

吸附法去除饮用水中砷的研究进展

李定龙, 朱宏飞, 关小红

(江苏工业学院环境与安全工程系, 江苏 常州 213164)

摘要 介绍砷的分布以及饮用水中砷超标的危害, 综述当前国内外用不同吸附方法去除饮用水中砷的研究进展, 分析其吸附性能和特点。结果表明, 在归纳的 6 种吸附除砷方法中, 复合材料与改性材料除砷效率高, 处理费用低, 目前最具有市场应用前景; 活性材料的吸附效果受 pH 值控制, 含铁矿物材料在除砷过程中易导致二次污染, 纳米材料除砷效率最高, 应是今后的主要发展方向。

关键词 饮用水; 砷; 吸附法; 综述

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 1004-693X(2007)06-0044-04

Advances in research of arsenic removal from drinking water by adsorption

LI Ding-long, ZHU Hong-fei, GUAN Xiao-hong

(Department of Environmental & Safety Engineering, Jiangsu Polytechnic University, Changzhou 213164, China)

Abstract The distribution of arsenic and its harms in drinking water were discussed. The removal of arsenic in drinking water by different adsorption techniques at home and abroad and the adsorption characteristics were reviewed. Results show that, among the six adsorption methods for arsenic removal, the method by composite materials and modified materials is of low cost and high removal efficiency, so it has the most marketable prospect; the removal efficiency by activated material is strongly affected by pH; the course of arsenic removal by ferrous minerals may easily lead to secondary contamination; nanometer materials is of the highest efficiency, so it would be the main arsenic removal material in future.

Key words drinking water; arsenic; adsorption technique; review

1 砷及其危害

砷是一种具有类金属特性的元素, 广泛分布于大气、水、土壤、岩石和生物体中。在自然水体中, 溶解的砷一般以无机砷酸盐(AsO_4^{3-})、亚砷酸盐(AsO_3^{3-})形式或以甲基化的砷化合物形式存在^[1]。三价砷进入细胞的能力比五价砷强, 而且其毒性亦比五价砷强 35~60 倍。但五价砷的毒性亦不容忽视, 它在体内可转化为三价砷, 且五价砷可竞争性取代磷酸盐, 从而影响许多酶催化的生化反应^[2]。

目前, 在许多国家和地区的地表水中发现了砷污染。澳大利亚、加拿大、阿根廷、智利、英国、美国、墨西哥、日本、孟加拉国和苏联等, 都有高砷水引起中毒的报导。近年来, 我国的台湾、新疆、内蒙、西藏、云南、贵州、山西、吉林等 10 个省(区) 30 多个

县(旗)均发现饮水高砷区^[3]。目前我国规定生活饮用水砷质量浓度不得超过 0.05 mg/L, 因此控制饮用水中砷超标已成为急需解决的问题之一。

2 国内外吸附法除砷的研究进展

目前去除饮用水中砷的方法主要有混凝沉淀法和吸附法。混凝沉淀法简便、易于实施, 但缺点是易形成含砷废渣; 吸附法具有处理效率高、吸附干扰小、吸附剂可再生重复使用, 对环境不会或很少产生二次污染, 缺点是药剂费用高、达标率较低^[4]。当前国内外吸附法除砷方法使用的材料有 6 类。

2.1 稀土与黏土材料

稀土元素是具有生理活性的化学元素, 其储量丰富, 分布广泛, 而且稀土元素的氧化物和稀土盐类具有良好的吸附阴阳离子的能力, 利用稀土元素吸

附饮用水中砷具有除砷效率高、可操作的 pH 值范围广、受其他外界因素干扰小、材料可以洗脱再生等良好性能。黏土是含铝、镁等元素为主的一类硅酸盐类矿物,其粒径小,比表面积大,因此黏土材料吸附砷具有去除速率快、吸附容量大等优点。

