

石棉尾矿酸浸渣对铬离子的吸附性能

檀竹红, 郑水林, 刘月

[中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院, 北京 100083]

摘要: 采用煅烧方法对石棉尾矿酸浸渣进行预处理, 通过比表面积测定仪对煅烧前后的酸浸渣进行了表征, 研究了煅烧后的石棉尾矿酸浸渣对溶液中 Cr^{3+} 的吸附性能, 并对吸附机理进行了探讨. 实验结果表明, 酸浸渣的比表面积随煅烧温度的提高而增加, $600\text{ }^\circ\text{C}$ 时达最大值 $379.33\text{ m}^2/\text{g}$, 此后随煅烧温度升高而下降; 一定范围内, 增加酸浸渣用量、延长吸附作用时间、升高吸附温度、提高 pH 值均可改善对 Cr^{3+} 的吸附去除效果, 其中 pH 的影响最大. 酸浸渣对 Cr^{3+} 的等温吸附符合 Langmuir 方程. 由于酸浸渣表面 ζ 电位为负, 酸浸渣对 Cr^{6+} 的吸附远低于对 Cr^{3+} 的吸附. 基于 EDX 能谱及 FT-IR 光谱分析结果, 确定酸浸渣对 Cr^{3+} 的吸附主要为离子交换吸附和表面配位作用.

关键词: 石棉尾矿; 酸浸渣; 煅烧; 吸附; Cr^{3+} ; Cr^{6+}

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-606X(2008)01-0048-06

1 前言

电镀、皮革等行业每年都产生相当数量的电镀废水, 含铬电镀废水中含大量的 Cr^{3+} 和 Cr^{6+} 离子, 会对环境造成严重污染. 因此, 有效去除废水中的此类重金属离子一直是环境保护领域关注的热点问题之一^[1]. 目前, 去除重金属离子的方法主要有^[2-5]沉淀法、溶剂萃取法、生物法、膜分离法和吸附法. 吸附法是应用多孔吸附材料吸附处理废水中重金属的一种方法, 因其具有效果稳定、投资少、可再生使用、适用低浓度电镀废水处理等优点而被广泛采用.

目前吸附分离材料主要有活性炭、腐植酸类吸附剂、高分子吸附剂、生物材料吸附剂、矿物类吸附剂、工业固体废弃物等^[6]. 活性炭具有良好的吸附效果, 但其价格较高. 石棉尾矿是一种矿物类固体废弃物, 廉价易得, 对其进行处理后作为重金属离子废水吸附剂, 可以充分利用矿物资源, 以“废”治“废”, 降低吸附剂成本.

石棉尾矿酸浸渣是石棉尾矿经过酸浸的产物^[7]. 石棉尾矿经过酸浸后, 尾矿中可以与酸反应的氧化镁、氧化铁、氧化亚铁、氧化铝、氧化钠、氧化钾、氧化钙等成分绝大部分进入反应后的滤液中, 残渣中主要是不参加反应的二氧化硅和少量的有机物. 经过酸浸后的残渣显微结构大部分被破坏, 剩下的是具有较高比表面积的无定型二氧化硅^[8], 对环境无害. 本工作以酸浸渣为原料, 研究了煅烧时间、酸浸渣用量、吸附作用时间、温度、溶液初始 pH 值等因素对吸附溶液中 Cr^{3+} 效果的影响, 并对吸附机理进行了探讨.

2 实验

2.1 原料

石棉尾矿由甘肃省酒泉市阿克赛富利达非金属有限公司提供, 主要化学成分为 SiO_2 37.93%, MgO 37.03%, Al_2O_3 1.89%, Fe_2O_3 4.63%, CaO 1.12%, 酸浸渣采用文献[8]的酸浸工艺条件制得, 主要化学成分为 SiO_2 79.45%, MgO 3.87%, Al_2O_3 1.53%, Fe_2O_3 0.30%, CaO 0.32%.

