DOI: 10.3724/SP.J.1096.2012.11319

阴离子交换柱分离不同价态砷的研究及其应用

郭华明^{*1,2} 刘春华^{2,3}

(中国地质大学 生物地质和环境地质国家重点实验室¹,水资源与环境学院²,北京 100083) ³(中铁资源地质勘查有限公司,北京 100039)

摘 要 利用醋酸型 AG 1-X8 阴离子交换树脂和氯化物型 AG 1-X8 阴离子交换树脂对 As(V)和 As(III)吸附的 差异,实现 As(III)和 As(V)的有效分离。过滤和酸化后的水样流经树脂交换柱(75 mm×5.3 mm i. d.)时,醋酸 型 AG 1-X8 阴离子交换树脂可吸附 As(V); 而 As(III)可通过树脂柱。被吸附的 As(V)用 0.12 mol/L HCl 淋洗 出来,在此过程中醋酸型树脂转化为氯化物型树脂。该树脂交换柱可多次循环使用。本方法简单易行,适用 于野外现场条件下高砷地下水中 As(III)和 As(V)的分离和准确测定;用于检测水铁矿除砷过程中砷价态变化。 结果表明,缺氧条件下水铁矿对 As(III)和 As(V)的吸附动力学特征遵循假二级反应动力学模式,内扩散不是控 制 As(III)和 As(V)吸附的因素。随着时间的推移,膜扩散对吸附的控制作用增强。

关键词 砷价态;地下水;阴离子交换柱;吸附

1 引 言

高砷地下水是一个世界性的环境问题,全球数亿人正面临着高砷地下水的威胁^[1]。慢性砷中毒是 饮用高砷地下水导致的主要地方性疾病。中国是受慢性砷中毒危害最为严重的国家之一^[2,3]。

地下水中砷的价态不仅决定其毒性,也大大影响其在环境中的迁移转化特征。无机 As(III)的毒性是 As(V)的 60 倍^[4],且无机 As(III)迁移能力远大于无机 As(V)。在中性 pH 条件下,As(III)主要以 H₃AsO₃ 的形式 存在,由于缺乏静电引力,不易被环境中带正电的物质吸附;而 As(V)主要以 H₂AsO₄ 和 HAsO₂ 的形式存 在,易通过吸附或共沉淀的形式固定在固体表面。因此,不同价态 As 的分离和检测的研究备受关 注^[5,6]。

目前,常用的砷价态分析方法主要有高效液相色谱-原子荧光光谱联用法^[10]、高效液相色谱(离子色 谱)-电感耦合等离子体质谱联用法^[8,9]和高效液相色谱-原子吸收光谱联用法^[10]。由于缺乏对砷元素价 态标准品以及样品的有效保存技术,在保存、运输过程中,砷元素价态可能发生相互转化,导致测定结果 存在偏差^[11]。因此,在现场对不同价态砷进行有效分离,是高砷地下水形成机理研究和除砷研究中需 要解决的关键问题。尽管 Hamilton PRP-X100 阴离子交换柱被广泛用于室内砷价态的分离^[12],其原 位现场的应用尚未见报道。目前,砷价态滤筒(As-speciation cartridges)是常用于野外进行价态砷分离 的装置^[13]。由于 Si 和 Cl⁻均能对 As 产生竞争吸附,对 TDS 含量较高的水,砷价态分离筒的效率较低, 并且只能单次使用,成本较高^[13]。本研究根据阴离子交换树脂的特性,自制阴离子交换树脂柱,在醋酸 型-氯化物型树脂相互转化的基础上,有效分离不同价态砷,实现多次循环利用,并应用此方法进行了饮 用水除砷的检测。

2 实验部分

2.1 仪器与材料

PSA 10.055 原子荧光光谱仪(Millennium Excalibur, P S Analysis); AG 1-X8 阴离子交换树脂 (100~200 目,粒径 0.075~0.15 μm, Bio-Rad 公司)。2-线水铁矿(2-Line ferrihydrite,矿物名,简称 水铁矿)。

