

磁性炭/超滤工艺处理含镉微污染水源水

万俊力^{1,2}, 周 准¹, 刘思缘¹, 雷 超^{1,2}, 栗小钡¹, 何洪波¹,
杨轶辉^{1,2}, 禹丽娥^{1,2}

(1. 长沙理工大学 水利工程学院, 湖南 长沙 410114; 2. 水沙科学与水灾害防治湖南省重点实验室, 湖南 长沙 410114)

摘 要: 针对湘江流域水源水的微污染现状和镉污染特征,以微絮凝砂滤-粉末活性炭/超滤组合技术为基础,提出了用磁性炭取代粉末活性炭联合超滤膜去除水中氨氮、有机污染物和微量镉的新型组合工艺。当采用磁性炭/超滤小试装置处理含镉微污染水源水时,该组合工艺运行稳定,对浊度、TOC、COD_{Mn}、氨氮和镉的平均去除率分别为97.5%、59.0%、51.3%、37.1%和99.9%,出水水质满足《生活饮用水卫生标准》的要求。其中,磁性炭吸附对水中痕量镉的高效去除是出水镉达标的关键步骤,主要去除机理为静电吸附,并且磁性炭易于磁分离回收,通过现场高级氧化再生后可恢复其吸附性能。

关键词: 微污染水源水; 重金属; 镉; 磁性炭; 超滤

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)19-0006-06

Application of Magnetic Activated Carbon/UF for Cadmium Removal from Micro-polluted Source Water

WAN Jun-li^{1,2}, ZHOU Zhun¹, LIU Si-yuan¹, LEI Chao^{1,2}, LI Xiao-bei¹,
HE Hong-bo¹, YANG Yi-hui^{1,2}, YU Li-e^{1,2}

(1. School of Hydraulic Engineering, Changsha University of Science and Technology, Changsha 410114, China; 2. Hunan Province Key Laboratory of Water, Sediment Sciences & Flood Hazard Prevention, Changsha 410114, China)

Abstract: The current characteristic of cadmium in “Changsha – Zhuzhou – Xiangtan” section of Xiangjiang River was analyzed and the main water pollution index data at the specified sampling point was investigated. On the basis of micro-flocculation direct filtration and PAC/UF process, magnetic activated carbon (MAC) was taken to replace PAC and used to remove ammonia nitrogen, organic pollutants and Cd (II) from water. A lab scale device of MAC/UF process was employed to treat the micro-polluted source water containing Cd (II) in Xiangjiang River. The results showed that the MAC/UF process operated stably and the final effluent quality met the existing national drinking water health standards. The removal rates of turbidity, TOC, COD_{Mn}, ammonia nitrogen and Cd(II) were 97.5%, 59.0%, 51.3%, 37.1% and 99.9%, respectively. MAC had excellent removal capacities towards trace Cd(II) in water, which made effluent meet the *Standards for Drinking Water Quality*. Heavy metal Cd removal mecha-

nism was mainly electrostatic adsorption. Furthermore, MAC was easily recovered by magnetic separation and achieved high regeneration efficiency by advanced oxidation technology.

Key words: micro-polluted source water; heavy metal; cadmium; magnetic activated carbon; UF

湘江是湖南省长株潭等核心城市的重要供水水源,2012 年湘江水利枢纽工程完工蓄水后,其Ⅱ~Ⅲ类水质占评价河长的比例有所上升,但流经城镇和工矿企业河段区域的水质较差^[1,2]。以湘江长沙—株洲—湘潭河段为例,区域内密集的采冶炼、化工和钢铁等企业废水、废渣的排放量大且排放集中,同时湘江底泥中重金属累积造成的历史性污染严重,直接或间接造成了水体重金属区域污染;并且该区段排放相对集中的城市生活污水,有机物含量较高,加剧了水体的叠加污染程度。朱余银等^[3]指出:湘江长株潭段底泥中存在严重的重金属复合污染,污染物主要为 Cd、Zn、As 和 Pb,其中 Cd 含量超标最严重;刘耀驰等^[4]对历年湘江干流及其主要支流 36 个断面监测资料进行统计,结果表明 Hg、Cd、Pb 是最主要的超标污染物,其中 Hg、Cd 主要在干流,尤其 Cd 污染涉及衡阳以下各江段,面最广泛。由此可知湘江长沙—株洲—湘潭河段的主要污染特征是重金属有机复合污染,其中镉的污染特征和健康风险尤为突出。但是,混凝/沉淀/砂滤等常规水处理工艺不能有效去除微污染水体中的有机污染物^[2],其对重金属污染物的去除也显示出一定的局限性。因此,针对微污染水源的水质变化特征,研究和开发能高效去除供水水源中复合污染物的新技术和新工艺已成为十分紧迫的课题。

