doi:10.11918/j.issn.0367-6234.2016.08.005

接触氧化-超滤组合处理含铁锰和氨氮地下水

吕 谋[1],李 倩[1],陈志和[2],李洪生[2],李圭白[1,3],梁 恒[3],金树峰[4]

(1.青岛理工大学 环境与市政工程学院,山东 青岛 266033; 2.哈尔滨利民经济技术开发区自来水公司,哈尔滨 150025;
3.城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学),哈尔滨 150090;4.哈尔滨市呼兰区自来水公司,哈尔滨 150500)

摘 要: 为将含高质量浓度铁锰及氨氮的地下水处理成为洁净的饮用水,以哈尔滨市江北某水厂的高铁、高锰、高氨氮地下水(总铁、二价铁、锰及氨氮质量浓度分别为14.67、11.23、0.83和2.22 mg/L)为处理对象,运用接触氧化法-超滤组合工艺对其进行处理,同时考察不同通量条件下超滤膜的污染问题.结果表明,该组合工艺出水水质满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)的要求,且产生高品质出水:总铁、二价铁、锰及氨氮质量浓度平均分别为0.06、0.03、0.04和0.44 mg/L,出水浊度在0.10 NTU以下,对细菌的去除接近100%.扫描电子显微镜-能量弥散X射线谱(SEM-EDS)结果表明,在低通量(20 L/(m^2·h))条件下超滤膜污染最轻.

关键词: 铁;锰;氨氮;超滤;膜污染
中图分类号: TU991 **文献标志码**: A **文章编号**: 0367-6234(2016)08-0031-06

Removal of Mn(II), Fe(II) and ammonia from ground water using the contact oxidation-ultrafiltration hybrid process

LÜ Mou[1], LI Qian[1], CHEN Zhihe[2], LI Hongsheng[2], LI Guibai[1,3], LIANG Heng[3], JIN Shufeng[4]

(1.School of Environment and Municipal Engineering, Qingdao Technological University, Qingdao 266033, Shandong, China;
2.Limin Economic and Technological Water Company of Harbin, Harbin 150025, China; 3.State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment(Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China;
4.Hulan Water Company of Harbin, Harbin 150500, China)

Abstract: To investigate the operational efficiency of the combined process of contact oxidation and ultrafiltration for the pollutants removal of groundwater, which contained high concentration of Mn(II), Fe(II) and ammonia, a pilot-scale system was conducted and operated in Harbin. Moreover, membrane fouling potential was also investigated under different fluxes. The concentrations of total iron, Fe^{2+}, Mn^{2+} and NH_4^+-N in the feed water were approximately 14.67, 11.23, 0.83, and 2.22 mg/L, respectively. Experimental results showed that the effluent water quality of the combined process met Chinese Drinking Water Standard (GB5749—2006), with an average concentration of iron, manganese and ammonia in the effluent of 0.06, 0.04 and 0.44 mg/L, respectively. Furthermore, the turbidity of UF effluent was lower than 0.10 NTU, and with a bacteria removal efficiency of approximately 100%. SEM-EDS results demonstrated a low flux would be beneficial to alleviate the membrane fouling.

Keywords: Fe(II); Mn(II); ammonia; ultrafiltration; membrane fouling

超滤技术是第三代饮用水处理技术的核心,近年来其应用有加速趋势,国内外均有超滤技术应用于新建或改造水厂的案例[1-2].中国部分地下水源中铁、锰以及氨氮质量浓度较高,近年来,由于地下水不断受到污染,水中铁、锰和氨氮的质量浓度也有上升的趋势,高氨氮随之而来是地下水中较高的硝酸盐以及亚硝酸盐质量浓度,是导致"致癌、致畸、致突变"的三致物质[3],因此,铁、锰和氨氮的去除是长期问题.地下水中铁、锰和氨氮可以通过生物方法同时去除[4-5],一些物化方法预处理和超滤结合工艺除铁除锰方法也有报道[6-10].超滤技术可以有效去除水中的颗粒物质,但是对于小分子溶解性无机物,如氨氮、二价铁、二价锰等则难以去除,因此,超滤技术需要与其他工艺联用[11-12].目前,鲜有采用接触氧化法-超滤组合工艺处理高铁高锰高氨氮水源水的报道.本实验首先利用接触氧化法进行预处理,通过砂滤层的生物作用保证膜前进水中的铁、锰和氨氮等符合《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)的要求,再经超滤膜深度处

收稿日期: 2015-06-20
基金项目: 教育部新世纪优秀人才项目(NCET-13-0169);城市水资源与水环境国家重点实验室自主课题(2014DX04)
作者简介: 吕 谋(1965—),男,教授,博士生导师;
李圭白(1931—),博士生导师,中国工程院院士;
梁 恒(1979—),男,教授,博士生导师
通信作者: 梁 恒,hitliangheng@163.com

理后,去除细菌以及部分颗粒物质,包括剩余总铁等,使出水更加安全、洁净.