张昱^[5]用铈铁合成的新型稀土基无机除砷吸附剂与常用的除砷滤料活性氧化铝进行了比较,铈铁吸附剂具有除砷效果好、可应用的 pH 值范围宽、接触时间短等优点,而且盐度、硬度和氟离子不影响除砷效果。欧阳通^[6]用稀土材料氢氧化铈(HCO)进行吸附除砷,结果表明其具有吸附容量大,适用范围广,共存的高浓度常见阴离子对砷的吸附不产生影响,在 pH 值为 4~9,可以有效地将 2 种状态的砷同时除去,最终使处理后砷质量浓度低于 0.01 mg/L。

彭书传^[7]制备的镁铝阴离子黏土材料对砷酸根离子具有较高的去除率和吸附容量,具有较快的吸附速率,并且吸附砷酸根离子后的镁铝阴离子材料,用碳酸钠溶液可以很好的洗脱再生。

2.2 复合材料

由于传统采用的单一材料吸附砷往往效率低,且处理时受其他离子干扰较大,所以有很多研究者

致力于开发复合材料来去除水中的砷。复合材料是利用 2 种或 2 种以上材料按照一定比例共同混合制成,通常比单一吸附材料的适用范围广,吸附性能好,且受其他离子干扰小。目前常用的复合材料有 7 种,见表 1。

研究表明,复合材料除砷效率可高达 99.5%; 吸附速度快, pH 值应用范围大,一般为 2~10; 对其他离子也有一定的吸附效果,可以解吸再生; 一般能将砷的质量浓度降到 0.010 mg/L 以下。由于复合材料具有材料选择范围广,处理费用低,吸附性能好,并且处理后的饮用水砷指标符合国家标准,因此复合材料吸附饮用水中砷有广阔的实用前景。

2.3 活性材料

目前国外许多学者采用活性材料吸附饮用水中砷,取得了很好的吸附效果,有些甚至能使吸附率达到 96% 以上,并且洗脱、再生效率高,处理费用远低于其他吸附剂。但是有些活性材料从溶液中分离困难。我国对活性材料吸附砷的研究起步较晚,研究范围比较小。就目前来看,国内外有代表性的研究主要是 4 种活性材料,见表 2。

表 1 复合材料除砷的性能特点

吸附材料	影响因素	去除效果	主要特点
载铁(Ⅲ)-配位体交换棉纤维 ^[8]	实验条件为 pH 值为 7.9	砷饱和吸附量达 15 mg/g,最终使 As(Ⅴ)的质量浓度低于 0.010 mg/L	在有氟共存时也不影响吸附效果,因此该吸附剂在砷、氟共存地区具有很好的应用前景
羟基铁溶液和蒙脱石的混合 ^[9]	吸附率随 pH 值、温度、铁初始质量浓度和吸附时间增加而增加	去除效果良好	复合物对砷的吸附以外层络合的非专性吸附为主,且该实验条件与在酸性土壤条件下的要求相近,研究有助于理解与控制自然环境下砷的迁移
氢氧化铁与氢氧化铝 ^[10]	氢氧化铁去除砷最佳 pH < 7.9,氢氧化铝的 pH = 5~6	砷质量浓度最终可以降到 0.05 mg/L 以下	原水中含砷较高时,用铁盐比铝盐除砷更为有效
复合铁铝氢氧化物 ^[11]	pH 值 = 5.0~9.0	初始砷质量浓度从 2 mg/L 下降到 0.01 mg/L 以下,吸附率大于 99.5%	Fe ³⁺ /Al ³⁺ 摩尔比为 7:3 的复合物吸附除砷能力最强,且吸附容量大
沸石中添加铝材料 ^[12]	pH 值应用范围大(3~10)	其去除率达到 85% 以上	吸附量大于活性铝,特别适合低浓度砷的去除,用 NaOH 浓度为 400 mg/mol 可以使其解吸
Fe-Ce 合成金属氧化物 ^[13]	经 6 mol/L NaOH 溶液调节,pH 值缓慢提高到 10	砷从 60~100 μg/L 降到 10 μg/L	吸附率可达 56.06%,超过 Fe 与 Ce 单独吸附的效果,不产生有害的副产物,满足 Langmuir 方程
以活性炭、活性氧化铝、大孔树脂等为载体,以铁盐、铝盐等为活化试剂 ^[14]	pH 值影响因素未考虑	As(Ⅲ)质量浓度为 0.284 mg/L,As(Ⅴ)质量浓度为 0.254 mg/L,最终除砷达 2.94 mg/g 和 2.56 mg/g	从除砷容量、价格及其他因素来看,以活性炭为载体材料、硝酸铁为负载金属试剂是最佳组合

