

# 膜技术在饮用水除砷中的应用研究进展

王晓伟<sup>1,2</sup>, 席北斗<sup>2</sup>, 霍守亮<sup>2</sup>, 杨天学<sup>2</sup>, 夏训峰<sup>2</sup>, 刘鸿亮<sup>2</sup>

(1.北京师范大学环境学院 北京 100875; 2.中国环境科学研究院水环境系统工程研究室 北京 100012)

**摘要:**以低压驱动膜的微滤膜(MF)与超滤膜(UF)和高压驱动膜的反渗透膜(RO)与纳滤膜(NF)为主,分析了目前国内外膜技术在饮用水除砷方面的效果、影响因素、浓水处理、膜污染及其清洗等方面的应用研究和进展情况,同时对膜技术优缺点及其在除砷中的应用研究方向与前景做了展望。

**关键词:**微滤膜;超滤膜;反渗透膜;纳滤膜;除砷

**中图分类号:** TQ028.8

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-3770(2011)06-0015-004

地表水或地下水中砷含量的超标已成为公共健康问题之一,而人类的活动是引起水中砷超标的主要原因之一。如 2007 年 12 月底发生的贵州都柳江砷污染事件<sup>[1]</sup>,直接危及当地居民的饮用水安全。由国家标准委和卫生部联合发布的生活饮用水卫生标准(GB 5749-2006)将城镇砷的控制标准由  $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  调至  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,农村控制标准为  $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

目前,用于饮用水中除砷技术主要有沉淀、吸附、离子交换和膜技术,其中膜技术被认为是水处理中最有前景的技术之一<sup>[2]</sup>,在对含砷水的处理上也是最有效方法之一<sup>[3]</sup>。膜分离是根据膜对混合物中各组分的选择渗透作用的差异,以外界能量或化学位差为推动力对双组分或多组分的混合气体或液体进行分离、分级、提纯和富集的方法。通常所说的膜分离技术按压力分为:低压膜如超滤(UF)膜和微滤(MF)膜,高压膜如反渗透(RO)膜和纳滤(NF)膜。与低压膜相比高压膜通常有相对小的膜孔径,但需要较高的压力驱动以使流体通过膜<sup>[3]</sup>。而膜材料和其表面性质与分离性能直接相关。

## 1 砷的化学性质和在水中的存在形态

砷属于“类重金属”元素,在自然界中分布很广。常见的氧化价态有 As(V)、As(III)、As(0)和 As(-III),砷在氧化环境中表现为含氧阴离子型。无机砷一般以两种占主导的氧化形态存在,即亚砷酸( $\text{AsO}_2$ )和砷酸氢

二钠( $\text{HAsO}_4^{2-}$ ),都是有毒性的,前者毒性约是后者的 60 倍。无机砷被认为是人类强致癌物质,摄入无机砷会增加皮肤、肺、膀胱、肝脏和肾等器官癌变几率<sup>[3]</sup>。

砷在水中的存在形态通常是依赖于  $\text{H}_3\text{AsO}_4/\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  的酸系统,根据文献<sup>[3-4]</sup>修改后而得到的不同形态砷的氧化还原电位与 pH 的关系,见图 1。

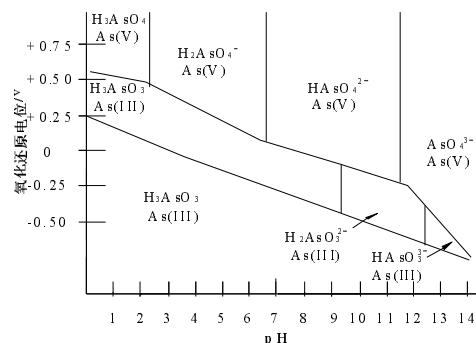


图 1 单位酸度砷-水体系中不同形态砷的氧化还原电势  $E$ -pH 关系 (25°C, 101.3 kPa)

Fig.1 Potential-pH diagram for the arsenic-water system at unit activity of all species (25°C, 101.3 kPa)

