

论述与研究

# 生物除铁除锰滤池反冲洗铁锰泥除 As(V) 研究

赵运新<sup>1</sup>, 曾辉平<sup>1</sup>, 吕育锋<sup>1</sup>, 李冬<sup>1</sup>, 张杰<sup>1,2</sup>

(1. 北京工业大学 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 黑龙江 哈尔滨 150090)

**摘要:** 生物除铁除锰滤池反冲洗废水中含有大量富含铁锰氧化物的污泥, 直接排放会产生环境压力。采用预处理得到的反冲泥粉末吸附去除饮用水中的 As(V), 结果表明, 准二级动力学能更好地描述其对 As(V) 的吸附过程 ( $R^2 > 0.99$ ), Langmuir 等温方程更符合其吸附行为 ( $R^2 > 0.99$ ), 最大吸附容量为 40.98 mg/g; 在酸性或中性条件下对 As(V) 的吸附率大于 92%, 吸附去除率随着 pH 值升高而逐渐降低;  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  与  $\text{SiO}_3^{2-}$  能显著抑制 As(V) 的吸附, 而  $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  和  $\text{Ca}^{2+}$  对吸附过程影响不大; 对 As(V) 的吸附焓变  $\Delta H_0$  均为正值即属于吸热反应, 吉布斯自由能变化  $\Delta G_0$  均为负值, 表明吸附为自发进行。

**关键词:** 生物除铁除锰; 铁锰氧化物; 反冲洗泥; 除砷; 吸附

**中图分类号:** TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2017)11-0001-06

## As(V) Removal with Iron and Manganese Oxide Sludge from Biological Iron and Manganese Removal Filter

ZHAO Yun-xin<sup>1</sup>, ZENG Hui-ping<sup>1</sup>, LYU Yu-feng<sup>1</sup>, LI Dong<sup>1</sup>, ZHANG Jie<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

**Abstract:** Backwashing wastewater from biological iron and manganese removal filter contains a lot of iron and manganese oxide-rich sludge, and direct emissions will produce negative impact on the environment. Researches on the removal capacity of As(V) from drinking water were conducted using the iron and manganese oxide sludge gained from backwash wastewater. The results showed that: the adsorption conformed to the second-order kinetic model and the Langmuir isothermal adsorption model, with  $R^2$  more than 0.99, and the maximum adsorption capacity was 40.98 mg/g. The adsorption rate was more than 92% in acidic or neutral condition and it decreased with the increase of pH.  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  and  $\text{SiO}_3^{2-}$  had great effect on arsenic removal, while it was minor for  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{Ca}^{2+}$ . The adsorption enthalpy change  $\Delta H_0$  was positive, which indicated the adsorption process was endothermic, meanwhile the minus Gibbs free energy change  $\Delta G_0$  suggested the adsorption process was spontaneous.

**Key words:** biological iron and manganese removal; iron and manganese oxides; backwash

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51308009)

通信作者: 曾辉平 E-mail: zenghuiping@bjut.edu.cn

sludge; arsenic removal; adsorption

砷作为一种高毒元素,是需优先控制的重金属污染物之一。人类可能通过空气、土壤、食物和水等多种途径接触砷,长期累积后会危害人体健康,造成砷中毒并引起器官癌变、神经和心血管系统疾病等健康问题<sup>[1]</sup>。地下水中砷超标产生的环境问题已引起世界各国的重视,欧洲和美国环保署规定饮用水中的砷含量不得超过 10  $\mu\text{g/L}$ ,为降低砷的环境风险,《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)中规定砷的最高含量为 10  $\mu\text{g/L}$ <sup>[2,3]</sup>。目前除砷技术主要有离子交换法、膜分离法、生物法、共沉淀法和吸附法等,其中,吸附法除砷因经济环保、操作简单、高效低耗而颇具应用前景,且铁锰基吸附剂的除砷性能最为高效,是目前研究的热点<sup>[4~6]</sup>。铁锰矿石、铁改性锰矿<sup>[7]</sup>价格低廉但吸附容量有限,共沉淀法制备出的铁锰氧化物则成本较高。