1 实 验

1.1 实验装置

实验装置由 3 大部分组成,即曝气系统、砂滤系统、超滤系统(见图 1).原水接自水厂进水压水管路,经通风机曝气后进入滤柱内过滤,实验用两根有机玻璃滤柱(高 3 m,直径 90 mm),分别编号为 A 滤柱和 B 滤柱,装填滤料从上向下依次为:A 滤柱-无烟煤(800 mm)、细锰砂(粒径 0.60~1.30 mm,1 000 mm)、承托层锰砂(200 mm),B 滤柱-无烟煤(800 mm)、粗锰砂(粒径 0.80~1.47 mm,1 200 mm)、承托层锰砂(200 mm).实验初期采用低滤速,A 滤柱与 B 滤柱滤速均为 3 m/h,反洗周期分别为 1 和 2 d,反洗时间为 5 min.原水经曝气后进入滤柱过滤,曝气后水中溶解氧约为 10 mg/L,pH 达 7.50 左右.砂滤出水采用浮球阀水箱控制恒流出水,最终经浮球阀水箱进入清水箱内.清水箱内的水经反洗泵供滤柱反洗.超滤系统安装于 B 滤柱出水之后,膜组件使用 PVDF 中空纤维超滤膜(苏州立升公司),膜有效面积为 27.13 cm^2,内径为 0.85 mm,外径为 1.45 mm,标称孔径为 0.01 μm.膜组件浸没于反应器内,经真空压力表后由蠕动泵(BT100-2J,保定兰格,中国)抽吸出水,蠕动泵连接至可编程控制柜,自动控制膜组件的运行、反洗等情况并记录压力数据.

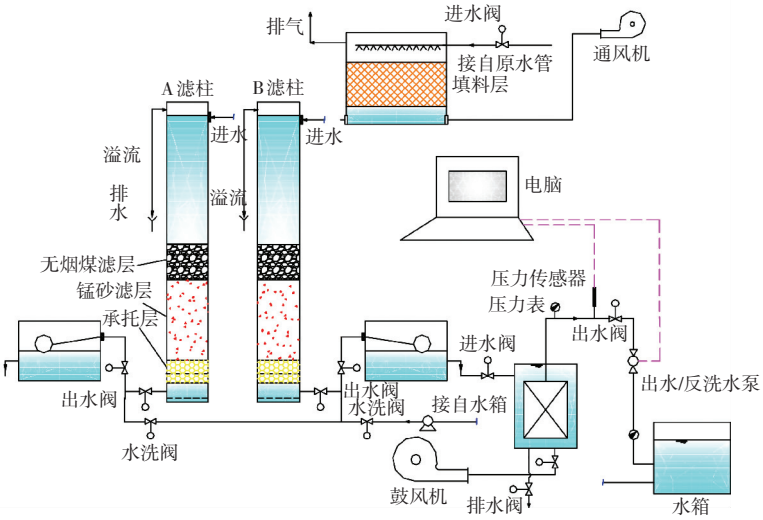


图 1 实验装置

Fig.1 Schematic diagram of experimental equipment

1.2 实验方法

首先考察接触氧化法对铁、锰和氨氮的去除效果,原水经曝气后将 pH 调节至 7.50±0.05,经砂滤过滤后出水,测定不同滤柱的出水铁、锰及氨氮质量浓度;之后,在接触氧化除铁锰的基础上进行超滤膜处理短期实验,利用阶梯通量的方法观察超滤膜的跨膜压差增长情况,并测定超滤出水的铁、锰以及细菌总数等;此外,将通量分别设定为 20、30、40 L/(m^2 · h),连续运行 7 d,不需要反洗,进水为粗锰砂滤柱出水,考察超滤膜长期运行时跨膜压差增长情况.