这些阴离子有酸性特性,水中稳定的和占主导的砷形态取决于溶液的 pH。可以看出,砷酸盐  $\text{HAsO}_4^{2-}$  稳定存在于在充氧或氧化条件下,而亚砷酸  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  则是存在缺氧或还原条件下。值得注意的是在中性或弱碱性条件下,As(V)表现为阴离子而 As(III)表现为中性分子。

在实际的膜分离砷的研究和应用中就可以根据这一性质,进行预处理和砷的形态转化,以提高分离效率。

收稿日期: 2010-09-02

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07106-001); 农业科技成果转化资金项目(2008GB24420470)

作者简介: 王晓伟(1982—),男,博士研究生,研究方向为水环境污染与治理技术, E-mail: xiao\_wei\_wang@126.com

联系作者: 席北斗,联系电话: 010-84913133; E-mail: xibeidou@263.net

## 2 低压膜技术除砷

作为低压膜的 MF 膜,其孔径一般在微米级,对分子质量大于  $500\ 00\ \text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$  或粒径大于  $0.05\ \mu\text{m}$  的物质可有效截留,因此对尺寸较小的溶解态和胶体态的砷, MF 是不能去除的,但可以截留在总砷中占较小比例的颗粒态的砷,这也决定了其去除的效率不高。为提高效率可以使 MF 与混凝或絮凝联用<sup>[5]</sup>,例如与  $\text{FeCl}_3$ 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$  的联用, pH 在 4~10 之间,同时考虑预氧化使三价砷转换成五价砷,可使砷的去除率明显提高,有试验结果表明,当原水含  $40\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  的砷时出水砷只有  $2\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

同样作为低压驱动的 UF 膜主要物理筛分作用去除成分,与 MF 一样因其较大的孔径,在除砷上也不能单独使用。但一些研究发现,带有电荷的 UF 在排斥作用下可以达到较高的除砷效率。在水中性条件下,五价砷盐表现为阴离子而三价砷盐表现为中性分子,因此  $\text{As}(\text{V})$  可通过膜表面的电荷排斥作用(如 Donnan 效应)得到部分去除,而  $\text{As}(\text{III})$  去除效果不明显。研究发现电荷类型影响截留效率,用带有负电荷的 GM2540F 型 UF 膜在中性条件下对五价砷的去除率达到 63%,但在酸性条件下去除率很低<sup>[6]</sup>。Weng 等<sup>[7]</sup>发现,单独 UF 膜对砷的分离效果不是很明显,典型的五价和三价砷的截流率为 40%和 5%。

因此, MF/UF 应用于饮用水除砷,需要与其他预处理工艺联用,同时改进膜表面性质可有效提高除砷性能。

## 3 高压膜技术除砷

### 3.1 RO 膜除砷技术

RO 膜操作压力较高,一般为  $1.5\sim 10.5\ \text{MPa}$ ,截留组分为  $(1\sim 10)\times 10^{-10}\ \text{m}$  的小分子溶质。

美国环保署(USEPA)的资料证实,RO 法在对生活饮用水进行除砷的实验中取得了良好的效果,是一种有效的除砷方法。有报道证实 RO 法对五价砷  $\text{As}(\text{V})$  的去除率达 96%~99%,而对三价砷  $\text{As}(\text{III})$  的去除率也达 46%~84%,如对所处理的水先进行预氧化,而且控制合适的 pH,除砷效果会更好<sup>[8]</sup>。

RO 处理 San Ysidro 水源水<sup>[9]</sup>于 1995 年 8 月投资启动,全村共有 73 处购买并安装小型反渗透设备,包括住户、餐馆、加油站和各种市政楼。经过调查,水源水经处理后,全村各用户出水的砷质量浓度降至  $0.05\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的限值以下,其它污染物的浓度也被有效降低,包括铁(去除率 85%)和总溶解性固