除铁除锰水厂生物滤池的反冲洗过程会产生大量含铁锰氧化物污泥的废水,未经处理直接排放会带来环境压力<sup>[8]</sup>,由于反冲洗污泥富含铁锰氧化物,经预处理后有用作除砷吸附剂的潜能。笔者采用反冲洗污泥经预处理后得到的粉末进行吸附除 As(V) 及影响因素研究,旨在寻找价格低廉、高效简便的除砷吸附剂,并为除铁除锰水厂生物滤池反冲洗污泥的资源化提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 主要试剂及仪器

主要仪器:电子分析天平,THZ-82 恒温振荡器,AFS-8230 原子荧光分光光度计,pHSJ-3F 型 pH 计。

主要试剂:硼氢化钾(优级纯),氢氧化钠(优级纯),硫脲(优级纯),盐酸(分析纯), $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (分析纯)。

### 1.2 反冲洗泥来源及预处理

铁锰氧化物反冲洗泥来源于除铁除锰水厂稳定运行阶段的生物滤池,该水厂进水  $\text{Fe}^{2+}$  为 10  $\text{mg/L}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$  为 0.8 ~ 1  $\text{mg/L}$ 。收集滤池的反冲洗废水,静沉数日后将沉积在底部的污泥取出并自然风干,用研钵磨碎后过 100 目筛置于干燥处备用。

### 1.3 试验方法

#### 1.3.1 滤料表面铁锰氧化物的表征

用扫描电镜和能谱分析仪对铁锰氧化物进行表

征。

#### 1.3.2 吸附动力学试验

称取 0.1 g 经过预处理后的反冲洗泥粉末置于聚乙烯瓶中,各加入 1 L 浓度分别为 0.1、1、5  $\text{mg/L}$  的 As(V) 溶液,在 25  $^{\circ}\text{C}$  下以 100  $\text{r/min}$  的转速恒温振荡,自反应开始至 48 h 共设置 19 个取样点。样品用 0.45  $\mu\text{m}$  的滤膜过滤后采用原子荧光光度计分析砷浓度。

#### 1.3.3 等温吸附试验

称取 0.1 g 样品置于一系列锥形瓶中,分别加入 1 L 初始浓度为 0.1、0.5、1、2、3、4、5、8、10、15、20、30、40  $\text{mg/L}$  的 As(V) 溶液,在 25  $^{\circ}\text{C}$  下以 100  $\text{r/min}$  的转速恒温振荡 12 h,取样并用 0.45  $\mu\text{m}$  的微孔滤膜过滤后测试。

#### 1.3.4 影响因素研究

投加量对除 As(V) 效率的影响:在一系列聚乙烯塑料瓶中各加入 1 L 浓度为 1  $\text{mg/L}$  的 As(V) 溶液,投加不同质量的反冲洗泥粉末,在 25  $^{\circ}\text{C}$  下以 100  $\text{r/min}$  的转速恒温振荡 12 h 后取样,静置并经 0.45  $\mu\text{m}$  的微孔滤膜过滤后测试。

初始 pH 值对除砷效率的影响:在一系列聚乙烯塑料瓶中各加入 1 L 浓度为 1  $\text{mg/L}$  的 As(V) 溶液,调节初始 pH 值为 3 ~ 12 不等,然后各加入 0.5 g 反冲洗泥粉末,在 25  $^{\circ}\text{C}$  下以 100  $\text{r/min}$  的转速恒温振荡 12 h 后取样,静置并经 0.45  $\mu\text{m}$  的微孔滤膜过滤后测试。

共存离子对除砷效率的影响:取反冲洗泥粉末 0.5 g 于一系列聚乙烯塑料瓶中,各加入 1 L 含有不同浓度  $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}$ 、 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  的含 As(V) 水,在 25  $^{\circ}\text{C}$  下以 100  $\text{r/min}$  的转速恒温振荡 12 h 后取样,用 0.45  $\mu\text{m}$  的微孔滤膜过滤后测试。