2.2 主要试剂及配制

实验室配制含 Cr^{3+} 和 Cr^{6+} 水溶液模拟废水.

称取一定量 $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ (分析纯), 用蒸馏水配制成 Cr^{3+} 浓度为 20 mg/L 的溶液.

称取一定量在 $110\text{ }^\circ\text{C}$ 下干燥 2 h 的 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (优级纯), 用蒸馏水配制成 Cr^{6+} 浓度为 20 mg/L 的溶液.

2.3 主要实验仪器和设备

SX-5-12 马弗炉(北京中兴伟业仪器有限公司), UV-2000 分光光度计(上海尤尼柯仪器有限公司), AL204 电子分析天平(上海梅特勒-托利多仪器有限公司), SHA-C 水浴恒温振荡器(江苏金坛市医疗仪器厂), 80-1 高速离心机(上海手术器械厂), pHS-25 酸度计(上海雷磁仪器公司), ST-2000 比表面孔径测定仪(氮吸附法, 北京市北分仪器技术公司), OSFORD INCA 能谱仪(英国牛津公司), BIO-RAD FTS3000 傅立叶变换红外光谱仪(美国布鲁克公司).

2.4 实验

2.4.1 煅烧

称取一定量的酸浸渣, 在马弗炉内分别以不同的温度煅烧 1 h, 然后, 在干燥器内冷却至室温后装袋, 并

计算烧失量.

2.4.2 吸附

移取 Cr^{3+} 浓度为 20 mg/L 的水溶液 100 mL 置于 200 mL 的锥形瓶中, 加入一定量的酸浸渣, 在水浴恒温振荡器上振荡一定时间, 然后用离心机离心分离, 取上层清液采用二苯碳酰二肼分光光度法^[9]测定剩余铬离子含量, 并按下式计算 Cr^{3+} 去除率:

$$\text{去除率} = (C_0 - C) / C_0 \times 100\%$$

式中, C_0, C 为 Cr^{3+} 初始浓度及处理后浓度(mg/L).

3 结果与讨论

3.1 煅烧对酸浸渣比表面积及化学成分的影响

酸浸渣分别在不同温度下煅烧 1 h, 随着温度升高酸浸渣表面水和有机质逐渐失去, 比表面积增加(图 1), 600 °C 时达最大值 379.33 m²/g, 而后随着温度继续升高, 比表面积降低.

微孔吸附材料的比表面积大小直接影响其吸附性能, 因此选择合适的煅烧温度提高酸浸渣比表面积至关

重要. 由图 1 可见, 酸浸渣的最佳煅烧温度为 600 °C.

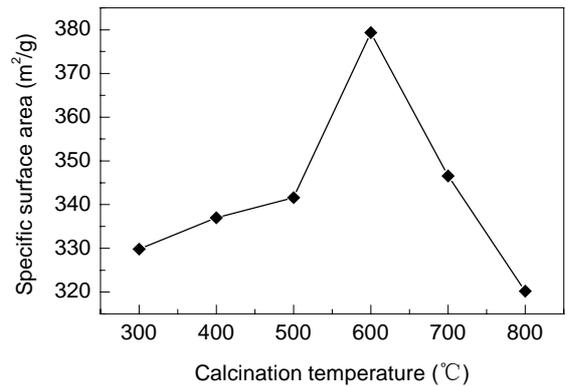


图 1 煅烧温度对酸浸渣比表面积的影响

Fig.1 Effect of calcination temperature on the specific surface area of acid leaching residue

表 1 为酸浸渣在室温和 600 °C 下煅烧后的化学成分, 可以看出, 煅烧后的酸浸渣 SiO_2 含量由原土的 79.45% 提高到 88.42% (ω).