2.2 实验方法

2.2.1 离子交换柱制备 采用 75 mm×5.3 mm i.d. 低密度聚乙烯管制备离子交换柱。交换柱中充

²⁰¹¹⁻¹¹⁻²² 收稿;2012-02-23 接受

本文系国家自然科学基金(No. 41172224),高等学校科技创新工程重大项目培育资金项目(No. 708012)和国家重点基础研究发展计 © 19划49230计划0课题4Noc20196F428804)资助项目Ctronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net * E-mail: hmguo@cugb.edu.cn

填 1.11 g AG 1-X8 阴离子交换树脂。该交换树脂的骨架是苯乙烯-二乙烯基苯共聚物,交换基团为季铵 官能团,交换容量为 1.2 meq/mL。在使用前,先将树脂由氯化物型转变为醋酸型:用 1.5 mL 1 mol/L NaOH 淋洗柱子,再用 8 mL 去离子水冲洗,然后用 2.5 mL 1 mol/L 醋酸淋洗柱子,最后用 2.0 mL 去 离子水冲洗。

2.2.2 样品处理 采用 Schwertmann 方法制备 2-线水铁矿^[14]。将 40 g Fe(NO₃)₃ • 9H₂O 溶于 500 mL 去离子水中,并加入 330 mL 1 mol/L KOH 溶液,调至 pH 7~8,并快速搅动,离心,冷冻干燥。2-线水铁矿 的比表面积约为 200~320 m²/g。水铁矿的除砷条件为:初始条件下溶液含有 100 mg/L As(III)和 3.8 mg/L As(V);固液比为 2 g/L;吸附温度为 25 °C;反应时间为 0~8 d。达到预定时间后,采集悬浮液并离心过滤 (0.2 μ m 滤膜)后,采用最佳分离价态砷的方法分离并测定溶液中的砷价态。含砷溶液采用经过纯 N₂ (99.999%)曝气 30 min 的蒸馏水配制,整个吸附过程在厌氧条件下进行,以防止吸附过程中 O₂ 对 As(III)的 氧化。

2.2.3 不同价态砷的分离 将 1.0 mL 含 5.0 mg/L As(Ⅲ),5.0 mg/L As(Ⅵ)以及 1% HCl 的标准样品 流经交换树脂柱,再加入 5.0 mL 平衡液(①去离子水,②0.012 mol/L HCl,③0.12 mol/L HCl)之后, 用 4.0 mL 0.12 mol/L HCl 淋洗交换柱,最后用 10 mL 0.12 mol/L HCl 淋洗。淋洗速率控制在 5 mL/min 以内,并依次收集 10 个 2 mL 的流出液,分别测定其中的砷含量。以此确定 As(Ⅲ)和 As(Ⅵ)的最 佳分离方法。

3 结果与讨论

3.1 As(III)和 As(V)的分离

对于 2.2.3 节方法①和②,流出液中出现 As(III)和 As(V)两个峰(图 1a 和图 1b)。由图 1a 和图 1b 可 见,方法①和②均能有效分离 As(III)和 As(V);对于方法③,As(III)峰与 As(V)峰有重叠(图 1c)。因此,方法 ③不能有效分离溶液中的 As(III)和 As(V)。在此后的实验中,均采用方法①分离溶液中的砷价态。



图 1 使用不同分离方法时流出液 As 浓度随流出液体积的变化

Fig. 1 Changes of effluent As concentration with effluent volume using different separation methods 平衡液(Balance solution); a, 5 mL H₂O; b, 5 mL 0.012 mol/L HCl; c, 5 mL 0.12 mol/L HCl。