表 2 活性材料除砷的性能特点

吸附材料	影响因素	去除效果	主要特点
活性炭和沸石 ^[15]	pH 值为 7~10 时吸附效果最佳	吸附砷酸盐和亚砷酸盐分别达 60% 和 50%	提高温度和增加离子强度,对饮用水中的铁也有较大的吸附
热处理和酸处理后的活性红土 ^[16]	pH 值为 3.5、7.3 时分别吸附 As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)效果最佳	吸附 As(Ⅴ)达 96.52%,As(Ⅲ)达 87.54%	活性红土是一种废弃物,用其可以减少污染,且处理费用远低于活性炭和活性铝的吸附剂
载铁球形棉纤维素 ^[17]	吸附 As(Ⅴ)的最佳 pH 值为 4~5	铁质量浓度 220 mg/mL 时,吸附剂对 As(Ⅴ)的最大吸附 33.2 mg/g	吸附剂可以用 1.5 mol/L NaOH 再生,洗脱和再生效率可达 90% 以上,吸附剂制备方法简单,新颖
活性铝 ^[18]	最佳 pH 值为 7.6	砷去除率可达到 96.2%	吸附过程随温度升高,其热力学吸附降低

2.4 改性材料

改性材料是对原有材料自身性质进行直接或间接的改造 ,最终达到提高吸附效果的目的。通常的改性方法有化学方法(如共聚、接枝、交联等)与物理方法(如填充、共混、增强等)。就目前研究来看 ,对聚合物的改性应用较广泛 ,但从发展趋势来看对天然材料进行改性应具有很强的市场应用前景。

改性后的材料吸附砷效率高 ,再生条件简单且再生率高 ,如 Fe(Ⅲ)改性 D401 螯合树脂除砷率达 99% ,再生率可达 94%。成本低廉 ,且使用后不会带来二次污染 ,如改性海泡石等 ,见表 3。

2.5 含铁矿物

含铁矿物分布广泛 ,原料易于选取、制备 ,且价格低廉 ,吸附效果良好 ,同时吸附后的砷还可以再生回收利用 ,特别适合小水量处理。因此用含铁矿物吸附砷的研究国内外报道比较多。但含铁矿物在吸附过程中会释放铁离子和其他离子到水中 ,从而导致二次污染 ,而且吸附过程中容易受到其他物质的影响 ,见表 4。

在今后的研究中如能很好地控制铁离子和其他有害金属离子进入饮用水 ,含铁矿物在饮用水除砷方面将有一定的应用前景。

2.6 纳米材料

纳米材料是 20 世纪 80 年代中期发展起来的一种新兴功能材料^[30]。具有一系列优异的物理化学特性和优越于传统材料的特殊性能 ,具有优良的热稳定性及尺寸稳定性 ,其力学性能有望优于纤维增强聚合物体系。纳米材料粒径小 ,表面原子数、表面积、表面能和表面结合能都较大。由于表面原子周围缺少相邻的原子 ,具有不饱和性 ,易与其他原子相结合而稳定下来 ,因而纳米材料对许多金属离子具有很强的吸附能力 ,是痕量元素分析较为理想的分离富集材料^[31]。

但其最大的缺点是材料选取困难 ,费用高 ,受其他因素干扰大。近年来国内外学者对纳米材料吸附砷进行了广泛的研究 ,并取得了很大的进展 ,对饮用水砷的吸附率甚至可达 99% ,因此纳米材料应是今后的主要发展方向。从当前研究来看主要利用纳米 ZnO₂ 与纳米 TiO₂ 作吸附材料 ,见表 5。

