

PPC 和 PFS 联用去除水源水中 Tl 和 Sb 复合污染

杜 星¹, 梁 恒², 瞿芳术¹, 黄禹坤³, 叶挺进³, 李圭白¹

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨;
2. 城市水资源开发利用(北方)国家工程研究中心, 150090 哈尔滨;3. 佛山市水业集团有限公司, 528305 广东 佛山)

摘 要: 为了去除地表水源水加标模拟的重金属铊(Tl)和锑(Sb)复合污染,采用了高锰酸盐复合药剂(PPC)和聚合硫酸铁(PFS)联用强化常规工艺;通过静态烧杯实验和微型移动式平台优化工艺参数,对去除铊和锑复合污染的影响因素(PPC 投量、PFS 投量和 pH)进行分析. 实验结果表明,组合工艺可保证水源水在 Tl 超标 2~3 倍($0.21 \sim 0.35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$),Sb 超标 3~4 倍($15 \sim 20 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)的场合出水达标,对应的工艺参数是: pH 控制在 5.7~6.3,PPC 投量控制在 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上,聚铁投量控制在 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上. PPC 和 PFS 联用强化常规工艺可有效去除地表水源水加标模拟的铊(Tl)和锑(Sb)复合污染,并且 PPC 投量是影响 Tl 去除的主要因素,PFS 投量和 pH 是影响 Sb 去除的主要因素.

关键词: 铊;锑;复合污染;pH;PPC;PFS

中图分类号: TU991.2 文献标志码: A 文章编号: 0367-6234(2013)06-0033-05

An approach for thallium and antimony combined pollution removal in drinking water using potassium permanganate composites and polymeric ferric sulfate

DU Xing¹, LIANG Heng², QU Fangshu¹, HUANG Yukun³, YE Tingjin³, LI Guibai¹

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China;
2. National Engineering Research Center of Urban Water Resources, 150090 Harbin, China;
3. Foshan Water Group Co. Ltd., 528305 Foshan, Guangdong, China)

Abstract: An integrated approach of potassium permanganate composites and polymeric ferric sulfate was used to strengthen the effect on the removal of simulated thallium and antimony combined pollution in surface water. Jar tests and micro-travelling experimentation platform tests were used to optimize the operation conditions, then the main factor for removing thallium (Tl) and antimony (Sb) combined pollutants was discussed. The results show that the initial water containing $0.21 - 0.35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (2 - 3 times) thallium (Tl) and $15 - 20 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (3 - 4 times) antimony (Sb) can be treated to satisfy the Chinese drinking water quality standard, simultaneously the corresponding operation condition are as follows: the pH value of raw water should be adjust to 5.7 - 6.3, the dose of PPC was higher than $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and a dosage of PFS was higher than $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. And furthermore, the dosage of potassium permanganate composites (PPC) was the key factor for thallium(Tl) removal,while the dosage of polymeric ferric sulfate(PFS) and pH of raw water were the key factors for antimony(Sb) removal.

Key words: Tl; Sb; combined pollution; pH; potassium permanganate composites; polymeric ferric sulfate

根据中国环保部统计, 2001 年至 2008 年期

间,国内水污染事件达到 6 677 起,包括突发性重金属污染事件^[1]. Tl 的毒性大于 Hg、Cd、Pb、Zn 和 Cu,其污染来源于废气泄露,污水排放,高含 Tl 煤燃烧等. Tl 的存在形态主要有 Tl(I)和 Tl(III),而在水环境中主要以 Tl(III)形态存在^[3-4]. Tl 对人体的危害主要是影响亚铁血红素代谢^[5]. 对水环境中 Tl 去除的研究主要集中在吸附法^[5-7],离子

收稿日期: 2012-08-04.
基金项目: 粤港关键领域重点突破项目(2010Z52401);
佛山市院市合作项目(2011BY100291).
作者简介: 杜 星(1989—),男,博士研究生;
梁 恒(1979—),男,教授,博士生导师;
李圭白(1931—),男,教授,博士生导师,中国工程院院士.
通信作者: 梁 恒, hitliangheng@163.com.