## 2 结果与讨论

### 2.1 滤料表面披覆铁锰氧化物的表征

除铁除锰水厂生物滤池在运行过程中生成的铁锰氧化物或披覆在滤料表面,或被拦截在滤料缝隙,在反冲洗过程中会随反冲洗水流出,形成富含铁锰氧化物反冲洗污泥的废水。

对滤料表面披覆的铁锰氧化物进行 SEM 分析,结果如图 1 所示。

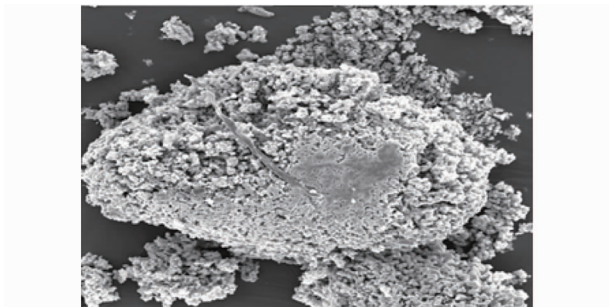


图 1 滤料表面披覆的铁锰氧化物扫描电镜图片

Fig. 1 SEM of iron and manganese oxide on surface of filter media

由图 1 可知,成熟滤料表面存在大量的排列松散的小颗粒。EDS 分析结果显示,铁的质量分数远高于其他元素,并含有锰元素,说明样品富含铁锰氧化物,SEM 中观察到的即为铁锰氧化物颗粒,同时样品中的硅、钙、钾含量相对也较高(见表 1)。研究表明天然水体中的  $\text{Fe}^{2+}$  在氧化作用下容易形成  $\gamma\text{-FeOOH}$ ,但由于地下水中其他离子如硅、钙、锰、锌等一起进入含水氧化铁中,导致晶体不能长大,形成含杂质的  $\gamma\text{-FeOOH}$  非结晶质。有研究显示天然水形成的  $\gamma\text{-FeOOH}$  不具有 X 射线可检出的完整结晶构造,而是具有在检出界限之下的细微的  $\gamma\text{-FeOOH}$  构造<sup>[9]</sup>。 $\gamma\text{-FeOOH}$  在吸附 As(V) 的过程中,通过表面配位机制将砷离子捕获到其表面<sup>[9]</sup>。

表 1 披覆的铁锰氧化物 EDS 分析结果

Tab. 1 EDS results of iron and manganese oxides on surface of filter media %

项 目	质量百分比	原子百分比
Si	4.308 0	8.016 8
K	2.412 7	3.224 9
Ca	3.953 4	5.155 4
Mn	0.282 1	0.268 4
Fe	89.043 9	83.334 6

## 2.2 吸附动力学

图 2 为反冲洗泥粉末吸附 As(V) 的动力学曲线。反冲洗泥粉末对 As(V) 的吸附在初始浓度分别为 0.1、1、5 mg/L 时反应 10、15、48 h 后逐渐趋于平缓,吸附反应经历了瞬间吸附、逐渐吸附和最终平衡三个阶段,平衡时的最大吸附容量分别为 0.951、8.144、22.189 mg/g。在 3 种初始浓度下初始吸附速率分别为 0.35、2.81、3.71 mg/(g·h),这说明初始 As(V) 浓度越高,可以供给吸附剂的 As(V) 就

越多,吸附速率也比较高。除此之外,初始浓度越高,液相与吸附剂外表面液膜的 As(V) 浓度差越大,As(V) 在吸附剂表面的迁移动力就越大。在反应初始阶段,铁锰氧化物吸附剂表面有足够的吸附位点吸附砷,且液相与吸附剂表面存在较高的砷浓度差,吸附主要发生在吸附剂的外表面,吸附速率较快,随着吸附的进行,溶液中的砷浓度越来越低,吸附剂表层吸附接近饱和,于是砷逐渐向内部扩散,随着扩散阻力的增加,吸附速率逐渐变得平缓,到后期吸附主要发生在吸附剂内表面的高能位点,且浓度差引起的推动力变小,吸附逐渐达到平衡状态。

