

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.06.2014092402

任刚, 余燕, 杜耀民, 等. 混凝-超滤处理径流雨水效果——以华南地区为例[J]. 环境化学, 2015, 34(6): 1142-1149

REN Gang, YU Yan, DU Yaomin, et al. Coagulation-ultrafiltration for runoff rainwater treatment-taking rainwater in Southern China area as an example[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(6): 1142-1149

## 混凝-超滤处理径流雨水效果——以华南地区为例\*

任刚<sup>1, 2, \*\*</sup> 余燕<sup>3</sup> 杜耀民<sup>4, 5</sup> 石雷<sup>1, 2</sup>

- (1. 暨南大学环境学院, 广州, 510632; 2. 广东省高校水土环境毒害性污染防治与生物修复重点实验室, 广州, 510632;  
3. 广东省食品药品检验所, 广州, 500630; 4. 广东省人民医院, 广州, 510632;  
5. 广东省医学科学院, 广州, 510632)

**摘要** 采用超滤膜(UF)为核心,以混凝作为预处理措施,对混凝-超滤工艺处理径流雨水的特性和膜通量变化与污染现象进行了研究,并对聚合硫酸铁(PFS)单独混凝、UF、PFS-UF组合工艺进行了对比;在优化混凝基础上,考察了混凝-UF对常规水质指标及总磷、生物可同化有机碳(AOC)、可生物降解溶解性有机碳(BDOC)等生物稳定性指标的去除效果.结果表明,混凝可有效去除TOC、UV<sub>254</sub>和总磷,混凝剂投加量与污染物去除近似呈线性关系.各混凝剂除浊效能均良好.综合考虑混凝处理效率与经济性,实验采用混凝方案为10 mg·L<sup>-1</sup>的PFS. PFS、UF、PFS-UF工艺除浊率均在95%以上, PFS和UF对TOC和UV<sub>254</sub>的去除较为接近,采用PFS-UF可提高去除率13%—15%; PFS-UF处理后雨水的AOC、BDOC分别降低至61.8 μg·L<sup>-1</sup>、0.19 mg·L<sup>-1</sup>,残余总磷可降至3.8 μg·L<sup>-1</sup>,雨水生物稳定性明显提高. PFS、UF和PFS-UF对颗粒物的去除率分别达80.5%、99.6%和99.9%.膜通量的变化和SEM图分析表明,混凝在一定程度上减轻了UF膜污染;形成的凝胶层具有一定整体强度,水力清洗时易于清除,膜通量恢复较好;但同时凝胶层的产生也增大了透膜阻力, PFS-UF工艺的周期内膜通量衰减有增加的趋势.

**关键词** 雨水, 混凝, 超滤(UF), 生物稳定性, 颗粒物.

## Coagulation-ultrafiltration for runoff rainwater treatment-taking rainwater in Southern China area as an example

REN Gang<sup>1, 2, \*\*</sup> YU Yan<sup>3</sup> DU Yaomin<sup>4, 5</sup> SHI Lei<sup>1, 2</sup>

- (1. School of Environment, Jinan University, Guangzhou, 510632, China; 2. Key Laboratory of Water/ Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation of Guangdong Higher Education Institutes, Jinan University, Guangzhou, 510632, China;  
3. Guangdong Institute for Food and Drug Control, Guangzhou, 500630, China; 4 Guangdong General Hospital, Guangzhou, 510632, China;  
5. Guangdong Academy of Medical Sciences, Guangzhou, 510632, China)

**Abstract:** As an available water resource, rainwater has drawn growing concerns. UF membrane was adopted as a core technique and coagulation as a pretreatment process in this study. The characteristic of purification and the variation of membrane flux were studied, and PFS, UF, PFS-UF process were compared. Removal of routine water indexes and biological stability indexes such as phosphorus, AOC, BDOC was examined on the basis of coagulation optimization. Results indicated that coagulation was efficient to remove TOC, UV<sub>254</sub> and phosphorus. There was a linear dependence between the coagulant dosage and removal efficiency. Turbidity could be eliminated efficiently by AS, PAC and PFS. 10 mg·L<sup>-1</sup> PFS was considered as the preferable coagulation scheme in this study. Removal of turbidity was above 95% using PFS, UF, PFS-UF. A similar removal rate of

2014年9月24日收稿.

\* 广东省研究生教育创新计划项目(2013JGXM-ZC01); 广东省科技计划项目(2013B020800005)资助.

\*\* 通讯联系人, Tel: 020-85226615, 13570283116; Email: clark\_hit@163.com

TOC and  $UV_{254}$  was achieved by PFS and UF process respectively. But in PFS-UF process it increased by 13% to 15%. AOC and BDOC was cut down to  $61.8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  and  $0.19 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , which contributed to biological stability considerably. Removal of particulate matters by PFS, UF and PFS-UF was 80.5%, 99.6% and 99.9%, respectively. The variation of membrane flux and SEM experiments stated that coagulation eased the contamination of UF membrane. The formed gel layer had a certain strength and was removed easily by backwash, which was propitious to the recovery of membrane flux. But the resistance was accreted and the attenuation of membrane flux was accelerated also.