近年来,粉末活性炭/超滤(PAC/UF)组合工艺因能有效去除氨氮、有机和特殊污染物等而成为给水厂升级改造的重要选择之一^[5]。但采用 PAC/UF 工艺处理地表水时,在不同 PAC 投量下膜污染速率均高于直接超滤,粒径小且投量高的 PAC 在过膜前分离困难,是导致 PAC/UF 工艺膜污染程度加剧的主要原因之一^[6,7]。采用传统的膜过滤分离 PAC 增加了处理成本并容易引起膜孔堵塞,与过滤法相比,磁分离是一种简单高效的分离方法。最新研究表明^[8~10]:磁性纳米颗粒吸附剂(如: MnFe_2O_4 、 CuFe_2O_4 、 $\text{MnO}-\text{Fe}_2\text{O}_3$ 或纳米 Fe_3O_4)对水中重金属离子具有稳定高效的吸附效果,但存在吸附容量小、分散性较差或适用 pH 值范围窄的缺点,从而限制

了其在水处理领域中的应用。因而把磁性纳米颗粒负载在粉末炭材料表面制成磁性复合炭,既可解决粉末炭的分离问题,又能缓解磁性物质吸附容量小的不足。因此,为避免 PAC 泄漏带来的水质安全和膜污染问题,同时解决重金属离子去除和粉末炭材料再生等问题,笔者拟将所制备磁性炭应用于 PAC/UF 组合工艺中,即用磁性炭取代 PAC,制作带有外磁场分离功能的反应器,将一些功能互补的工艺进行优化组合,初步探讨磁性炭/超滤工艺处理含镉微污染水源水的特性。

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

高锰酸钾、硫酸亚铁、纳氏试剂、硫酸和氨水等均均为分析纯,购自国药集团化学试剂有限公司;多元素 ICP 混合标准溶液购自美国 SPEX CertiPrep 公司;椰壳活性炭购自海南星光活性炭有限公司。

采用麦克 ASAP 2020 型 N_2 吸附-脱附等温测试原活性炭和磁性炭的比表面积、平均孔径和平均孔容;采用 Boehm 滴定方法测定原活性炭和磁性炭的表面官能团;采用马尔文 Nano ZS 90 型 Zeta 电位分析仪测试原活性炭和磁性炭的零电荷点(pH_{pzc});采用电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS)测定水样二价镉离子的浓度;采用哈希 2100Q 型便携式浊度仪测定浊度;采用国家标准分析方法测定 COD_{Mn} 和氨氮;采用 UV-1800 型紫外分光光度计测定 UV_{254} ;采用 TOC-L 型总有机碳分析仪测定 TOC。

1.2 原水水质

原水取自黑石铺过流断面,该取样点位于长沙市饮用水源一级保护水域范围内。于 2017 年 6 月初开始每间隔 30 d 取水样检测,持续至 2017 年 12 月,共取样 7 次。测试水质指标包括水温、浊度、 COD_{Mn} 、 UV_{254} 、氨氮和 pH 值等,结果见表 1。可知湘江长沙区段供水水源水质总体为Ⅲ类,氨氮含量介于Ⅱ~Ⅲ类水质标准之间,有机污染物含量略超过Ⅲ类水质标准;由文献数据^[1,4]分析可知湘江水利枢纽工程完工蓄水后,监测断面水体中镉含量均未超标,但存在瞬时值升高的情况,因此小试原水中