体(去除率 95%)。我国对反渗透除砷也有研究和应用,例如<sup>[10]</sup>朔黄铁路滨海站利用 RO 技术对铁路饮用水进行除砷处理,设备投资 8 万元,每天产水约 400 L,每 3~4 年需换 1 次膜,1 支膜约需 3 000 元,水的生产成本达到  $9\ \text{元}\cdot\text{t}^{-1}$ ,处理水质完全满足饮用水卫生标准。

因此,RO 在饮用水除砷具有很高的去除性能,但较高的运行费用(高能耗),在一定程度上可能会限制 RO 技术的应用。

### 3.2 NF 膜除砷技术

纳滤膜是 20 世纪 90 年代问世的新型分离膜,早期被称为“疏松”反渗透膜或“低压”反渗透膜,是介于反渗透和超滤之间的一种压力驱动膜分离技术,实际操作压力可小于  $1.0\ \text{MPa}$ 。在 NF 膜应用过程中具有两个显著特征:其一是截留分子质量介于反渗透膜和超滤膜之间,约为  $200\sim 1\ 000\ \text{Daltons}$ ;其二是纳滤膜的表面分离层由聚电解质所构成,对无机盐有一定的截留率,对有机物去除率也在 90%以上。而且其操作压力较反渗透膜低,能耗少,运行费用低。与反渗透膜的另一不同之处是,反渗透膜对几乎所有的溶质都有极高的去除率,但纳滤膜分离技术在有效去除水中有害物质的同时,还能保持水中对人体健康有益的微量元素和矿物质,是一种很有发展潜力的新型水处理工艺<sup>[11-14]</sup>。按膜所带电荷性质,纳滤膜可分为荷正电型纳滤膜和荷负电型纳滤膜两种。

近些年纳滤膜除砷是研究的热点,其内容多涉及到不同类型纳滤膜及其除砷的影响因素等方面。

E M Vrijenhoek 等<sup>[15]</sup>采用脱盐率为 45%的纳滤膜去除水中三价和五价砷的实验结果表明,纳滤膜对五价砷的截留率与水溶液的 pH 和砷浓度有关。Xiaowei Wang 等研究发现<sup>[16]</sup>,原水砷含量小于  $200\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  下, NF 膜对五价砷的截留率可达到 90%以上,同时  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$  等共存离子和原水 pH 对除砷的去除有较大的影响。当 pH 保持在 8.1 左右时 NF 膜对五价砷具有 60%~90%的截留率,然而对三价砷却只有 5%~28%的截留率,且任何操作条件下对三价砷的截留效果都不明显<sup>[17]</sup>。Nguyen 等<sup>[18]</sup>研究发现,当原水 pH 为 7 和五价砷的质量浓度在  $20\sim 100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,纳滤膜对  $\text{As}(\text{V})$  的截留率约为 89%~96%,而对  $\text{As}(\text{III})$  的截留率仅为 44%~41%。

因此,王晓伟等<sup>[19]</sup>对原水进行预氧化,使原水中的  $\text{As}(\text{III})$  转化为  $\text{As}(\text{V})$ ,同时调节 pH 至中性或偏

碱性<sup>[16]</sup> 纳滤膜技术的除砷效果会相当理想。

此外,大多运用纳滤膜除砷的研究都局限于在实验室条件下运用单组件 NF 膜系统,在不同操作条件(如压力、膜通量等)和不同原水水质情况下,对纳滤膜的截留效果和机理进行研究<sup>[20]</sup>,而对于多组件膜除砷效果及其应用的研究较少。

### 3.3 高压膜除砷机理

纳滤膜对分子或离子的截留机理一直都是研究的热点和重点,但还无定论。

有粒径选择性的筛分理论(孔道阻力)、吸附理论、溶解-扩散理论和电荷排斥理论等<sup>[21]</sup>。其中溶解-扩散和孔道阻力原理指出,溶质和溶剂透过膜原因之一是两者在膜中的溶解和扩散作用,其中溶质的透膜能力取决于溶质在溶剂中的扩散系数。水合程度越高的离子越易被截留,且与 stokes 半径有关,从而产生孔道阻力,或者筛分作用。

