

铁改性活性氧化铝的制备及其除 As(V) 性能

孙佳文^{1,2}, 席北斗¹, 康得军², 高婷^{1,2}, 赵颖¹, 龚天成¹,
许江城^{1,2}, 陈其晓^{1,2}, 瞿聪^{1,2}, 龚斌¹

(1. 中国环境科学研究院 国家环境保护地下水污染过程模拟与控制重点实验室, 北京 100012; 2. 福州大学 土木工程学院, 福建 福州 350116)

摘要: 以活性氧化铝(AA)为原料,采用铁盐浸渍法制备负载铁氧化物的活性氧化铝(FAA)除砷吸附剂。采用 BET、SEM 和 EDS 等技术对其进行表征,并考察了投加量、pH 值、共存离子对 FAA 除砷的影响。结果表明,铁盐浸渍法能有效地将铁氧化物负载于活性氧化铝上;初始 pH 值在 2~10 时除砷效率能达到 95%;除砷性能受 SiO_3^{2-} 和 H_2PO_4^- 的影响较大, Ca^{2+} 、 CO_3^{2-} 、 SO_4^{2-} 对除砷性能基本无影响;吸附等温线符合 Langmuir 等温吸附模型,吸附除砷过程符合准二级动力学方程;采用 50 g 铁改性活性氧化铝连续过滤砷含量为 40~60 $\mu\text{g/L}$ 的地下水,能获得约 590 L 砷达标出水,表明铁改性活性氧化铝具有一定实际应用潜力。

关键词: 活性氧化铝; 铁盐; 改性; 除砷; 吸附

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)07-0015-06

Preparation of Iron-modified Activated Alumina and Its Adsorption Characteristics of As(V)

SUN Jia-wen^{1,2}, XI Bei-dou¹, KANG De-jun², GAO Ting^{1,2}, ZHAO Ying¹,
GONG Tian-cheng¹, XU Jiang-cheng^{1,2}, CHEN Qi-xiao^{1,2}, QU Cong^{1,2}, GONG Bin¹

(1. State Environmental Protection Key Laboratory of Simulation and Control of Groundwater Pollution, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. College of Civil Engineering, Fuzhou University, Fuzhou 350116, China)

Abstract: Activated alumina (AA) was used as raw material to prepare iron-modified activated alumina (FAA) adsorbent for arsenic removal by iron salt impregnation method. The FAA was characterized by BET, SEM and EDS techniques. The effects of FAA dosage, pH and coexisting ions on arsenic removal by FAA were investigated. The experimental results showed that the iron hydroxide could be formed on the activated alumina effectively by iron salt impregnation method. The arsenic removal efficiency could reach up to 95% with initial pH of 2-10. The arsenic removal efficiency was affected by SiO_3^{2-} and H_2PO_4^- greatly while Ca^{2+} , CO_3^{2-} and SO_4^{2-} had no effect on the arsenic removal efficiency. The adsorption isotherm could be described by the Langmuir isotherm adsorption model. The arsenic removal processes followed the pseudo-second-order kinetic equation. The 50 g of iron-modified activated

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07109-001); 福州大学贵重仪器设备开放测试基金资助项目(2018T034)

通信作者: 赵颖 E-mail: zhaoying@craes.org.cn

alumina could filter 590 L of groundwater containing 40–60 $\mu\text{g/L}$ of As(V) to meet the drinking water standard of 10 $\mu\text{g/L}$, indicating that iron-modified activated alumina had certain application potential.

Key words: activated alumina; ferric salt; modification; arsenic removal; adsorption

饮用水中砷(As)浓度超标受到全球广泛的关注,据统计全球有超过2亿人受到了砷污染,其中我国约占1 960万人^[1-2]。人类长期接触含砷水体可能导致急、慢性中毒甚至会诱发皮肤癌、膀胱癌等疾病^[3]。鉴于砷的危害,我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)规定饮用水中砷浓度的限值为10 $\mu\text{g/L}$ 。因此,对饮用水中砷的高效去除技术越来越受到关注。