交换法、投加 NaCl 溶液等^[2]. Sb 在水环境中以溶解态(Sb^{3+} , Sb^{5+})或颗粒物的形式存在, Sb(III)的毒性高于 Sb(VI)的 10 倍以上,其主要工业用途包括灭火延迟添加剂、制陶等^[8-9]. 现有去除水环境中 Sb 的有效方法有强化混凝^[9-11]、吸附^[12]等. 生活饮用水卫生标准^[13]中 Tl 的限值为 $0.1 \mu\text{g/L}$, Sb 的限值为 $5.0 \mu\text{g/L}$.

高锰酸盐复合药剂(PPC)以高锰酸钾为主剂,是一种优良的净水药剂,在除藻、除 NOM(天然有机物)和除砷中已有广泛应用,其中间态水合二氧化锰具有良好的界面特性和吸附性能^[14-15],在吸附 Pb^{2+} 和 Ge^{2+} 两种重金属方面已有深入研究^[16]. 水合氧化铁去除水中重金属的研究已有大量报道^[17].

国内关于铊的污染^[3]及锑的污染^[8]已有相关报道. 靠近 Tl 和 Sb 矿区的居民饮用水安全存在潜在的突发性 Tl 和 Sb 的复合污染的风险,因此需寻求新的工艺条件作为应急预案. 本文通过 PPC 和 PFS 联用去除模拟水源水中的 Tl 和 Sb 复合污染,寻求适用于水厂传统工艺应急预案的工艺参数.

1 实验材料与方法

实验用水为珠江流域北江某水厂地表水,实验期间原水水温为 $17 \sim 19^\circ\text{C}$,浊度为 $4 \sim 14 \text{ NTU}$, COD_{Mn} 质量浓度为 $1.3 \sim 1.6 \text{ mg/L}$, UV_{254} 为 $0.026 \sim 0.028 \text{ cm}^{-1}$, 氨氮质量浓度为 0.38 mg/L , 硬度为 $98 \sim 112 \text{ mg/L}$ (以 CaCO_3 计). 实验原水采用水厂原水加标相应浓度 Tl 和 Sb 配置.

聚合硫酸铁(PFS,以 Fe 计 18.5%),简称聚铁,由邵阳市佑华净水材料有限公司提供;高锰酸盐复合药剂由北京精密单因子水工程技术公司提供;静态烧杯实验采用 ZR4-6 混凝实验六联搅拌器;动态模拟水厂工艺实验所采用的全自动微型移动式应急平台由北京沃特赛斯公司提供;重金属(Tl, Sb, Mn, Fe)检测采用等离子体电感耦合体质谱仪(ICP-MS),取样经 $0.45 \mu\text{m}$ 的醋酸纤维膜过滤后测定;浊度测定采用 HACH 2100N 浊度分析仪;Tl 标准物质(GSB04-1758-2004, $1000 \mu\text{g/mL}$)购自国家有色金属研究所;Sb 标准物质(GBW(E)080545, $100 \mu\text{g/L}$)购自中国计量科学研究所;实验室用超纯水采用 MiliporeC(型号 Millipore Element A10)制备;pH 采用 Suntex Ts-110 pH 计测定;实验器皿均用体积分数为 15% 的硝酸溶液浸泡 24 h 后使用;NaOH 溶液

(分析纯 0.1 mol/L)与 HCl 溶液(分析纯 0.1 mol/L)用于调节 pH.

实验分两个阶段:1)混凝沉淀实验. 采用六联搅拌器模拟水厂混凝沉淀工艺流程,先投加 PPC,快速搅拌(250 r/min)1 min,再投加混凝剂,快速搅拌(250 r/min)1 min,再经中速搅拌(120 r/min)5 min,慢速搅拌(60 r/min)10 min,静沉 30 min;2)混凝沉淀过滤动态实验. 采用全自动微型移动式应急平台,流量为 0.5 L/s ,首先加入 PPC(主剂和辅剂分开加)后快速搅拌(420 r/min)1 min,接着加入混凝剂快速搅拌(420 r/min)1 min,再经中速搅拌(250 r/min)3 min,慢速搅拌(200 r/min)3 min,慢速搅拌(150 r/min)3 min,慢速搅拌(100 r/min)3 min;然后斜管沉淀,水在斜管内的上升流速为 $1 \sim 2 \text{ mm/s}$,停留时间为 $4 \sim 6 \text{ min}$,最后过滤出水,滤速为 $3 \sim 6 \text{ m/h}$,管中停留时间为 $5 \sim 8 \text{ min}$,其中石英砂(粒径 $d = 0.9 \sim 1.2 \text{ mm}$,不均匀系数 $K_{80} = 1.31 \sim 1.33$)取自水厂滤池.