**Keywords:** runoff rainwater, coagulation, ultrafiltration (UF), biological stability, particulate matter.

中国属严重缺水国家. 据统计我国的淡水资源总量占世界水资源的 6%, 但人均占有量仅为世界人均水平的 1/4. 特别是占全国陆地总面积 2/3 的西北地区, 水资源占有量仅为全国的 5%. 部分地区如华北、西南等地地表水资源紧张还导致地下水超采和资源枯竭问题. 雨水作为一种可利用水资源受到越来越多的关注和开发. 与其他水资源相比, 雨水具有非耗竭性、可重复利用性以及水质相对稳定等特点而具有较大利用潜力<sup>[1]</sup>.

分散式雨水处理工艺与处理目的直接相关. 如广州亚运村采用了以雨水为水源的冲厕中水系统, 所用处理工艺为“机械过滤-石英砂二级过滤-消毒”<sup>[2]</sup>, 上海世博会等地则采用了“生物氧化-过滤-紫外消毒”的方法处理屋面雨水并用于洗车、灌溉<sup>[3]</sup>, 而都江堰采用了较为简单的“砂滤-氯消毒”方法, 出水可用于地面清洁、冲厕等<sup>[4]</sup>. 对于部分灌溉或景观用水量、水质要求较低场合则多采用低成本的土地处理系统和湿地系统, 如天津滨海新区采用的凹式绿地人工滤层<sup>[5]</sup>、昆明呈贡新城的地下盲管滤水系统<sup>[6]</sup>、北京奥林匹克公园采用的包括透水砖、露骨料透水混凝土和多种增渗设施组成的综合处理系统<sup>[7]</sup>等. 邯郸等地则采用了更为简易的“洼地储水-渗滤”方式<sup>[8]</sup>. 但目前雨水资源的利用总体仍较为粗放<sup>[9]</sup>, 水质处理也多停留在杂用和景观用水等层面, 包括调蓄水的净化工艺及水质、雨水利用系统的组成及材料等在内的多个领域均未形成公认的标准和规范. 同时, 由于我国大部地区属典型季风性气候, 其季节性、地域性分布极不均匀, 雨水利用工程的储备与调节环节显得尤为重要. 但雨水水量季节性不均衡的特点导致调蓄时间普遍较长, 并容易造成藻类、细菌等微生物孳生, 对后续输配水和用水环节生物安全性构成威胁. 超滤(UF)工艺具有占地面积小、处理效率高等优点, 适合于分散式雨水回用的处理. 特别是与混凝工艺的组合联用已被证实可有效去除水中藻类、重金属等污染物<sup>[10-12]</sup>. 国际普遍采用生物可同化有机碳(AOC)、可生物降解溶解性有机碳(BDOC)和总磷(TP)作为评价水质生物稳定性的重要指标<sup>[13-16]</sup>.

本研究以华南地区为例, 在调查地区径流雨水水质的基础上, 对 UF、混凝-UF 组合工艺处理雨水的效果及对生物稳定性的影响进行了对比研究.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料与药剂

实验用膜组件为广东汕头某公司生产外压式聚偏氟乙烯中空纤维超滤膜(PVDF, 简称 UF), 膜丝内径为 0.9 mm, 外径为 1.5 mm, 有效孔径  $0.03 \mu\text{m}$ , 操作压力范围为  $\pm 0.05 \text{MPa}$ , 有效膜面积为  $2.5 \text{m}^2$ ; 其它分析测试仪器包括激光颗粒数计数仪( IBR VersaCount, GR1000A)、TOC 测定仪( GO-TOC 100 L, 德国 SRK)、扫描电子显微镜( SEM ZEISS ULTRA-55 德国 Carl Zeiss)、P17( 荧光假单胞菌) 和 NOX( 螺旋菌) 菌株由广东省食品药品检验所和广东省人民医院提供. 硫酸铝  $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3]$ , 简称 AS], 聚合氯化铝(PAC) 为分析纯, 聚合硫酸铁(PFS) 为 10% 质量浓度溶液, 购自河南某混凝剂生产企业, 混凝剂投加量均以折合有效 Al 或 Fe 计.

### 1.2 主要水质指标测定

浊度采用 HACH 2100N 浊度仪,  $UV_{254}$  采用 TN-UV254 测定仪, 总磷测定采用孔雀绿-磷钼杂多酸分

光光度法。

AOC 的测定所用细菌是从水中分离出来的 P17 和 NOX, 其中 P17 可利用非草酸类基质, 而 NOX 可利用草酸类基质, 二者之和即为可生物同化部分的有机碳量。AOC 测定采用分别接种计数法, 先虹吸 40 mL 待测水样, 在  $70 \pm 1$  °C 下, 经 30 min 水浴巴氏消毒后冷却至室温, 并接种荧光假单胞菌 P17, 25 °C 下在 50 mL 具塞玻璃管中培养 48 h, 取培养液适当稀释后进行平板计数, 计算水样中 AOC-P17 浓度, 其中接种液体积由接种液细菌浓度与水样培养控制的接种浓度计算确定, 本实验中采用  $10^4$  CFU·mL<sup>-1</sup> 的高接种浓度<sup>[17-18]</sup>; 再次对水样进行巴氏消毒, 接种 NOX 菌种并在 25 °C 下重新培养 72 h, 然后对培养液适当稀释、平板计数即得 AOC-NOX, AOC-P17 与 AOC-NOX 之和即为待测水样 AOC 的量。测试菌的产率系数分别为 P17:  $1.4 \times 10^7$  CFU·μg<sup>-1</sup> 乙酸碳, NOX:  $1.8 \times 10^7$  CFU·μg<sup>-1</sup> 乙酸碳, 线性拟合  $R^2 = 0.9901$ , 说明 P17 和 NOX 可较为准确地描述乙酸碳为代表的 AOC 浓度。