目前,国内外常规的除砷技术包括混凝、吸附、离子交换和膜分离^[4]。其中,吸附法具有操作简单、经济、可再生和处理效果好等特点,因而得到了广泛的应用^[5-7]。

在基于金属氧化物的吸附剂中,铁和铝的氢氧化物和氧化物对砷有良好的去除效果,其中活性氧化铝和粒状氢氧化铁被广泛作为除氟除砷材料^[8]。活性氧化铝具有对氟吸附能力强、比表面积大、机械强度高、易再生和成本低等特征,常作为吸附剂使用^[9]。张玉琴^[10]研究发现活性氧化铝对砷有吸附能力。铁氧化物制备简单、比表面积大,且对重金属有较强的吸附能力,但是单一的铁氧化物为粉末状,难以回收,因此在一定程度上限制了其在实际水处理中的应用。另外,经铁氧化物负载的吸附剂往往浸出毒性小,成为吸附除砷的优选材料^[11-14]。笔者结合铁氧化物和活性氧化铝的优点,采用浸渍法制备铁改性活性氧化铝,考察了其对As(V)的吸附去除性能及机理,并分析了pH值、投加量和共存离子对其除砷性能的影响。此外,为探究其实际应用效果,采用含砷水体进行了连续过滤。

1 试验材料与方法

1.1 试验试剂

六水合氯化铁($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)、磷酸二氢钠(NaH_2PO_4)、硅酸钠(Na_2SiO_3)、氯化钙(CaCl_2)、碳酸氢钠(NaHCO_3)均为分析纯(国药集团化学试剂有限公司);As(V)储备液采用十二水合砷酸钠($\text{Na}_3\text{AsO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$)配制;活性氧化铝(AA)购自沧州市某滤料厂,具体参数见表1,在使用之前采用去离子水清洗数遍,置于100 $^\circ\text{C}$ 烘箱烘干24 h,然后干燥保存备用。

表1 活性氧化铝特征

Tab. 1 Characteristics of activated alumina

项 目	粒径/ mm	密度/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	机械 强度/ ($\text{N} \cdot \text{粒}^{-1}$)	比表 面积/($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	微孔孔 容/($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)
数值	0.5~1	≥ 0.75	50~80	280~360	0.4

1.2 测定项目及方法

砷浓度采用ICP-OES(6300, Thermo)测定;pH值采用WTW Multi-3630测定;比表面积、孔容和孔径采用比表面分析仪(ASAP2000)测定;表面形貌和元素分析分别采用电子扫描显微镜(SEM)和能谱分析仪(EDS)。

1.3 试验方法

1.3.1 含As(V)模拟水的配制

称取5.66 g $\text{Na}_3\text{AsO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ 溶于1 000 mL去离子水中,得到1 g/L的As(V)储备液。在吸附试验中,用去离子水稀释至所需浓度。

1.3.2 改性活性氧化铝的制备

分别取6.04、12.08、18.12 g氯化铁于150 mL烧杯,加入100 mL去离子水,搅拌5 min使其充分溶解,然后投加25 g活性氧化铝,缓慢搅拌10 min,并用1 mol/L的氢氧化钠溶液调节pH值至4.5,静置2 h,使用去离子水将样品清洗至电导率 $< 100 \mu\text{S/cm}$ 后,放置于80 $^\circ\text{C}$ 烘箱烘干,按Fe(III)/AA质量比分别命名为FAA-5%、FAA-10%、FAA-15%,备用。

1.3.3 影响因素研究

① pH值对除砷的影响。称取1 g FAA-10%于250 mL具塞锥形瓶中,分别加入100 mL浓度为10 mg/L的As(V)溶液,调节pH值在2~12之间,在25 $^\circ\text{C}$ 下,以125 r/min恒温振荡3 h,取水样经0.45 μm 微孔滤膜过滤后,测定残余砷浓度。

② FAA投加量对除砷的影响。分别称取0.01、0.05、0.1、0.3、0.5及1 g FAA-10%于250 mL的具塞锥形瓶中,分别加入100 mL浓度为10 mg/L的As(V)溶液,在25 $^\circ\text{C}$ 、初始pH值为 6.5 ± 0.1 的条件下,以125 r/min恒温振荡3 h,取水样经0.45 μm 微孔滤膜过滤后,测定残余砷浓度。