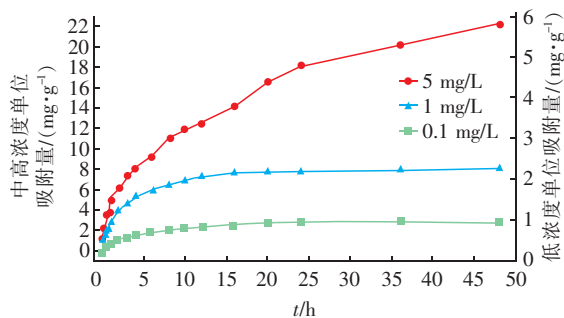


图 2 As(V) 吸附动力学曲线

Fig. 2 Adsorption kinetics curve of As(V) at solid to liquid ratio of 0.1 g/L

为更好地解释铁锰氧化物吸附剂吸附 As(V) 的动力学过程,采用 Lagergren 准一级和准二级动力学模型对试验数据进行拟合。结果表明相关系数分别为 0.887 5 和 0.998 6,且采用准二级动力学模型模拟得到的最大吸附量(8.144 mg/g)与试验值相近,说明铁锰氧化物反冲洗泥粉末对 As(V) 的吸附更符合准二级动力学模型,化学吸附是该铁锰氧化物吸附剂吸附 As(V) 的关键性因素。已有研究表明 As(V) 在其他铁锰氧化物吸附剂上的吸附符合 Lagergren 准二级动力学模型<sup>[10,11]</sup>,与本研究一致。Kumar 将吸附剂吸附吸附质的反应分成三步:①吸附质在吸附剂表面液膜中的扩散;②吸附质在吸附剂内部微孔结构中的扩散;③吸附质与吸附剂表面的活性位点发生物化反应。铁锰氧化物反冲洗泥对 As(V) 的吸附过程用准二级动力学模型拟合程度较好意味着在吸附过程中伴随着化学反应,且上述反应中至少有二步以上对吸附速率起关键作用。

## 2.3 等温吸附分析

As(V) 在反冲洗泥上的等温吸附曲线见图 3。在低浓度时随着 As(V) 平衡浓度的增加,吸附剂的



吸附容量快速升高,接近吸附饱和容量时则逐渐平缓。该等温吸附曲线符合 H 型曲线,溶质亲和性较高,在初期吸附等温线呈垂直状态,由此表明该铁锰氧化物在低浓度时对 As(V) 有较强的吸附、富集能力,用较少的铁锰氧化物反冲洗泥粉末就可达到较高的去除率,有利于吸附剂的充分利用。

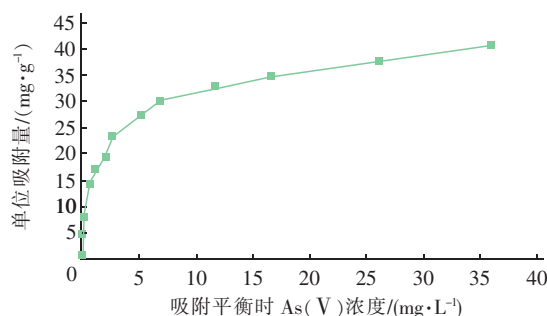


图3 As(V)的等温吸附曲线

Fig. 3 Isothermal adsorption curve of As(V) at 25 °C and solid to liquid ratio of 0.1 g/L

通常所见吸附模型为 Langmuir 和 Freundlich 模型,其中前者适合描述表面均匀、吸附质之间无相互作用的单分子层吸附,后者则适合描述非均质、多层吸附。将等温吸附试验数据分别用 Langmuir 和 Freundlich 方程进行线性拟合,当温度为 25、35、45 °C 时,Langmuir 模型的相关系数分别为 0.992、0.994、0.996,均大于 Freundlich 模型(分别为 0.927、0.951、0.968),说明 Langmuir 方程可以更好地拟合铁锰氧化物污泥粉末对 As(V) 的吸附,推测该吸附为单层吸附。在 25、35、45 °C 下最大吸附容量分别为 40.98、43.29 和 46.73 mg/g,可知 45 °C 时的单位吸附容量最高,吸附效果最优。其原因是化学吸附起主要作用且属于吸热反应。不同温度下 Freundlich 等温吸附模型的  $1/n$  值均小于 0.5,表明对 As(V) 的吸附过程均较易发生。