2 结果与讨论

2.1 PPC 投量对 Tl 和 Sb 去除效果的影响

图 1 为固定原水 pH 为 6.20, Tl 和 Sb 初始质量浓度分别为 $0.21 \mu\text{g/L}$ 和 $14.3 \mu\text{g/L}$, 改变 PPC 投加量的实验结果. 从图中可以看出,当 PPC 质量浓度提高到 2 mg/L 以上时,各实验出水均能达标,且 PFS 质量浓度在 30 mg/L 时,出水值在检测限附近,去除率在 95% 以上. 但 PFS 质量浓度增加到 40 mg/L 时, Tl 的去除率反而较低. 关于固体二氧化锰($\beta\text{-MnO}_2$)对 Tl 的去除已有报道^[7], 另外有报道^[15]认为, $\delta\text{-MnO}_2$ (水合二氧化锰)相对于 $\beta\text{-MnO}_2$ 不仅具有更多的吸附位,而且吸附位活性也更强. 本研究中 PPC 投加量的增大主要作用是增加 $\delta\text{-MnO}_2$ 表面吸附位,增大其与污染物的接触机会,从而促进对水中重金属的吸附. 为了保证后续实验 Tl 出水能达标,后续实验控制 PPC 投量不超过 3 mg/L .

图 1 显示, PFS 质量浓度在 30 mg/L 时,出水 Sb 不能完全达标,当 PFS 质量浓度在 40 mg/L 时,出水 Sb 均达标,去除率在 73% 以上.

2.2 聚铁投量对 Tl 和 Sb 复合污染去除的影响

在控制 PPC 投量为 3 mg/L 时,考察聚铁投量对复合污染的去除效果,其中 Tl 和 Sb 初始质量浓度分别为 $0.21 \mu\text{g/L}$ 和 $14.3 \mu\text{g/L}$. 如图 2 所示,在两种 pH 值高于 6.5 的条件下,随着 PFS 质量浓度从 20 mg/L 增加到 60 mg/L , Sb 的去除率整体呈直线上升,虽达到 60% 但均未达标,出

水 Sb 质量浓度仍在 5.7 $\mu\text{g/L}$ 以上. 实验表明,聚铁投量是 Sb 去除的重要影响因素.

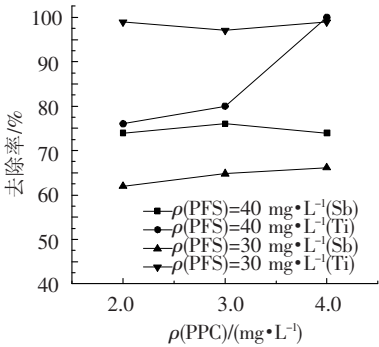


图1 PPC投量对去除效果的影响

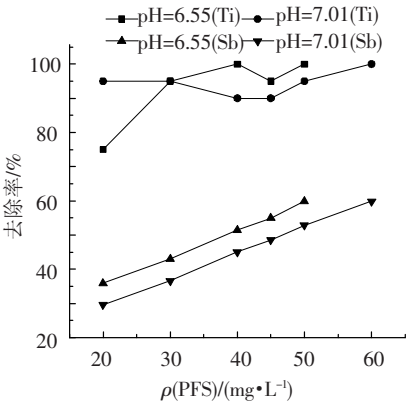


图2 不同PFS投量对去除效果的影响

聚铁对 Sb(III) 的去除机理不仅包括吸附还包括共沉淀,主要是三价铁水解后的水合氧化铁 HFO 中纳米晶体的异晶置代,而对 Sb(VI) 的去除主要是表面吸附和内吸附^[10-11].

在实验条件下 Tl 的去除率变化不大,均在 50% 以上,出水均达标,当 PFS 投量增大时 Tl 去除率没有明显变化.