③ 共存离子对除砷的影响。称取1 g FAA-

10%于250 mL具塞锥形瓶中,分别加入100 mL浓度为10 mg/L的As(V)溶液,选择 SiO_3^{2-} 、 Ca^{2+} 、 CO_3^{2-} 、 H_2PO_4^- 作为研究对象,设置浓度梯度为0.1、1和10 mmol/L。在25℃、初始pH值为 6.5 ± 0.1 条件下,以125 r/min恒温振荡3 h,取水样经0.45 μm 微孔滤膜过滤后,测定残余砷浓度。

1.3.4 吸附试验

① 吸附动力学试验。称取1 g FAA-10%于250 mL具塞锥形瓶中,分别加入100 mL浓度为10、20、30 mg/L的As(V)溶液,在25℃、初始pH值为 6.5 ± 0.1 条件下,以125 r/min恒温振荡225 min,在不同的时间点取样测试砷浓度。

② 吸附等温线试验。称取1 g FAA-10%于250 mL具塞锥形瓶中,分别加入100 mL浓度为1~200 mg/L的As(V)溶液,在25℃、初始pH值为 6.5 ± 0.1 条件下,以125 r/min恒温振荡3 h,取水样经0.45 μm 微孔滤膜过滤后,测定残余砷浓度。

1.3.5 实际水体动态吸附柱试验

实际水体取自北京某地下水,总砷浓度为40~60 $\mu\text{g/L}$,pH值为7.0~7.5。滤柱由透明玻璃制成,高为25 cm,内径为2.5 cm,内部投加50 g铁改性的FAA-10%滤料,为了更好地固定滤料和防止堵塞,在滤柱底部和顶端放置透水纤维棉,采用底部进水、上部出水的模式进行连续过滤,用蠕动泵控制滤速,并定期取样分析出水砷浓度。

2 结果与讨论

2.1 改性活性氧化铝的表征

改性前后活性氧化铝表面铁含量 Mapping 分析如图1所示,通过对比图1(a)和(b)可以明显发现FAA-10%表面负载有大量的铁。通过EDS分析发现铁能有效地附着于活性氧化铝表面,其表面铁含量为28.6%,验证了Mapping分析的结果。

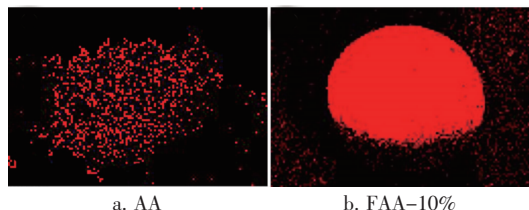


图1 AA和FAA-10%表面铁分布

Fig.1 Iron distribution on AA and FAA-10%

AA和FAA-10%的BET分析结果显示,后者的比表面积为289.2 m^2/g ,平均孔容为0.37 cm^3/g ,

孔径为5.01 nm,未改性前的分别为300.7 m^2/g 、0.42 cm^3/g 、5.41 nm,可知两者相差不大,说明铁的改性并未对活性氧化铝的比表面积和孔径分布造成影响,仍具有高比表面积和较小的孔径,有利于对As(V)的吸附。

通过Zeta电位仪测定各材料在不同pH值条件下的Zeta电位,结果如图2所示。本试验所设置的pH值范围为5.5~11。由图2可以看出,AA和FAA-10%的零电位点对应的pH值分别为7.4和10.6,其零电位点明显向右偏移,同时也可以看出FAA-10%的正电荷电势较高,说明经过铁改性后活性氧化铝表面被大量的铁离子包裹,使表面带正电荷。而砷在水中往往带负电荷,所以经过铁改性后有利于活性氧化铝对As(V)的吸附。