相关研究显示,FMBO 硅藻土<sup>[12]</sup>、改性菱铁矿<sup>[13]</sup>、新生态 MnO<sub>2</sub>、负载型纳米铁<sup>[14]</sup>、人工合成铁锰复合氧化物<sup>[15]</sup> 的最大吸附容量分别为 1.82、2.66、21.28、18.6、68.75 mg/g,可知富含铁锰氧化物的反冲洗泥对 As(V) 的吸附性能高于矿物吸附剂和负载型吸附剂,略小于合成的铁锰氧化物吸附剂,作为除砷吸附剂具有良好的应用前景。

## 2.4 除砷效率影响因素探究

### 2.4.1 投加量对除砷效率的影响

图4所示为吸附剂投加量对除砷效率的影响。

当 As(V) 初始浓度不变时,在 0~0.5 g/L 的吸附剂投加量范围内随其投量的增加,去除率快速增长而单位吸附容量逐渐降低,当投加量高于 0.5 g/L 时,去除率大于 96% 并逐渐趋于平衡。这是因为随着吸附剂投量的增加,溶液中 As(V) 可利用的吸附位点增多,使得被吸附的 As(V) 增多,去除率升高,但是单位质量吸附剂表面的利用率降低,导致吸附容量下降。试验结果表明最佳吸附剂投量为 0.5 g/L。

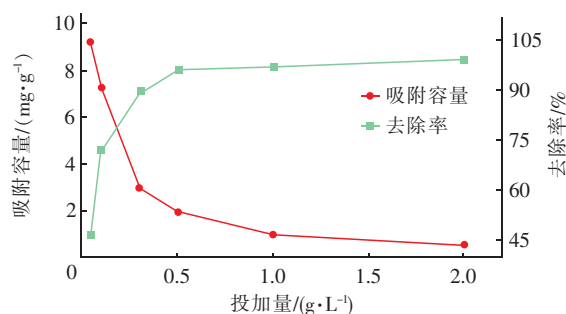


图4 投加量对除砷效率的影响

Fig. 4 Effect of adsorbents dosage on As(V) removal

### 2.4.2 pH 值对除砷效率的影响

当 pH 值从 6 升高到 8 时,去除率从 92.67% 下降到 83.47%,随着 pH 值继续升高,去除率逐渐下降,当 pH 值为 11 时去除率仅为 22.19% (见图5)。溶液 pH 值的变化能改变砷的存在形态,同时吸附剂表面电荷也会发生变化<sup>[16]</sup>,较低的 pH 值有助于吸附剂表面质子化,从而增强对 As(V) 离子的静电引力,故在较低 pH 值下去除率更高。铁锰氧化物表面的负电荷随 pH 值升高而增加,此时 As(V) 多以  $\text{HAsO}_4^{2-}$ 、 $\text{AsO}_4^{3-}$  形态存在<sup>[2]</sup>,在静电斥力作用下吸附作用减弱,去除率大幅下降,但在 pH 值为 9 时去除率仍高达 80%,推测反冲洗泥粉末对 As(V) 的吸附是静电非专性吸附和配位络合专性吸附共同作用的结果。

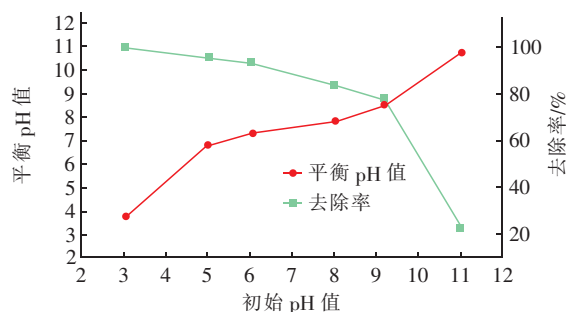


图5 初始 pH 值对除砷效率的影响

Fig. 5 Effect of initial pH on As(V) removal

当初始 pH 值在 5~8 时,吸附剂的除砷效率在 80% 以上,溶液最终平衡时的 pH 值变化缓慢,吸附剂对 As(V) 的去除率较佳,这说明吸附剂对溶液 pH 值具有一定的缓冲能力,使得吸附剂对 As(V) 的吸附在此范围内受 pH 值的影响较小。