Madaeni 等<sup>[22]</sup>提出用吸附理论来解释纳滤膜对分子和离子的截留,即用 Langmuir 方程来解释 NF 膜截留分子与离子,并建立模型。

纳滤膜表面和孔径具有电荷效应,对纳滤膜电荷与电位的分析,有助于对其分离机理的了解和探讨。如 M Maenttaeri 等<sup>[23]</sup>用流动电位仪在浓度为  $0.001 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 KCl 溶液中,测得不同类型的荷负电型纳滤膜的  $\zeta$  电位,得出了荷负电型的纳滤膜在 pH 为 4~6 之间的水溶液中,会出现“临界电位”或“等电位”,在此电位点膜显中性。而 pH 小于此点,膜显正电性,大于此点膜显负电性。因为天然水体中的 pH 一般在 6~8 之间,所以膜会显现出负电性,从而与带负电性的离子间产生电荷排斥作用,从而达到去除离子的效果。

而 Donnan 排斥理论<sup>[17-18, 24]</sup>已被越来越多的研究者用来解释纳滤膜截留离子,也适合作为纳滤膜除砷的理论依据。由 Donnan 电势方程可知,离子价态越高,Donnan 电势值越小,说明对膜表面性质影响越大。纳滤膜砷酸跟离子之间产生 Donnan 排斥作用而达到对砷的截留。

Donnan 电势理论同时也可以用于对 RO 膜截留砷的解释。但 RO 膜孔径比纳滤膜孔径更小,常用筛分理论或溶解-扩散理论解释对分子或离子的截留。

## 4 膜除砷浓水处理及膜污染与清洗

膜处理高含砷水的过程中,由于膜的截留作用,使得浓水的含砷量增大,因此需要对高砷浓水进行适当处理后排放,因此需要选择价格适宜的技术。例

如,砷和钙反应会生成难溶的砷酸钙(溶度积为  $10^{-21}$ ),在废水处理中钙盐沉淀砷浓水被广泛采用。不过随着对水环境保护的日益重视,可以预测砷的固化技术是浓水处理的研究与应用方向<sup>[25]</sup>。

膜应用面临的一个难点是膜污染问题。一般认为,产水量降低 10%或膜的操作压力增加 10%或压差增加了 15%~50%,即可视为膜污染<sup>[26]</sup>,要采取适当的清洗方法。环境扫描电子显微镜(ESEM)、K 系能谱分析和 XRD 的应用,可分析膜表面污染情况。研究表明<sup>[19]</sup>,膜表面污染大多是盐类晶体物质,如无机的碳酸钙( $\text{CaCO}_3$ ),还有部分硫酸钙、镁盐、铁盐以及二氧化硅。它们会导致膜通量的下降,降低产水量,对砷的截留率也逐渐降低。污染会使膜的有效压力降低,并降低产水通量和产水水质。Ridgway 等<sup>[27]</sup>研究发现,地下水中潜在的无机或有机污染物膜污染的一个重要因素。Chuyang 等<sup>[28]</sup>研究发现,化学成分堆积在膜表面或膜孔中时膜污染就会发生,其结果是导致膜通量和产水水质的显著下降,成本因此而大大增加,有时可增加 50%的成本。

目前除砷技术中,采用化学清洗方法较多。如用柠檬酸(质量分数 2%)、 $\text{Na}_2\text{EDTA}$ (质量分数 2%)和氨水,调整 pH 在 3~4,采用循环清洗,多段式膜系统采用分段清洗,清洗时间 30 min,即可膜系统得到较好的恢复<sup>[19]</sup>。

## 5 优缺点及展望

作为二十一世纪水处理领域的关键技术,膜技术是解决人类所面临的能源、资源、环境三大问题的强有力手段之一<sup>[29]</sup>,而用于饮用水除砷的膜技术,其优缺点及其前景展望见表 1。