Cd(Ⅱ)浓度取 200 $\mu\text{g/L}$,以验证磁性炭/超滤工艺 应对突发性镉污染的效能。

表 1 原水水质

Tab. 1 Raw water quality

项目	水温/ $^{\circ}\text{C}$	浊度/NTU	$\text{COD}_{\text{Mn}}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{UV}_{254}/\text{cm}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	pH 值
范围	11.5 ~ 31.8	5.95 ~ 19.10	3.60 ~ 7.80	0.026 ~ 0.067	0.52 ~ 0.88	7.24 ~ 8.19
均值	20.6	11.14	6.05	0.052	0.67	7.68

1.3 试验装置与运行工况

磁性炭/超滤工艺小试装置如图 1 所示,试验过程如下:向原水箱中投加适量聚合氯化铝,经进水泵水力循环搅拌 5 min 后由上部进入砂滤柱进行微絮凝过滤;砂滤柱出水靠水位差由下部进入磁性炭柱,以上向流方式流至磁性炭柱的三角溢流堰区域,在磁性炭柱不同位置设置外磁场进行固液分离,上清液经溢流堰进入中间水箱;中间水箱水位高于膜泵吸水水位后,启动膜泵抽水至超滤膜(采用外压式中空纤维膜)柱进行过滤,出水至清水箱。反冲洗过程如下:放空中间水箱,注入膜柱出水作为反冲洗水,分别启动进水泵和膜泵定期对砂滤柱和超滤膜柱进行反冲洗。在各进水管和反冲洗水管上都设有阀门和流量计,以控制运行过程和进出水流量。磁性炭通过放空管定期回收,现场进行湿式高级氧化再生,烘干后循环使用。



图 1 小试装置

Fig. 1 Real photo of lab scale device

采用序批式试验考察了在不同混凝剂投加量(1.3 ~ 5.2 mg/L ,以 Al_2O_3 计)、磁性炭投加量(50 ~ 800 mg/L)及吸附反应时间(1 ~ 30 min)的条件下

对原水中主要污染指标的去除效果,以确定磁性炭/超滤工艺的相关运行参数。采用小试探究了磁性炭/超滤工艺处理含镉微污染水源水的特性,每组试验运行时长为 150 min,每隔 10 min 分别取砂滤柱、磁性炭柱和超滤膜柱出水水样,进行相关水质指标的测定;运行前将磁性炭(400 mg/L ,200 ~ 300 目)用超纯水浸润后一次性投加到磁性炭柱,控制进水流速在 0.65 ~ 0.70 L/min ;每组小试结束后进行砂滤柱和超滤膜柱的反冲洗,砂滤柱的反冲洗强度为 12 $\text{L}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$,反冲洗时间为 5 min,超滤膜柱的反冲洗强度为 2 $\text{L}/(\text{min} \cdot \text{m}^2)$,反冲洗时间为 1 min。上述试验均重复 3 次以上。磁性炭再生采用 0.1 mol/L 的 HCl 和 NaOH 溶液调节再生液 pH 值为 4.5, H_2O_2 投加量为 3.0 mmol/L ,再生反应时间为 30 min,每次再生后补充约 1% 的磁性炭。

2 结果与讨论

2.1 运行工况的确定

2.1.1 运行参数

通过序批式试验对微絮凝的最佳混凝剂投量、磁性炭最优投量和吸附反应时间进行了确定。当磁性炭投量增至 400 mg/L 时,吸附反应 1 min 后对浊度的去除率就可达到 95.0%,随时间延长,不同磁性炭投量下的浊度去除率增幅趋缓,稳定在 95.0% ~ 97.0%,以此为依据确定后续试验的磁性炭投量为 400 mg/L ,吸附反应时间为 5 min(见图 2)。