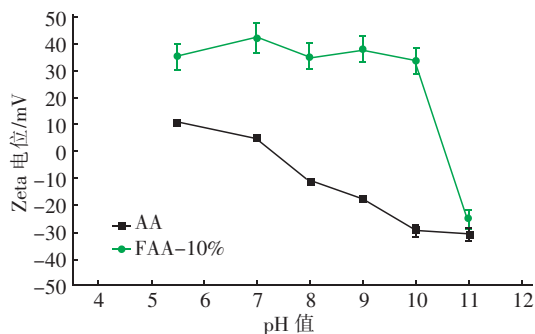


图2 改性前后活性氧化铝的Zeta电位

Fig.2 Zeta potential of AA before and after modification

2.2 吸附除As(V)的影响因素

2.2.1 pH值的影响

现有的研究表明,溶液pH值对吸附除As(V)起着重要的作用,对吸附剂表面性质以及吸附质在溶液中的存在状态影响较大^[15]。考察了在pH值为2~12条件下,AA和FAA-10%对As(V)的去除能力,结果见图3。AA对As(V)的去除率随pH值的增加逐渐从95%降低到20%,而FAA-10%在pH值为2~10时,对As(V)的去除率均在95%以上,在pH值为10~12时,对As(V)的去除率急剧下降。造成这一现象主要是因为AA有一定的致碱性,当其投入pH值为4~9的溶液后pH值会缓慢上升至 9.4 ± 0.1 ,此时的As(V)主要以 HAsO_4^{2-} 的形式存在,而且根据Zeta电位分析结果,在pH值>7.4时AA表面带负电荷。且砷酸在铁、铝、钛等金属氧化物和氢氧化物表面的吸附主要是与这些固体表面羟基反应生成络合物^[16],该吸附反应可表示为 $\text{M}-\text{OH} + \text{AsO}_4^{3-} = \text{M}-\text{O}-\text{AsO}_3^{2-} +$

OH^- , 该吸附反应产生 OH^- , 因此导致 As(V) 的去除率随 pH 值的增加而逐渐降低。而 FAA-10% 表面被大量的铁包覆, 可以有效防止 pH 值升高, 且 FAA-10% 的零电位点为 10.7, 在弱酸、中性和弱碱性下带正电荷, 从而提高了对 As(V) 的去除率。

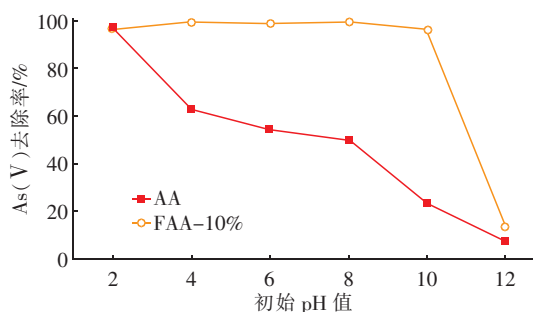


图3 pH值对AA、FAA-10%除砷的影响

Fig.3 Effect of pH value on As(V) removal by AA or FAA-10%

2.2.2 投加量对除砷的影响

FAA-10%的投加量对除砷的影响如图4所示。在吸附过程中 As(V) 的去除率随投加量的增大而升高, 当投加量 $>5 \text{ g/L}$ 时, 对 As(V) 的去除率可达到95%。此外, 前20 min 吸附剂的除砷速率快, 随后去除速率逐渐变缓, 这主要是因为吸附剂与 As(V) 溶液接触初期, As(V) 很快地吸附在吸附剂外表面的活性吸附位点, 随后 As(V) 逐渐向吸附剂空隙内扩散。

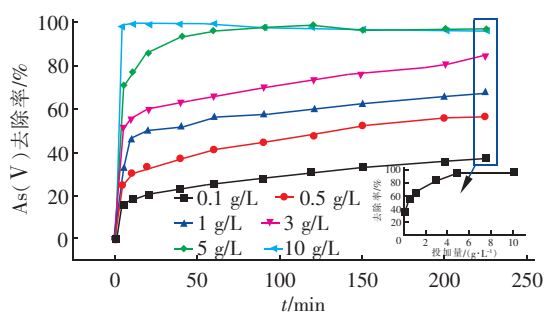


图4 投加量对As(V)去除率的影响

Fig.4 Effect of dosage on As(V) removal using FAA-10%

2.2.3 共存离子对除砷的影响

天然含砷水体中往往共存各种的阴、阳离子, 为此考察了常见的几种离子对AA及FAA-10%吸附除 As(V) 的影响, 结果见表2。可知, 离子的种类及浓度会影响对砷的去除, 对比AA与FAA-10%的除砷结果, 可发现在相同的条件下 FAA-10%对