BDOC 测定采用悬浮生长法, 先将待测水样通过 0.45 μm 滤膜过滤, 并置于 50 mL 具塞玻璃管中 70 °C 水浴巴氏消毒 30 min, 然后按照 1:100 比例投加同源细菌接种液, 同源细菌接种液通过土壤渗滤液分离培养得到, 将渗滤液离心分离后上清液用 2 μm 滤膜过滤后即得; 本实验中采用 BDOC<sub>3</sub> 代替测定周期长、操作繁琐的 BDOC<sub>28</sub><sup>[19-20]</sup>, 将待测液在 25 °C 恒温条件下培养 3 d, 并测定培养前后的 DOC 之差即得 BDOC 值。DOC 测定采用 TOC 总有机碳测定仪。

### 1.3 实验流程

实验流程如图 1 所示。根据需要, 分别对混凝沉淀、UF、混凝沉淀 + UF 的运行特性进行考察和分析。

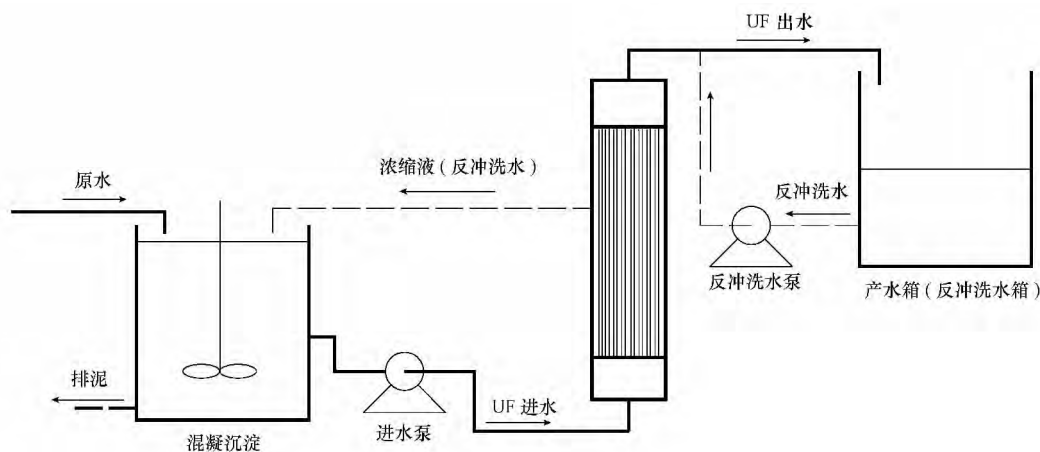


图 1 实验流程图

Fig. 1 Experimental flow chart

## 2 结果与讨论

### 2.1 径流雨水水质分析

华南地区是我国降水较为充沛地区之一, 以广州为例, 多年平均降雨量为 1623.6—1899.8 mm, 汛期的 4—9 月份约占全年总降水量的 85% 以上。其中 4—6 月的前汛期多为锋面雨, 7—9 月的后汛期多为热带气旋雨和对流雨(热雷雨)。2013 年 2 月—2014 年 4 月多次收集广州市某高校内的屋面径流(主要为高分子防水卷材、细石混凝土屋面)和地表径流(主要为混凝土、水泥稳定碎石和透水砖路面)雨水并弃去初期雨水径流部分, 进行水质分析, 结果如表 1 所示。

对比两种径流可以看出, 屋面径流水质明显优于地表径流, 这与下垫层的类型不同有直接关系。与一般地表水相比, 雨水径流有机物含量较低, 除初期雨水外浊度较小, 但 pH 偏低, 总体污染程度较轻。在下垫层相同的情况下, 地区性降水量和降水频度差异也可能影响不同地域径流雨水水质, 如华南地区雨水有机物和浊度等指标 (TOC 2.2—38.5 mg·L<sup>-1</sup>, 0.5—34.5 NTU) 均显著低于西安 (COD<sub>Mn</sub> 16—106 mg·L<sup>-1</sup>, 16—156 NTU)、兰州 (COD<sub>Mn</sub> 101—129 mg·L<sup>-1</sup>, 72—114 NTU) 等西北地区<sup>[21-22]</sup>。同时下垫

层和路面性质(庭院、车行道或人行道等)对雨水水质有较大影响,如上海某地车行道径流雨水浊度、COD 等指标可超过庭院雨水径流的 4—70 倍<sup>[14]</sup>。

表 1 广州市某高校内径流雨水水质  
Table 1 Water quality of rainfall runoff in a university of Guangzhou