3 结论与建议

a. 吸附法对饮用水中砷的去除效率高 ,受外界条件干扰小 ,在除砷的同时还可去除其他有害金属离子 ,并且吸附材料可以再生重复使用 ,不会或很少

表 3 改性材料除砷的性能特点

吸附材料	去除效果	主要特点
Fe(Ⅲ)改性 D401 螯合树脂 ^[19]	除砷率高(99%) ,饱和吸附量大(24.261 mg/g)	抗竞争离子能力强 ,再生效果好(再生率 94%)
改性海泡石 ^[20]	在 pH≥6.5 的条件下 ,每 0.5 g 经活化的海泡石可将水中 As 的质量浓度降至 0.05 mg/L	工艺简单 ,成本低廉 ,且不带来二次污染 ,用它代替硫化物、铁盐等材料处理高砷水 ,具有应用价值
改性沸石 ^[21]	pH 值为 7~8 的条件下 ,改性沸石的吸附容量可达 8.5 mg/g	与斜发沸石相比 ,改性沸石的除砷效果显著提高 ,随着溶液中砷的浓度增大 ,改性沸石的吸附容量增加
新生态 δ-MnO ₂ ^[22]	室温下 ,pH 值为 6.5 ,As(Ⅴ)的初始质量浓度为 10 mg/L ,吸附时间为 2 h 时 ,去除率可达 96%	吸附前 MnO ₂ 悬浮体系的 pH 值是最主要的影响因素 ,新生态 MnO ₂ 有很强的吸附性 ,具有很好的发展前景
水合二氧化锰(δ-MnO ₂) ^[23]	δ-MnO ₂ 对 As(Ⅲ)和 TOC 的最大吸附量分别为 137 μg/mg 和 1.01 mg/mg	亚砷酸盐与腐殖酸共存时 ,腐殖酸的存在使得亚砷酸盐的去除率下降 10%~28% ,亚砷酸盐对腐殖酸的去除无明显影响

表 4 含铁矿物除砷的性能特点

吸附材料	影响因素	去除效果	主要特点
黄铁矿和磁黄铁矿 ^[24]	pH 值对砷的吸附影响大	去除效果良好	该材料与其他材料相比不仅体积小而且易分离
针铁矿 ^[25]	pH 值为 9.7~10.4 吸附效果最佳	经真空微波处理的凝胶对砷的去除率有很大提高 ,可达 50% 以上	针铁矿及其前体经真空微波处理大幅提高了 As(Ⅲ)的吸附能力 ,在吸附剂制备领域具有应用前景
天然的铁矿石 ^[26]	pH 值为 4.5~6.0 吸附最佳	As(Ⅴ)质量浓度从 1 mg/L 降到 0.01 mg/L	吸附时受硅酸盐的影响
铁盐处理普通河砂研制成涂铁砂粒 ^[27]	pH 值为 5~9 吸附最佳	As(Ⅴ)的去除率随 pH 值的升高而下降 ,As(Ⅲ)的去除不明显	用 NaOH 浓度为 0.2 mol/L 进行再生处理 ,砷回收率均在 94% 以上
磁性吸附材料 CuFe ₂ O ₄ ^[28]	在弱酸性及中性条件下 ,吸附砷的能力最强	对 As(Ⅴ)的吸附能力比对 As(Ⅲ)强些 ,在平衡质量浓度为 10 μg/L 时 ,其吸附容量可达 10 mg/g	负载的 As(Ⅴ)可用 NaOH(浓度为 0.1 mol/L)较容易地洗脱下来 ,使吸附剂再生
铁氧化物涂沙(IOCS-2) ^[29]	pH 值为 7.6 时吸附砷最佳	吸附 As(Ⅴ)达到 42.6 μg/L ,As(Ⅲ)达到 41.1 μg/L	最终处理后的砷质量浓度低于 0.5 μg/L ,特别适合小水量处理