As(V) 的去除效果更好, 降低了离子带来的干扰。由表2可知, CO_3^{2-} 、 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 对 As(V) 的去除基本无影响, 而 H_2PO_4^- 和 SiO_3^{2-} 对 FAA-10% 去除 As(V) 的影响较大, 当 H_2PO_4^- 和 SiO_3^{2-} 浓度为 0.1 mmol/L 时, FAA-10% 对 As(V) 的去除率均能达到99%以上, 但当两种离子浓度增加到 10 mmol/L 时, 对 As(V) 的去除率分别降低到了33.14%和53.80%, 这主要是因为磷和硅在溶液中所形成的阴离子结构与砷酸根类似, 容易与 FAA-10% 表面的羟基自由基进行配位交换, 从而降低了 As(V) 的专向吸附, 同时对 FAA-10% 表面电正性吸附位点发生竞争, 最终致使 As(V) 的去除效果大幅降低。

表2 共存离子对AA/FAA-10%除As(V)的影响

Tab.2 Effect of coexisting ions on As(V) removal by AA or FAA-10%

项 目	离子浓度/ (mmol · L ⁻¹)	As(V) 去除率/%	
		AA	FAA-10%
H_2PO_4^-	0.1	31.95	99.49
	1	19.39	75.70
	10	13.38	33.14
CO_3^{2-}	0.1	41.39	99.71
	1	62.57	99.47
	10	96.47	99.35
Ca^{2+}	0.1	85.97	99.37
	1	96.08	99.52
	10	98.31	99.22
SiO_3^{2-}	0.1	32.53	99.08
	1	25.60	81.20
	10	18.70	53.80
SO_4^{2-}	0.1	58.34	98.21
	1	59.12	98.65
	10	61.65	99.12

2.3 吸附动力学

研究了 As(V) 浓度为10、20和30 mg/L条件下, FAA-10%对 As(V) 的吸附动力学特征。结果表明, 在前20 min 吸附剂能快速吸附砷, 之后吸附逐渐趋于平衡, 表现出快吸附、慢平衡的特征。为进一步解释对 As(V) 的吸附动力学特征, 采用准一级和准二级动力学模型对数据进行拟合, 结果见表3。可知, FAA-10%对 As(V) 的吸附能较好地被准一级和准二级动力学方程拟合, 但准二级动力学模型的相关性要高于准一级动力学模型, 且模型拟合出的平衡浓度更接近于试验值。说明准二级动力学模型能更好地描述 FAA-10%对 As(V) 的吸附动力

学过程,因此化学吸附是 FAA-10% 吸附 As(V) 的关键性因素。

表3 动力学模型拟合结果

Tab.3 Fitting result of kinetic models

As(V) 浓度/ (mg · L ⁻¹)	$q_{e,exp}/$ (mg · g ⁻¹)	准一级动力学			准二级动力学		
		$K_1/(g \cdot$ mg ⁻¹ · min ⁻¹)	$q_{e,cal}/$ (mg · g ⁻¹)	R^2	$K_2/(g \cdot$ mg ⁻¹ · min ⁻¹)	$q_{e,cal}/$ (mg · g ⁻¹)	R^2
10	0.99	0.47	0.96	0.96	0.41	0.99	0.99
20	1.99	2.56	1.82	0.96	0.68	1.89	0.98
30	2.97	2.39	2.75	0.97	0.47	2.85	0.99

吸附速率受膜扩散、颗粒内扩散或两者的共同控制,但准二级动力学模型不能反映各阶段的反应速率,故采用 Weber-Morris 颗粒内扩散模型拟合 FAA-10% 吸附 As(V) 的动力学过程,结果见图5。

