

铁盐和铝盐混凝微滤工艺除 As(V) 的比较研究

李晓波, 吴水波, 顾平*

(天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072)

摘要: 选择 FeCl_3 和 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 作混凝剂, 采用小试规模的混凝微滤膜反应器比较了铁盐和铝盐混凝微滤工艺的除 As(V) 效果、相关性能指标及适用范围. 结果发现, Fe^{3+} 投加量为 4 mg/L、 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 投加量为 50 mg/L 时, 铁盐和铝盐工艺的除 As(V) 效果大致相当, 均可使水中 As(V) 的浓度从 100 $\mu\text{g/L}$ 左右降低到 10 $\mu\text{g/L}$ 以下, 最低为 1.68 $\mu\text{g/L}$. 出水浊度均小于 0.1 NTU, 出水中铁、铝和 SO_4^{2-} 浓度均符合饮用水标准. 铁盐工艺出水 pH 值比原水大约高 0.5, 铝盐工艺处理前后水的 pH 值基本不变. 反应器运行结束静沉 24 h 后, 铁盐工艺浓缩比为 1 791, 是铝盐工艺的 2.54 倍, 污泥中 As(V) 的含量也大大高于铝盐工艺, 去除同等重量的 As(V) 所产生的污泥量较铝盐工艺少得多. 因此, 对于仅有砷超标的饮用水, 应优先考虑铁盐工艺. 按除氟所需混凝剂数量投加 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, 铝盐工艺即可在去除 As(V) 的同时去除氟, 铁盐工艺则不能去除氟. 因此, 对于砷和氟均超标的饮用水, 可采用铝盐工艺同时去除砷和氟.

关键词: 饮用水; 混凝微滤工艺; 除砷; 比较

中图分类号: X703.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2198-05

Arsenic(V) Removal from Drinking Water by Ferric Salt and Aluminum Salt Coagulation/Microfiltration Process

LI Xiao-bo, WU Shui-bo, GU Ping

(School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072, China)

Abstract: Two lab-scale coagulation/microfiltration membrane reactors were used to compare the arsenic removal from drinking water by ferric salt and aluminum salt coagulation/microfiltration process. FeCl_3 and $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ were appointed as the coagulants. The results show that the arsenic removal efficiency of the two processes are almost equal. Arsenic concentration can be lowered from about 100 $\mu\text{g/L}$ to below 10 $\mu\text{g/L}$ and the lowest is 1.68 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. All of the turbidity of the treated water is less than 0.1 NTU. The concentrations of ferric, aluminum and SO_4^{2-} of the treated water are entirely satisfied the standard of drinking water. After treated by ferric salt process, pH value of the treated water is increased about 0.5. However, aluminum salt process does not change pH of the drinking water. The concentration ratio of the ferric salt process is 1 791 which is about 2.54 times of the aluminum salt process. Arsenic concentration of the sludge of ferric salt process is also higher greatly than that of the aluminum salt process. Therefore, the volume of the sludge produced by the ferric salt process is smaller than that of the aluminum salt process when equal amount of drinking water was treated. Accordingly, ferric salt process should be used when only high concentration arsenic existed in drinking water. On the other hand, fluoride also can be removed simultaneously while arsenic was removed by aluminum salt process. The amount of coagulant needed is the amount of coagulant required to remove fluoride separately. Fluoride can not be removed from drinking water by the ferric salt process. It was concluded that aluminum salt process should be used to remove arsenic and fluoride simultaneously from high arsenic and high fluoride coexisted drinking water.

Key words: drinking water; coagulation/microfiltration process; arsenic removal; comparison

饮用水中砷过量时会导致皮肤癌^[1-3]. 由于长期摄入高砷饮用水引起的地方性砷中毒已成为我国一个重要的公共卫生问题^[4-6]. 医学研究表明, 饮用水中砷含量从 50 $\mu\text{g/L}$ 减小到 2 $\mu\text{g/L}$, 可以使癌症发病率由 1.34% 降低到 0.01% 以下^[7]. 因此, 我国从 2005-06 起, 根据我国饮水除砷技术的实际发展状况, 将城镇供水水质标准 (CJ/T 206-2005) 中砷的最大允许浓度由 50 $\mu\text{g/L}$ 下调为 10 $\mu\text{g/L}$.