为了进一步验证方法①的有效性, 采用了两种标准溶液。一种标准溶液 含有 5.0 mg/L As())和 5.0 mg/L As (V);另一种标准溶液含有 5.0 mg/L As (I)。按照方法①分离这两个溶液中的 砷价态,并用 HPLC-ICP-MC 测定流出 液中不同价态砷浓度随流出液体积变 化(图 2)。由图 2 可见,几乎所有的 As (II)都在前 10 mL 流出液中,而 As(V)主 要存在于后 10 mL 流出液中。由于醋 酸型树脂带正电,能吸附以阴离子形式 存在的 As(V),而对 As(III)以不带电的



图 2 流出液中不同价态 As 浓度随流出液体积的变化

Fig. 2 Changes of As species concentrations in effluent with effluent onic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net a. 5.0 mg/L As(III) and 5.0 mg/L As(V); b. 5.0 mg/L As(III) only. HAsO₂ 形式存在,不能被吸附。因此,As(III)首先从交换柱中流出(图 2)。随着 HCl的不断淋洗,醋酸 型树脂逐渐转化为带负电的氯化物型树脂,这时树脂对以阴离子形式存在的 As(V)的吸附能力逐渐消失, As(V)不断随淋洗液流出(图 2a)。采用 0.12 mol/L HCI 不断淋洗,树脂逐渐由带正电的醋酸盐型转换为带 负电的氯化物型,而这种氯化物型树脂在酸性介质中对以阴离子形式存在的 As(V)无吸附能力。在第 9 或 第 10 个 2 mL 的流出液中几乎不存在 As(V)(图 2a)。醋酸盐型树脂向氯化物型树脂转变也可以从颜色变 化上区分出来。醋酸盐型树脂为深黄色,而氯化物型树脂为浅黄色。在此过程中,树脂也由醋酸型转化成 氯化物型。因此,自制的离子交换柱可以多次循环使用。

3.2 不同价态砷的加标回收率

向 6 个地下水样中分别加入 10 μ g/L As(III)和 10 μ g/L As(V),进行加标回收实验,结果如表 1 所示。 对于所有样品,As(III)和 As(V)的加标回收率都在 91%~120%之间。这与砷价态滤筒(As-speciation cartridges)的分离效果相当^[15]。

	As(III)				As(V)			
样品号 Sampel No.	初始值 Original (µg/L)	加入量 Added (µg/L)	测得值 Found (µg/L)	回收率 Recoverry (%)	初始值 Original (µg/L)	加入量 Added (µg/L)	测得值 Found (µg/L)	回收率 Recoverry (%)
01	60.8	10	72.8	120	28.1	10	37.8	97
02	73.5	10	84.8	113	15.2	10	26.5	112
03	16.1	10	25.3	93	3.09	10	14.2	111
04	52.6	10	61.7	91	5.85	15.4	10	95
05	73.8	10	83.3	95	12.6	10	23.1	105
06	44.9	10	56.3	115	8.42	10	19.3	109

表 1 在不同地下水样中同时加入 $10 \mu g/L As(M)$ 和 $10 \mu g/L As(V)$ 的加标回收结果 Table 1 Recovery of arsenic by standard addition