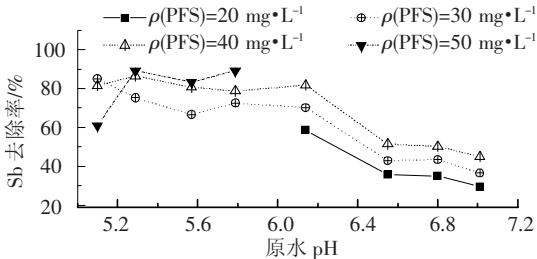
2.3 pH对Tl和Sb复合污染去除的影响

水合氧化铁对 Sb(III) 和 Sb(VI) 的去除机理不同^[9],当 pH < 5 时,Fe(III) 以 Fe(OH)₂⁺ 和 Fe(OH)₂²⁺ 的形态存在,随着 pH 的增大,Fe 以 Fe(OH)₄⁻ 的形态存在,在 pH 接近 5 时,Sb(III) 存在形态为中性(HSbO₂),而 Sb(VI) 的存在形态为 SbO₃⁻. 因此,当 pH < 5.0 时水合氧化铁对 Sb(VI) 通过化学吸附有较好的去除作用,而对 Sb(III) 的去除效果影响不大,主要作用为协同共沉淀.

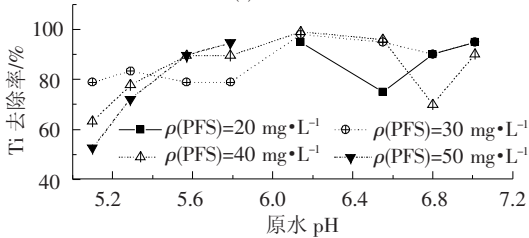
图3为pH对Tl和Sb复合污染去除实验的效果,其中PPC投量为3 mg/L,Tl和Sb初始质量浓度分别为0.20、14.7 $\mu\text{g/L}$. 由图3(a)可见,在 原水 Sb 超标 3 倍(14.7 $\mu\text{g/L}$) 的情况下,pH > 6.45 时聚铁质量浓度即使是 50 mg/L,出水 Sb 也不能达标,最大去除率仅 54%,对应出水 Sb 质量浓度为 6.8 $\mu\text{g/L}$;而当 pH < 6.20 时,聚铁投量在 30 mg/L 时,Sb 去除率均在 70% 以上,出水 Sb 质

量浓度低于 5.0 $\mu\text{g/L}$;类似 15 种工艺条件下 Sb 的去除率稳定在 80% 左右,最大去除率达到 91%,出水最低质量浓度为 1.1 $\mu\text{g/L}$. 可见,Sb 的去除率在 pH = 6.14 出现拐点,当 pH 高于 6.14 时,去除率低且不达标,当 pH 低于该值时,去除率变化不大且能保证出水达标. 该结果与文献[9]在 pH = 5.2 出现拐点不同,主要原因为聚铁在形成水合氧化铁 HFO 的同时,还通过吸附电中和、网捕卷扫等作用和水体颗粒物作用,由于体系的复杂性导致了结果的偏差.

图3(b)显示,当 pH < 6.0 时,出水 Tl 虽然达标(< 0.1 $\mu\text{g/L}$),但去除率明显比较低. 如图所示,总体趋势为提高 pH 有利于 Tl 的去除,在各种条件下出水 Tl 均达标. pH > 6.14 时,混凝剂投量在 30 mg/L 时去除率均在 90% 以上,出水 Tl 质量浓度在 0.04 $\mu\text{g/L}$ 以下.



(a) Sb 的去除率



(b) Tl 的去除率

图3 pH对复合污染去除效果的影响

2.4 强化Tl和Sb复合污染质量浓度

将原水污染物质量浓度调为 Tl 超标 3 倍(0.35 $\mu\text{g/L}$)、Sb 超标 4 倍(20.9 $\mu\text{g/L}$) 进行实验,pH 设定为 6.04. 图4(a)显示 PPC 的投量对 Sb 的去除有略微影响,总体趋势为随 PPC 投量增大,Sb 的去除率增大,但增大幅度不到 10%. 图4(b)为 Tl 的去除率受 PPC 投量的影响,最大去除率在 PPC 投量为 6 mg/L 时,达到 88%. PPC 投量低于 4 mg/L 时出水 Tl 质量浓度不达标,去除率在 60% 以下. 同样聚铁投量对 Tl 的去除率影响不大.