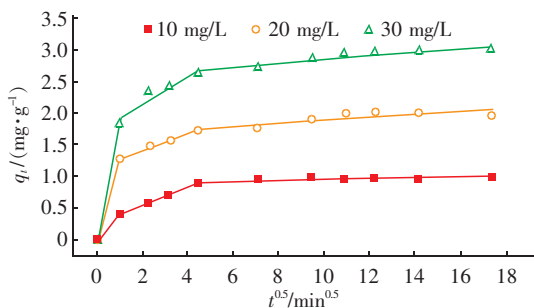


图5 颗粒内部扩散模型曲线

Fig.5 Curves for the interparticle diffusion models

由图5可以看出,拟合曲线呈现多线性关系,表明不同阶段的吸附速率所受控制条件不同。在初期吸附速率较快,吸附主要受颗粒内扩散控制,且 R^2 均在 0.99 以上,这主要是因为初期 As(V) 的浓度高,单位 FAA-10% 可接触的 As(V) 多,同时固液两相之间的浓度梯度大,传质推动力较高,导致初期的吸附速率较快。且初始 As(V) 浓度越高,吸附速率越快(见表4)。但随着吸附的进行,表面的吸附位点逐渐饱和,且内扩散阻力逐渐增大,吸附速率开始下降,到后期基本达到吸附稳定。

表4 FAA-10% 吸附 As(V) 的颗粒内扩散模型参数

Tab.4 Interparticle diffusion parameters for As(V) adsorption on the FAA-10%

As(V) 浓度/ (mg · L ⁻¹)	内扩散常数/(mg · g ⁻¹ · h ⁻¹)		
	K_{id1}	K_{id2}	K_{id3}
10	0.412	0.143	0.007
20	1.251	0.137	0.024
30	1.843	0.221	0.030

2.4 吸附等温线

在不同的初始 As(V) 浓度下进行吸附等温试验,结果表明,FAA-10% 对 As(V) 的吸附量随初始 As(V) 浓度的增加而增加。为了进一步研究等温吸附特征,采用 Langmuir 模型和 Freundlich 模型对数据进行拟合,发现两者的拟合效果均很好(见表5),但相比于 Freundlich 模型($R^2 = 0.968$),Langmuir 模型($R^2 = 0.990$)能更好地描述 As(V) 的吸附过程。在 Freundlich 模型中 $0 < 1/n < 1$,说明发生的为优惠吸附,且反应很容易进行。

表5 FAA-10% 除 As(V) 的等温吸附模型参数

Tab.5 Isotherm parameters for As(V) adsorption on the FAA-10%

项 目	Langmuir 模型		Freundlich 模型	
	$q_m/(mg \cdot g^{-1})$	$K/(L \cdot mg^{-1})$	K_f	n
数值	34.21	0.032	1.27	1.3

2.5 滤柱动态试验

根据《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)规定,生活饮用水中的砷浓度应低于 10 $\mu\text{g/L}$,为此进行了动态试验以考察该工艺的可行性。前期滤速为 6 mL/min 时,其出水砷浓度达标,故增大滤速到 10 mL/min,通过连续过滤试验发现,经过铁改性的活性氧化铝可过滤约 590 L 含砷地下水,出水砷浓度低于 10 $\mu\text{g/L}$,且出水 pH 值为 6.8(见图6)。

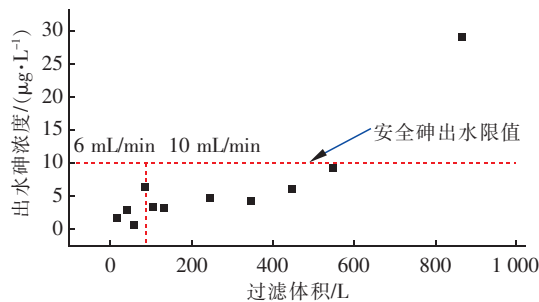


图6 滤柱动态连续运行效果

Fig.6 Performance of continuous flow infiltration column

3 结论

① 以活性氧化铝为原料,采用铁盐改性制备除砷吸附剂,铁能有效负载于活性氧化铝上,铁含量比例占到 28.6%,且对介孔结构无影响,对 As(V) 的吸附去除率高。

② FAA-10% 对砷的吸附符合 Langmuir 等温吸附模型,且吸附符合准二级动力学方程,在 pH 值为 2~10 时,FAA 对 As(V) 的去除率能达到 95% 以上。 CO_3^{2-} 、 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 对 As(V) 的去除基本无