日期		TOC/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	浊度/ (NTU)	TN/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TP/ ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	pH	AOC/ ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	BDOC/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
2013.02.26	屋面径流	6.7	0.5	1.9	2.9	5.0	33	—
	地表径流	4.4	5.8	4.8	5.6	4.4	30	—
2013.03.30	屋面径流	8.6	0.9	3.1	2.0	—	52	0.2
	地表径流	11.3	7.4	4.2	8.2	—	—	0.4
2013.05.12	屋面径流	3.5	5.2	2.3	4.1	4.8	57	—
	地表径流	2.2	1.0	3.5	6.0	—	86	—
2013.05.18	屋面径流	8.5	6.3	4.1	4.8	4.9	20	0.4
	地表径流	13.3	15.1	12.0	5.0	5.2	105	0.4
2013.05.27	屋面径流	9.4	—	4.4	—	—	—	—
	地表径流	17.0	—	15.1	—	—	84	—
2013.06.15	屋面径流	12.2	—	5.3	12.4	5.5	45	—
	地表径流	10.4	—	14.2	21.2	5.0	82	—
2013.06.17	屋面径流	—	12.5	4.7	26.9	5.7	49	0.7
	地表径流	—	22.6	24.5	51.6	6.2	102	0.6
2013.07.17	屋面径流	17.6	18.0	6.6	33.2	6.1	70	0.8
	地表径流	25.9	29.1	33.2	59.4	—	117	0.9
2013.07.26	屋面径流	—	5.7	1.9	—	—	44	—
	地表径流	—	11.4	11.4	—	6.8	131	—
2013.08.01	屋面径流	11.5	9.6	3.3	—	5.7	32	—
	地表径流	21.2	15.0	8.8	—	6.2	—	—
2013.08.20	屋面径流	15.3	14.8	4.2	23.8	4.8	56	1.1
	地表径流	22.8	30.1	10.6	33.2	—	89	1.0
2013.09.23	屋面径流	10.1	12.2	4.4	15.0	4.9	43	0.8
	地表径流	38.5	34.5	39.7	67.9	—	200	1.4
2014.03.31	屋面径流	8.4	13.1	5.0	7.9	4.9	—	—
	地表径流	7.7	8.2	9.9	5.5	4.7	—	—
2014.04.02	屋面径流	10.5	13.4	5.8	12.7	—	47	0.4
	地表径流	12.8	7.9	12.1	9.6	—	89	0.3

注: —表示未进行检测。

## 2.2 径流雨水混凝条件的优化

混凝剂投加量为  $2.5\text{—}15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,雨水的 TOC、 $\text{UV}_{254}$ 、浊度和总磷变化如图 2 所示。随混凝剂投加量的增大,TOC、 $\text{UV}_{254}$ 、浊度和总磷去除率均呈上升趋势。除 PAC 和 PFS 在浊度去除率超过 90% 后增加较为缓慢外,混凝剂投加量与污染物去除近似呈线性关系。TOC 和  $\text{UV}_{254}$  属有机物指标,一般认为,混凝过程去除有机物的机理主要有以下几方面<sup>[23-24]</sup>:带正电的金属离子与带负电的胶体状有机分子(或某些悬浮有机物颗粒)发生电中和而脱稳凝聚;金属离子与某些溶解性有机分子形成不溶性复合物而沉淀;有机分子吸附于絮体表面;吸附于无机胶体颗粒表面的有机分子(或某些悬浮有机物颗粒)随无机胶体颗粒凝聚而转化为絮体的一部分。与铝盐混凝剂相比,铁盐混凝剂水解反应速度快,水解产物荷电性较强,电中和效应较为显著;同时絮凝体密实度较高,沉降性能较好,对 TOC、 $\text{UV}_{254}$  的去除效果也明显优于铝盐。此外对  $\text{UV}_{254}$  去除率明显高于 TOC,说明混凝可能会优先选择去除芳香族及含不饱和和碳碳键有机物,也可能是由于浊度的降低和透光率的提高所致。雨水中浊度主要来自于地表土壤中的颗粒物,可沉降性良好,AS $\geq 15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、PAC $\geq 10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、PFS $\geq 7.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时浊度去除率可超过 90%,余浊均能降至 0.3 NTU 以下。PFS 除磷效果明显优于 AS、PAC。研究表明,低浓度磷主要通过和混凝剂形成沉

淀以及非溶解性的磷形成矾花而被去除, PFS 中的  $\text{Fe}^{3+}$  还可以生成多种溶度积很小的羟基磷酸铁络合物  $\text{Fe}_r\text{PO}_4(\text{OH})_{3r-3}$ , 如  $\text{FePO}_4$  ( $K_{\text{sp}} = 10^{-23}$ )、 $\text{Fe}_{2.5}\text{PO}_4(\text{OH})_{4.5}$  ( $K_{\text{sp}} = 10^{-97}$ )、 $\text{Fe}_{1.6}\text{H}_2\text{PO}_4(\text{OH})_{3.8}$  ( $K_{\text{sp}} = 10^{-67.2}$ ) 等<sup>[25]</sup>。络合物可通过电性中和、吸附架桥作用与矾花结合并得到去除。综合考虑混凝处理效率与经济性, 实验采用 PFS 作为混凝剂, 投加量为  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

