

褐煤对汞和砷的吸附行为研究

褚海艳, 薛志宏, 高叶玲

(鄂尔多斯生态环境职业学院, 内蒙古 鄂尔多斯 017010)

摘要: 为了研制用于含汞和含砷废水处理的新型高效材料, 以褐煤作为吸附剂, 研究了褐煤对汞和砷的吸附行为。首先进行了批量实验来论证接触时间对吸附性能的影响。数据采用准一级和准二级动力学方程进行拟合。并采用 langmuir 吸附等温线和 Freundlich 吸附等温线拟合了不同浓度 Hg^{2+} 和 As^{3+} 的吸附数据, 并对吸附机理进行了探讨。同时也探讨了褐煤投加量和 pH 值对吸附效果的影响。结果表明, 褐煤对汞和砷的吸附动力学方程拟合结果符合准二级动力学模型 ($R^2=0.9992, 0.9991$), 数据与准二级模型很好的匹配说明 Hg^{2+} 和 As^{3+} 在褐煤上的吸附过程为化学吸附, Freundlich 吸附模型 ($R^2=0.9648, 0.9814$) 可以更好地描述褐煤对汞和砷的吸附过程。褐煤对汞和砷的去除效果均随褐煤投加量的增大而明显增加, 然后逐渐趋于平稳。在相同投加量时, 褐煤对砷的去除效果好于对汞的去除效果, 随 pH 值增大, 吸附量增加, 可能是因为酸性溶液中, H^+ 与 Hg^{2+} 和 As^{3+} 互相排斥, 阻碍 Hg^{2+} 和 As^{3+} 在溶液中的快速扩散。褐煤吸附汞和砷前后的 SEM 分析结果表明, 吸附前褐煤表面凹凸不平, 很粗糙, 表面布满孔隙, 这一结构特别有利于对重金属离子的吸附, 褐煤饱和吸附后, 其表面小孔已被填满。

关键词: 褐煤; 汞; 砷; 吸附动力学; 吸附等温线

doi:10.3969/j.issn.1000-6532.2021.02.017

中图分类号: TD94 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532 (2021) 02-0091-06

近年来, 我国工业化和城市化进程不断加快, 工业污染日趋严重, 其中重金属污染尤为突出, 工业废水中如果含汞, 若不经净化处理直接排放则会严重危害人类的身体健康, 并对周围的环境造成很大污染^[1]。砷属剧毒物质, 其中三价砷的毒性最大, 在冶金、采矿、电镀、化工和印染等工业生产过程中会排放出大量的含砷废水和废渣等, 这些废物通过土壤、水和空气, 尤其是食物链, 会对人类的生存发展和身体健康产生严重的危害^[2]。

目前去除工业废水中重金属离子常用的处理方法有很多, 包括吸附剂吸附法^[3]、氧化还原法、离子交换法^[4]和膜分离法^[5]等。其中吸附法倍受

推崇, 其优点是操作简单、成本低廉及处理效果良好, 因此受到越来越广泛的关注。许多纳米重金属离子吸附剂如纳米改性磁性壳聚糖^[6]和纳米金属氧化物^[7]等近年来多被报道。但是由于这些新型纳米材料制备成本较高, 制作工艺较复杂而受到限制应用。因此寻找一种性价比较高, 处理效果良好的吸附剂是当前吸附研究领域的最新方向。

我国褐煤资源储备非常丰富, 且广泛分布在我国华北、西北和西南等众多地区。目前已探明褐煤资源多位于地表浅层^[8], 有利于煤炭资源的开采。同时地质勘探工作表明, 我国华北地区约

收稿日期: 2020-11-11

基金项目: 2020 年内蒙古自治区高等学校科学技术研究项目 (NJZY20209)