目前,室内定量分析砷价态的方法很多。高杨等^[9]采用 HPLC-ICP-MS 技术,定量分析了干海产品 中的 3 种砷糖类物质;Lu 等^[16]采用凝胶过滤色谱-蛋白酶消解-离子偶色谱-ICP-MS 联用法,定量分析 了血红蛋白中的无机 As(III)、单甲基亚砷酸(MMA^{III})和二甲基亚砷酸(DMA^{III})的含量;Yang 等^[17]采用 毛细管电泳(CE)-ICP-MS 联用法,定量分析了海产品中无机 As(IIII)和 As(V)、单甲基砷酸(MMA^V)及二 甲基砷酸(DMA^V)的含量;杨桂娣等^[18]采用毛细管电泳-紫外吸收法,分离检测了海洋生物样品中的无 机 As(IIII)和 As(V)、二甲基砷(DMA)、对甲基苯砷酸(*p*-As)及一甲基砷(MMA);李卫华等^[19]采用阴/阳 离子交换色谱-ICP-MS 法分析了鱼和贝类海产品中的无机 As(IIII)和 As(V)、一甲基砷酸(MMA)、二甲基 砷酸(DMA)、砷甜菜碱(AsB)、砷糖 PO4、砷糖 OH、砷糖 SO3 及砷糖 SO4 等的含量。上述实验充分说 明,实验室的联用分析技术不仅具有检测各种无机砷价态和有机砷价态的能力,而且分析精度高,检出 限低。与这些室内联用技术相比,本方法操作简单,适合野外现场条件下高砷地下水中 As(IIII)和 As(V)的 分离和定量分析。此外,该阴离子交换树脂柱可被多次循环使用,对砷价态的分离成本低。

3.3 水铁矿除砷动力学过程研究

3.3.1 不同时间下水铁矿对不同价态砷的吸附作用 在 As(III)和 As(V)共存的溶液中,由于水铁矿的吸 附作用,As(III)和 As(V)的浓度同时随时间降低。在 10 min 内,As(III)降低至 30.3 mg/L,As(V)由 3.8 mg/L 降 至 1.81 mg/L(图 3)。在随后的 35 min,As(III)和 As(V)的下降速率明显降低,As(III)从 30.3 mg/L 降 为 22.0 mg/L,As(V)从 1.81 mg/L 降为 0.68 mg/L。到 24 h,As(IIII)和 As(V)的浓度已经分别降低至 1. 20 和 0.04 mg/L。此时,水铁矿对 As(IIII)和 As(V)的吸附量分别为 49.4 和 1.88 mg/g,去除率分别达到 98.8%和 98.9%。因此,可以认为水铁矿对 As(IIII)和 As(V)的去除能力都很强,在反应时间为 24 h 时基 本达到吸附平衡。

3.3.2 As(III)和 As(V)混合体系中 As(III)和 As(V)的吸附动力学特征 采用公式(1)的 Lagergren 一级反应 动力学模型^[20]和公式(2)的假二级反应动力学模型^[21]描述 As(III)和 As(V)的吸附动力学特征。

$$\lg(q_1 - q) = \lg q_1 - \frac{tK_1}{2.303} \tag{1}$$

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic $\frac{t}{q}$ Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki(2)

其中,t 为吸附时间(h);q 为t 时刻的吸附量(mg/g); q_1 和 q_2 分别为一级反应动力学平衡和假二级反应动 力学平衡时吸附量(mg/g); K_1 和 K_2 分别为一级吸 附速率常数和假二级吸附速率常数 $(g/(mg \cdot h))$ 。

一级反应动力学和假二级反应动力学的拟合结 果见图 4 和表 2。从 R^2 看,一级反应动力学模型和 假二级反应动力学模型均能较好地描述混合体系中 As(III)和 As(V)的吸附动力学特征。然而,由一级反应 动力学模型计算出的 As(III)和 As(III)最大吸附量分别 为 13.8 和 0.466 mg/g,远低于实验中得到吸附量 49.4 和 1.88 mg/g。因此,一级反应动力学模型不 适用于混合体系中 As (11)和 As (12)吸附动力学的描述。





As(III)和 As(V)含量随时间的变化 **冬** 3

Changes of As(III) and As(V) concentrations with Fig. 3 time



图 4 水铁矿吸附 As(III)和 As(V)的 Lagergren 一级(a)和假二级(b)吸附速率曲线 Fig. 4 Plots of Lagergren first-order kinetics (a) and pseudo-second order kinetics (b) for As(III) and As(V) adsorption on ferrihydrite