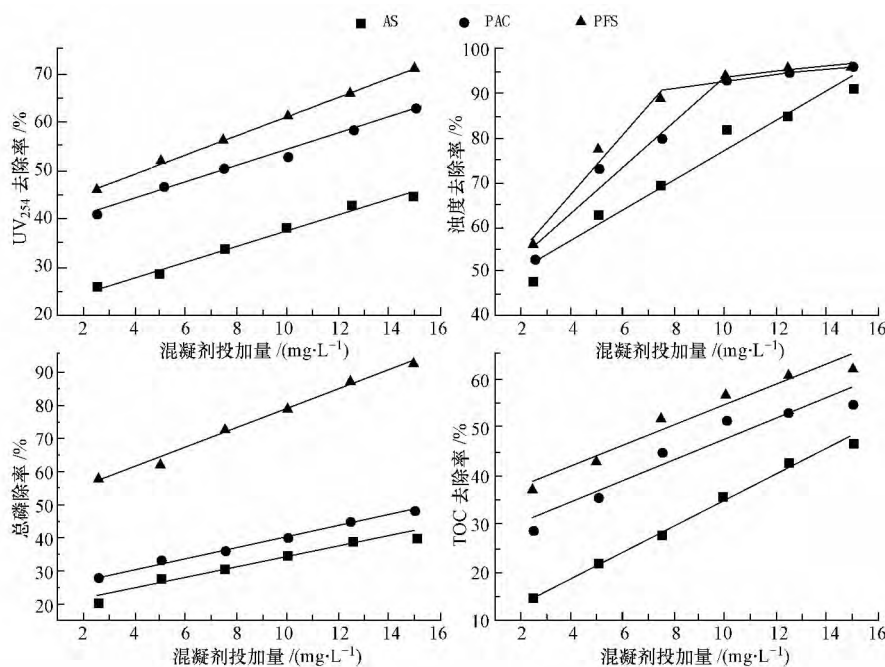


图2 混凝剂投加量对雨水处理效果的影响

Fig. 2 Effect of coagulation dosage on treatment removal of rainfall runoff

### 2.3 PFS、UF、PFS-UF 工艺对径流雨水常规指标的去除

单独 PFS 混凝沉淀、UF 以及 PFS-UF 组合使用对 TOC、 $\text{UV}_{254}$ 、浊度和总磷的去除效果如图 3 所示。测得数据为一个运行周期内(150 min)的平均值。原水水质条件: TOC 为  $3.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\text{UV}_{254}$  为  $0.051 \text{ cm}^{-1}$ , 浊度为 7.9 NTU, 总磷为  $24.4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。PFS 和 UF 对 TOC 和  $\text{UV}_{254}$  的去除较为接近, PFS-UF 可提高去除率 13%—15%。由于雨水中有机物主要来自地面土壤颗粒冲刷挟带, 非溶解性有机物比重较大, 沉降性能较好, 因此混凝和 UF 对雨水 TOC、 $\text{UV}_{254}$  的去除率均明显高于普通地表水<sup>[26]</sup>。3 种方法除浊率均在 95% 以上。

有研究认为, 对于有机物较少的地表水或饮用水, 当磷质量浓度为  $1\text{—}3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 磷可能成为水中微生物生长的限制因子。PFS 是除磷的有效方法, 虽然 UF 膜有效孔径远大于  $\text{PO}_4^{3-}$  阴离子, 但膜面具有一定电负性<sup>[27]</sup>, 可与  $\text{PO}_4^{3-}$  产生静电斥力并起到去除效果, UF 除磷率仅为 38.2%, 而 PFS-UF 除磷率为 84.1%。残余总磷为  $3.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 可有效提高雨水的生物稳定性。

### 2.4 PFS、UF、PFS-UF 工艺对径流雨水中 AOC 和 BDOC 的去除

AOC 是单一细菌合成代谢对有机物的消耗, 也是有机物中最易被细菌同化的部分, 而 BDOC 不仅包括有机物中被异养细菌分解无机化的部分, 也包括了细菌合成细菌体和生物同化部分。PFS/UF/PFS-UF 工艺对雨水中 AOC 和 BDOC 的去除如图 4 所示。原水 AOC、BDOC 和 DOC 分别为  $112 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $1.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。结果表明, PFS 混凝对 AOC、BDOC 和 DOC 去除率均最低, 平均值分别为 19.1%、25.2% 和 38.1%; PFS-UF 去除率最高, 分别为 44.8%、65.9% 和 73.6%。同时, AOC、BDOC 的去除率均低于 DOC 去除率, 反映了处理后水的有机物中易于生物降解类比重有所上升。UF 对 AOC、BDOC 和 DOC 去除率比 PFS 混凝单独使用高约 7.6%—11.5%、26.2%—36.5% 和 22.7%—31.2%。已有研究表明, 混凝对不同地区地表水的 AOC 去除率变化很大, 从 0—60% 不等<sup>[28-29]</sup>, 这可能与水体有机物种类和分子量分布有关, 但混凝对不同地表水 BDOC 去除率却相对稳定, 约在 13%—24% 左右<sup>[29]</sup>。PFS-UF 处理后 AOC、BDOC 分别降低至  $61.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 低于部分水厂出水值<sup>[30]</sup>。一般认为,  $\text{AOC} \leq 100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{BDOC} \leq 0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  为生物稳定性良好<sup>[31-32]</sup>。采用 PFS-UF 可有效去除 AOC、BDOC

并可提高雨水的生物稳定性.

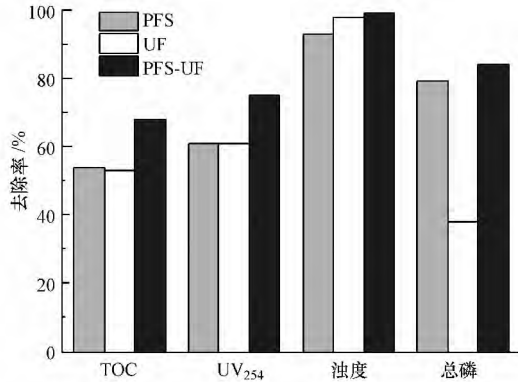


图3 PFS/UF/PFS-UF 工艺对雨水常规指标的去  
Fig. 3 Removal of common indices in rainwater  
by PFS/UF/PFS-UF process