表 1 膜技术除砷的优缺点<sup>[3,30-31]</sup>

膜类型	优点	缺点	前景
MF/UF	进膜压力小,产水量大,抗污染较强	去除效率偏低	需要和其他工艺(混凝/沉淀等)联合使用
RO	除砷效率高,出水水质可得到保证	操作压力要求较高,单级膜产水量较小,抗污染较差	更多用于海水淡化,有时可被 NF 取代
NF	除砷效率高,产水量高,出水水质更有益健康	受高价态离子影响较明显	未来水处理应用中的主导膜技术

由表 1 可知,膜除砷技术中,未来的膜技术会更多地向纳滤/反渗透膜工艺靠近,尤其是 NF 膜技术。NF 膜可有效截留五价态砷,同时其操作压力、回收率、排布方式等操作条件和水温、共存离子、pH、有机物等原水水质条件对除砷性能有不同程度的影响,是



目前和今后研究和解决问题的出发点。膜除砷产生的浓水的处理、膜污染及其清洗技术等也是研究的重点和实际应用中面临的挑战和主要瓶颈。

总之,膜技术尤其是反渗透和纳滤膜具有出水水质好、占地面积小等优点,使其在饮用水除砷处理中具有很好的研究与应用前景,而 NF 膜技术应用价值更加突出。

#### 参考文献:

- [1] 张晓健. 贵州省都柳江砷污染事件的应急供水技术与实施要点[J]. 给水排水, 2008, 34(6): 14-18.
- [2] M Bissen, F Frimmel. Arsenic - a review: part II oxidation of arsenic and its removal in water treatment [J]. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 2003, 31(2): 97-107.
- [3] Ming-Cheng Shih. An overview of arsenic removal by pressure-driven membrane processes [J]. Desalination, 2005, 172(1): 85-97.
- [4] S Y C Thomas, T G Chuaha, et al. Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview [J]. Desalination, 2007, 217(1-3): 139-166.
- [5] 李晓波, 胡保安. 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.
- [6] P Brandhuber and G Amy. Alternative methods for membrane filtration of arsenic from drinking water [J]. Desalination, 1998, 117(1-4), 1-10.
- [7] Y H Weng, L H Chiang Hsieh, H H Lee, et al. Removal of arsenic and humic substances (HSs) by electro-ultrafiltration (EUF) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, B122(1-2): 171-176.
- [8] Y N Robert. Arsenic removal by reverse osmosis [J]. Desalination, 2002, 143(3): 237-241.
- [9] M J Walker, R Seiler, M Meinert. Effectiveness of household reverse-osmosis systems in a Western U S region with high arsenic in groundwater [J]. Science of the Total Environment, 2008, 389(2-3): 245-252.
- [10] 李勇. 铁路饮用水降盐降氟技术的研究[J]. 给水排水, 2003, (10): 126-127.
- [11] M Tahaikt, R E Habbani. Fluoride removal from groundwater by nanofiltration [J]. Desalination, 2007, 212(1-3): 46-53.
- [12] H Kang, J M Dickson. Nanofiltration membrane performance on fluoride removal from water [J]. Journal of Membrane Science, 2006, 279(1-2): 529-538.
- [13] K Kosutic, L Furac, L Sipos, et al. Removal of arsenic and pesticides from drinking water by nanofiltration membranes [J]. Separation and Purification Technology, 2005, 42(2): 137-144.
- [14] 张显球, 张林生, 杜明霞. 纳滤去除水中的有害离子[J]. 水处理技术, 2006, 32(1): 6-9.
- [15] E M Vrijenhoek, J J Waypa. Arsenic removal from drinking water by a "loose" nanofiltration membrane [J]. Desalination, 2000, 130(3): 265-277.
- [16] Wang X, Liu W, Lid, et al. Arsenic (V) removal from groundwater by GE-HL nanofiltration membrane: Effects of arsenic concentration, pH, and co-existing ions [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering in China, 2009, 3(4): 428-433.