#### 2.4.3 共存离子对除砷效率的影响

在天然水体中  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  是较为常见的阳离子,中国大同盆地含砷地下水中的  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  浓度约为 20 mg/L,河套平原某些含砷地下水中  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  浓度高达 200 mg/L。

当  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  浓度分别为 0.1、1、10 mmol/L 时对 As(V) 的去除率分别为 92.04%、96.55%、90.98% 和 93.58%、96.69%、94.92%,随着  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  浓度的增加,吸附剂对 As(V) 的去除率呈现先增加后减小的现象,即  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  的存在使去除效果略有增强。 $Mg$  和  $Ca$  是同族元素,化学性质相似,吸附剂对  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  的专性吸附增加了其表面的正电荷,减小了扩散层的厚度,在使  $\zeta$  电位降低的同时,与主要以阴离子形式存在的 As(V) 发生静电吸引,有利于 As(V) 的去除,这与 Smith 等人的研究结果相似<sup>[17]</sup>。除此之外,当  $Mg^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  与含 As(V) 阴离子浓度的乘积大于其溶度积时,会产生  $Mg_3(AsO_4)_2$  和  $Ca_3(AsO_4)_2$  沉淀,使得溶液中残余的 As(V) 浓度降低,但当阳离子浓度达到一定值时,吸附剂对阳离子的专性吸附达到饱和,过量的阳离子使带负电的 As(V) 离子的负电荷性减弱,不利于 As(V) 的吸附。

在 25℃ 下,向初始 As(V) 浓度为 1 mg/L 的溶液中加入不同浓度的  $HCO_3^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 、 $SiO_3^{2-}$ 、 $H_2PO_4^-$ ,考察共存阴离子对除 As(V) 的影响,结果见图 6。

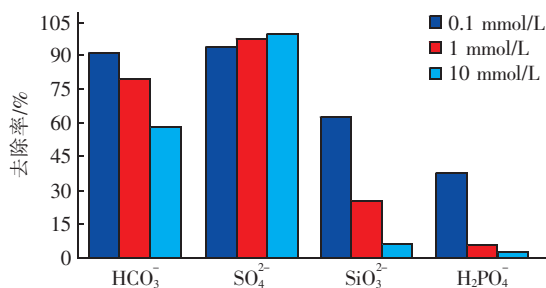


图 6 共存阴离子对去除 As(V) 的影响

Fig.6 Effect of coexistence anionic on As(V) removal

当  $HCO_3^-$  浓度为 0.1、1、10 mmol/L 时,去除率分别为 91%、79%、58%,即  $HCO_3^-$  浓度越高抑制越

明显。这是因为  $HCO_3^-$  会影响溶液的 pH 值,而 pH 值越大则对 As(V) 的去除率越低,推测此为  $HCO_3^-$  抑制 As(V) 吸附的主要原因。 $SO_4^{2-}$  浓度对吸附除 As(V) 效果影响不大,浓度由 0.1 mmol/L 增加到 10 mmol/L 时去除率从 94% 提高到 99%,去除率略微增加,与相关文献研究结果类似<sup>[15]</sup>。 $H_2PO_4^-$ 、 $SiO_3^{2-}$  会明显抑制吸附剂对 As(V) 的吸附,当  $H_2PO_4^-$  与  $SiO_3^{2-}$  浓度为 0.1 mmol/L 时去除率分别为 37% 和 63%,浓度为 10 mmol/L 时对 As(V) 几乎无去除效果。这是由于除静电斥力之外, $H_2PO_4^-$ 、 $SiO_3^{2-}$  与砷酸根结构相似,可以与吸附剂表面的羟基或水合基发生配位交换,与 As(V) 发生竞争性吸附,降低对 As(V) 的去除率<sup>[18]</sup>。