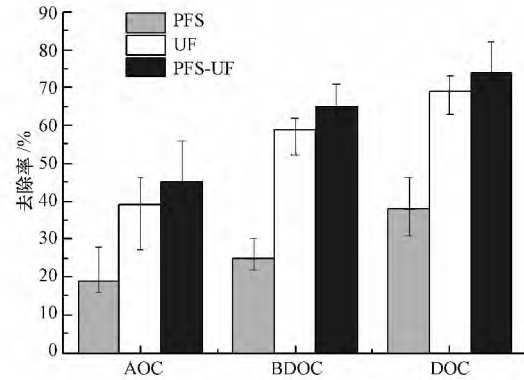


图4 PFS/UF/PFS-UF 对雨水 AOC、  
BDOC 和 DOC 的去  
Fig. 4 Removal of AOC, BDOC and DOC in  
rainwater by PFS/UF/PFS-UF process

## 2.5 不同组合工艺对径流雨水中颗粒物的去除

PFS、UF/PFS-UF 工艺对雨水中颗粒物的去除如图 5 所示. 雨水原水中颗粒物共计  $26506 \text{ 个} \cdot \text{mL}^{-1}$ , PFS、UF 和 PFS-UF 处理后颗粒物总数分别下降到  $5163$ 、 $104$ 、 $16 \text{ 个} \cdot \text{mL}^{-1}$ , 去除率分别为  $80.5\%$ 、 $99.6\%$  和  $99.9\%$ . PFS-UF 明显优于其他处理工艺. 原水粒径超过  $20 \mu\text{m}$  的较大颗粒物占总数的  $65.9\%$ , PFS 混凝处理后这部分颗粒所占比重下降到  $15.5\%$ , 而 UF 或 PFS-UF 可将这部分颗粒完全除去. 透过 UF 膜的颗粒物主要分布在粒径  $1-3 \mu\text{m}$ . 由于膜产品的截留分子量和有效孔径为测定具有相似化学性质和结构的不同分子量球状物质截留率超过  $90\%$  时对应分子量和孔径尺寸, 实际水体中颗粒物较为复杂, 多数为不规则形状, 部分较大颗粒也可能穿透 UF 膜进入滤后水<sup>[33-34]</sup>.

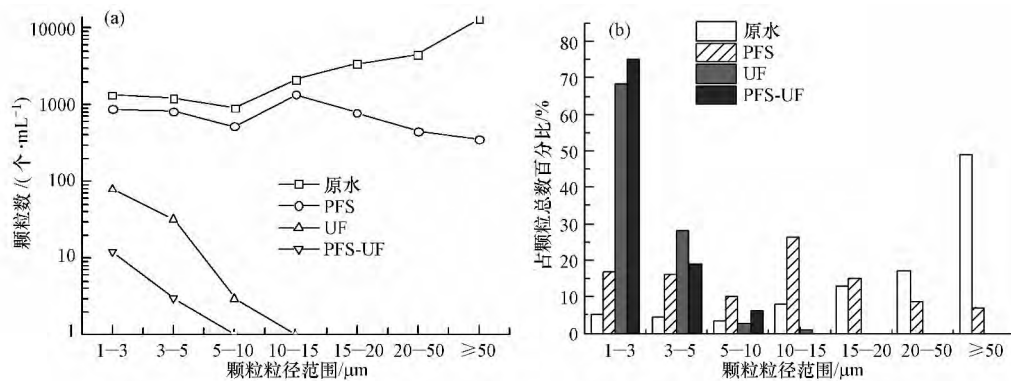


图5 PFS/UF/PFS-UF 工艺对雨水中颗粒物的去除效果  
(a. 颗粒总数, b. 不同粒径颗粒所占比重)

Fig. 5 Removal of particulate matters in rainwater by PFS/UF/PFS-UF process  
(a. numbers of particulate matters, b. ratios of different size of particulate matters)

## 2.6 UF、PFS-UF 工艺膜通量的变化与机理

膜通量为单位时间内透过单位面积膜组件的流量, 膜通量的周期变化可以反映膜污染的状况. 实验考察了 UF、PFS-UF 运行期间膜通量的变化. UF、PAC-UF 运行周期为  $150 \text{ min}$ , 固定膜工作压力为  $0.05 \text{ MPa}$ , 每周周期结束后采用水力清洗膜面  $5 \text{ min}$  以清除膜面污染物. 3 个周期的运行结果如图 6 所示. 在第一周期, UF、PFS-UF 膜通量变化较为一致, 从  $154.5$ 、 $154.1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  下降至  $85.2$ 、 $84.7 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 下降率均为  $44.8\%$ , 两者几乎没有差别; 但清洗后 UF 可恢复至初始值  $98.1\%$ , 而 PFS-UF 只能恢复至  $89.6\%$ , 膜通量衰减差值  $\Delta_1$  为  $13 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . 第二周期膜通量分别从  $150.8$ 、 $138.1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  下降至  $79.1$ 、 $61.0 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 下降率分别为  $47.7\%$  和  $55.8\%$ ; 清洗后 UF/PFS-UF 可分别恢复至初始值的  $94.8\%$  和  $82.6\%$ , 膜通量衰减差值  $\Delta_2$  增加到  $19 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . 混凝可有效去除胶体和悬浮性杂质, 在一定程度上减轻了 UF 膜污染. 膜运行

过程中, 混凝所产生的细小絮凝体可富集在膜面, 形成具有吸附和拦截功能的凝胶层, 并产生类似“澄清”的功能, 提高了对颗粒物、DOC、BDOC 等去除效果. 凝胶层具有一定整体强度, 水力清洗时凝胶层易于清除, 膜通量恢复较好; 但同时凝胶层的产生同时也增大了透膜阻力, 因此与 UF 相比, PFS-UF 组合工艺的周期内膜通量衰减有增加的趋势. 此外有研究表明, 膜通量的衰减还与膜表面形貌有关<sup>[35]</sup>.