饮用水除砷的方法很多^[8-11], 其中的混凝微滤组合工艺是近年来发展起来的新技术之一^[12,13]. 混凝微滤除砷工艺常用的混凝剂是铁盐和铝盐. 与铝盐相比, 铁盐的优点是有效 pH 值范围宽、效率高, 缺点

是腐蚀性强. 本研究采用小试规模的混凝微滤膜反应器对 FeCl_3 (FC) 和 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (AS) 这 2 种最常用的混凝剂进行了饮用水除 As(V) 的实验比较, 以确定其除砷效果及在混凝微滤除砷工艺中的适用状况.

1 材料与方法

1.1 工艺流程及参数

铁盐及铝盐混凝微滤除砷试验装置的工艺流程

收稿日期: 2007-04-16; 修订日期: 2007-06-11

基金项目: 教育部南开大学-天津大学合作项目

作者简介: 李晓波 (1970~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制技术, E-mail: lixiaobo18@163.com

* 通讯联系人, E-mail: guping@tju.edu.cn

如图 1 所示,整个装置由可编程序控制器(PLC)自动控制,采用连续曝气、间歇出水(每出水 8 min 后暂停 2 min)的操作方式运行,气水比为 15:1.采用天津膜天膜公司的聚偏氟乙烯中空纤维微滤膜组件,新膜的膜比通量为 68.9 L/(m²·h·m),平均膜孔径为 0.22 μm,膜面积 0.5 m²,膜工作通量为 24 L/(m²·h).混凝微滤除砷工艺的水力停留时间为 1.49 h.

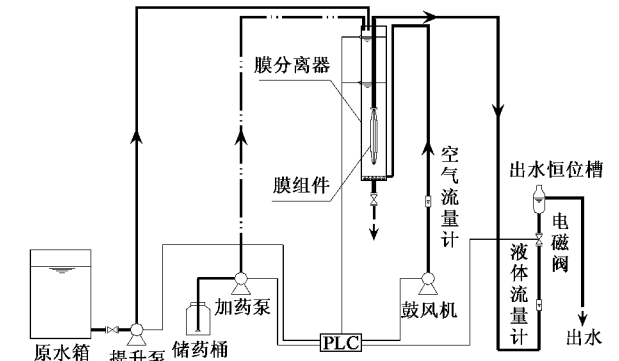


图 1 铁盐和铝盐混凝微滤除砷试验装置工艺流程

Fig.1 Schematic of the membrane reactor

1.2 分析项目及方法

总砷:原子荧光法,北京海光 AFS-230E 原子荧光光度计;铁:原子吸收分光光度法,日立 180-80 偏振塞曼原子吸收光谱仪;浊度:浊度计法, HACH-2100P 光电浊度仪; Al: 电感耦合等离子发射光谱法, 美国瓦里安 VISTA-MPX 光谱仪;阴离子:离子色谱法, Dionex DX-600 离子色谱仪; pH: 直读法, Sartorius pp-15 精密 pH 计; 浓缩污泥元素分析: 能谱法, 英国 OXFORD 公司 ISIS300 型射线能谱仪; 混合液(MLSS)粒度分布: 粒度分析法, Mastersizer 2000 型激光粒度分析仪.

2 结果与讨论

2.1 As(V) 的去除效果的比较

GB 3838-2002 规定, 饮用水的源水中砷的浓度不超过 100 μg/L. 因此, 实验原水中 As(V) 的浓度确定为 100 μg/L 左右. 实验原水由自来水配制, As(V) 浓度为 84.8 ~ 128.7 μg/L. 混凝微滤工艺对 As(V) 的去除效果示于图 2. 采用 FC 作混凝剂时, Fe³⁺ 投加量为 4 mg/L, AS 作混凝剂时, AS 投加量为 50 mg/L 时, 出水 As(V) 的浓度最大值为 8.51 μg/L, 最小为 1.67 μg/L, 均小于 10 μg/L 的饮用水水质标准. 可见, 混凝剂投加量适当时, 无论是采用 FC 还是 AS 作混

凝剂, 混凝微滤工艺均可使饮用水中 As(V) 的浓度由 100 μg/L 左右降低到 10 μg/L 以下, As(V) 的去除率为 93.39% ~ 98.22%, 二者的除 As(V) 效率差别不大. 不同之处在于, 铁盐混凝微滤工艺的抗冲击负荷能力略逊于铝盐混凝微滤工艺. Fe³⁺ 投加量一定时, 出水 As(V) 浓度与原水中 As(V) 的浓度同步增减. 因此, 选择 FC 作混凝剂时, 需密切关注原水 As(V) 浓度的变化, 必要时需增加 Fe³⁺ 投加量以确保出水达标. 铝盐混凝微滤工艺的抗冲击负荷能力稍强, 在原水 As(V) 浓度由 91 μg/L 增加到 126 μg/L 时, 出水 As(V) 浓度基本维持在 4 μg/L 左右不变.