表 1 酸浸渣煅烧前后成分

Table 1 The compositions of uncalcined and calcined acid leaching residue samples (% , ω)

Component	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	FeO	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	Loss on ignition
Uncalcined	79.45	1.53	0.30	0.26	3.87	0.32	0.44	0.68	12.70
Calcined	88.42	1.54	0.43	0.17	4.11	0.83	0.00	0.28	4.36

3.2 煅烧温度对酸浸渣吸附铬离子效果的影响

分别称取煅烧前及不同温度煅烧的酸浸渣 0.4 g, 加入到 100 mL 初始 Cr^{3+} 浓度为 20 mg/L 的溶液中, 溶液 pH 为 3.55, 吸附温度为 25 °C, 吸附时间为 60 min, 吸附结果如图 2. 从图可以看出, 经过 600 °C 煅烧的酸浸渣对 Cr^{3+} 的去除效果明显优于其他煅烧温度的酸浸渣, 且比未煅烧的酸浸渣性能好, 这与图 1 中比表面积

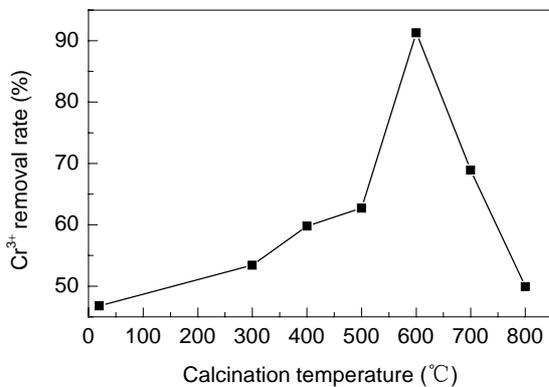


图 2 煅烧温度对 Cr^{3+} 去除率的影响

Fig.2 Effect of calcination temperature on removal rate of Cr^{3+}

大小是一致的. 原因是煅烧去除了有机质和水分, 疏通了酸浸渣内部孔洞, 增大了比表面积, 从而提高了酸浸渣的吸附性能. 但温度过高, 比表面积下降, 可能是由于部分微孔被烧结.

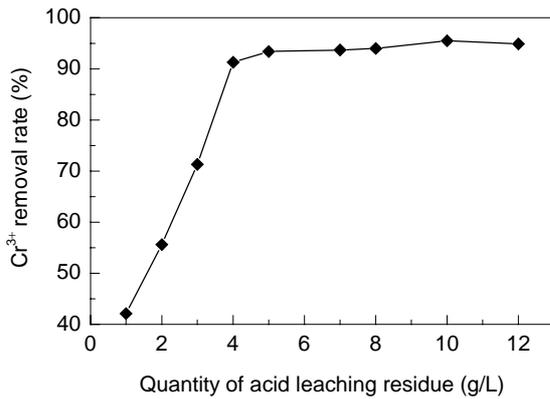
3.3 酸浸渣吸附性能

以下实验用吸附剂为 600 °C 下煅烧 1 h 的最佳酸浸渣吸附剂.

3.3.1 酸浸渣用量对 Cr^{3+} 吸附效果的影响

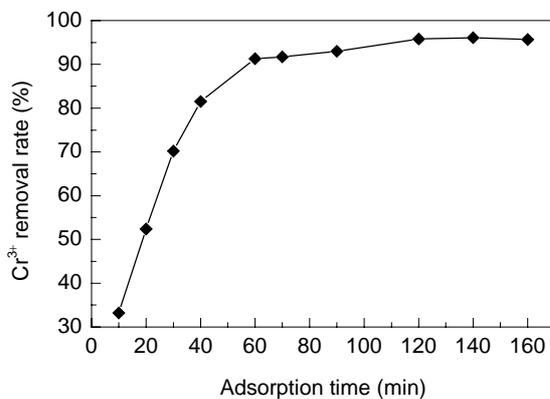
在 Cr^{3+} 浓度 20 mg/L、溶液体积 100 mL、初始 pH 3.55、吸附温度 25 °C、吸附时间 60 min 的条件下, 分别加入不同质量的酸浸渣, 吸附效果见图 3.