吸附动力学特征($R^2 = 1.00$)。由于假二级动力学模型用来描述吸附的全过程,如外部液膜扩散、表面 吸附和颗粒内扩散等^[22]。研究结果表明,As(III)和 As(V)在水铁矿上的吸附包括外部液膜扩散、表面吸附和 颗粒内扩散等。该模型计算得到水铁矿对 As(III)和 As(V)的最大吸附量分别为 50.0 和 1.89 mg/g。该吸附 容量远大于氢氧化铁颗粒(吸附容量为 2.3 mg/g)^[23]、针铁矿(吸附容量为 7.50 mg/g)^[24]、赤铁矿(吸附 容量为0.197 mg/g)^[25],以及天然菱铁矿(吸附容量为1.04 mg/g)^[26]。尽管吸附剂剂量对假二级反应 动力学模型计算得到的最大吸附量影响不大^[21],但是初始浓度越大得到的最大吸附量也越大^[27]。因此, As(III)初始浓度高是造成 As(III)吸附量大于 As(V)吸附量的原因。

3.3.3 As(III)和 As(V)混合体系中 As(III) 和 As(V)的吸附过程 上述吸附动力 学研究表明,砷的吸附过程由膜扩 散、表面吸附、内扩散等共同控制。 为了分析水铁矿吸附 As(III)和 As(V)的 关键控制过程,采用粒子内扩散模型 模拟。Weber-Morris 颗粒内扩散方 程如式(3)所示。

表 2 水铁矿吸附 As(11)和 As(V)的动力学参数

Table 2 Parameters of adsorption kinetics for As(III) and As(V) adsorption on ferrihydrite

	一级反应动力学 First order kinetics			假二级反应动力学 Paeudo second order kinetics			
	k_1 (h ⁻¹)	$q_1 \ (\mathrm{mg/g})$	R^2	$\frac{k_2}{(g/(\mathrm{mg} \cdot \mathrm{h}))}$	$q_2 \pmod{(\mathrm{mg/g})}$	R^2	
As(III)	0.332	13.8	0.99	0.089	50.0	1.00	
As(V)	0.331	0.466	0.96	2.99	1.89	1.00	

$$=K_{w}t^{0.5}+b$$

(3)

其中, t 为吸附时间(h); q 为 t 时刻的吸附量(mg/g); K_w 内扩散速率常数(mg/(g • h^{0.5})); 截距 b 则反映 ◎ 了边界层效应ina如果吸附量Jouhal®目晕线性关系并通过原点。则表明吸附由内扩散控制to:若不通过原点t

 q^{2}

截距 b 越大, 膜扩散在速率控制步骤中的影响也越大。

内扩散模型模拟结果表明,无论是在初始阶段,还是 在最后阶段,As(III)和As(V)吸附量 $q_t = t^{0.5}$ 的拟合线均不 通过原点(图 5)。这说明在混合体系中,As(III)和As(V)的 吸附不受内扩散的控制。对于As(III)或As(V),初始阶段的 b值均小于最后阶段的b值(表 3)。结果表明,随着时间 的推移,膜扩散对吸附的控制作用也越来越大。此外,对 于 As(III)或 As(V),初始阶段的 K_w 值均大于最后阶段的 K_w 值(表 3),表明随着溶液 As 浓度的降低和固体表面 吸附点位的减小,吸附速率随时间逐步降低。无论是在 初始阶段,还是在最后阶段,As(III)的吸附速率均高于 As (V)(表 3)。主要原因是 As(IIII)的初始浓度高于 As(V)。 3.4 小结



图 5 水铁矿吸附 As(III)和 As(V)的 Weber-Morris 曲 线

Fig. 5 Plot of Weber-Morris model for As(III) and As (V) adsorption on ferrihydrite

(1)阴离子交换树脂柱是一种有效分离水溶液中

As(Ш)和 As(V)的柱子,可用于野外现场条件下高砷地下水中 As(Ш)和 As(V)的分离。该方法简单易行、经济高效,可多次循环使用。(2)醋酸型 AG 1-X8 阴离