从第三周期开始和结束时 PFS-UF 膜面的 SEM 图对比(图 7)也可以看出, 反冲洗后的膜面细致整洁, 工作 150 min 后膜面附着有不规则絮状的、较为紧密的凝胶层, 膜面完全被覆盖在凝胶层下.

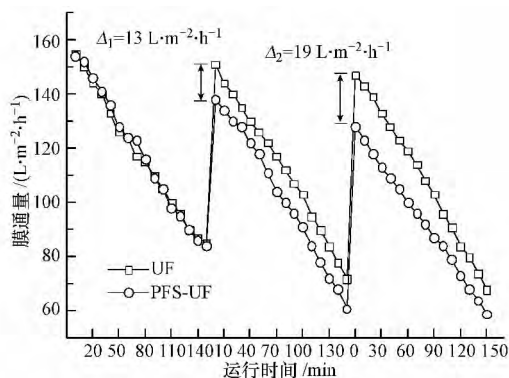


图 6 UF/PFS-UF 工艺膜通量的变化趋势

Fig. 6 Variation of membrane flux of UF and PFS-UF process

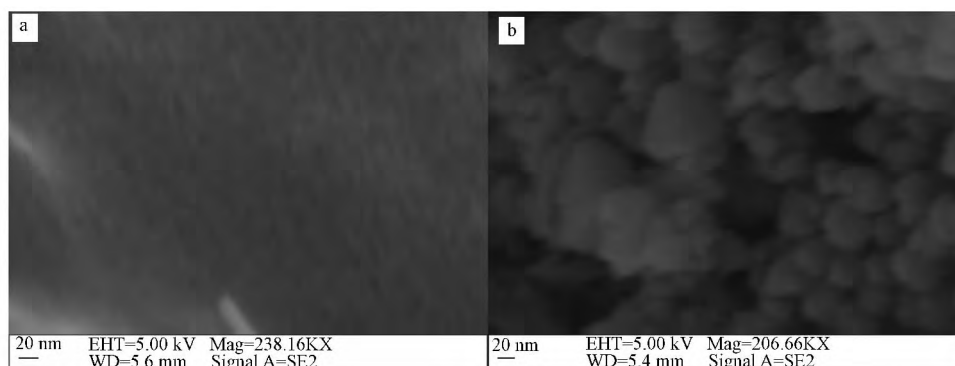


图 7 PFS-UF 膜面 SEM 图

(a. 第三周期开始时 b. 第三周期结束时)

Fig. 7 SEM photos of membrane surface of PFS-UF

### 3 结论

(1) 混凝作为雨水的预处理措施, 可有效去除 TOC、 $UV_{254}$ 、浊度和总磷, PAC 和 PFS 除浊率超过 90% 后增加较为缓慢外, 混凝剂投加量与污染物去除近似呈线性关系. 综合考虑混凝处理效率与经济性, 实验采用 PFS 作为混凝剂, 投加量为  $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

(2) PFS/UF/PFS-UF 工艺除浊性能良好, PFS 和 UF 对 TOC 和  $UV_{254}$  的去除较为接近, 采用 PFS-UF 可提高去除率 13%—15%; PFS-UF 可有效去除雨水中的磷, 提高生物稳定性.

(3) PFS-UF 处理后雨水的 AOC、BDOC 分别降低至  $61.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 可有效去除 AOC、BDOC 并可提高雨水的生物稳定性.

(4) PFS、UF 和 PFS-UF 对颗粒物的去除率分别达 80.5%、99.6% 和 99.9%.

(5) 膜通量的变化和 SEM 图可以反映出, 混凝在一定程度上减轻了 UF 膜污染; 形成的凝胶层具有一定整体强度, 水力清洗时易于清除, 膜通量恢复较好; 但同时凝胶层的产生也增大了透膜阻力, 因此与 UF 相比, PFS-UF 工艺的周期内膜通量衰减有增加的趋势.