作者简介: 褚海艳 (1986-), 女, 硕士, 讲师。

有全国褐煤资源总量的 78%，是褐煤储量最为丰富的地区，且主要分布于内蒙古东部地区^[9]。褐煤中的腐殖酸含量有的高达 80%，因此是一种优质的高含量腐植酸资源。褐煤表面具有多孔结构，比表面积较大，除了富含腐植酸，还含有羧基、醌基和甲氧基等众多活性基团，这些活性基团可与重金属离子发生络合作用，因此褐煤可以作为一种吸附重金属的天然吸附剂^[10]，并且具有很好的吸附效果。此外，褐煤具有大的比表面积，可为重金属的吸附提供更多的作用位点。因此，将褐煤作为吸附材料用于治理重金属污染，不仅实现褐煤资源利用，还可达到以废治废的经济效益和社会效益^[11]。郝艳玲等以褐煤质腐植酸为材料，研究了不同条件下对 Cu(II) 离子吸附，并利用不同的吸附模型探究了腐植酸对 Cu(II) 的吸附平衡时间、吸附率以及吸附量。实验表明，褐煤腐植酸对 Cu(II) 的吸附量随初始 pH 值的升高而增大，当 pH 值为 5 时吸附率高达 95%，吸附是放热过程，随着 pH 值的升高吸附焓变逐渐增大，吸附自由能变和熵变呈递减趋势^[12]。本文采用褐煤作为吸附剂吸附处理含汞废水，系统研究了褐煤吸附汞和砷的行为，探讨了其吸附机理，确定了褐煤去除汞和砷的较佳条件，以期对含汞和含砷废水处理提供技术支持。

1 材料与方 法

1.1 主要仪器与材料

实验仪器有 THZ-82 水浴恒温振荡器、AXTG18G 离心机、全玻璃微孔滤膜过滤器、PHS-3C 型 pH 计、AF-7550 型原子荧光光谱仪、Quanta 200 型扫描电镜和 BT100-1 L 型蠕动泵等。

实验所用褐煤样品采集于内蒙古霍林河矿区，经粉碎过 0.150 mm 筛子，并在干燥箱内于 102℃ 烘干备用。所用化学试剂为汞和砷标准溶液、浓盐酸、硼氢化钾、重铬酸钾（化学纯）、浓硝酸、

氢氧化钠、硫脲和抗坏血酸（分析纯）。含汞废水用试剂 HgCl₂ 模拟配制，含砷废水用试剂 As₂O₃ 模拟配制。

1.2 实验方法

1.2.1 吸附动力学测定

向 50 mL 浓度 20 mg/L 的 Hg²⁺ 和 As³⁺ 溶液中分别加入 0.1 g 的褐煤，分别在振荡反应后的第 1、2、3、4、5、10 和 20 min 取出样品，及时过 0.45 μm 的尼龙滤膜，稀释后用原子荧光光谱仪测定溶液 Hg²⁺ 和 As³⁺ 的浓度。实验数据以 2 次结果平均值为准。

1.2.2 吸附热力学测定

分别向 50 mL 浓度为 5、10、20、50、60 和 100 mg/L 的 Hg²⁺ 和 As³⁺ 溶液中加入 0.1 g 的褐煤，在 25℃ 下震荡 3 h 后过滤，测定滤液中剩余重金属离子浓度。

1.2.3 褐煤投加量及 pH 值对吸附的影响

分别向 50 mL 浓度为 50 mg/L 的 Hg²⁺ 和 As³⁺ 溶液中加入不同量的褐煤 0.1、0.2、0.3、0.4 和 0.5，常温下震荡 3 h 后过滤，测定滤液中剩余重金属离子的浓度；另取同体积、浓度为 20 mg/L 的两种重金属溶液，用 0.1 mol/L 的 HCl 与 NaOH 溶液调节不同的 pH 值后，分别向溶液中加入 0.1 g 褐煤，常温震荡 3 h 后过滤，收集滤液并测定其中重金属浓度。

用原子荧光光谱仪测量时的操作条件：灯电流为 30 mA，负高压为 270 V，原子化高度为 8 mm，屏蔽气流量为 500 mL/min，载气流量为 150 mL/min。