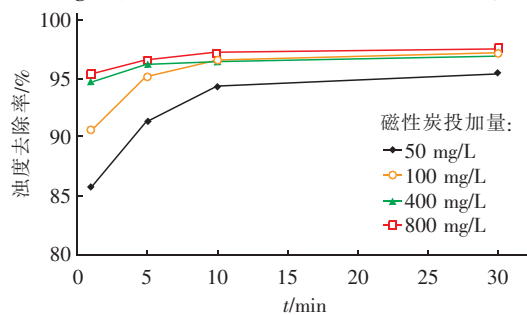


图 2 不同磁性炭投加量下浊度去除率随反应时间的变化

Fig. 2 Variation of turbidity removal with adsorption time at different magnetic activated carbon dosages

当混凝剂投量升至 2.6 mg/L 时,混凝后浊度去除率变化趋缓,且混凝后出水经磁性炭处理后浊度去除率均达到 95.5% 以上,因此确定混凝剂投加量为 2.6 mg/L (见图 3)。为保证磁性炭柱 5 min 的水力停留时间,进水流量应控制在 0.67 L/min。

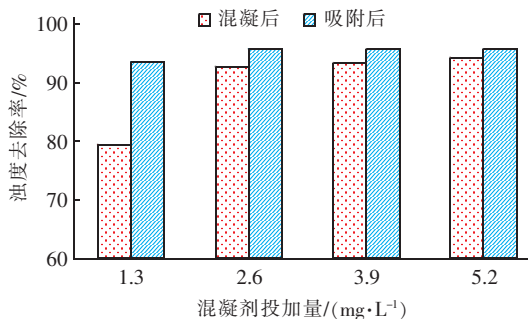


图3 浊度去除率随混凝剂投加量的变化

Fig. 3 Removal rate of turbidity at different coagulant dosages

2.1.2 磁性炭的物化特性与再生

由氮气吸附-脱附等温线测试结果可知,与原活性炭相比,磁性纳米颗粒的存在导致了磁性炭的 BET 比表面积 (S_{BET}) 和平均孔径 (V_t) 分别降低了 25.5% 和 35.0%, 而平均微孔孔径下降幅度仅为 11.7%, 这说明磁性纳米颗粒没有完全阻塞原活性炭的所有孔隙,尤其对微孔影响较小,磁性炭样品对小分子污染物仍具备良好的吸附性能。由 pH_{pzc} 测试和 Boehm 滴定结果可知,磁性炭的 pH_{pzc} 值为 6.32, 低于原活性炭 (pH_{pzc} 值为 6.86), 说明其具有更多的酸性表面官能团,这与 Boehm 滴定结果一致 (磁性炭的酸性表面官能团总数为 0.94 mmol/g, 高于原活性炭的 0.71 mmol/g)。

表 2 为 5 次吸附-再生-吸附循环中磁性炭对水中 TOC 的平衡吸附容量,经过第 4 次催化氧化再生之后,在 pH 值为 7.0 和 4.5 条件下磁性炭的吸附效率分别保持在 49.6% 和 85.9%。

表 2 磁性炭循环使用 5 次对 TOC 的吸附容量

Tab. 2 Adsorption capacity of TOC on regenerated MAC in each of regeneration cycles $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$

项 目	循环次数				
	1	2	3	4	5
pH 值=7.0	65.27	34.86	33.58	32.64	32.39
pH 值=4.5	64.77	59.58	58.21	56.38	55.61

由于磁性炭样品表面负载的磁性纳米颗粒有助于催化 H_2O_2 氧化降解有机污染物^[9], 从而保证该吸附剂良好的湿式高级氧化再生效果,并且弱酸性条件更有利于磁性炭基于 H_2O_2 的催化氧化再生。

2.2 磁性炭/超滤工艺的运行效果

2.2.1 对浊度的去除效果

微絮凝砂滤-磁性炭/超滤组合工艺对浊度的去除效果见图 4。砂滤出水的平均浊度和去除率分别为 3.68 NTU、67.0%, 炭柱出水的平均浊度和累积去除率分别为 2.36 NTU、78.8%, 膜柱出水的平均浊度和累积去除率分别为 0.28 NTU、97.5%。小试中磁性炭对浊度的去除率低于序批式试验,主要原因是炭柱中磁性炭随进水水流保持悬浮态,外磁场分离效果远低于静态试验的。磁性炭/超滤单元的出水浊度均低于 0.5 NTU, 满足且优于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006) 限值要求。该组合工艺对浊度的去除率高,一方面是因为微絮凝砂滤去除了大部分悬浮颗粒和大分子胶体物质,另一方面在磁性炭吸附以及超滤膜的截留下,小分子胶体物质和其他污染物得到高效去除^[2,6],从而保证了出水浊度的稳定合格。