影响, H_2PO_4^- 和 SiO_3^{2-} 对 $\text{As}(\text{V})$ 的去除有明显的抑制作用。

③ FAA 对实际水体中的砷有较好的去除效果,且出水 pH 值呈中性,故可以作为一种有效的地下水除砷手段。

参考文献:

- [1] Baig S A, Sheng T, Hu Y, *et al.* Adsorptive removal of arsenic in saturated sand filter containing amended adsorbents[J]. *Ecol Eng*, 2013, 60(11): 345 – 353.
- [2] Rodríguez-Lado L, Sun G, Berg M, *et al.* Groundwater arsenic contamination throughout China[J]. *Science*, 2013, 341(6148): 866 – 868.
- [3] Choong T S Y, Chuah T G, Robiah Y, *et al.* Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview[J]. *Desalination*, 2007, 217(1): 139 – 166.
- [4] Genc H, Tjell J C, Mcconchie D, *et al.* Adsorption of arsenate from water using neutralized red mud[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(8): 2428 – 2434.
- [5] Zhang G, Liu H, Liu R, *et al.* Adsorption behavior and mechanism of arsenate at Fe – Mn binary oxide/water interface[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 168(2): 820 – 825.
- [6] Yadanaiparthi S K, Graybill D, von Wandruszka R. Adsorbents for the removal of arsenic, cadmium, and lead from contaminated waters[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 171(1): 1 – 15.
- [7] Lata S, Samadder S R. Removal of arsenic from water using nano adsorbents and challenges: A review[J]. *J Environ Manage*, 2015, 166: 387 – 406.
- [8] Giles D E, Mohapatra M, Issa T B, *et al.* Iron and aluminium based adsorption strategies for removing arsenic from water[J]. *J Environ Manage*, 2011, 92(12): 3011 – 3022.
- [9] Kim Y, Kim C, Choi I, *et al.* Arsenic removal using mesoporous alumina prepared via a templating method[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(3): 924 – 931.
- [10] 张玉琴. 活性氧化铝去除地下水中微量砷的实验[J]. *环境监控与预警*, 2010, 2(3): 50 – 51, 56.
Zhang Yuqin. Study on removal of trace arsenic in groundwater by activated alumina[J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2010, 2(3): 50 – 51, 56 (in Chinese).
- [11] Hua M, Zhang S, Pan B, *et al.* Heavy metal removal from water/wastewater by nanosized metal oxides: a review[J]. *J Hazard Mater*, 2012, 211/212: 317 – 331.
- [12] Wu W, Jiang C, Roy V A. Recent progress in magnetic iron oxide-semiconductor composite nanomaterials as promising photocatalysts[J]. *Nanoscale*, 2015, 7(1): 38 – 58.
- [13] Lee S M, Lalhmunsiana, Thanhmingliana, *et al.* Porous hybrid materials in the remediation of water contaminated with $\text{As}(\text{III})$ and $\text{As}(\text{V})$ [J]. *Chem Eng J*, 2015, 270: 496 – 507.
- [14] Lee S M, Laldawngliana C, Tiwari D. Iron oxide nanoparticles-immobilized-sand material in the treatment of $\text{Cu}(\text{II})$, $\text{Cd}(\text{II})$ and $\text{Pb}(\text{II})$ contaminated waste waters[J]. *Chem Eng J*, 2012, 195/196(7): 103 – 111.
- [15] 曾辉平, 吕赛赛, 杨航, 等. 铁锰泥除砷颗粒吸附剂对 $\text{As}(\text{V})$ 的吸附去除[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 170 – 178.
Zeng Huiping, Lü Saisai, Yang Hang, *et al.* Arsenic (V) removal by granular adsorbent made from backwashing residuals from biofilters for iron and manganese removal[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(1): 170 – 178 (in Chinese).
- [16] Peng X, Xi B, Zhao Y, *et al.* Effect of arsenic on the formation and adsorption property of ferric hydroxide precipitates in ZVI treatment[J]. *Environ Sci Technol*, 2017, 51(17): 10100 – 10108.



作者简介:孙佳文(1994 –),男,湖北汉川人,硕士研究生,从事水处理理论与技术研究。

E-mail: 313817829@ qq. com

收稿日期: 2018 – 11 – 25