1.2.4 扫描电镜分析方法

褐煤吸附汞和砷前后的扫描电镜分析采用德国蔡司 Sigma 500 扫描电镜，将干燥后的制样放在导电胶上进行测试，测试管电压为 10 kV。

2 结果与讨论

2.1 吸附动力学

不同时间下，褐煤对 Hg²⁺ 和 As³⁺ 的吸附量与

吸附时间的关系曲线见图 1。

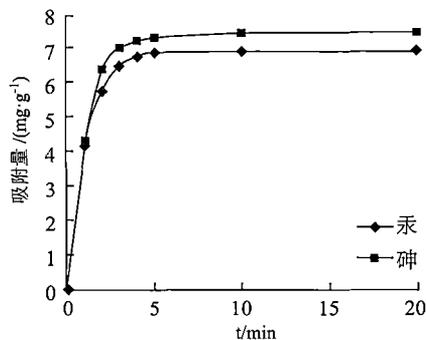


图 1 吸附时间对褐煤吸附 Hg^{2+} 和 As^{3+} 吸附量的影响
Fig. 1 Effect of adsorption time on the adsorption efficiency of Hg^{2+} and As^{3+} on lignite

从图 1 可以看出，褐煤对 Hg^{2+} 和 As^{3+} 的吸附可分为 2 个阶段：第一阶段 0 ~ 5 min 是快速吸附阶段；第二阶段 5 ~ 10 min 是缓慢吸附阶段，之后吸附趋于平衡。缓慢吸附阶段吸附速率的降低可能是因为金属离子的缓慢扩散，因为它需要克服巨大的阻力来进入更远更深的吸附剂空隙里面^[13-14]。这个阶段过后，吸附量随反应时间的增加基本保持不变，说明了吸附剂上的吸附位点已经达到饱和。褐煤对 Hg^{2+} 和 As^{3+} 的吸附量均随时间的延长而增加，10 min 后趋于稳定并逐渐达到吸附平衡，并且对 As^{3+} 的吸附效果明显好于 Hg^{2+} ，褐煤吸附重金属离子的主要原因是褐煤含有活性官能团，这些活性官能团可以与重金属离子发生化学作用，发生化学吸附^[15]。

常用的吸附速率方程为 Lagergren 一级、二级吸附动力学方程^[16-17]，其直线形式如下：

$$\lg(q_e - q_t) = \lg q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (1)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (2)$$

式中： q_e 为平衡吸附量，单位为 mg/g ； q_t 为 t 时的吸附量，单位为 mg/g ； k_1 为一级吸附速率常数， L/min ； k_2 为二级吸附速率常数， $\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{min})$ 。对实验所得数据运用一级和二级速率方程进行线性回归处理，结果见表 1、2。

表 1 准一级动力学参数

Table.1 Kinetics parameters of pseudo-first-order

| 重金属离子 | $q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$ | k_1/min | R^2 |
|------------------|-------------------------------------|------------------|--------|
| Hg^{2+} | 6.8995 | 0.8920 | 0.9969 |
| As^{3+} | 7.3995 | 0.8811 | 0.9977 |

表 2 准二级动力学参数

Table.2 Kinetics parameters of pseudo-second-order

| 重金属离子 | $q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$ | $k_2/(\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$ | R^2 |
|------------------|-------------------------------------|---|--------|
| Hg^{2+} | 6.8995 | 0.4119 | 0.9992 |
| As^{3+} | 7.3995 | 0.3610 | 0.9991 |

由表 1 可知，在不同 pH 值条件下，由准一级动力学拟合得到的曲线 R^2 相对较小，最大饱和和吸附量与实际相差较大，实验数据不符合准一级动力学方程，不能用准一级动力学描述 Hg^{2+} 和 As^{3+} 在褐煤上的吸附过程。

准二级动力学基于这样的假设：控制吸附速度的化学吸附过程是通过共享或者交换吸附剂和吸附质之间的电子而实现的，认为吸附的限制因素是吸附机制，因而可以更好的描述整个吸附过程^[18]。