## 参 考 文 献

- [1] Seyed M, Seyed S, Amin R. Optimization of operating conditions in ultrafiltration process for produced water treatment via the full factorial design methodology [J]. *Separation and Purification Technology*, 2014, 132(20): 50-61
- [2] 罗慧英, 丘玉蓉, 王耀堂, 等. 广州亚运村杂用水专项研究-雨水综合利用[J]. *给水排水*, 2008, 34(5): 70-78
- [3] 徐钟骏, 刘晋民. 上海世博会伦敦案例馆展示的雨水利用技术案例分析[J]. *净水技术*, 2012, 31(3): 36-39
- [4] 杜欣, 李波, 孙钢. 节水及水资源利用技术在三星绿色建筑设计中的应用——以都江堰大熊猫疾控中心为例[J]. *给水排水*, 2013, 39(11): 64-68
- [5] 王立存, 张文杰, 牛俊怡. 天津滨海新区某建筑区雨水利用实例[J]. *中国给水排水*, 2013, 29(4): 43-46
- [6] 尹滔. 昆明呈贡白龙潭 B 地块的市政道路雨水利用措施[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(24): 64-67
- [7] 邓卓智, 赵生成, 宗复芄, 等. 基于水体自然净化的北京奥林匹克公园中心区雨水利用技术[J]. *给水排水*, 2008, 34(9): 96-100
- [8] 顾正斌, 侯毅凯, 王慧勇. 邯郸市城区雨水利用途径探索[J]. *水科学与工程*, 2006, 6: 12-14
- [9] 董蕾, 车伍, 李海燕, 等. 我国部分城市的雨水利用规划现状及存在问题[J]. *中国给水排水*, 2007, 23(22): 1-5
- [10] Chu K H, Yoo S S, Jae Y A, et al. Determining flux behavior via a modified flux-step method for surface water treatment: Pilot-scale ultrafiltration membrane operation [J]. *Desalination*, 2014, 341(15): 19-26
- [11] Bai L M, Qu F S, Liang H, et al. Membrane fouling during ultrafiltration (UF) of surface water: Effects of sludge discharge interval (SDI) [J]. *Desalination*, 2013, 319(14): 18-24
- [12] Nishi L, Salcedo Vieira A M, Fernandes Vieira M, et al. Hybrid process of coagulation/flocculation with *Moringa oleifera* followed by ultrafiltration to remove *Microcystis* sp. cells from water supply [J]. *Procedia Engineering*, 2012, 42: 865-872
- [13] Karin L, Hwang C, Liu W T, et al. A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks [J]. *Water Research*, 2013, 49(9): 3015-3025
- [14] Prest E I, Hammes F, Kötzsch S, et al. Monitoring microbiological changes in drinking water systems using a fast and reproducible flow cytometric method [J]. *Water Research*, 2013, 47(19): 7131-7142
- [15] Wijekoon K C, Hai F I, Kang J G, et al. A novel membrane distillation-thermophilic bioreactor system: Biological stability and trace organic compound removal [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 159: 334-341
- [16] Parinda T, Futoshi K, Ikuro K, et al. Evaluation of microbial regrowth potential by assimilable organic carbon in various reclaimed water and distribution systems [J]. *Water Research*, 2013, 47(1): 225-232
- [17] 鲁巍, 唐峰, 张晓健, 等. 净水工艺对饮用水生物稳定性控制的研究 [J]. *环境科学*, 2005, 26(6): 71-74
- [18] Guo M T, Hu H Y, Liu W J. Preliminary investigation on safety of post-UV disinfection of wastewater: bio-stability in laboratory-scale simulated reuse water pipelines [J]. *Desalination*, 2009, 239(1/3): 22-28
- [19] 李欣, 马建薇. 生物可降解溶解性有机碳 (BDOC) 降解动力学研究 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2005, 37(9): 1183-1185
- [20] 刘文君, 吴红伟, 王占生. 饮用水中 BDOC 测定动力学研究 [J]. *环境科学硕士学位论文*, 1999, (4): 20-23
- [21] 岳志芳. 混凝-沉淀-砂滤-超滤工艺对城市小区雨水处理与回用实验研究 [D]. 兰州: 兰州交通大学硕士学位论文, 2013
- [22] 纪桂霞, 王平香, 邱卫国. 上海市雨水径流水质监测与混凝沉淀试验研究 [J]. *给水排水*, 2007, 33(2): 47-51
- [23] 桂霞, 胡承志, 朱灵峰, 等. 铝盐混凝除磷影响因素及机制研究 [J]. *环境科学*, 2013, 34(4): 1386-1391
- [24] 任刚, 崔福义, 林涛, 等. 常规混凝沉淀工艺对阴离子表面活性剂的去除研究 [J]. *给水排水*, 2004, 30(7): 1-6
- [25] 王立立, 刘煊彬, 胡勇. 生活污水二级生物处理后的铁盐混凝除磷试验研究 [J]. *环境污染与防治*, 2002, 24(6): 361-364
- [26] Tian J Y, Erms M t, Cui F Y, et al. Correlations of relevant membrane foulants with UF membrane fouling in different waters [J]. *Water Research*, 2013, 47(3): 1218-1228
- [27] Liang H, Gong W J, Chen J. Cleaning of fouled ultrafiltration (UF) membrane by algae during reservoir water treatment [J]. *Desalination*, 2008, 220(1/3): 267-272
- [28] 刘成, 高乃云, 蔡云龙. 强化混凝去除黄浦江原水中有机物研究 [J]. *中国给水排水*, 2006, 22(1): 84-87
- [29] 李爽, 张晓健. 优化混凝控制水中可生物降解有机物 [J]. *中国给水排水*, 2003, 19(4): 39-41
- [30] 方华. 饮用水生物稳定性和净水工艺对有机物去除的研究 [D]. 东南大学, 2006
- [31] 马颖, 龙腾锐, 方振东. 饮用水生物稳定性的评价体系 [J]. *中国给水排水*, 2004, 20(12): 96-98
- [32] Hu J Y, Wang Z S, Ng W J, et al. The effect of water treatment processes on the biological stability of potable water [J]. *Water Research*, 1999, 33(11): 2587-2592
- [33] Lauren A. Weinrich, Patrick K. Jjemba, Eugenio Giraldo, et al. Implications of organic carbon in the deterioration of water quality in reclaimed water distribution systems [J]. *Water Research*, 2010, 44(18): 5367-5375
- [34] V. Singh, C. Das. Comparison of spiral wound UF membrane performance between turbulent and laminar flow regimes. *Desalination*, 2014, 337(17): 43-51
- [35] 方绪亮, 何义亮, 徐培. 膜表面形貌对厌氧膜生物反应器膜污染影响的试验研究 [J]. *环境化学*, 2006, 25(1): 65-68