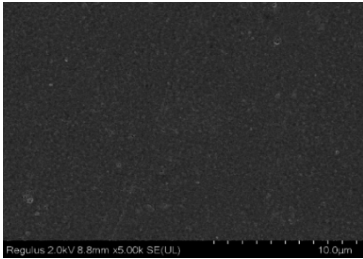
类别	不同相对分子质量的有机物质量浓度				不同亲疏水性有机物质量浓度		
	<1 000	1 000 ~ 3 000	3 000 ~ 10 000	>10 000	强疏水性	弱疏水性	亲水性
排泥水	1.79	1.47	2.39	1.87	3.13	1.12	3.27
预处理后出水	1.21	0.78	1.05	0.67	1.13	0.43	2.10
超滤后出水	1.19	0.76	0.99	0.65	1.05	0.41	2.08



(a) UF 工艺处理



(b) Fe^{2+} /PMS-UF 工艺处理



(c) 裸膜

图 2 超滤膜扫描电镜图对比

Fig. 2 Comparison of scanning electron micrograph of UF membranes

参考文献:

[1] WALSH M E, BOURGEOIS J C, GAGNON G A. Comparison of process options for treatment of water treatment residual streams[J]. Journal of Environmental Engineering and Science, 2004, 3(6): 477-484.

这是因为亲水性有机物可以相对轻松地通过超滤膜, 而疏水性有机物更容易被截留在膜表面或膜孔中。因此, 经过 Fe^{2+} /PMS 预处理后, 排泥水中有机物疏水性组分的降低有利于减轻膜污染。

整体而言, Fe^{2+} /PMS 预处理对排泥水中的有机物有着良好的去除效果, 尤其是对大分子和疏水性组分的有机物, 这很大程度上缓解了排泥水对超滤膜造成的有机污染。

2.3 超滤膜污染扫描电镜微观表征

图 2 为裸膜和有无 Fe^{2+} /PMS 预处理的超滤膜扫描电镜图。可以看出, 排泥水经过 Fe^{2+} /PMS 预处理后再进行超滤的膜表面相对光滑, 而直接超滤的膜表面污染严重, 滤饼层较为粗糙。这主要是由于 Fe^{2+} /PMS 预处理减少了膜表面的颗粒污染和有机结垢, 同时预防了细菌滋生造成的生物污染。

3 结 论

- a. Fe^{2+} /PMS-UF 工艺可以有效去除排泥水中的颗粒物、微生物和有机物。
- b. 当 Fe^{2+} 和 PMS 投加量均为 0.15 mmol/L 时, 系统出水的三氯甲烷和臭味物质含量均低于 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》限值。
- c. 经 Fe^{2+} /PMS 预处理后, 超滤膜污染得到了有效缓解。

[2] 刘彤. 净水厂排泥水处理技术的试验研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.

[3] 向平, 蒋绍阶. 给水厂排泥水处理回用的若干问题[J]. 重庆建筑大学学报, 2004, 26(4): 70-72. (XIANG Ping, JIANG Shaojie. Some issues about the recycling liquid sludge water from water treatment plant[J]. Journal of