#### 2.4.4 吸附热力学

温度对吸附剂除 As(V) 过程有重要影响。为了进一步了解富含铁锰氧化物的反冲洗泥粉末对 As(V) 的吸附特性,分析了吸附反应的焓变  $\Delta H_0$ 、熵变  $\Delta S_0$  和吉布斯自由能变化  $\Delta G_0$ ,结果见表 2。

表 2 吸附除 As(V) 的热力学参数

Tab.2 Thermodynamic parameters of As(V) sorption

$C_0/$ (mg · L <sup>-1</sup> )	$\Delta H_0/$ (kJ · mol <sup>-1</sup> )	$\Delta S_0/$ (kJ · mol <sup>-1</sup> · K <sup>-1</sup> )	$\Delta G_0/$ (kJ · mol <sup>-1</sup> )		
			298 K	308 K	318 K
0.5	8.541	0.045 1	-4.898	-5.349	-5.800
2	12.755	0.054 1	-3.366	-3.907	-4.448
4	9.974	0.041 3	-2.333	-2.746	-3.159
8	5.209	0.023 4	-1.763	-1.997	-2.232
10	4.927	0.021 8	-1.569	-1.787	-2.005
20	3.866	0.015 7	-0.813	-0.97	-1.127
30	3.107	0.011 8	-0.409	-0.527	-0.645
40	2.397	0.008 4	-0.106	-0.190	-0.274

由表 2 可知反冲洗泥粉末除 As(V) 的吸附焓变均为正值,说明对 As(V) 的吸附属于吸热反应,升温有利于提高去除率。吉布斯自由能变化均为负值,说明对 As(V) 的吸附可以自发进行。随温度升高  $\Delta G_0$  绝对值增加,说明温度越高则对 As(V) 的吸附作用力越强,越有利于吸附反应的进行。在吸附过程中溶质吸附时自由度减小,溶剂解吸附时自由度增加,反冲洗泥粉末吸附 As(V) 的反应熵变为正值,说明在吸附 As(V) 过程中固液界面自由度升高,在本体系中反冲洗泥粉末对 As(V) 吸附的同时发生水分子解吸附,As(V) 被吸附的熵值减少量(自由度减少量)小于水分子解吸附时熵值的增加量(自由度增加量),故所有熵值为正。

### 3 结论

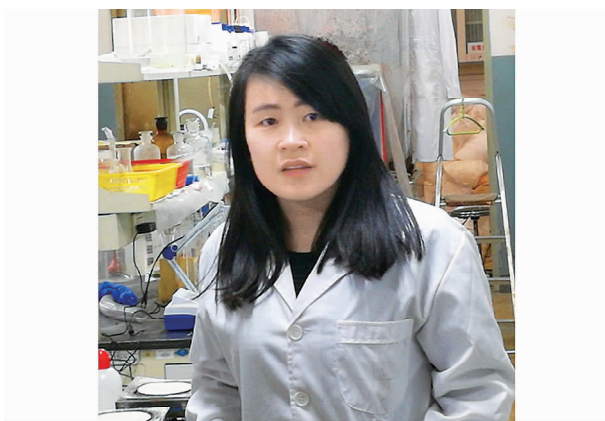
① 富含铁锰氧化物的反冲洗泥粉末对地下水中 As(V) 的吸附过程符合准二级动力学模型, 初始阶段吸附速率较高, 随吸附过程的进行则吸附速率逐渐减慢。初始 As(V) 浓度为 0.1、1、5 mg/L 时初始吸附速率分别为 0.35、2.81、3.71 mg/(g·h)。

② 富含铁锰氧化物的反冲洗泥粉末对于地下水中的 As(V) 有较好的吸附效果, 且采用 Langmuir 模型可以较好地模拟吸附剂对 As(V) 的等温吸附过程, 推测为单层吸附, 计算得到最大吸附容量为 40.98 mg/g。

③ 当初始 pH 值在 5~9 时, 吸附剂除砷效率在 80% 以上, 对溶液的 pH 值具有一定的缓冲能力。HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Mg<sup>2+</sup> 和 Ca<sup>2+</sup> 等共存离子对 As(V) 的吸附速率影响较小, H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> 与 SiO<sub>3</sub><sup>2-</sup> 浓度为 0.1 mmol/L 时能明显抑制反冲洗泥粉末对砷的吸附。