表 5 纳米材料除砷的性能特点

吸附材料	影响因素	去除效果	主要特点
纳米 TiO ₂ ^[32]	pH 值为 1~10	As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)的吸附率可达 99%	吸附时间、吸附体积、共存元素都影响砷的吸附
纳米 ZrO ₂ ^[33]	pH 值为 1~10	As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)的吸附率均大于 98%, 吸附容量分别为 1.4 mg/g 和 1.1 mg/g	采用 0.5 mol/L 的 NaOH 可完全洗脱纳米 ZrO ₂ 所吸附的砷,同时 ZrO ₂ 对 As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)的吸附具有较好的选择性
悬浮的纳米 TiO ₂ ^[34]	酸性条件 pH 值为 4, 碱性条件 pH 值为 9	在酸性条件 pH 值为 4 时 TiO ₂ 光氧化吸附 As(Ⅲ)弱于 As(Ⅴ),在碱性条件 pH 值为 9 时吸附 As(Ⅲ)强于 As(Ⅴ)	pH 值对砷的吸附影响大
颗粒状纳米 TiO ₂ ^[35]	pH 值为 7 时为最佳	在 pH 值为 7 时,吸附的 As(Ⅴ)达到 41.4 mg/g,As(Ⅲ)达 32.4 mg/g	磷酸盐与氧化硅对吸附无影响

对环境造成二次污染,推广应用前景广阔。

b. 在吸附除砷方法中,复合材料与改性材料除砷效率高,处理费用低,目前最具有市场应用前景;活性材料的吸附效果受 pH 值控制较严格,含铁矿物材料在除砷过程中易导致二次污染,纳米材料与其他原子结合后性质稳定且除砷效率最高,应是今后的主要发展方向。

c. 从目前来看,国外发达国家饮用水中砷质量浓度标准已降为 0.01 mg/L。我国的饮用水标准也将逐渐与国际饮用水标准接轨,因此选择高效廉价的除砷材料将成为未来饮用水除砷研究的主要发展方向。

参考文献：

[1] CULLEN W R, REIMER K J. Arsenic speciation in the environmen[J]. Chemical reviews ,1989 89 :713-764.

[2] 袁涛,罗启芳. 环境砷对人体健康的影响[J]. 国外医学卫生学分册,1999 26(6) :321-324.

[3] 赵素莲,王玲芬,梁京辉. 饮用水中砷的危害及除砷措施[J]. 现代预防医学 2002 29(5) :651-652.

[4] 苑宝玲,李坤林,邢核,等. 饮用水砷污染治理研究进展[J]. 环境保护科学 2006 32(1) :17-19.

[5] 张昱,杨敏,王桂燕,等. 利用稀土基无机合成材料去除饮用水中砷的研究[J]. 环境化学 2001(1) :70-75.

[6] 欧阳通. 稀土材料氢氧化铈吸附水中亚砷酸与砷酸阴离子的特性效果[J]. 环境科学 2004 25(6) :43-47.

[7] 彭书传,杨远盛,陈天虎,等. 镁铝阴离子黏土对砷酸根离子的吸附作用[J]. 硅酸盐学报 2005(8) :1024-1027.

[8] 赵雅萍,王军锋,陈甫华. 载铁(Ⅲ)配位体交换棉纤维素吸附剂对饮用水中砷(Ⅴ)和氟联合去除的研究[J]. 高等学校化学学报 2003(4) :643-647.

[9] 廖立兵, DONALD G F. 羟基铁溶液-蒙脱石体系对砷的吸附[J]. 中国科学 D 辑 地球科学 2005 35(8) :750-757.

[10] 郭维华,费忠民. 水中砷混凝法去除机理研究[J]. 苏州城建环保学院学报,1995(1) :70-77.

[11] 梁美娜,刘海玲,朱义年,等. 复合铁铝氢氧化物的制备及其对水中砷(Ⅴ)的去除[J]. 环境科学学报 2006(3) :438-446.

[12] XU Y H, TSUNENORI N, AKIRA O. Adsorption and removal

of arsenic(Ⅴ) from drinking water by aluminum-loaded Shirasu-zeolite[J]. Journal of Hazardous Materials ,2002 ,9 :275-287.

[13] ZHANG Y, YANG M, DOU X M, et al. Arsenate adsorption on an Fe-Ce bimetal oxide adsorbent :role of surface properties [J]. Environmental Science Technology 2005 39 :7246-7253.