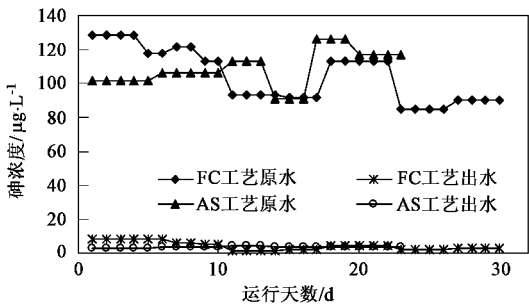


图 2 混凝微滤工艺对 As(V) 的去除效果

Fig.2 As(V) removal by FC/MF and AC/MF

2.2 浊度的去除状况

混凝微滤工艺是通过水解产生的氢氧化铁和氢氧化铝的吸附和卷扫作用将砷固定在絮体上进而从水中分离出去的, 因此, 其出水浊度也间接反映出除砷效果的好坏. 由于微滤膜对水中的悬浮固体具有良好的截留作用, 几乎所有含砷絮体都被截留在反应器内, 因此, 铁盐和铝盐混凝微滤工艺对浊度去除效果极佳, 出水均无色透明, 感官性状良好, 且不受原水浊度、温度和药剂投加量的影响. 铁盐混凝微滤工艺的原水浊度 0.68 ~ 4.57 NTU, 出水浊度 0.03 ~ 0.08 NTU, 平均值为 0.054 NTU; 铝盐混凝微滤工艺的原水浊度 0.61 ~ 3.66 NTU, 出水浊度 0.04 ~ 0.08 NTU, 平均值为 0.068 NTU. 后者出水浊度略高于前者的原因可能与 MLSS 粒径分布的差异有关(图 3). 铁盐作混凝剂时, MLSS 的颗粒粒径分布范围为 0.67 ~ 409.45 μm, 其尺寸远远大于 0.22 μm 的膜孔, 粒度分布曲线只有一个峰值; 而用铝盐作混凝剂时, MLSS 的颗粒粒径分布范围为 0.05 ~ 80 μm, 曲线有 2 个波峰值, 说明絮体主要集中在 2 个区域: 0.2 ~ 0.4 μm 和 1 ~ 10 μm. 虽然介于第 1 个峰值区间的小颗粒所占的体积百分比 < 3%, 但它们的尺寸与微滤膜的平均孔径非常接近, 而且微滤膜本身由于制造

原因也有部分膜孔孔径 $> 0.22\ \mu\text{m}$, 因此, 在过膜压力的作用下可能会有部分极为细小的絮体透过微滤膜, 造成出水浊度略高于铁盐.

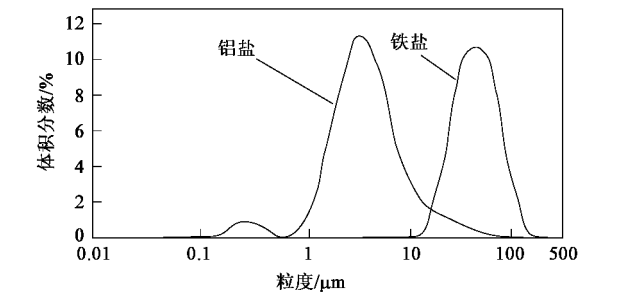


图 3 混合液粒度分布曲线
Fig.3 Particulates size of the mixed liquor

2.3 同时去除As(V)和氟的效果比较

对 2 种工艺进出水中氟的浓度检测发现, 铁盐混凝微滤工艺进出水氟浓度基本不变, 铝盐混凝微滤工艺中氟浓度大约降低了一半. 由于铝盐混凝微滤工艺也可用于去除饮用水中的氟, 因此, 可以认为, 铝盐混凝微滤工艺可同时去除氟和As(V).