子交换树脂能有效吸附 As(V),但不能 吸附 As(III),而氯化物型 AG 1-X8 阴 离子交换树脂既不能吸附 As(V),也不 能吸附 As(III),因此在树脂由醋酸型向 氯化物型的转变过程中,可实现 As(III) 和 As(V)的有效分离。(3)缺氧条件下 水铁矿对 As(III)和 As(V)的吸附动力学 特征遵循假二级反应动力学模式,内扩

表 3 水铁矿吸附 As(III)和 As(V)的粒子内扩散模型参数

Table 3 Parameters of intraparticle diffusion for As(III) and As(V) adsorption on ferrihydrite

		初始 Origina	阶段 al stage	最后阶段 Last stage			
	R^2	b	$\frac{K_{\rm w}}{({\rm mg}/({\rm g} \cdot {\rm h}^{0.5}))}$	R^{2}	b	$\frac{K_{\rm w}}{({\rm mg}/({\rm g} \cdot {\rm h}^{0.5}))}$	
As	0.980	32.4	7.11	0.934	49.7	0.0203	
As(V)	0.850	1.31	0.253	0.999	1.89	0.0002	

散不是控制 As(III)和 As(V)吸附的因素。随着时间的推移,膜扩散对吸附的控制作用也越来越大,As(III)和 As(V)的吸附速率随反应时间的增加而降低。

References

- 1 Krishna M, Chandrasekaran K, Karunasagar D, Arunachalam J. J. Hazard. Mater., 2001, 84(2-3): 229~240
- 2 Guo H M, Yang S Z, Tang X H, Li Y, Shen Z L. Sci. Total Environ., 2008, 393(1): 131~144
- 3 JIN Yin-Long, LIANG Chao-Ke, HE Gong-Li, CAO Jing-Xiang, MA Feng, WANG Han-Zhang, YING Bo, JI Rong-Di. J. Hygiene Res., 2003, 32(6): 519~539

金银龙,梁超轲,何公理,曹静祥,马凤,王汉章,应波,吉荣娣.卫生研究,2003,32(6):519~539

- 4 Korte N E, Fernando Q. Crit. Rev. Environ. Control, 1991, 21(1): 1~39
- 5 GUO Xue-Jun, CHEN Pu-Hua. Chem. J. Chinese Universities., 2005, 26(7): 1248~1251
 郭学军,陈甫华. 高等学校化学学报, 2005, 26(7): 1248~1251
- 6 MA Ge, XIE Wen-Bin, LIU Jing, LI Xin-Yang, TIN Yan-Wei. Spectroscopyt and Spectral Analysis, 2007, 27(4): 807~809

马 戈,谢文兵,刘 晶,李 昕洋,金彦伟.光谱学与光谱分析,2007,27(4):807~809

- 7 Vilanó M, Padró A, Rubio R. Anal. Chim. Acta, 2000, 411(1-2): 71~79
- 8 Montes-Bayón M, DeNicola K, Caruso J A. J. Chromatogr. A, 2003, 1000(1-2): 457~476
- 9 GAO Yang, CAO Xuan, YU Jing-Jing, LI Xian-Chun, WANG Xiao-Ru. Chinese J. Anal. Chem., 2009, 37(12): 1738~1742
- 高杨,曹煊,余晶晶,黎先春,王小如. 分析化学, **2009**, 37(12): 1738~1742 ◎ 1994-2012 (bina Academic Journal Electronic Publishing House All rights re
- © 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net 10 Gettar R T, Garavaglia R N, Gautier E A, Batistoni D A, J. Chromatogr. A, 2000, 884(1-2): 211~221