- [17] A Seidel, J J Waypa, M Elimelech. Role of charge (Donnan) exclusion in removal of arsenic from water by a negatively charged porous nanofiltration membrane [J]. Environment of Engineering Science, 2001, 18(2): 105-113.
- [18] C M Nguyen, S Bang, J Cho, et al. Performance and mechanism of arsenic removal from water by a nanofiltration membrane [J]. Desalination, 2009, 245(1-3): 82-94.
- [19] 王晓伟, 刘文君, 李德生, 等. 单段式和两段式纳滤和反渗透膜除砷对比研究[J]. 给水排水, 2010, 36(7): 125-132.
- [20] Ma W, Liu W, Wang X, et al. Factors influencing the removal of As (V) from groundwater by NF/RO [C]. IWA Membrane Technology Conference & Exhibition 2009, Beijing, China, 2009: 394.
- [21] A Szymczyk, C Labbez, P Fievet, et al. Contribution of convection, diffusion and migration to electrolyte transport through nanofiltration membranes [J]. Advances in Colloid and Interface Science, 2003, 103 (1): 77.
- [22] S S Madaeni, E Salehi. Adsorption of cations on nanofiltration membrane: Separation mechanism, isotherm confirmation and thermodynamic analysis [J]. Chemical Engineering Journal, 2009, 150 (1): 114-121.
- [23] Maenttæri Mika, Pihlajamaeki Arto, Marianne Nystroem. Effect of pH on hydrophilicity and charge and their effect on the filtration efficiency of NF membranes at different pH [J]. Journal of Membrane Science, 2006, 280(1-2): 311-320.
- [24] A F Reguillon, G Lebizit, D Murat, et al. Selective removal of dissolved uranium in drinking water by nanofiltration [J]. Water Research, 2008, 42(4-5): 1160-1166.
- [25] 华明良, 罗保明, 薛军. 高浓度含砷废液的直接固化稳定化试验研究[J]. 研究进展, 2008, 49(7): 49-55.
- [26] A S Al-Amoudi, A M Farooque. Performance, restoration and autopsy of NF membranes used in seawater pretreatment [J]. Desalination, 2005, 178(1-3): 261-271.
- [27] H F Ridgway. Biological fouling of separation membranes used in water treatment applications [M]. Dever, CO: AWWA, Research Foundation and American Water Works Association, 2003: 241-246.
- [28] Chuyang Y Tang, Young-Nam K won, James O Leckie. Fouling of reverse osmosis and nanofiltration membranes by humic acid - effects of solution composition and hydrodynamic conditions [J]. Journal of Membrane Science, 2007, 290(1-2): 86-94.
- [29] A S Mark, W B Paul, E Menachem, et al. Science and technology for water purification in the coming decades [J]. Nature, 2008, 452 (7185): 301-310.
- [30] D Mohan, J C U Pittman. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents - a critical review [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 142(1-2): 1-53.
- [31] B Han, T Runnells, J Zimbron, et al. Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration [J]. Desalination, 2002, 145 (123): 293-298.