1.3 分析项目与方法

pH:pH 计;溶解氧:溶解氧仪(PH/OXi 340i);浑浊度:浊度仪(HACH,2100P);细菌总数采用平皿计数法;锰砂表面形态及膜表面表征:SEM-EDS(QUANTA200 扫描电子显微镜);跨膜压差采用压力表及在线传感器;总铁、亚铁采用邻菲啰啉分光光度法;锰采用过硫酸铵分光光度法以及电感耦合等离子体质谱仪(PerkinElmer 公司 ICP-MS,NexION 300Q);氨氮采用纳氏试剂分光光度法.检测总铁、锰及氨氮的水样先通过醋酸纤维膜(孔径为 0.45 μm)过滤(超滤出水除外).

1.4 实验用水及原水水质

实验原水取自哈尔滨市江北某水厂的地下水,实验期间水质状况较为稳定.原水水质指标如表 1 所示.

表 1 原水水质指标

Tab.1 Raw water quality

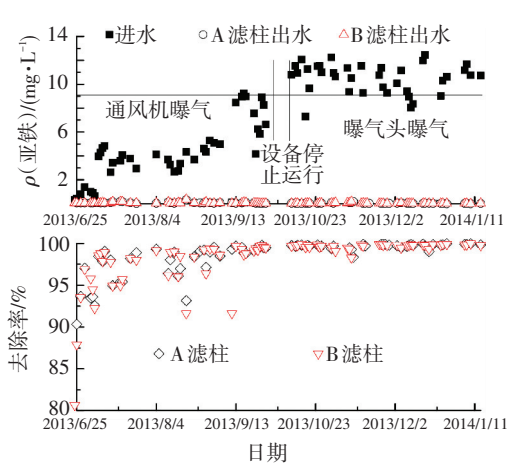
指标	pH	水温/℃	溶解氧/(mg · L^{-1})	浊度/NTU	亚铁/(mg · L^{-1})	总铁/(mg · L^{-1})	锰/(mg · L^{-1})	氨氮/(mg · L^{-1})	细菌总数/(CFU · mL^{-1})
范围	6.73~7.34	8.2~10.3	0.40~4.55	0.30~2.15	6.99~16.85	7.34~18.02	0.47~1.41	1.57~4.03	10~20

2　结果与讨论

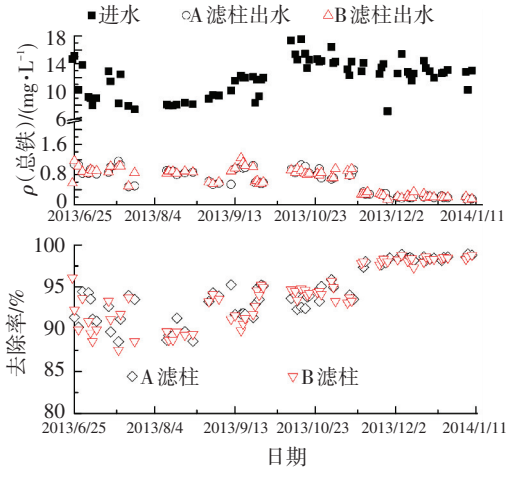
2.1　接触氧化法对地下水的净水效能

实验由 2013 年 6 月 25 日运行至 2014 年 1 月 14 日，可分为两个阶段，2013 年 10 月 3 日之前，原水经通风机曝气，2013 年 10 月 9 日之后，原水经曝气头曝气.两种曝气方式均可使曝气后水的 pH 提升至 7.50 左右，其影响仅表现在曝气后水中的亚铁质量浓度，主要原因是曝气停留时间的差异，通风曝气停留时间将近 30 min，而曝气头曝气方式停留时间只有 12 min.接触氧化过程除铁主要是物化过程[13]，而接触时间是氧化动力学的主要参数，接触时间长有利于二价铁的氧化.因此，亚铁质量浓度由 2.03～6.34 mg/L 增大至 9.29～14.58 mg/L，但对砂滤系统的出水铁质量浓度结果基本无影响.