由图可见, 随着酸浸渣用量的增加, Cr^{3+} 去除率也增加. 当酸浸渣用量大于 4 g/L 时, Cr^{3+} 去除率增加趋于平缓. 在 Cr^{3+} 浓度为 20 mg/L、酸浸渣用量为 5 g/L 时, Cr^{3+} 的去除率达到 93.4%, 其出水浓度为 1.32 mg/L, 达到了《污水综合排放标准(GB8978-88)》的要求(1.5 mg/L). 考虑到成本及后续处理等因素, 酸浸渣用量以 4~5 g/L 为最佳.

图3 酸浸渣用量对 Cr³⁺去除率的影响Fig.3 Effect of quantity of adsorbent on removal rate of Cr³⁺

3.3.2 吸附时间对酸浸渣吸附 Cr³⁺的影响

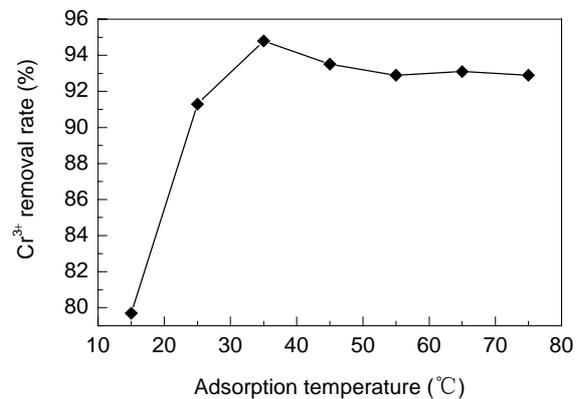
在 Cr³⁺浓度 20 mg/L、初始溶液 pH 3.55、吸附温度 25℃、酸浸渣用量 4 g/L 的条件下, 吸附时间对 Cr³⁺的影响结果如图 4。由图可见, 在吸附作用的前 60 min, 酸浸渣对 Cr³⁺的吸附速率很快, 表现为 Cr³⁺的去除率增长比较明显, 但随后吸附速度趋于减慢, 60 min 以后变化很小。这主要是初期吸附主要在酸浸渣的外表面和部分微孔内进行, 在一定时间内就可以完成; 随着吸附量的增加, 金属离子产生的斥力增强, 游离金属离子进一步深入微孔内部的阻力增大, 因此达到吸附饱和和所需的时间较长。由此得出, 酸浸渣吸附去除 Cr³⁺的适宜时间为 60 min。

图4 吸附时间对 Cr³⁺去除率的影响Fig.4 Effect of adsorption time on removal rate of Cr³⁺

3.3.3 温度对酸浸渣吸附 Cr³⁺的影响

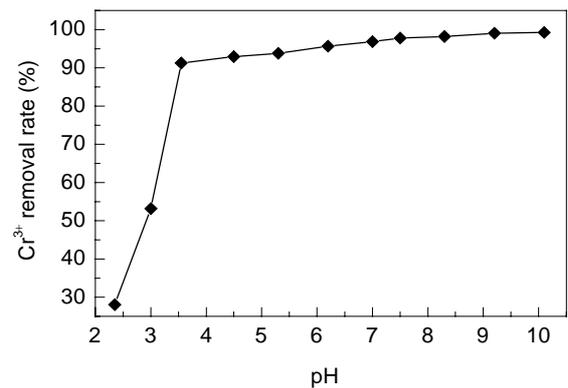
在 Cr³⁺浓度为 20 mg/L、初始溶液 pH 为 3.55、吸附时间为 60 min、酸浸渣用量为 4 g/L 的条件下, 吸附温度对 Cr³⁺吸附的影响结果如图 5, 表明随温度的升高 Cr³⁺的去除率也升高。这是因为温度升高可使溶液中的离子运动速度加快, 溶液中的活化离子增多, 克服扩散阻力、加快在微细孔内的扩散, 从而促进了金属离子与