(下转第 26 页)

68%。为保证 SDBS 的矿质化,选择适宜的反应时间为 10 min。

### 3 结 论

微波辐射可以强化 Fenton 试剂对 SDBS 的氧化作用,明显提高 SDBS 的降解效率和降解速度,显著缩短反应时间。

微波辐射可以促进 Fenton 氧化对 SDBS 的矿质化,大大提高 TOC 去除率。微波辐射与 Fenton 氧化对 SDBS 模拟废水的 TOC 的去除具有明显的协同效应。

微波强化 Fenton 试剂氧化法降解 SDBS 的最佳工艺条件为 pH 为 3.0,  $n(\text{H}_2\text{O}_2):n(\text{Fe}^{2+})$  为 195, Fenton 试剂投加量为  $140 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ , 微波功率为 500 W, 反应时间为 10 min。在此工艺条件下, SDBS 和 TOC 去除率分别可达 99%和 68%。

### 参考文献:

- [1] 吴薇,程爱华,叶向德,等. 表面活性剂废水处理技术的研究现状与问题分析[J]. 四川环境, 2007, 26(3): 84-87.
- [2] 姜波. 表面活性剂废水处理技术的研究进展[J]. 黑龙江环境通报, 2010, 34(1): 72-75.
- [3] 于晓彩,徐微,杨艳杰. SBR 法处理含阴离子表面活性剂废水的研究[J]. 环境保护科学, 2006, 32(6): 20-23.
- [4] 姜少红,杨勇,季民. 光化学氧化法对阴离子表面活性剂降解的初步研究[J]. 四川环境, 2006, 25(1): 11-13.
- [5] 关晓彤,杨旭鹏,张之明,等. 微波辐射 Fenton 试剂处理 TNT 废水的研究[J]. 工业水处理, 2010, 30(4): 42-45.
- [6] 丁湛,关卫省,刘建,等. 微波强化 Fenton 氧化处理垃圾渗滤液的研究[J]. 中国给水排水, 2010, 26(3): 90-92.
- [7] 张丽,朱晓东,张燕峰,等. 微波强化 Fenton 氧化处理邻氨基苯甲酸废水[J]. 环境科学研究, 2009, 22(5): 516-520.
- [8] 关晓彤,于大伟,张之明,等. 微波辐射 Fenton 试剂处理醇酮废水的研究[J]. 工业水处理, 2009, 29(10): 42-44.

## DEGRADATION OF ANIONIC SURFACTANT IN WATER BY MICROWAVE-ENHANCED FENTON OXIDATION

Chen Fangyan, Shi Qi, Tang Yubin

(School of Biotechnology and Environmental Engineering, Jiangsu University of Science and Technology, Zhenjiang 212018, China)

**Abstract:** Sodium dodecylbenzene-sulphonate (SDBS) in water was degraded by microwave/Fenton oxidation. The degradation efficiencies of SDBS degraded by microwave irradiation, Fenton oxidation and microwave/Fenton oxidation were compared. The effects of reaction conditions, such as  $n(\text{H}_2\text{O}_2):n(\text{Fe}^{2+})$  ratio, dosage of Fenton reagent, microwave power, pH value and reaction time on degradation efficiency of SDBS were investigated. The results showed that microwave irradiation can not only enhance the oxidation of SDBS so as to increase removal rate of SDBS and shorten reaction time, obviously, but also promote mineralization of SDBS so as to increase removal rate of TOC. SDBS is degraded by synergetic effects of microwave irradiation and Fenton oxidation. The optimal conditions of operation were determined as follows: pH value 3,  $n(\text{H}_2\text{O}_2):n(\text{Fe}^{2+})$  ratio 195, Fenton reagent dosage  $140 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ , microwave power 500 W, reaction time 10 min. Under the optimal conditions, the removal rate of SDBS and TOC can reach to 99% and 68%, respectively.

**Keywords:** microwave; Fenton reagent; surfactant; sodium dodecylbenzene-sulphonate; oxidation; TOC

(上接第 18 页)

## INVESTIGATION PROGRESS OF MEMBRANE TECHNOLOGIES APPLICATION TO ARSENIC REMOVAL IN DRINKING WATER

Wang Xiaowei<sup>1,2</sup>, Xi Beidou<sup>2</sup>, Huo Shouliang<sup>2</sup>, Yang Tianxue<sup>2</sup>, Xia Xunfeng<sup>2</sup>, Liu Hongliang<sup>2</sup>

(1. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

2. Water Environment System Project Laboratory, Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing 100012, China)

**Abstract:** Excessive arsenic (As) in drinking water has been threatening the human health, which is also one of the most important issues in the Eleventh Five-Year Plan of China. In this paper, the low pressure driven membranes of microfiltration (MF) and ultrafiltration (UF), and the high pressure driven membranes of reverse osmosis (RO) and nanofiltration (NF) were chosen to discuss and compare their investigation progress of arsenic removal efficiency, influence factors, concentrated water disposal, membrane fouling, and cleaning methods, etc., application to drinking water. In addition, the disadvantages & advantages and the issues aspects of membranes application to arsenic removal were compared and forecasted.

**Keywords:** microfiltration; ultrafiltration; reverse osmosis; nanofiltration; arsenic removal