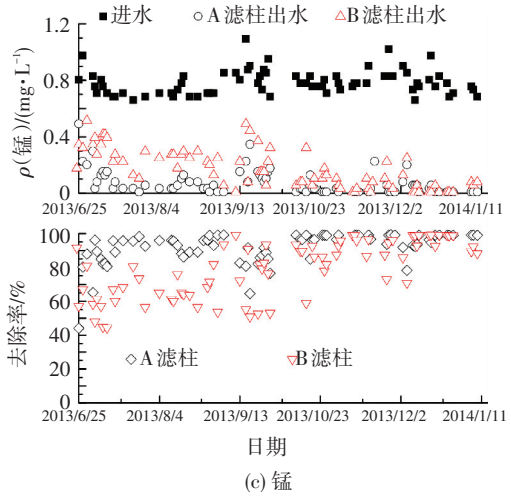
由图 2(a)可知，在设备运行初始阶段出水中亚铁质量浓度即可接近于 0.03 mg/L，主要是由于上层无烟煤的截留作用，设备运行 80 d 后，亚铁质量浓度低于 0.03 mg/L，去除率达 98%～99%.由图 2(b)可知，设备运行初始阶段，出水总铁质量浓度在 0.50～1.20 mg/L，去除率在 87%～95%.设备运行 140 d 后，出水总铁质量浓度降至 0.30 mg/L 以下，满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)(ρ(Fe)≤0.3 mg/L)，去除率达 95%～97%.两滤柱出水铁质量浓度没有明显差别.



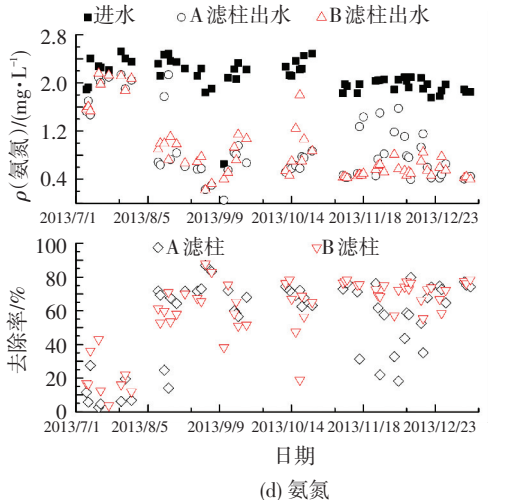
(a) 亚铁



(b) 总铁



(c) 锰



(d) 氨氮

图 2　滤柱进出水水质及其去除率

Fig.2　Influent and effluent water quality and the removal of Fe(Ⅱ), total Fe, Mn and ammonia

由图 2(c)可知，两根滤柱对锰的去除存在一定差别，A 滤柱在实验初期出水锰的质量浓度就可以达 0.10 mg/L以下，去除率在 80%～95%；B 滤柱则在设备运行 110 d 之后出水锰质量浓度才达0.10 mg/L以下，去除率在 85%～95%，而此时，A 滤柱出水锰质量浓度近于 0.03 mg/L，去除率高达95%～97%；设备运行170 d后，两滤柱出水锰质量浓度均在 0.03 mg/L 左右，出水锰质量浓度满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)(ρ(Mn)≤0.1 mg/L).实验中 9 月 15 日—10 月 3 日，由于通风机故障导致进水 pH(7.19～7.31)及溶解氧(6.93～7.19)降低，溶解氧不足以将氨氮、铁和锰完全去除[14-15]，两根滤柱的出水锰质量浓度均高于之前水平，出水效果变差.但是在故障期间，A 滤柱的出水锰质量浓度(0.10～0.30 mg/L)仍低于同时期 B 滤柱的出水(0.12～0.53 mg/L).

由图 2(d)可知，出水氨氮质量浓度波动较大，设

备运行 170 d 之后,两根滤柱的出水氨氮均达 0.50 mg/L以下,去除率达 75%~85%,出水氨氮满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)(≤0.5 mg/L),此后两根滤柱的氨氮去除效能维持平缓降低的趋势.

总体而言,两种滤料对铁和氨氮的去除差别不大,但是细锰砂滤柱比粗锰砂滤柱对该种地下水锰的去除更具有优势.

2.2 接触氧化法-超滤组合工艺的净水效能

实验中 pH=7.50 的粗锰砂滤柱出水继续经过超滤膜处理,接触氧化法-超滤组合工艺各阶段出水水质见表 2.可以看出,超滤膜对亚铁、锰和氨氮基本没有去除,这是由于超滤膜截留的相对分子质量较大,对溶解性的离子不能去除.对总铁的去除,超滤出水中总铁质量浓度略有降低,接触氧化法总铁的去除率为 95%~97%,增加超滤处理后总铁的去除率最高可达 98%~99%,这主要由于对胶态和颗粒态铁的去除[8].同时,超滤膜的出水浊度低于 0.10 NTU.原水细菌总数并不多,仅为 10~20 CFU/mL,曝气后水中细菌总数增加为 700~1 080 CFU/mL,砂滤出水细菌总数为 80~110 CFU/mL,去除率仅为 84%~93%.若要得到合格的饮用水,一般需要加氯消毒,但具有产生消毒副产物的风险[16].实验期间,超滤出水未检出细菌,去除率近于 100%.可见,超滤可使出水符合水质标准对微生物指标的要求,同时减少后续消毒剂的使用,从而减少了水中消毒副产物的产生.因此,超滤工艺在保证水的微生物安全性的同时可提高水的化学安全性[17-18].