### 参考文献:

- [1] 云奋, 杨咪咪, 马彩凤, 等. 大同市饮水型地方性砷中毒病区环境生态中砷暴露水平调查[J]. 卫生研究, 2015, 44(1): 82-85.
- [2] Ng J C, Wang J, Shraim A. A global health problem caused by arsenic from natural sources[J]. Chemosphere, 2003, 52(9): 1353-1359.
- [3] 郭华明, 倪萍, 贾永锋, 等. 原生高砷地下水的类型、化学特征及成因[J]. 地学前缘, 2014, 21(4): 1-12.
- [4] 董玉良, 高晓慧, 孙娅婷, 等. 铁锰复合氧化物吸附作用研究进展[J]. 矿物学报, 2015, 35(3): 288-292.
- [5] Wu K, Liu R, Liu H, et al. Arsenic species transformation and transportation in arsenic removal by Fe-Mn binary oxide-coated diatomite: Pilot-scale field study[J]. J Environ Eng, 2011, 137(12): 1122-1127.
- [6] Zhang G, Qu J, Liu H, et al. Removal mechanism of As(III) by a novel Fe-Mn binary oxide adsorbent: oxidation and sorption[J]. Environ Sci Technol, 2007, 41(13): 4613-4619.
- [7] 黄永炳, 李晓娟, 王丽丽, 等. 铁改性锰矿对砷的吸附性能研究[J]. 武汉理工大学学报, 2011, 33(9): 115-119.
- [8] 曾辉平. 生物除铁除锰滤池长期运行后除锰能力下降原因的探究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2007.
- [9] Jang J, Dempsey B A. Coadsorption of arsenic(III) and arsenic(V) onto hydrous ferric oxide: effects on abiotic oxidation of arsenic(III), extraction efficiency, and model accuracy[J]. Environ Sci Technol, 2008, 42(8): 2893-2898.
- [10] 代天娇, 彭彤, 陶晨, 等. 天然锰砂去除水中的砷[J]. 环境工程学报, 2013, 7(1): 58-64.
- [11] 董一慧, 马腾, 周舒晗, 等. 涂铁石英砂去除水中 As(V) 的实验研究[J]. 水文地质工程地质, 2015, 42(2): 126-131.
- [12] Chang F, Qu J, Liu H, et al. Fe-Mn binary oxide incorporated into diatomite as an adsorbent for arsenite removal: Preparation and evaluation[J]. J Colloid Interface Sci, 2009, 338(2): 353-358.
- [13] 赵凯, 郭华明, 李媛, 等. 天然菱铁矿改性及强化除砷研究[J]. 环境科学, 2012, 33(2): 459-468.
- [14] 朱慧杰, 贾永锋, 姚淑华, 等. 负载型纳米铁吸附剂去除饮用水中 As(V) 的研究[J]. 环境科学, 2009, 30(12): 3562-3567.
- [15] Zhang G, Qu J, Liu H, et al. Preparation and evaluation of a novel Fe-Mn binary oxide adsorbent for effective arsenite removal[J]. Water Res, 2007, 41(9): 1921-1928.
- [16] Cornell R M, Schwertmann U. The iron oxides: structure, properties, reactions, occurrences and uses[M]. New York: John Wiley & Sons, 2003.
- [17] Smith S D, Edwards M. The influence of silica and calcium on arsenate sorption to oxide surfaces[J]. J Water Supply: Res Technol—AQUA, 2005, 54(4): 201-211.
- [18] Guo X, Chen F. Removal of arsenic by bead cellulose loaded with iron oxyhydroxide from groundwater[J]. Environ Sci Technol, 2005, 39(17): 6808-6818.



作者简介: 赵运新(1988-), 女, 河北邯郸人, 硕士研究生, 研究方向为含铁锰地下水生物净化技术。

E-mail: zhaoyunxin2016@163.com

收稿日期: 2016-12-27