从表 2 中可以看出，准二级动力学模型的拟合度 R^2 分别为 0.9992 和 0.9991，远大于准一级动力学方程拟合得到的 $R^2=0.9969$ 和 0.9977，这说明 pH 值在初始浓度为 20 mg/L 条件下，褐煤对 Hg^{2+} 和 As^{3+} 的吸附过程更符合准二级动力学模型。

2.2 吸附等温线

在常温下震荡 3 h 后，褐煤对不同浓度 Hg^{2+} 和 As^{3+} 的吸附量见图 2。

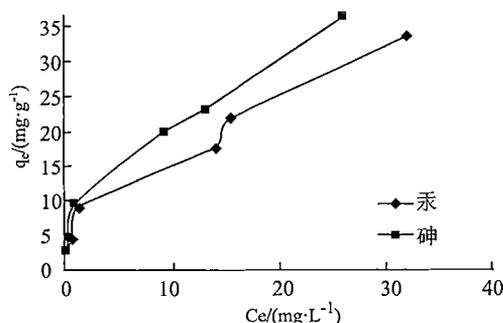


图 2 Hg^{2+} 和 As^{3+} 在褐煤上的等温吸附
Fig.2 Adsorption isotherms of Hg^{2+} and As^{3+} on the lignite

由图 2 可见褐煤对重金属的吸附量随着初始浓度的增加而增加。通过 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温线线性拟合结果计算出的 Langmuir 和 Freundlich 相关参数见表 3。

表 3 吸附等温线性拟合参数
Table. 3 Linear fitting parameters of adsorption isotherm

| 重金属离子 | Freundlich | | | Freundlich | | |
|------------------|------------|----------------|----------------|------------|-------|----------------|
| | b | Q ₀ | R ² | K | n | R ² |
| Hg ²⁺ | 5.87 | 6.00 | 0.8816 | 5.76 | 2.007 | 0.9648 |
| As ³⁺ | 3.81 | 9.86 | 0.9078 | 7.76 | 2.147 | 0.9814 |

Langmuir 和 Freundlich 吸附等温线方程^[18-19]

分别为:

$$\frac{t}{q_e} = \frac{1}{Q_0} + \left(\frac{1}{bQ_0} \right) \left(\frac{1}{C_e} \right) \quad (3)$$

$$\lg q_e = \lg K + \frac{1}{n} \lg C_e \quad (4)$$

式中: q_e 为单位质量吸附剂吸附吸附质的量, 单位为 mg/g; C_e 为平衡时溶液中剩余吸附质的量, 单位为 mg/L; Q₀ 为构成单分子层吸附时单位质量吸附剂的饱和和吸附量, 单位为 mg/g; b 和 K 为常数; n 为与温度等因素有关的常数。

由表 3 可知, Freundlich 模型拟合度均高于 Langmuir 模型拟合度, 褐煤对汞和砷的吸附比较符合 Freundlich 吸附等温模式。

2.3 褐煤投加量对吸附效果的影响。

分别投加 0.1、0.2、0.3、0.4 和 0.5 g 褐煤添加到 50 mg/L 的 Hg²⁺ 和 As³⁺ 溶液中。吸附 3 h 后, 结果见图 3。

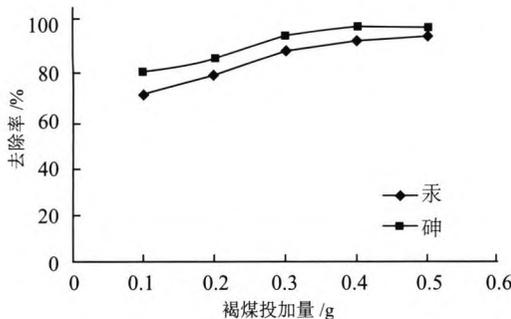


图 3 褐煤投加量对褐煤吸附 Hg²⁺ 和 As³⁺ 效果的影响
Fig. 3 Effect of additive amount on adsorption of Hg²⁺ and As³⁺ on lignite