表 2 接触氧化法-超滤组合工艺各阶段出水水质

Tab.2 Effluent water quality of different stage of a combined process of contract oxidation and ultrafiltration

阶段	总铁/(mg·L^{-1})	亚铁/(mg·L^{-1})	锰/(mg·L^{-1})	氨氮/(mg·L^{-1})	细菌总数/(CFU·mL^{-1})	浑浊度/NTU
原水	7.34~18.02	6.99~16.85	0.69-~0.95	1.57~2.61	10~20	0.30~2.15
曝气后水	7.11~15.55	6.69~14.43	0.66~1.00	1.76~2.09	700~1 080	7.38~17.00
砂滤出水	0.24~0.56	0.03~0.06	0.03~0.25	0.40~0.85	80~110	0.22~0.28
超滤出水	0.03~0.06	0.03~0.06	0.03~0.13	0.42~0.54	未检出	0.05~0.08

2.3 超滤膜污染情况

2.3.1 临界通量的确定

采用短期实验测定超滤处理砂滤出水的临界通量.根据 P.Bacchin[19]、Jia Xu 等[20]的研究,采用阶梯通量法测定临界通量.控制通量为 10、20、30、40、50、60、70 L/(m^2·h),每一通量条件下运行 3 h.实验期间超滤膜进水水质总铁质量浓度为 0.18~0.35 mg/L,亚铁质量浓度小于 0.03 mg/L,锰质量浓度小于 0.10 mg/L.

由图 3 知,当通量达 30 L/(m^2·h)时,2 号膜组件的跨膜压差在此后每一阶梯通量下均产生增长;当通量达 50 L/(m^2·h)时,3 号膜组件的跨膜压差在此后每一阶梯通量下均产生增长;通量达 50 L/(m^2·h)时,1 号膜组件的跨膜压差增长不明显,当通量为 60 和 70 L/(m^2·h)时,1 号膜组件的跨膜压差才会产生明显的增长.即当预处理接触氧化法控制 pH=7.50±0.05 时,其出水经过超滤膜深度处理时,在每一阶梯通量下,跨膜压差均增长较小,并且该种水质在保持较低的通量运行时膜污染程度较小.

2.3.2 长期运行超滤膜的跨膜压差

图 4 为不同通量条件下超滤膜跨膜压差增长情况.可以看出,通量为 20、30、40 L/(m^2·h)的膜组件其初始跨膜压差分别为 10.9、15.3 和 19.1 kPa.通量为 40 L/(m^2·h)时,膜组件跨膜压差增长明显,增长速率一直较快,经过 270 min 后增长到 44.8 kPa 以上,增长量为 25.7 kPa,之后跨膜压差增长速度略有减慢,运行结束时,跨膜压差增长到 76.9 kPa,总增长量为 57.8 kPa;通量为 20 L/(m^2·h)时,膜组件跨膜压差初始增长速率较快,经过 270 min 的运行后跨膜压差增长到 22.8 kPa,增长量为 11.9 kPa,此后跨膜压差的增长速率变慢,运行至 9 600 min 时,跨膜压差增长到 35.2 kPa,增长量为 24.3 kPa;通量为 30 L/(m^2·h)时,经过 180 min 的运行后跨膜压差增长到 26.4 kPa,增长量为 11.1 kPa,此后跨膜压差的增长速率与 20 L/(m^2·h)通量条件下的膜组件较为一致,运行至 6 000 min 时,其跨膜压差增长速率变快,至 9 600 min 运行结束时,跨膜压差增长到 48.0 kPa,增长量为 32.7 kPa.