- Chongqing Jianzhu University, 2004, 26 (4): 70-72. (in Chinese))
- [4] 费霞丽,崔福义,吴灿东. 净水厂生产废水回用对供水水质的影响[J]. 环境污染与防治, 2006, 28(1): 8-10. (FEI Xiali, CUI Fuyi, WU Candong. Effects of recycling water treatment plant wastes on water quality [J]. Environmental Pollution & Control, 2006, 28(1): 8-10. (in Chinese))
 - [5] 戴仲怡. 超滤膜技术处理水厂生产废水应用研究[J]. 水处理技术, 2017, 43(7): 106-109. (DAI Zhongyi. Study on the application of ultrafiltration membrane technology in the treatment of wastewater from water plant [J]. Technology of Water Treatment, 2017, 43(7): 106-109. (in Chinese))
 - [6] 刘海燕,鲍娟,张绪婷,等. 沉淀池排泥水中二氯乙酰胺前体物研究[J]. 水资源保护, 2018, 34(2): 83-87. (LIU Haiyan, BAO Juan, ZHANG Xuting, et al. Research on precursor substances of dichloro-acetamide(DCAcAm) in sludge water [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(2): 83-87. (in Chinese))
 - [7] 李圭白. 饮用水安全问题及净水技术发展[J]. 中国工程科学, 2012, 14(7): 20-23. (LI Guibai. Drinking water safety issues and water purification technology development[J]. Strategic Study of CAE, 2012, 14(7): 20-23. (in Chinese))
 - [8] 李海鹏,丁慧,王海峰,等. 水处理中超滤膜污染研究进展[J]. 工业水处理, 2012, 32(11): 6-9. (LI Haipeng, DING Hui, WANG Haifeng, et al. Research progress in ultrafiltration membrane pollution of wastewater treatment [J]. Industrial Water Treatment, 2012, 32(11): 6-9. (in Chinese))
 - [9] 李维佳,李宏深. 原水颗粒物对超滤膜通量的影响及其污染机理[J]. 净水技术, 2014, 33(3): 41-47. (LI Weijia, LI Hongshen. Membrane fouling mechanism and influence of membrane flux impacted by different types of particles in raw water[J]. Water Purification Technology, 2014, 33(3): 41-47. (in Chinese))
 - [10] 郑钊,袁建平,操家顺. 微污染水库水超滤膜处理工艺的试验研究[J]. 水资源保护, 2016, 32(3): 89-93. (ZHENG Zhao, QIU Jianping, CAO Jiashun. Experimental study on ultrafiltration membrane process for treatment of slightly-polluted reservoir water [J]. Water Resources Protection, 2016, 32(3): 89-93. (in Chinese))
 - [11] 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. (HU Xiaoyong, WANG Panpan. Advances in research on suitability of combination of ultrafiltration membrane and conventional drinking water treatment process [J]. Water Resources Protection, 2016, 32(5): 67-73. (in Chinese))
 - [12] 操家顺,陆晓光,方芳. 浸没式超滤膜用于污水处理厂深度处理的试验[J]. 水资源保护, 2013, 29(3): 61-65. (CAO Jiashun, LU Xiaoguang, FANG Fang. A pilot study on submerged ultrafiltration membrane for advanced treatment of wastewater in wastewater treatment plants [J]. Water Resources Protection, 2013, 29(3): 61-65. (in Chinese))
 - [13] 高国伟,何文杰,潘艳秋,等. 外压浸入式超滤膜处理排泥水上清液的研究[J]. 供水技术, 2009, 3(5): 1-5. (GAO Guowei, HE Wenjie, PAN Yanqiu, et al. Study on immersed ultrafiltration membrane for treatment of sludge water supernatant [J]. Water Technology, 2009, 3(5): 1-5. (in Chinese))
 - [14] 单文广,姚宏,许兆义,等. 浸入式中空超滤膜在排泥水回收处理中的实验研究[J]. 北京交通大学学报, 2006, 30(4): 69-73. (SHAN Wenguang, YAO Hong, XU Zhaoyi, et al. Experimental study of submerged hollow fiber ultrafiltration membrane on reclaim of sludge water [J]. Journal of Beijing Jiaotong University, 2006, 30(4): 69-73. (in Chinese))
 - [15] CHENG X, WU D, LIANG H, et al. Effect of sulfate radicals-based oxidation pretreatments for mitigating ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matter[J]. Water Research, 2018, 145: 39-49.
 - [16] WANG Z, WAN Y, XIE P, et al. Ultraviolet/persulfate (UV/PS) pretreatment of typical natural organic matter (NOM): variation of characteristics and control of membrane fouling[J]. Chemosphere, 2019, 214: 136-147.
 - [17] CHENG X, LIANG H, DING A, et al. Ferrous iron/peroxymonosulfate oxidation as a pretreatment for ceramic ultrafiltration membrane: control of natural organic matter fouling and degradation of atrazine[J]. Water Research, 2017, 113: 32-41.
 - [18] 李明亚,毛彦霞,王旭东. PVDF超滤膜的改性研究进展[J]. 广州化工, 2013, 41(17): 11-13. (LI Mingya, MAO Yanxia, WANG Xudong. The development of modified PVDF ultrafiltration membrane [J]. Guangzhou Chemical Industry, 2013, 41(17): 11-13. (in Chinese))
 - [19] SADRNOORMOHAMADI M, GORCZYCA B. Removal of dissolved organic carbon (DOC) from high DOC and hardness water by chemical coagulation: relative importance of monomeric, polymeric and colloidal aluminum species[J]. Separation Science & Technology, 2015, 50(13): 2075-2085.
 - [20] LEENHEER J A, CROUE J P. Characterizing aquatic dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37(1): 18-26.
 - [21] 刘占孟,饶志为,李贤,等. 基于响应面法的 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系氧化垃圾渗滤液去除 UV_{254} 研究[J]. 水资源保护, 2019, 35(2): 49-53. (LIU Zhanmeng, RAO Zhiwei, LI Xian, et al. Study on $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ oxidation progress for UV_{254} removal from landfill leachate by response surface method [J]. Water Resources Protection, 2019, 35(2): 49-53. (in Chinese))

(收稿日期:2019-10-29 编辑:熊水斌)