颗粒表面的有效碰撞, 加快了吸附反应的进行。但温度升高到 45℃, 去除率反而有所下降, 说明过高温度对吸附 Cr³⁺不利。吸附温度选择 25℃。

图5 温度对 Cr³⁺去除率的影响Fig.5 Effect of adsorption temperature on removal rate of Cr³⁺

3.3.4 pH 值对酸浸渣吸附 Cr³⁺的影响

在 Cr³⁺浓度 20 mg/L、吸附温度 25℃、吸附时间 60 min、酸浸渣用量 4 g/L 的条件下, 溶液 pH 值对 Cr³⁺吸附的影响结果如图 6。

图6 pH 值与 Cr³⁺去除率的关系Fig.6 Effect of pH of solution on removal rate of Cr³⁺

由图 6 可知, 酸浸渣对 Cr³⁺的去除率随 pH 值的增加而增加。在 pH<3 时, Cr³⁺的去除率较低; 在 pH=2.35~3.55 范围内, Cr³⁺去除率变化很大, 在 pH>3.55 时, Cr³⁺的去除率大于 90%, 并且趋于稳定; 在中性条件下 Cr³⁺的去除率接近 100%。所以, 酸浸渣吸附 Cr³⁺的溶液 pH 值以中、碱性和弱酸性条件为最佳。原因主要是蛇纹石石棉尾矿经过酸浸后, 其ζ电位为负, 表面带负电荷^[10], 而且其内部的 OH⁻还易与溶液中的重金属离子结合, 发生沉淀反应, 或以离子键的形式将重金属离子固着在矿物表面^[11], 这些都有利于 Cr³⁺的吸附。但是在较低 pH 值时, 溶液中 H⁺浓度较高, 存在着 H⁺与 Cr³⁺的竞争吸附, 此时酸浸渣对 Cr³⁺的去除率较低; 随着 pH 值的升

高, 这种竞争作用减弱, 从而有利于 Cr^{3+} 的吸附去除. 另外溶液中 OH^- 的浓度升高, 一部分 Cr^{3+} 以氢氧化物沉淀, 也有利于 Cr^{3+} 的去除.

3.3.5 吸附等温线

为探讨酸浸渣对 Cr^{3+} 的吸附规律, 研究了酸浸渣吸附 Cr^{3+} 的等温吸附过程. 吸附温度为 25°C , 酸浸渣用量为 4 g/L , 为使反应充分达到平衡, 吸附时间采用 140 min , 等温吸附线的测定结果如图 7.

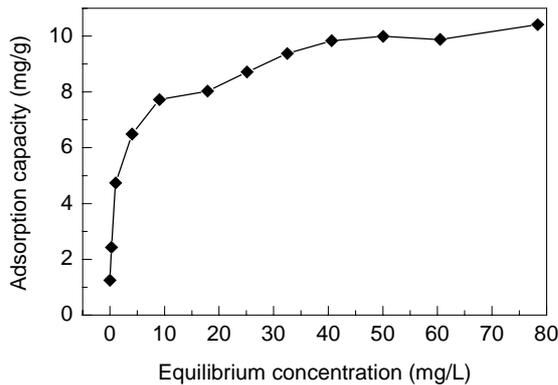


图 7 酸浸渣对 Cr^{3+} 的等温吸附曲线

Fig.7 Adsorption isotherm of acid leaching residue to Cr^{3+}

从图 7 可以看出, 在溶液中 Cr^{3+} 浓度较低时, 吸附的 Cr^{3+} 量随着 Cr^{3+} 浓度增加而很快增加, 当 Cr^{3+} 浓度升高到一定值时, 吸附的量增加缓慢. 吸附开始时, 由于吸附剂表面没有 Cr^{3+} , 吸附 Cr^{3+} 的量随着溶液中 Cr^{3+} 的增加而增加, 速率也很快. 当吸附剂表面吸附达到饱和后, 虽然 Cr^{3+} 浓度增加, 但吸附的量几乎不再增加. 金属离子在矿物上的吸附一般属于 Langmuir 和 Freundlich 型, 它们可分别表示为

$$\text{Langmuir 型: } C_e/q = C_e/Q_m + Q_m/A,$$

$$\text{Freundlich 型: } \log q = \log K + n^{-1} \log C_e,$$

式中, C_e 为 Cr^{3+} 在溶液中的平衡浓度 (mg/L), q 为吸附量 (mg/g), Q_m 为饱和吸附量 (mg/g), A 为吸附系数, K, n 均为经验系数.