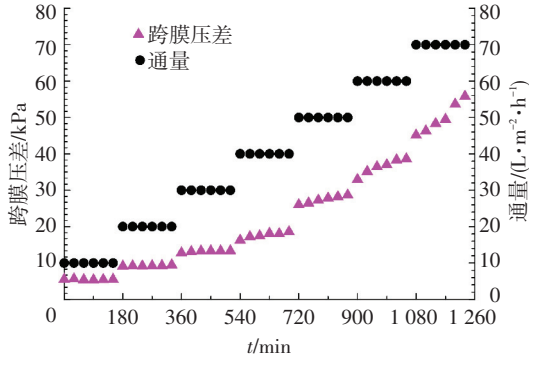


图 3 临界通量法的超滤膜跨膜压差增长

Fig.3 Critical flux determination using the flux-step method in a constant flux mode

由此可见，经过 7 d 的长期运行比较得出增长速率最低的是 20 L/(m² · h)．说明通量较低时，膜污染增长比较缓慢，在保证出水水质的同时可以适当延长超滤膜的过滤周期．

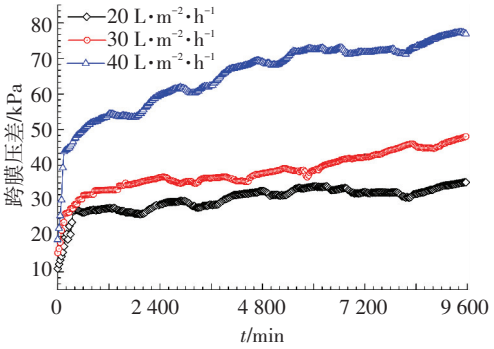


图 4　长期运行的超滤膜跨膜压差增长

Fig.4　TMP versus operation time at different fluxes

2.4　滤料以及膜污染表面特性的表征

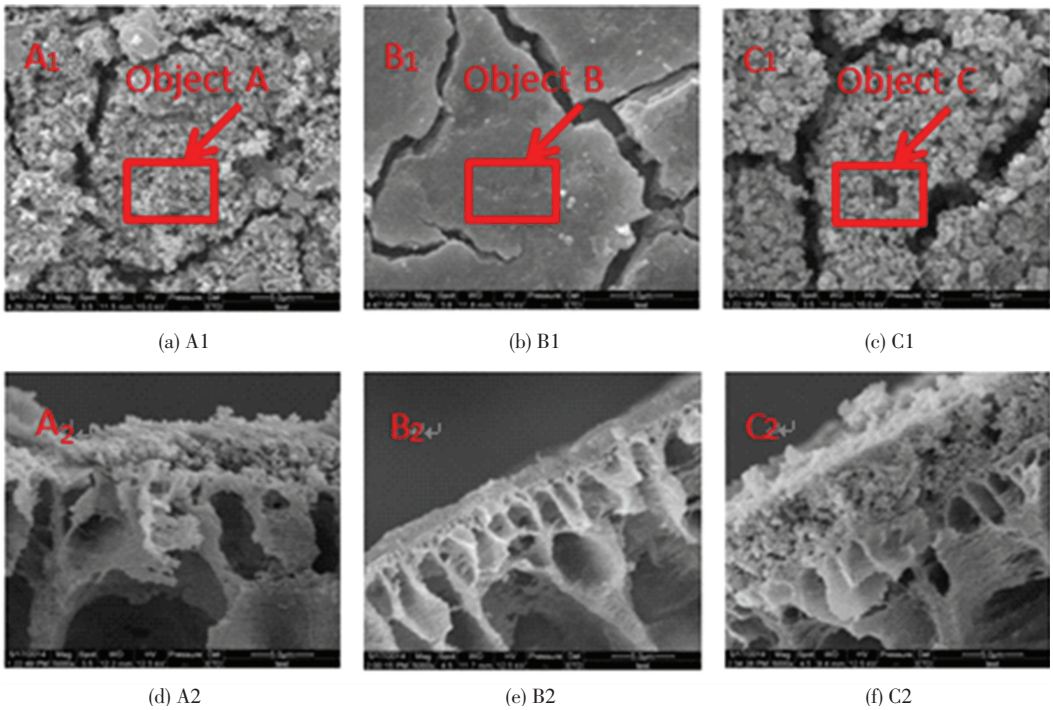
至 2014 年 1 月 14 日结束实验后，对滤料表面形态以及超滤膜表面形态进行了扫描电镜及能谱分析．滤料取自锰砂层 30 cm 深度处，滤料表面的能谱分析见如表 3，通过对比未进行过滤实验的新锰砂和成熟滤料表面的铁、锰元素可知，经过砂滤后的滤料(粗锰砂：0.17%，细锰砂：0.26%)较原始滤料表面(粗锰砂：0.24%，细锰砂：0.31%)中锰元素质量分数大量增加，而铁元素质量分数相差不大(滤前：0.10%，滤后：0.12%)，这也说明铁的去除主要依靠滤柱上层无烟煤的截留作用，增加的锰元素是接触氧化法中 Mn^{2+} 被氧化沉积在滤料表面的结果，这与曾辉平[3]的研究结果较为一致．