2.3.1 烧杯试验结果

用烧杯试验进一步比较了 2 种工艺的除氟除As(V)效果. 配制氟浓度为 $4\ \text{mg/L}$ 、As(V)浓度为 $138\ \mu\text{g/L}$ 的原水, 分别加入 $150\ \text{mg/L}$ 的 AS 和 (或) $4\ \text{mg/L}$ 的 Fe^{3+} , 调节 pH 值为 6.6 左右, 混凝后用孔径 $0.22\ \mu\text{m}$ 滤膜抽滤, 测定滤液中氟和As(V)浓度, 结果见表 1.

表 1 去除氟和砷的烧杯试验结果

Table 1 Jar tests results of arsenic and fluoride removal

编号	原水浓度		混凝剂投加量		处理后水浓度	
	氟/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	As(V)/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	AS/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{Fe}^{3+}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	氟/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	As(V)/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
1	4		150		0.96	
2	4			4	3.92	
3	4		150	4	1.02	
4	4	138	150		1.08	1.29
5	4	138		4	3.86	2.67
6	4	138	150	4	0.89	1.26

可见, 无论是氟单独存在还是氟和As(V)同时存在, 铁盐混凝微滤工艺都只能去除As(V), 不能去除水中的氟, 而且在投加铝盐的同时投加铁盐, 对除氟或同时去除As(V)和氟并无明显进一步效果.

2.3.2 反应器试验结果

用储备溶液和自来水配制含As(V)为 $100\ \mu\text{g/L}$ 左右、含氟 $4\ \text{mg/L}$ 左右的原水, AS 投加量恒定为 $150\ \text{mg/L}$, 用 NaOH 溶液调节反应器中混合液 pH 值为 6.6 左右, As(V)和氟的去除效果见图 4. 由图 4 可知, 出水中As(V)的浓度均小于 $10\ \mu\text{g/L}$, 最大为 $4.7\ \mu\text{g/L}$, 最小为 $2.4\ \mu\text{g/L}$; 在原水氟浓度范围为 $4.52\sim 3.76\ \text{mg/L}$ 时, 出水中氟的浓度最大为 $1.18\ \text{mg/L}$, 最小为 $0.62\ \text{mg/L}$, 平均 $0.87\ \text{mg/L}$, 除第 2 d 和第 8 d 由于原水氟浓度较高 ($4.52\ \text{mg/L}$ 、 $4.48\ \text{mg/L}$) 导致出水略超过 $1\ \text{mg/L}$ 的饮用水标准外, 其它均小于 $1\ \text{mg/L}$. As(V)的去除率为 $96.15\%\sim 97.88\%$, 变化很小; 氟的去除率在 $72.69\%\sim 84.97\%$ 间波动.

据以上试验结果可知, 铁盐混凝微滤工艺仅能除去As(V), 铝盐混凝微滤工艺则可在除As(V)的同时除氟, 因此, 对于高氟和高砷并存的饮用水^[14], 应采用铝盐混凝微滤工艺.

2.4 出水 pH 值及铁、铝、 SO_4^{2-} 含量

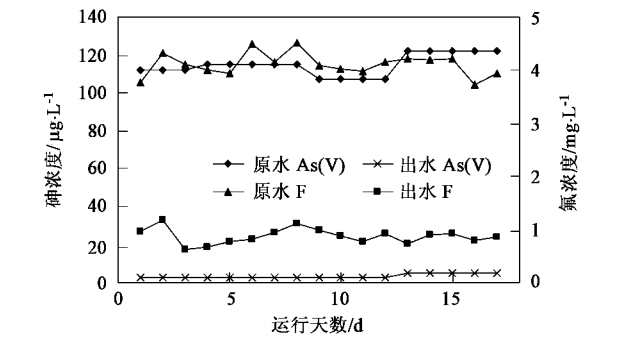


图 4 铝盐混凝微滤工艺同时去除As(V)和氟的效果
Fig.4 Simultaneous removal of arsenic and fluoride by AC/MF process

混凝微滤膜反应器中连续曝气以延缓膜污染的同时引起混合液 pH 值的升高, 混凝剂的水解会引起 pH 值降低, 二者的共同作用决定了膜反应器出水的 pH 值. 铁盐作混凝剂时, 投加量较少, 因此铁盐混凝微滤工艺出水的 pH 值为 $7.91\sim 8.39$, 平均为 8.16 , 高于原水的平均 pH 值 7.68 . AS 的投加量较大, 因此, 铝盐混凝微滤工艺出水 pH 值为 $7.23\sim 7.99$, 平均为 7.59 , 与原水的平均 pH 值 7.56 基本相同. 可见, 铁盐混凝微滤工艺会引起饮用水 pH 值升高, 除As(V)后的饮用水呈弱碱性. 铝盐混凝微滤工

艺引起的 pH 值变化可忽略不计.