从图 3 中可以看出, 初始时褐煤对 Hg²⁺ 和 As³⁺ 的去除效果均随投加量的增大而明显增加, 然后逐渐趋于平稳, 当投加量为 0.5 g 时, 褐煤对 Hg²⁺ 和 As³⁺ 的去除率分别为 95.82% 和 99.76%。在相同投加量时, 褐煤对重金属 As³⁺ 的去除效果好于 Hg²⁺。

2.4 pH 值对褐煤吸附重金属的影响

为了避免 pH 值过高使重金属形成沉淀, 实验中 pH 值范围定为 2~7。图 4 为在不同 pH 值条件下褐煤对 Hg²⁺ 和 As³⁺ 吸附效果的影响。

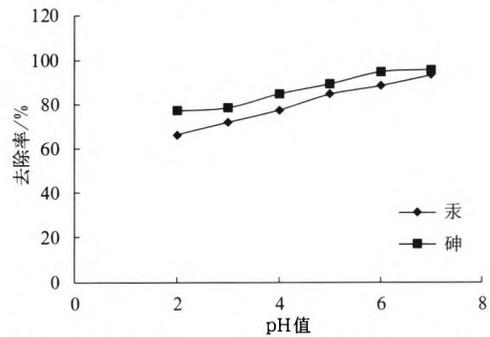
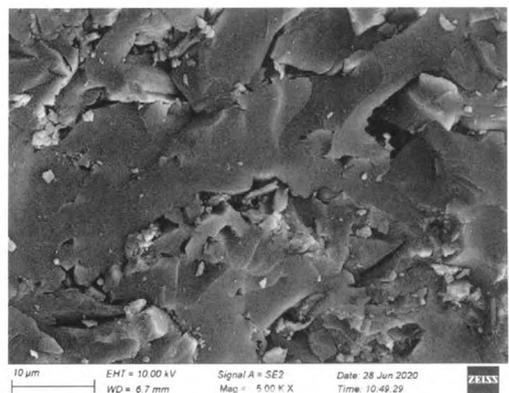


图 4 pH 值对褐煤吸附 Hg²⁺ 和 As³⁺ 效果的影响
Fig. 4 Effect of pH value on adsorption of Hg²⁺ and As³⁺ on lignite

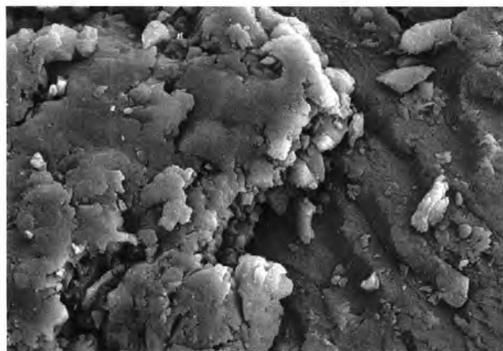
由图 4 可得, 在一定范围内, 随着 pH 值的增大, 汞和砷的去除率也随之增加。随着 pH 的减小, 去除效果不好可能是因为酸性溶液中, H⁺ 与 Hg²⁺ 和 As³⁺ 互相排斥, 阻碍 Hg²⁺ 和 As³⁺ 在溶液中的快速扩散。

2.5 褐煤对汞吸附前后的 SEM 分析

褐煤吸附汞和砷前后的 SEM 分析结果见图 5。



(a) 吸附前



(b) 吸附后

图 5 褐煤吸附汞和砷前后的扫描电镜

Fig. 5 SEM micrographs of lignite before and after the adsorption of Hg²⁺ and As³⁺

从图 5 (a) 可以看出, 褐煤表面凹凸不平, 很粗糙, 表面布满孔隙, 这一结构特别有利于对重金属离子的吸附。图 5(b) 为吸附饱和后的褐煤, 其表面小孔已被填平, 相对平整。这表明, 汞和砷已进入到褐煤内部, 以及通过络合作用填充在褐煤表面上^[21]。