经过 7 d 的运行，超滤膜表面形成一层光滑密实的黄色沉积物质．图 5 中第一编号 A、B、C 分别表示 20、30、40 L/(m² · h)通量条件，第二编号 1、2 依次为 SEM 表面形态、SEM 断面形态．在高倍扫描电镜下，3 组超滤膜表面均有球状突起，皱裂并且凹凸不平．同样放大 5 000 倍的条件下，观察其断面扫面图，3 组膜组件表面污染层的厚度不同，40 L/(m² · h)条件下污染层厚度最大(图 5(f))，20 L/(m² · h)条件下污染层厚度最小(图 5(d))，说明相同运行条件下，低通量的超滤膜受到的膜污染程度较小；观察膜孔内没有沉积物，这是因为膜进出水纳米粒度分别为 1 439 ~ 3 097、2 540 ~ 4 615 nm，两者相差无几，可以推测颗粒物以水和氧化铁的形式存在，且粒径大于 10 nm，被截留在膜表面．而锰及氨氮均属于溶解性离子，超滤膜无法截留，因此，膜在短时间内运行不会堵塞．

表 3　滤料表面及其超滤表面沉积物的能谱分析

Tab.3　EDS analysis of sands surface and membrane deposits　　%

元素	细锰砂滤料		粗锰砂滤料		膜表面沉积物		
	A 原始	A 滤后	B 原始	B 滤后	20 L/(m² · h)	30 L/(m² · h)	40 L/(m² · h)
铁	0.25	0.14	0.10	0.12	0.61	0.14	0.26
锰	0.26	0.31	0.17	0.24	0.09	0.05	0.04



(a) A1　(b) B1　(c) C1

(d) A2　(e) B2　(f) C2

图 5　超滤膜表面及断面形态和能谱图

Fig.5　Magnified views of the surfaces of the membranes

对膜表面的物质进一步做能谱分析,可以看出铁元素峰值在20、30以及40 L/(m^2·h)通量条件下分别为0.59%、0.15%、0.30%,锰元素的峰值很小(低于0.1%),这与超滤膜可以截留颗粒态的三价铁而不能截留游离态的锰离子有关.

3 结 论

1)接触氧化法-超滤组合工艺处理哈尔滨市江北某水厂地下水时出水水质满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)的要求,处理效果显著.

2)细锰砂(粒径0.6~1.3 mm)较粗锰砂(粒径0.80~1.47 mm)滤料对该水厂地下水的除锰效果更好,出水更为稳定,两种滤料的成熟期分别为80和110 d,使用细锰砂作为接触氧化法的滤料处理该种地下水可以缩短工艺启动时间.

3)接触氧化法-超滤组合工艺处理该水厂地下水的出水水质指标符合《生活饮用水卫生标准》(GB5749—2006)的要求:锰及氨氮的去除主要依靠接触氧化法预处理,出水锰质量浓度低至0.03 mg/L,出水氨氮质量浓度低于0.50 mg/L;总铁经接触氧化法预处理后可降低至0.24 mg/L左右,经超滤深度处理后有一定程度的降低,可降至0.06 mg/L左右.

4)接触氧化法-超滤组合工艺对该水厂地下水的处理优势主要表现在微生物的去除方面,可近于100%去除细菌,减少消毒剂的使用,降低消毒副产物的产生概率,使出水更安全洁净.

5)低通量条件下(20 L·m^{-2}·h^{-1})运行,膜表面沉积的污染物较少,膜污染程度小.

参考文献

[1] 汪琳,胡克武,冯兆敏,等.超滤膜技术在自来水厂中应用的研究进展[J].城镇供水,2011(1):7-10.
WANG Lin, HU Kewu, FENG Zhaomin, et al. Research progress on application of ultrafiltration membrane technology in waterworks [J]. Urban Water Supply, 2011(1):7-10.

[2] HUANG H O, LEE N H, YOUNG T, et al. Natural organic matter fouling of low-pressure, hollow-fiber membranes: effects of NOM source and hydrodynamic Conditions [J]. Water Research, 2007, 41 (17):3823-3832.