对铁盐混凝微滤工艺出水中的铁含量进行了 3 次检测,结果分别为 0.15、0.20 和 0.18 mg/L,均低于饮用水标准 0.30 mg/L.对铝盐混凝微滤工艺出水中的铝也进行了 2 次检测,结果分别为 0.045 mg/L、0.030 mg/L,远远低于 0.20 mg/L 的饮用水标准.

混凝剂 AS 的投加量在 50 mg/L 时,水中 SO_4^{2-} 的增加量理论计算值大约为 42 mg/L. 试验原水中 SO_4^{2-} 的含量为 63 ~ 91 mg/L,铝盐混凝微滤工艺出水 SO_4^{2-} 浓度为 110 ~ 139 mg/L,与理论计算值一致. SO_4^{2-} 浓度符合饮用水标准,出水没有苦涩感.

2.5 含As(V)污泥性状研究

2.5.1 浓缩比的比较

表 2 污泥中元素含量(质量分数)/%

Table 2 Element contents of the sludges/%

工艺	C	O	Mg	Al	Si	S	Ca	Fe	Zn	As(V)
铁盐工艺	8.18	51.38		0.33	2.29		3.20	32.89	0.65	1.08
铝盐工艺	5.27	60.19	0.34	29.01	2.02	0.67	0.79	1.66		0.05

铁盐混凝微滤工艺污泥中 As(V) 的含量是铝盐混凝微滤工艺中的 21.6 倍,这意味着从水中去除同样重量的 As(V) 所产生的铝盐干污泥的重量是铁盐的 21.6 倍.因此,铝盐混凝微滤工艺产生的污泥量要大得多,与上述根据浓缩倍数得到的结论是一致的.

2.6 膜污染及膜阻力比较

铁盐和铝盐混凝微滤工艺中微滤膜的膜污染主要来自无机物的沉淀污染和有机物的吸附污染,前者可通过酸洗来消除,后者可通过碱洗消除.

2.6.1 膜的清洗

铁盐和铝盐混凝微滤膜反应器的工作膜通量为 $24 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. 当低于此值时,就需要对膜进行清洗以恢复膜通量.膜清洗分为物理清洗和化学清洗 2 种.铁盐混凝微滤膜反应器第 1 阶段末期在排泥后对膜进行了物理清洗(取出膜组件,将其在自来水龙头下冲洗 0.5 h)以恢复由浓差极化和膜表面的滤饼层所引起的膜通量下降,清洗后膜比通量(SF)与早期国产膜的新膜膜比通量^[15]大致相当,因此未对膜组件做化学清洗,直接用于第 2 阶段的运行.第 2 阶段运行时间及处理水量明显减少,说明膜污染已较为严重,因此在物理清洗后又对膜进行了化学清洗.总的清洗流程为排泥(消除浓差极化阻力)、自来水冲洗 0.5 h(消除滤饼层阻力)、酸洗即 pH 为 2.79 的盐酸溶液浸泡 12 h(去除膜表面及膜孔内吸附和沉

铁盐混凝微滤膜反应器运行分 2 个阶段,第 1 阶段运行 22 d,处理水量 1 540.6 L,最后将反应器内混合液静置沉淀 24 h,得到的浓缩污泥体积为 0.86 L,浓缩倍数为 1 791,静沉 15 d 后得到的浓缩污泥体积稳定在 0.45 L,体积浓缩比增加到 3 462.第 2 阶段运行 8 d,处理水量 553.5 L,浓缩倍数与第 1 阶段基本相同.铝盐混凝微滤膜反应器运行 22 d,处理水量 1 992 L,运行期末将反应器内混合液静置沉淀 24 h,得到的浓缩污泥体积为 2.83 L,浓缩倍数为 704 倍,仅为铁盐混凝微滤工艺的 39.3%.