3 结 论

(1) 水溶液中 Hg²⁺ 和 As³⁺ 的吸附实验结果表明, 褐煤对 As³⁺ 的吸附效果明显好于 Hg²⁺。

(2) 褐煤对 Hg²⁺ 和 As³⁺ 的吸附均符合二级吸附动力学和 Freundlich 等温方程。

(3) 褐煤对两种重金属的去除效果随褐煤投加量的增加而增加, 但由于吸附点位的限制, 最后去除率随着褐煤添加量增加而趋于平稳。

(4) 褐煤对两种重金属的吸附去除效果随 pH 值的增加而增加。但褐煤添加量不宜过高, 以防出现沉淀。

参考文献：

[1] 王刚, 常青. 新型高分子絮凝剂对水中 Hg²⁺ 的去除研究[J]. 安全与环境学报, 2012, 12(3): 58-61.
WANG G, CHANG Q. Study on the removal of Hg²⁺ from water by a novel polymer flocculant [J]. Journal of Safety and Environment, 2012, 12(3): 58-61.
[2] WU S K, YANG D X, ZHOU Y Y, et al. Simultaneous degradation of p-arsanilic acid and inorganic arsenic

removal using M-rGO/PS Fenton-like system under neutral conditions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 399:123032-123032.

[3] Addy Mary, Losey Bradley, Mohseni Ray, et al. Adsorption of heavy metal ions on mesoporous silica-modified montmorillonite containing a grafted chelate ligand[J]. Applied Clay Science, 2012, 59-60: 115-120.

[4] Franco Pietro Escobar, Veit Márcia Teresinha, Borba Carlos Eduardo, et al. Nickel(II) and zinc(II) removal using Amberlite IR-120 resin: Ion exchange equilibrium and kinetics[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 221: 426-435.

[5] GAO J, SUN S P, ZHU W P, et al. Polyethyleneimine (PEI) cross-linked P84 nanofiltration (NF) hollow fiber membranes for Pb²⁺ removal[J]. Journal of Membrane Science, 2014, 452: 300-310.

[6] WANG Y, QI Y X, LI Y F, et al. Preparation and characterization of a novel nano-absorbent based on multicyanoguanidine modified magnetic chitosan and its highly effective recovery for Hg(II) in aqueous phase[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 260(15): 9-15.

[7] HUA M, ZHANG S J, PAN B C, et al. Heavy metal removal from water/wastewater by nanosized metal oxides: A review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 211-212(15): 317-331.

[8] LEI Z, LIU M, SHUI H, et al. Study on the liquefaction of Shengli lignite with NaOH/methanol[J]. Fuel Processing Technology, 2010, 91(7): 783-788.

[9] 赵博俊. 水热提质对低阶煤物理化学性质影响的实验研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2016.

ZHAO B J. Experimental study on the effect of hydrothermal enhancement on physicochemical properties of low-rank coal [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2016.

[10] 郭中雅. 表面活性剂在褐煤表面吸附特性及其对煤润湿性的影响[D]. 太原: 太原理工大学, 2016.

GUO Z Y. Adsorption characteristics of surfactant on lignite surface and its effect on wettability of lignite [D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2016.

[11] 暴秀丽. 改性褐煤对重金属的吸附及机理研究[D]. 郑州: 河南农业大学, 2018.

BAO X L. Adsorption of heavy metals from modified lignite and its mechanism [D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2018.

[12] 郝艳玲, 范福海, 郭超. 褐煤腐植酸吸附铜的热力学机理[J]. 材料保护, 2017, 50(7): 78-81.

HAO Y L, FAN F H, GUO C. Thermodynamic mechanism of copper adsorption by humic acid from lignite. Journal of Materials Protection, 2017, 50(7): 78-81.

[13] 任春溶. 磁性纳米复合材料的制备及其对重金属离子

的吸附性能研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2017.

REN C R. Preparation of Magnetic Nanocomposites for Adsorption of Heavy Metal Ions [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2017.

[14] Ray P Z, Shipley H J. Inorganic nano-adsorbents for the removal of heavy metals and arsenic: A review [J]. RSC Advances, 2015, 5(38): 29885-29907.

[15] 赵婷婷: 褐煤及其干酪根对水中 Cr(VI) 的去除机理和吸附剂废弃物的热解特性研究 [D]. 太原: 太原理工大学, 2017.