Tl 的去除可能机理主要有:1) 静电吸附, $\delta\text{-MnO}_2$ 的零电荷点(pH_{zpc}) 在 1.5 ~ 4.5 之间^[14],在实验期间原水 pH 均高于 $\delta\text{-MnO}_2$ 的零电点,导致表面显负电性,通过静电吸附加强对 Tl⁺ 的去除;2) Tl⁺ 和腐殖质(HAs)有微弱络合作用^[18],腐

殖质被水合氧化铁或水合氧化锰吸附,形成 TI-HAs-MnO₂ 或 TI-HAs-HFO 体系通过沉淀去除.

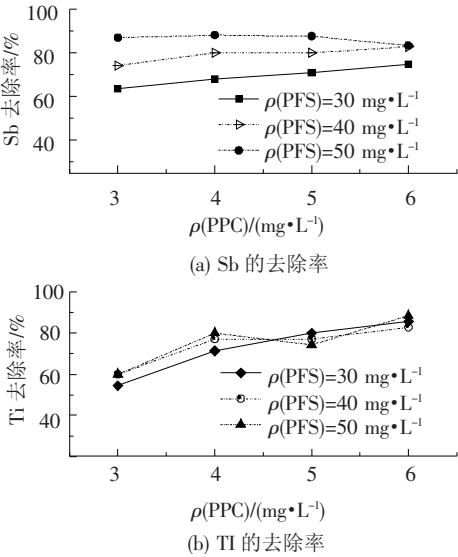


图 4 强化原水污染质量浓度工艺条件实验

图 5 为 pH 对强化复合污染去除效果的影响,其中 PPC 投量为 4 mg/L,TI 和 Sb 初始质量浓度分别为 0.32、20.5 μg/L. 由图 5(a)可知,Sb 去除率受 PFS 投量的影响较大,PFS 投量在 40 mg/L 以上能保证出水 Sb 达标. 由图 5(a)、5(b)可知,在 pH 从 6.04 降到 5.55,Sb 和 TI 的去除率提升 10% 左右. 可见,复合污染物质量浓度较大的原水,组合工艺也可以保证出水达标.

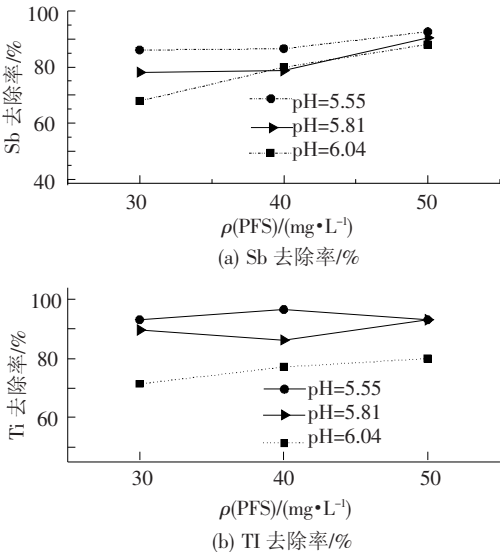


图 5 pH 对强化复合污染去除效果的影响

2.5 PPC 和 PFS 联合作用对沉后水水质的影响

PPC 和 PFS 联用去除原水 TI 的 Sb 复合污染的方法用在传统水处理工艺上,需要考虑对原有工艺带来的新问题. 在 2.1 ~ 2.4 部分模拟混合-絮凝-沉淀(CFS 工艺)的 72 组烧杯实验中,出水 Fe 质量浓度均低于 0.3 mg/L,且大部分在 0.05 mg/L 左右;出水 Mn 质量浓度只有 13 组低于 0.1 mg/L,最高达到 1.0 mg/L. 可见沉后出水中溶解性 Mn 含量较高,最大甚至达 4 ~ 8 倍. 同时,出水浊度在 4 NTU 左右,且当 pH < 5.5 时,测定浊度和原水基本接近或超过原水,主要是由于水合二氧化锰颗粒和铁氧体晶体的影响. 由于水合二氧化锰的形成和水合氧化铁的水解需消耗大量碱度,因此沉后出水 pH 均低于 6.5. 针对以上问题,需要考察常规工艺过滤处理单元对出水处理情况.