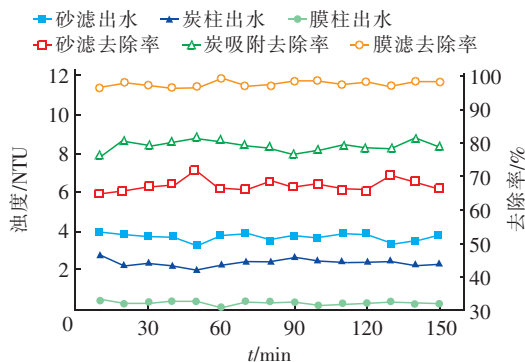


图4 磁性炭/超滤工艺对浊度的去除效果

Fig. 4 Removal of turbidity in MAC/UF process

2.2.2 对有机污染物的去除效果

图 5 为微絮凝砂滤-磁性炭/超滤组合工艺对 TOC、 COD_{Mn} 和 UV_{254} 的去除效果,砂滤、磁性炭吸附及膜柱出水的平均 TOC 分别为 2.82、2.68、2.18 mg/L,组合工艺对 TOC、 COD_{Mn} 和 UV_{254} 的平均去除率分别为 59.0%、51.3% 和 61.2%, 磁性炭/超滤单元的出水 COD_{Mn} 均低于 3.0 mg/L, 满足《生活饮用水卫生标准》限值要求。微絮凝砂滤单元对 TOC 的去除作用最大,膜滤对 TOC 的去除效率高于炭吸附,可知组合工艺对有机污染物的去除规律与浊度相似,说明大部分有机污染物是以颗粒态存在。 UV_{254} 与 COD_{Mn} 是衡量水中有机物指标的参数,在地表水质较差时两者的相关性更好^[11]。组合工艺对 UV_{254} 与 COD_{Mn} 的去除率随运行时间的延长均呈现

下降趋势,说明试验初期磁性炭的表面吸附位充足,UV₂₅₄与COD_{Mn}表征的有机污染物易被磁性炭吸附,去除率相对较高,到后期磁性炭的吸附容量趋于饱和,因此磁性炭/超滤单元对该类物质的去除率开始下降,由此推断磁性炭/超滤单元去除以UV₂₅₄和COD_{Mn}表征的有机污染物时,炭材料的物理吸附作用占主导,这与笔者前期研究结果一致^[2]。

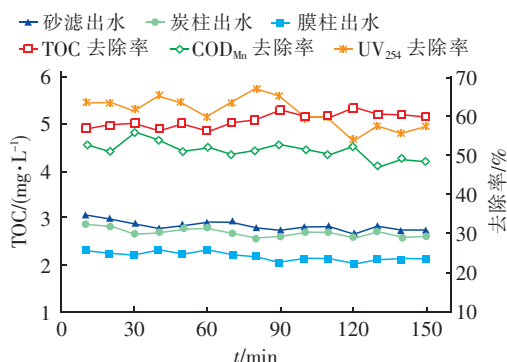


图5 磁性炭/超滤工艺对有机污染物的去除效果

Fig.5 Removal of organic pollutants in MAC/UF process

2.2.3 对氨氮的去除效果

微絮凝砂滤-磁性炭/超滤组合工艺对氨氮的去除效果如图6所示。微絮凝砂滤出水氨氮平均浓度为0.64 mg/L,平均去除率仅为5.4%,说明常规给水处理工艺无法满足出水氨氮<0.5 mg/L的要求。相对于微絮凝砂滤处理单元,磁性炭/超滤单元对氨氮的平均去除率为37.1%,出水氨氮浓度均低于0.5 mg/L,满足《生活饮用水卫生标准》限值要求。磁性炭柱出水氨氮平均浓度为0.43 mg/L,超滤膜柱出水氨氮平均浓度为0.42 mg/L,可知磁性炭的吸附作用是出水氨氮达标的因素。