[14] 赵月朝,陈亚妍,林少彬,等. 负载金属饮水除砷材料的研究[J]. 卫生研究 2004 33(5) :550-552.

[15] KELLY B P, TAREK M A F. Adsorption of arsenate and arsenite by iron-treated activated carbon and zeolites :effects of pH, temperature, and ionic strength [J]. Journal of Environmental Science and Health 2005 40 :723-749.

[16] LTUNDOGAN H S, SEMA A, FIKRET T, et al. Arsenic adsorption from aqueous solutions by activated red mud[J]. Waste Management 2002 22 :357-363.

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

[18] SINGH T S, PANT K K. Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As(Ⅲ) on activated alumina[J]. Separation and Purification Technology ,2004 ,36 :139-147.

[19] 陈敬军,蒋柏泉. Fe(Ⅲ)改性 D401 螯合树脂吸附微量砷(Ⅴ)的研究[J]. 南昌大学学报 :工科版 2005 27(4) :25-28.

[20] 杨胜科,王文科,李翔. 改性海泡石处理含砷饮用水研究[J]. 化工矿与加工 2000(10) :13-16.

[21] 张晖,周明达,张利民,等. 改性沸石处理水中砷的研究[J]. 贵州化工 2006 31(2) :7-9.

[22] 田军,乔秀丽. 新生态 δ—MnO₂ 对废水 As(Ⅴ)的吸附研究[J]. 佳木斯大学学报 :自然科学版 2004 22(4) :508-510.

[23] 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.

[24] 汉景泰, FYFE W S. 硫化铁矿物处理水体砷污染[J]. 科学通报 2000(5) :1100-1104.

[25] 叶瑛,季珊珊,鄢黛黛,等. 针铁矿及其前体吸附亚砷酸根离子的反应及预处理方法的影响[J]. 岩石矿物学杂志 2005(6) :551-555.

(下转第 51 页)

从表 2 可以看出 ,pH 值对活性组分 Cu^{2+} 的流失影响很大 ,在酸性条件下 Cu^{2+} 溶出量增大 ;随着 pH 值增高 , Cu^{2+} 溶出量显著减少。可见 pH 值的升高能有效地控制铜的溶出 ,有利于催化剂的稳定。但考虑到加碱调节 pH 值要兼顾操作费用和设备防腐及出水色度等问题 ,因此本实验仍选择 pH 值为 8.2 的原水进行反应。

2.5 WAO 与 CWAO 处理效果的比较

采用制备的 $\text{CuO-Co}_3\text{O}_4\text{-CeO}_2/\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ 催化剂 ,在温度为 280℃ ,氧气分压为 3.0 MPa ,反应时间为 120 min ,催化剂投加量为 15 g 条件下 ,进行 CWAO 与 WAO 反应 ,比较结果见表 3。

表 3 WAO 与 CWAO 处理效果的比较

处理方法	$\rho(\text{COD})(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$		COD 去除率/%
	初始	出水	
WAO	4942.1	3424.9	30.7
CWAO	4942.1	588.1	88.1

由表 3 可以看出 ,在相同反应条件下 ,加入催化剂后催化湿式氧化法的 COD 去除率达到 88.1% ,而未加催化剂的湿式氧化 COD 去除率只有 30.7% ,说明用此催化剂处理高浓度 SDBS 废水表现出较好的催化活性。

3 结 论

- a. 与湿式氧化法比较 ,采用 CuO 和 Cu-Co 复合催化剂能有效改善催化效果。
- b. 电子助剂的掺入可以有效改善催化剂的性能 ,制备的 Cu-Co-Ce 氧化物复合催化剂具有较高的催化活性。
- c. 以自制 $\text{CuO-Co}_3\text{O}_4\text{-CeO}_2/\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ 催化剂对高浓度 SDBS 废水进行催化湿式氧化处理 ,在反应

温度为 280℃ ,氧气分压为 3.0 MPa ,废水 pH 值为 8.2 ,反应时间为 120 min ,催化剂投加量为 15 g 条件下 ,COD 去除率达到 88.1% ,比未加催化剂的湿式氧化 COD 去除率提高了 57.4%。

参考文献 :

[1] 范凤申 ,张忠祥 ,孙孝然 .直链烷基苯磺酸钠(SDBS)的可生物处理性及其对大型蚤毒性的试验研究[J]. 环境科学 ,1988 ,9(6) 2-7.