2.6 组合工艺动态模拟

移动式微型平台动态实验共采样 9 组,每组取样间隔 2 h. 如表 1 所示,过滤出水 Mn 的质量浓度均达标,且在 0.05 mg/L 以下. 沉后水 Fe 的质量浓度有时会超标,但经过滤均达标.

从图 6(a)可以看出沉后出水 TI 经过滤后均可保证达标(< 0.1 μg/L),从图 6(b)可以看出沉后水 Sb 的质量浓度低于限值(< 5.0 μg/L),但过滤仍有去除效果. 分析认为,实际水体中,Sb(III)可以和腐殖质通过螯合作用结合,通过混凝作用腐殖质和水合氧化铁及水合氧化锰形成大的颗粒物;同时虽然沉后水的 pH 为 5.5 ~ 6.0,但石英砂等电点(pH₀)为 0.7 ~ 2.2^[19-20],石英砂表面发生酸性离解,表面带负电,对 Fe(OH)²⁺ 和 Fe(OH)⁺ 颗粒通过静电吸附和截留去除,而 δ-MnO₂ 的颗粒直径为 20 ~ 100 nm^[15],呈胶体状态,虽表面呈负电性,在沉淀过程中,铁氧体正电性颗粒和负电性 δ-MnO₂ 颗粒形成更大的颗粒,从而易于被石英砂吸附截留去除.

总之,过滤过程石英砂在吸附截留颗粒物的同时去除部分 TI 和 Sb,同时浊度及 Fe、Mn 含量大幅度降低,且 pH 略有回升.

表 1 PPC 和 PFS 联用强化常规混凝沉淀过滤工艺各阶段水质指标

工艺阶段	$\rho(\text{TI})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{Sb})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	pH	浊度/ NTU	$\rho(\text{Mn})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	测样 次数
原水	0.26 ± 0.01	16.50 ± 0.96	6.06 ± 0.21	7.4 ± 2.7	—	9
沉后水	0.10 ± 0.01	2.54 ± 0.21	5.02 ± 0.53	16.4 ± 4.3	0.57 ± 0.23	9
滤后水	0.06 ± 0.01	1.64 ± 0.16	6.55 ± 0.27	0.43 ± 0.12	0.02 ± 0.01	9

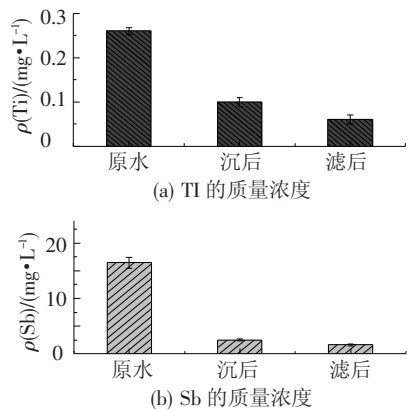


图6 工艺各阶段重金属质量浓度

3 结 论

- 1) 去除 Tl 和 Sb 重金属复合污染过程中,对于 Sb 的去除,pH 和聚铁投量是主导因素,降低 pH 和提高 PFS 有利于 Sb 的去除;对于 Tl 的去除主导因素是 PPC,提高 PPC 投量有利于 Tl 的去除。
- 2) 当水源水 Tl 的质量浓度为 0.21 ~ 0.35 $\mu\text{g/L}$,Sb 的质量浓度为 15 ~ 20 $\mu\text{g/L}$ 时,控制 pH 为 5.7 ~ 6.3,控制 PPC 投量在 3 mg/L 以上,控制聚铁投量在 40 mg/L 左右,可保证沉后水 Tl 和 Sb 达标,甚至痕量。
- 3) 石英砂过滤对水合二氧化锰和水合氧化铁有很好的截留吸附作用,同时对浊度、Tl 质量浓度、Sb 质量浓度有一定去除率,保证出水 Mn 含量达标。

参考文献

[1] ZHANG X J, CHEN C, LIN P F, *et al.* Emergency drinking water treatment during source water pollution accidents in China: originanalysis, framework and technologies [J]. *Environment Science Technology*, 2001,45 (1):161 - 167.