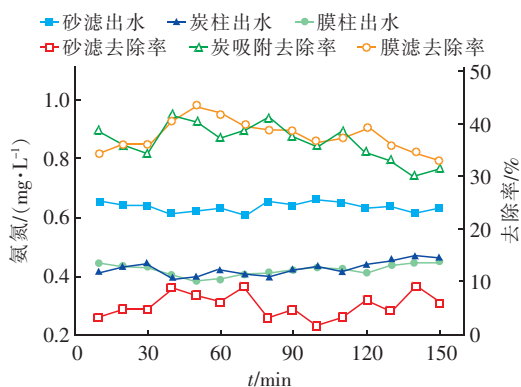


图6 磁性炭/超滤工艺对氨氮的去除效果

Fig.6 Removal of ammonia nitrogen in MAC/UF process

相关研究表明,直接超滤工艺对氨氮等小分子溶解性无机物难以去除^[5,12],PAC/UF组合工艺对

氨氮的去除主要依赖污泥中亚硝化和硝化菌群的生化降解作用^[2],而磁性炭/超滤组合工艺中未考虑微生物培养,推断磁性炭表面酸性官能团含量的提高使活性炭的亲水性增强,对氨氮的吸附能力随之提高,与陈靖等的研究结果相符。

2.2.4 磁性炭对去除镉的影响

测定显示,尽管微絮凝砂滤处理单元对Cd²⁺的平均去除率高达95.5%,但其出水Cd²⁺平均浓度为8.98 μg/L,超出5 μg/L的限值要求;炭柱和膜柱出水的Cd²⁺平均浓度分别为0.21和0.15 μg/L,远低于标准限值要求。微絮凝砂滤-磁性炭/超滤组合工艺对Cd²⁺的平均去除率为99.9%,其中磁性炭吸附对水中痕量Cd²⁺的高效去除(平均去除率为97.7%)是出水镉含量达标的步骤。诸多研究曾报道,铁锰氧化物及其复合材料对水中重金属离子均表现出优异的去除能力,化学吸附是控制重金属离子吸附速率的关键因素,其主要去除机理是静电吸附和专属吸附^[6,8]。微絮凝砂滤-磁性炭/超滤组合工艺中所采用磁性炭表面负载的磁性纳米颗粒为MnFe₂O₄,具有比较丰富的酸性官能团,在水溶液中易出现表面离子化并与Cd²⁺发生配位反应而生成配位化合物,从而发生专属吸附;另外,磁性炭的pH_{pzc}值为6.32,在pH值为7.24~8.19的原水中呈现负电性,显然Cd²⁺可通过静电吸引的形式被磁性炭吸附。一般静电吸附无选择性,较专属吸附更容易发生,故推断静电吸附是磁性炭去除水中Cd²⁺的主要作用机理。

3 结论

① 湘江长沙段水源水质总体为Ⅲ类,氨氮含量介于Ⅱ~Ⅲ类水质标准之间,有机污染物含量略超过Ⅲ类水质标准,镉存在瞬时值升高的情况。

② 磁性炭/超滤组合工艺运行稳定,微絮凝砂滤的预处理作用十分重要;组合工艺对浊度、TOC、COD_{Mn}、氨氮和镉离子的平均去除率分别为97.5%、59.0%、51.3%、37.1%和99.9%,出水水质满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)的要求。

③ 磁性炭的吸附作用是出水氨氮达标的重要因素,同时磁性炭对水中痕量镉的高效去除是出水镉达标的步骤,其除镉的主要作用机理是静电吸附,并且磁性炭易于磁分离回收,进行现场H₂O₂催化氧化再生后可以恢复85.9%的吸附性能。因此,磁性炭/超滤组合工艺有望成为高效处理含镉微

污染水源水以及应对水体突发性重金属污染的新型净水技术。

参考文献:

- [1] 胡旷成,铁柏清,张蕊琪,等. 长沙水利枢纽工程蓄水后的湘江长沙段重金属污染评价[J]. 四川环境, 2016,35(4):42-48.
Hu Kuangcheng, Tie Boqing, Zhang Ruiqi, *et al.* Assessment of heavy metal pollution of Changsha section of Xiangjiang River after water storage of the water hub project[J]. Sichuan Environment, 2016,35(4):42-48 (in Chinese).
- [2] 万俊力,詹凤凌. 湘江长沙段水源水的微污染现状及PAC-UF去除研究[J]. 水处理技术, 2013,39(11):83-86.
Wan Junli, Zhan Fengling. The investigation and experimental research of PAC-UF of micro-polluted water resource in Changsha section of Xiangjiang River[J]. Technology of Water Treatment, 2013,39(11):83-86 (in Chinese).
- [3] 朱余银,戴塔根,吴玺虹. 湘江长株潭段底泥重金属污染现状评价[J]. 中南大学学报, 2012,43(9):3710-3717.
Zhu Yuyin, Dai Tegen, Wu Qianhong. Assessment on heavy metals contamination in sediments of Changsha-Zhuzhou-Xiangtan section of Xiangjiang River[J]. Journal of Central South University, 2012,43(9):3710-3717 (in Chinese).
- [4] 刘耀驰,高栗,李志光,等. 湘江重金属污染现状、污染原因分析与对策探讨[J]. 环境保护科学, 2010,36(4):26-29.
Liu Yaochi, Gao Li, Li Zhiguang, *et al.* Analysis on heavy metals pollution status and reasons in Xiangjiang River and discussion on its countermeasures[J]. Environmental Protection Science, 2010,36(4):26-29 (in Chinese).
- [5] Sengül A B, Ersan G, Tüfekçi N. Removal of intra- and extracellular microcystin by submerged ultrafiltration (UF) membrane combined with coagulation/flocculation and powdered activated carbon (PAC) adsorption[J]. J Hazard Mater, 2018,343:29-35.
- [6] 高颖鸿,蔡磊,邓慧萍,等. BPAC/UF工艺处理沉淀池出水的试验研究[J]. 中国给水排水, 2013,29(23):69-72.
Gao Yinghong, Cai Lei, Deng Huiping, *et al.* BPAC/UF process for treatment of effluent from sedimentation tank [J]. China Water & Wastewater, 2013,29(23):69-72 (in Chinese).
- [7] Campinas M, Rosa M J. Assessing PAC contribution to the NOM fouling control in PAC/UF systems[J]. Water Res, 2010,44(5):1636-1644.
- [8] Lin S, Yang Y, Chen G, *et al.* Study on the influence of thiolation on the adsorption and magnetic recovery of superparamagnetic nanoadsorbents for Cd(II) removal[J]. Appl Surf Sci, 2017,425:141-147.
- [9] Wan J L, Deng H P, Shi J, *et al.* Synthesized magnetic manganese ferrite nanoparticles on activated carbon for sulfamethoxazole removal[J]. Clean Soil, Air, Water, 2014,42(9):1199-1207.
- [10] Zhou Q W, Liao B H, Lin L N, *et al.* Adsorption of Cu(II) and Cd(II) from aqueous solutions by ferromanganese binary oxide-biochar composites[J]. Sci Total Environ, 2018,615:115-122.
- [11] 于浩,李宁. 地表水中UV₂₅₄与COD之间的关系分析[J]. 水资源保护, 2009,25(4):67-69.
Yu Hao, Li Ning. Analysis of the relationship between UV₂₅₄ and COD in surface water[J]. Water Resources Protection, 2009,25(4):67-69 (in Chinese).
- [12] 张耀宗,王启山. 超滤膜用于水厂工艺改造的中试研究[J]. 中国给水排水, 2012,28(13):60-63.
Zhang Yaozong, Wang Qishan. Pilot-scale experiment on ultrafiltration membrane for process transformation of waterworks[J]. China Water & Wastewater, 2012,28(13):60-63 (in Chinese).



作者简介:万俊力(1978-),女,湖南常德人,博士,讲师,研究方向为水处理理论与技术。

E-mail: wanjunli@csust.edu.cn

收稿日期:2018-06-12