2.5.2 污泥元素分析

取适量污泥于 105℃ 烘干至恒重,用射线能谱仪分析其中元素含量,结果见表 2.

积的无机物)、碱洗即 0.5% 的 NaClO 溶液浸泡 12 h(去除膜表面及膜孔内吸附和沉积的有机物).铝盐混凝微滤膜反应器运行结束后,采用同样的程序对膜组件进行了清洗.膜的清洗及清洗后膜比通量的恢复情况见表 3.

表 3 膜清洗后膜比通量的恢复情况

Table 3 Recovery of membrane specific flux after membrane cleaning

工艺	运行阶段	清洗方式	清洗后 SF / $\text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{m})^{-1}$	SF 的恢复 情况/%
铁盐工艺	1 阶段	物理清洗	44.7	64.9
	2 阶段	物理清洗	39.4	57.2
		化学清洗-酸洗	41.9	60.9
		化学清洗-碱洗	60.4	87.8
		物理清洗	41.8	68.9
铝盐工艺		化学清洗-酸洗	44.4	73.2
		化学清洗-碱洗	49.9	82.3

2.6.2 膜阻力计算

混凝微滤膜反应器中过膜阻力一般由浓差极化阻力、滤饼层阻力、膜污染引起的阻力及膜本身的阻力 4 部分构成,其中膜污染阻力又可分解为酸洗过程中消除的无机污染阻力和碱洗消除的有机污染阻力及酸洗和碱洗都不能消除的不可逆污染阻力 3 部分.根据每一步清洗后膜比通量的恢复情况及膜通量与过膜阻力关系式^[16],可求得各部分阻力的具体数值,结果见表 4.

2.6.3 膜污染分析

比较膜阻力可知,2 种工艺中无机污染阻力基本相同,在过膜阻力中所占比例很小,可见铁盐和铝盐对膜污染的贡献基本相当,均不是膜通量下降的主要原因.膜阻力的主要差别在于有机污染阻力和不可逆污染阻力,铁盐混凝微滤工艺的有机污染大于铝盐混凝微滤工艺,而不可逆污染小于铝盐工艺.

表 4 膜阻力计算结果

膜各部分阻力	铁盐工艺(第 2 阶段末)		铝盐工艺	
	阻力值 × 10 ¹¹ /m ⁻¹	占过膜阻力 的比例/%	阻力值 × 10 ¹¹ /m ⁻¹	占过膜阻力 的比例/%
过膜阻力	14.98	100	14.56	100
纯膜阻力	5.09	34.0	5.76	39.56
浓差极化阻力	3.68	24.5	3.23	22.18
滤饼层阻力	2.41	16.1	2.96	20.33
无机污染阻力	0.532	3.55	0.50	3.43
有机污染阻力	2.56	17.1	0.86	5.91
不可逆污染阻力	0.706	4.72	1.25	8.59

由于铁盐投加量较少,膜表面滤饼层较薄,未能有效阻止有机物在膜表面的吸附,因此,铁盐混凝微滤工艺中有机污染引起的膜阻力较大;而在铝盐混凝微滤工艺中,滤饼层阻止了有机物在膜表面的吸附,因此有机污染所造成的阻力小于铁盐工艺.对于有机物含量较高的含砷水,适宜采用铝盐工艺.

铝盐混凝微滤工艺中不可逆污染阻力较大,说明粒径与膜孔径相同或相近的小颗粒容易堵塞膜孔,且酸洗和碱洗均无法清除.因此,宜预先采用铁盐预膜^[17]或投加粉末活性炭^[18]以减少小粒径絮体与膜表面的接触机会,延缓微滤膜的不可逆污染.