[2] 祁梦兰 .我国合成洗涤剂生产废水治理技术研究[J]. 中国环境科学 ,1994 ,14(4) 296-302.

[3] DELANGHE B ,MEKRAS C I ,GRAHAM N J D. Aqueous ozonation of surfactants :a review[J]. Ozone Sci Eng ,1991 ,13(6) 639-673.

[4] TANAKA S ,CHIKAWA T. Effects of photolytic pretreatment on biodegradation and detoxification of surfactants in anaerobic digestion[J]. Water Sci Technol ,1993 ,28(7) :103-110.

[5] LIN S H ,LIN C M ,LEU H G. Research note :operating characteristics and kinetic studies of surfactant wastewater treatment by fenton oxidation[J]. Water Res ,1999 ,33(7) :1735-1741.

[6] ZOR S ,YAZICI B ,ERBIL M ,et al. The electrochemical degradation of linear alkylbenzenesulfonate(SDBS) on platinum electrode[J]. Water Res ,1998 ,32(3) 579-586.

[7] 温东辉 ,祝万鹏 .高浓度难降解有机废水的催化氧化技术发展[J].环境科学 ,1993 ,15(5) 88-91.

[8] LUCK F. Wet air oxidation :past ,present and future[J]. Catalysis Today ,1999 ,53(1) 81-91.

[9] 宾月景 ,祝万鹏 ,蒋展鹏 ,等 .催化湿式氧化催化剂及处理技术研究[J].环境科学 ,1999 ,20(2) 42-44.

[10] ZHU W P ,BIN Y J ,LI Z H ,et al. Application of catalytic wet oxidation for the treatment of h-acid manufacturing process wastewater[J]. Water Res 2002 ,36(8) :1947-1954.

(收稿日期 2006-06-26 编辑 舒 建)

(上接第 47 页)

[26] ZHANG W ,SINGH P ,PALING E ,et al. Arsenic removal from contaminated water by natural iron ores[J]. Minerals Engineering 2004 ,17 517-524.

[27] 袁涛 ,罗启芳 .运用涂铁砂粒进行分散式饮水除砷的效果[J].环境科学 2001 ,22(3) 25-29.

[28] 武荣成 ,曲久辉 ,吴成强 .磁性吸附材料 CuFe_2O_4 吸附砷的性能[J].环境科学 2003 ,9) 60-64.

[29] KARASU T K ,HIAVAN T V ,SUBRA M K S. Arsenic removal from drinkingwater using iron xide-coated sand[J]. Water Air and Soil Pollution 2003 ,142 95-111.

[30] 杨仕清 ,张怀武 .纳米材料科学的研究现状与未来[J]. 电子科技导报 ,1995(11) 2-5.

[31] VASSILEVA E ,PROINOVA I ,HADJIIVANOV K. Solid phase

extraction of heavy metal ions on a high surface area titanium dioxide(anatase) [J]. Analyst ,1996 ,121(5) 607-612.

[32] 肖亚兵 ,钱沙华 .纳米二氧化钛对砷(Ⅲ)和砷(Ⅴ)吸附性能的研究[J].分析科学学报 2003 ,19(2) :172-174.

[33] 喻德忠 ,邹菁 ,艾军 .纳米二氧化钛对砷(Ⅲ)和砷(Ⅴ)的吸附性质研究[J]. 武汉化工学院学报 ,2004 ,26(3) :1-3.

[34] PARITAM K D ,AJAY K R ,VIRENDER K S ,et al. Adsorption of arsenate and arsenite on titanium dioxide suspensions[J]. Journal of Colloid and Interface Science 2004 ,278 270-275.

[35] SUNBAEK B M P ,LEE L ,MENG X G. Removal of arsenic from groundwater by granular titanium dioxide adsorben[J]. Chemosphere 2005 ,60 389-397.

(收稿日期 2006-08-13 编辑 舒 建)