- 11 Miller G P, Norman D I, Frisch P L. Water Res., 2000, 34(4): 1397~1400
- 12 Jing C Y, Liu S Q, Meng X G. Sci. Total Environ., 2008, 89(1): 188~194
- 13 Piqué A, Grandia F, Canals A. Water Res., 2010, 44(19): 5618~5630
- 14 Schwertmann U, Cornell R M. Iron oxides in the laboratory: Preparation and Characterization. Wiley-VCH, Weinheim, 2000
- 15 Meng X G, Wang W. Speciation of Arsenic by Disposable Cartridges. In: Book of Posters of the Third International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects; Society of Environmental Geochemistry and Health, University of Colorado at Denver. Denver: 1998
- 16 Lu M L, Wang H L, Li X F, Lu X F, Chris Le X. J. Chromatogr. A, 2009, 1216(18): 3985~3991
- 17 Yang G D, Xu J H, Zheng J P, Xu X Q, Wang W, Xu L J, Chen G N, Fu F F. Talanta, 2009, 78(2): 471~476
- 18 YANG Gui-Di, ZHENG Jin-Ping, HUANG Hong-Xia, QI Guo-Min, XU Jin-Hua, Fu Feng-Fu. Chinese J. Anal. Chem., 2009, 37(4): 532~536

杨桂娣,郑进平,黄红霞,齐国敏,许锦华,付凤富.分析化学,2009,37(4):532~536

- 19 LI Wei-Hua, LIU Yu-Hai. Chinese J. Anal. Chem., 2011, 39(10): 1577~1581
 李卫华, 刘玉海. 分析化学, 2011, 39(10): 1577~1581
- 20 Lagergren S. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar Band, 1989, 24(4): 1~39
- 21 Ho Y S, Mckay G. Process Biochem., 1999, 34(5): 451~465
- 22 Chang M Y, Juang R S. J. Colloid. Interface Sci., 2004, 278(1): 18~25
- 23 Daus B, Wennrich R, Weiss H. Water Res., 2004, 38(12): 2948~2954.
- 24 Ladeira A C Q, Ciminelli V S T. Water Res., 2004, 38(8): 2087~2094
- 25 Altundogan H S, Altundogan S, Tumen F, Bildik M. Waste Manage., 2000, 20(8): 761~767
- 26 Guo H M, Stüben D, Berner Z. J. Colloid Interf. Sci., 2007, 315(1): 47~53
- 27 Liu Q, Guo H, Shan Y. J. Fluorine Chem., 2010, 131: 635~641

Separation of Inorganic Arsenic Species from Aqueous Solution by Anion Exchange Column and Its Application in Study of Arsenic Removal

GUO Hua-Ming*1,2, LIU Chun-Hua^{2,3}

(State Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology¹, School of Water Resources and Environment², China University of Geosciences, Beijing 100083, China)
³ (China Railway Resources Exploration Co., Ltd, China)

Abstract Arsenic(III) and As(V) can be separated with a strong anion-exchange resin (AG 1-X8) due to its adsorption of As(V) in acetate form and neither As(V) nor As(III) in chloride form. The samples, which were filtered and acidified with concentrated HCl, flowed through the acetate-form resin column (75 mm×5.3 mm i. d.). Arsenic(III) passes through the acetate-form resin column, and As(V) is retained. Adsorbed As(V) was eluted by passage of 0.12 mol/L HCl through the column, during which the resin was converted from the acetate form into the chloride form. The first 10 mL effluent gives the As(III) concentration, and the last 10 mL the As(V) concentration. The method is easy to handle and cost-effective, which is suitable for on-site separation and accurate determination of As(V) and As(III) in groundwater. The method has been used for determining As species in solutions during As removal by ferrihydrite. Results show that pseudo-second order kinetic model well describes the kinetics of both As(III) and As(V) adsorption on ferrihydrite in anaerobic condition. Intraparticle diffusion is not the major process controlling As adsorption. However, external mass transfer plays more and more important role during the adsorption as the reactive time increases.

Keywords Arsenic species; Groundwater; Anion exchange column; Adsorption

(Received 22 November 2011; accepted 23 February 2012)

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net