3 结论

- (1) 混凝剂投加量适当时,铁盐和铝盐混凝微滤工艺的除As(V)效果大致相当,出水中As(V)、铁、铝和SO₄²⁻浓度均符合饮用水标准.铁盐工艺出水pH值高于原水约0.5,铝盐工艺出水与原水pH值基本相同.铝盐工艺的抗冲击负荷能力稍强于铁盐,出水浊度也略高.
- (2) 铝盐工艺可同时去除As(V)和氟,因此,对于高砷高氟并存的饮用水,应选用铝盐工艺.
- (3) 铁盐工艺的浓缩比及浓缩污泥中As(V)的含量均大于铝盐工艺,对于不含高浓度氟的高As(V)饮用水,应首先选择铁盐工艺.
- (4) 铁盐和铝盐对膜污染的贡献基本相同,均不是膜通量下降的主要原因.铁盐工艺中的有机污染大于铝盐,对于有机物含量较高的高砷饮水,应采

取投加粉末活性炭等措施延缓膜污染或改用铝盐工艺.

参考文献:

[1] Chen Y C, Guo Y L, Su H J, *et al.* Arsenic methylation and skin cancer risk in southwestern Taiwan[J]. *Journal of Occupied Environmental Medicine*, 2003, **45**(3): 241 ~ 248.

[2] Tseng C H. Arsenic methylation, urinary arsenic metabolites and human diseases: Current perspective[J]. *Journal of Environmental Science and Health - Part C: Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology*, 2007, **25**(1): 1 ~ 22.

[3] Senn D B, Gawel J E, Jay J A, *et al.* Long-term fate of a pulse arsenic input to a eutrophic lake[J]. *Environmental Science and Technology*, 2007, **41**(9): 3062 ~ 3068.

[4] Guo Q H, Wang Y X, Gao X B, *et al.* A new model (DRARCH) for assessing groundwater vulnerability to arsenic contamination at basin scale: A case study in Taiyuan basin, northern China[J]. *Environmental Geology*, 2007, **52**(5): 923 ~ 932.

[5] Zhu C S, Bai G L, Liu X L, *et al.* Screening high-fluoride and high-arsenic drinking waters and surveying endemic fluorosis and arsenism in Shanxi province in western China[J]. *Water Research*, 2006, **40**(16): 3015 ~ 3022.

[6] 郭华明,王焰新,李永敏.山阴水砷中毒区地下水砷的富集因素分析[J]. *环境科学*, 2003, **24**(4): 60 ~ 67.

[7] Jain C K, Ali I. Arsenic: occurrence, toxicity and speciation techniques[J]. *Water Research*, 2000, **34**(17): 4304 ~ 4312.

[8] 刘瑞霞,王亚雄,汤鸿霄.新型离子交换纤维去除水中砷酸根离子的研究[J]. *环境科学*, 2002, **23**(5): 88 ~ 91.

[9] 郭学军,陈甫华.载铁(β-FeOOH)球形棉纤维素吸附剂去除地下水As(V)的研究[J]. *环境科学*, 2005, **26**(3): 66 ~ 72.

[10] Vaughan R L, Reed B E, Smith E H. Modeling As(V) removal in iron oxide impregnated activated carbon columns[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2007, **133**(1): 121 ~ 124.

[11] 苑宝玲,李坤林,邓临莉,等.多功能高铁酸盐去除饮用水中砷的研究[J]. *环境科学*, 2006, **27**(2): 281 ~ 284.

[12] 李晓波,胡保安,顾平.压力驱动膜技术在饮用水除砷中的应用[J]. *卫生研究*, 2007, **36**(3): 395 ~ 398.

[13] Jiang J Q. Removing arsenic from groundwater for the developing world - A review[J]. *Water Science and Technology*, 2001, **44**(6): 89 ~ 98.

[14] 德里木拉提,刘贵安,阿不来提,等.乌苏市高砷和高氟水区分布范围与规律的调查分析[J]. *中国地方病学杂志*, 2006, **25**(1): 61 ~ 63.

[15] Gao Y, Zhao J, Zhang G H, *et al.* Treatment of the wastewater containing low-level ²⁴¹Am using flocculation-microfiltration process[J]. *Separation and Purification Technology*, 2004, **40**(2): 183 ~ 189.

[16] Shimizu Y, Okuno Y I, Uryu K, *et al.* Filtration characteristics of hollow fiber microfiltration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment[J]. *Water Research*, 1996, **30**(10): 2385 ~ 2392.

[17] 张颖.膜生物反应器中延缓膜污染技术的研究[D].天津:天津大学,2004.51 ~ 56.

[18] Zhao Y, Gu P. Effect of powdered activated carbon dosage on retarding membrane fouling in MBR[J]. *Separation and Purification Technology*, 2006, **52**(1): 154 ~ 160.