ZHAO T T. Lignite and kerogen removing mechanism of Cr (VI) in water and adsorbent waste pyrolysis characteristics research [D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2017.

[16] Zuo Pengli, Li Hui, Xiao Deli, et al. Adsorption behavior and adsorption mechanism of Cu(II) ions on amino-functionalized magnetic nanoparticles [J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 2013, 23(9): 2657-2665.

[17] 包汉峰, 杨维薇, 张立秋, 等. 污泥基活性炭去除水中重金属离子效能与动力学研究 [J]. 中国环境科学, 2013, 33(1): 69-74.

BAO H F, YANG W W, ZHANG L Q, et al. Removal of heavy

metal ions from aqueous solution by activated carbon [J]. China Environmental Science, 2013, 33 (1) : 69-74.

[18] 朱小燕, 姜丽娜, 尚健僵, 等. 金属离子在改性蛭石表面的竞争吸附及其动力学研究 [J]. 矿产保护与利用, 2018(2): 111-117.

ZHU X Y, JIANG L N, SHANG J J, et al. Adsorption of metal ions on the surface of vermiculite [J]. Protection and Utilization of Mineral Resources, 2018(2) : 111-117.

[19] Abdel Salam Omar E, Reiad Neama A, El Shafei Maha M. A study of the removal characteristics of heavy metals from wastewater by low-cost adsorbents [J]. Journal of Advanced Research, 2011(2): 297-303.

[20] Ünlü Nuri, Ersoz Mustafa. Removal of heavy metal ions by using dithiocarbamate-sporopollenin [J]. Separation and Purification Technology, 2007, 52(3): 461-469.

[21] 李银, 谢水波, 刘迎, 等. 纳米 α -Fe₂O₃ 微球对 U(VI) 的吸附特性研究 [J]. 安全与环境学报, 2012, 12(2): 66-71.

LI Y, XIE S B, LIU Y, et al. Nano alpha Fe₂O₃ microspheres adsorption characteristics of U (VI) study [J]. Journal of Safety and Environment, 2012, 12(2): 66-71.

Study on Adsorption Behavior of Mercury and Arsenic on Lignite

Chu Haiyan, Xue Zhihong, Gao Yeling

(Ordos Ecological Environment Career Academy, Ordos, Inner Mongolia, China)

Abstract: In order to develop a new type of high-efficient material for treating mercury and arsenic-containing wastewater, the adsorption behavior of mercury and arsenic on Lignite was studied. The batch experiment of the effect of contact time on adsorption performance was carried out. The data were fitted by quasi-first-order and quasi-second-order dynamic equations. The adsorption data of Hg²⁺ and As³⁺ with different concentrations were fitted by Langmuir and Freundlich isotherms and the adsorption mechanism was discussed. The effects of the dosage of lignite and pH on the adsorption of Lignite were also discussed. The results show that the adsorption kinetic equation of Hg²⁺ and As³⁺ on lignite accords with the quasi-second-order kinetic model ($R^2=0.9992, 0.9991$), and the data match well with the quasi-second-order model, which shows that the adsorption process of Hg²⁺ and As³⁺ on lignite is chemical adsorption. The adsorption process of mercury and arsenic by lignite is more consistent with Freundlich adsorption model ($R^2=0.9648, 0.9814$). The removal efficiency of mercury and arsenic by lignite increased obviously with the increase of the lignite dosage, and then became stable gradually. At the same lignite dosage, the removal efficiency of arsenic by lignite was better than that of mercury. The adsorption capacity increased with the increase of pH value, it may be that H⁺ and Hg²⁺ and As³⁺ repel each other in acidic solution, which hinders the rapid diffusion of Hg²⁺ and As³⁺ in solution. The results of SEM analysis before and after the adsorption of mercury and arsenic on lignite are as follows: before adsorption the surface of lignite is rough and porous, which is especially favorable for the adsorption of heavy metal ions. After the adsorption of Lignite is saturated, the surface pores have been filled.

Keywords: Lignite; Adsorption; Kinetics; Isotherms