[2] 邓红梅,陈永亨. 水中铊的污染及其生态效应[J]. *环境化学*,2007,27(3):363 - 366.

[3] XIAO T F, YANG F, LI S H, *et al.* Thallium pollution in China: a geo-environmental perspective[J]. *Science of the Total Environment*,2012,421 - 422:51 - 58.

[4] LIU J, HOLGER L, WANG J, *et al.* Sorption of thallium (I) onto geological materials: influence of pH and humic matter[J]. *Chemosphere*, 2011,82(6): 866 - 871.

[5] MEMON S Q, MEMON N, SOLANGI A R, *et al.* Sawdust: a green and economical sorbent for thallium removal[J]. *Chemical Engineering Journal*,2008, 140 (1/2/3):235 - 240.

[6] SENOL Z M, ULUSOY U. Thallium adsorption onto polyacryamide-aluminosilicate composites: a Tl isotope tracer study[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, 162 (1): 97 - 105.

[7] BIDOGLIO G, GIBSON P N, O' GORMAN M, *et al.*

X-ray absorption spectroscopy investigation of surface redox transformations of thallium and chromium on colloidal mineral oxides[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1993,57(10):2389 - 239.

[8] WANG X Q, HE M C, XI J H, *et al.* Antimony distribution and mobility in rivers around the world's largest antimony mine of Xikuangshan, Hunan Province, China[J]. *Micro Chemical Journal*,2011, 97 (1): 4 - 11.

[9] KANG M, KAME T, MAGARA Y. Comparing polyaluminum chloride and ferric chloride for antimony removal[J]. *Water Research*,2003,37 (17):4171 - 4179.

[10] WU Z J, HE M C, GUO X J, *et al.* Removal of antimony (III) and antimony (V) from drinking water by ferric chloride coagulation: competing ion effect and the mechanism analysis[J]. *Separation and Purification Technology*,2010,76(2):184 - 190.

[11] GUO X J, WU Z J, HE M C. Removal of antimony(V) and antimony(III) from drinking water by coagulation-flocculation-sedimentation (CFS) [J]. *Water Research*,2009, 43 (17): 4327 - 4335.

[12] LEUZ A K, MÖNCH H, JOHNSON C A. Sorption of Sb(III) and Sb(V) to goethite: influence on Sb(III) oxidation and mobilization [J]. *Environment Science Technology*,2006,40(23):7277 - 7282.

[13] GB 7549—2006. 生活饮用水卫生标准[S]. 北京:中华人民共和国卫生部,2006.

[14] ZHANG L Z, MA J, YU M. The microtopography of manganese dioxide formed in situ and its adsorptive properties for organic micropollutants [J]. *Solid State Sciences*,2008,10(2): 148 - 153.

[15] 刘锐平,杨艳玲,夏圣骥,等. 水合二氧化锰界面特性及其除污染效能[J]. *环境化学*,2005,24(3):338 - 341.

[16] QIN Q D, WANG Q Q, FU D F, *et al.* An efficient approach for Pb (II) and Cd (II) removal using manganese dioxide formed in situ [J]. *Chemical Engineering Journal*,2011,172 (1): 68 - 74.

[17] HUA M, ZHANG S J, PAN B C, *et al.* Heavy metal removal from water/wastewater by nanosized metal oxides: a review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012,211 - 212:317 - 331.

[18] LIU J, HOLGER L, WANG J, *et al.* Sorption of thallium (I) onto geological materials: influence of pH and humic matter[J]. *Chemosphere*, 2011,82(6):866 - 871.

[19] BENJAMING M M, SLETTEN R S, BAILEY R P, *et al.* Sorption and filtration of metals using iron oxide-coated sand[J]. *Water Research*,1996,30 (11):2609 - 2620.

[20] BUSCHMANN J, SIGG L. Antimony (III) binding to humic substances: influence of pH and type of humic acid [J]. *Environment Science Technol*, 2004, 38 (17):4535 - 4541.

(编辑 魏希柱)