[3] 曾辉平.含高质量浓度铁锰及氨氮的地下水生物净化效能与工程应用研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2010.
ZENG Huiping. Biological purification of iron, manganese and ammonia with high concentration in groundwater and engineering application [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010.

[4] TEKERLEKOPOULOU A G, PAVLOU S, VAYENAS D V. Removal of ammonium, iron and manganese from potable water in biofiltration units: a review [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2013, 88(5): 751-773.

[5] CAI Y, LI Y, LIANG Y, et al. Effective start-up biofiltration method for Fe, Mn and ammonia removal and bacterial community analysis [J]. Bioresource Technology, 2015, 176: 149-155.

[6] CHOO K H, LEE H, CHOI S J. Iron and manganese removal and membrane fouling during UF in conjunction with prechlorination for drinking water treatment [J]. Journal of Membrane Science, 2005, 267(1/2): 18-26.

[7] ELLIS D, BOUCHARD C, LANTAGNE G, et al. Removal of iron and manganese from groundwater by oxidation and microfiltration [J]. Desalination, 2000,130(3): 255-264.

[8] JIMBO Y, GOTO K. Iron and manganese removal by a membrane filtration system [J]. Water Science and Technology: Water Supply, 2001,1(5/6):357-364.

[9] LIN J L. Fouling mitigation of a dead-end microfiltration by mixing-enhanced preoxidation for Fe and Mn removal from groundwater [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2013, 419: 87-93.

[10] QIU Y R, MAO L J, WANG W H. Removal of manganese from waste water by complexation-ultrafiltration using copolymer of maleic acid and acrylic acid [J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition), 2014, 24(4): 1196-1201.

[11] 崔淑霞.超滤技术在饮用水深度处理上的应用[J].中国农村水利水电,2009(2):61-62.
CUI Shuxia. Application of ultra filtration technology in advanced treatment of drinking water [J]. China Rural Water and Hydropower, 2009(2):61-62.

[12] 裴亮,姚秉华,付兴隆,等.超滤新技术及在饮用水处理中的研究应用新进展[J].水资源与水工程学报,2008,19(2):4-11.
PEI Liang, YAO Binghua, FU Xinglong. New progress of application of ultrafiltration technology into the drinking water treatment [J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2008,19(2):4-11.

[13] APPELO C A J, DRIJVER B, HEKKENBERG R, et al. Modeling in situ iron removal from ground water [J]. Groundwater, 1999, 37:811-817.

[14] 李圭白,刘超. 地下水除铁除锰[M].2版. 北京:中国建筑工业出版社,1987:13-103.
LI Guibai, LIU Chao. Removal of iron and manganese from groundwater [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 1987:13-103.

[15] 曾辉平,李东,高源涛,等.生物除铁除锰滤层的溶解氧需求及消耗规律研究[J].中国给水排水,2009,25(21):37-40.
ZENG Huiping, LI Dong, GAO Yuantao, et al. Demand and consumption of dissolved oxygen in biofilter for manganese and iron removal [J]. Chinawater & Wastewater, 2009,25(21):37-40.

[16] 仝重臣,员建,苑宏英,等.饮用水中氯化消毒副产物三卤甲烷和卤代乙酸研究进展[J].净水技术,2012,31(2):6-11.
TONG Zhongchen, YUAN Jian, YUAN Hongying, et al. Advances in research of trihalomethanes and haloacetic acids of chlorination disinfection by-products in drinking water treatment [J]. Water Purification Technology, 2012,31(2):6-11.

[17] 李圭白,杨艳玲.超滤——第三代城市饮用水净化工艺的核心技术[J].供水技术,2007,1(1):1-3.
LI Guibai, YANG Yanling. Ultrafiltration— the 3rd generation key water purification technology for city [J]. Water Technology, 2007, 1(1):1-3.

[18] GUIGUI C, ROUCH J C, DURAND-BOURLIER L, et al. Impact of coagulation condition on the in-line coagulation/UF process for drinking water production [J]. Desalination, 2002,147(1/2/3):95-100.

[19] BACCHIN P, AIMAR P, FIELD R W, et al. Critical and sustainable fluxes: theory, experiments and applications [J]. Journal of Membrane Science, 2006, 281:42-69.

[20] XU Jia, GAO Congjie. Study of critical flux in ultrafiltration of sweawater: New measurement and sub-and super-critical flux operations [J]. Chemical Engineering Journal, 2010, 165:102-110.

(编辑 刘 彤)