将吸附等温线按 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温模型进行回归, 其相关系数分别为 $R_L^2=0.9957$ 和 $R_F^2=0.9735$. 由 $R_L^2 > R_F^2$ 可知, 酸浸渣对 Cr^{3+} 的等温吸附更符合 Langmuir 吸附模型, 为化学吸附特征, 其吸附等温式为 $C_e/q=0.0962C_e+0.2345$.

3.4 酸浸渣对 Cr^{6+} 的吸附性能

在 Cr^{6+} 浓度 20 mg/L 、溶液体积 100 mL 、初始 pH 4.52、吸附温度 25°C 、吸附时间 60 min 的条件下, 分别加入不同量酸浸渣, 考察吸附性能, 结果如表 2 所示. 由表可知, 酸浸渣对 Cr^{6+} 的吸附能力极弱. 这是因为酸

浸渣表面呈负电性, 而天然水体中的 Cr^{6+} 主要以含氧阴离子 (CrO_4^{2-} , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$)^[12] 的形式存在, 由于电荷的排斥作用, 阻碍了对 Cr^{6+} 的吸附. 因此, 含有 Cr^{6+} 的废水可以用适当的还原剂将其还原成 Cr^{3+} , 再按本法处理.

表 2 酸浸渣用量对 Cr^{6+} 去除率的影响

Quantity of adsorbent (g)	Residual concentration (mg/L)	Removal rate (%)
0.3	17.32	13.4
0.4	17.22	13.9
0.5	17.1	14.5

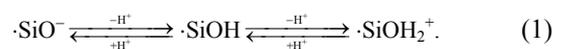
4 酸浸渣吸附 Cr^{3+} 的能量分析谱及机理分析

采用扫描电镜能量分析谱对酸浸渣吸附 Cr^{3+} 前后的微观表面进行测定, 通过其主要的内部元素含量变化来对比酸浸渣吸附 Cr^{3+} 前后的变化情况, 测定结果见图 8. 从图 8(a) 可以看出, 吸附前的酸浸渣中, 元素以 Si, O, Mg, Ca, K, Al 等为主, 而且 Si 和 O 的峰最高, 表明两者的含量较高, 与酸浸渣化学成分分析结果相符; 酸浸渣吸附 Cr^{3+} 后 [图 8(b)], 除了酸浸渣本身含有的各种元素之外, 又出现含 Cr 峰, 表明酸浸渣中已经吸附了一定的 Cr.

由以上分析可知, 酸浸渣对 Cr^{3+} 的化学吸附主要有以下几种:

(1) 离子交换吸附. 酸浸渣经过提纯处理, 仍然含有一些金属离子, 如 Ca^{2+} , Mg^{2+} 等. 酸浸渣吸附 Cr^{3+} 后, 谱图中没有出现 Ca, K, 而且 Mg 和 Al 的质量分数在吸附后也有所减小, 分别由 2.69% 和 1.98% 减小到 2.42% 和 1.71%, 这可能是因为溶液中的 Cr^{3+} 与 Ca, K, Mg 等发生了离子交换作用, Cr^{3+} 扩散到酸浸渣表面, Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} 等从酸浸渣内部孔隙扩散到交换点与 Cr^{3+} 进行离子交换, 进入溶液中.

(2) 配位反应吸附. 图 8(b) 中明显出现 Cr 峰, 表明酸浸渣表面以某种形式吸附了一定量的铬元素, 酸浸渣的表面是进行吸附作用的场所. 酸浸渣作为无定型二氧化硅的一种, 其结构表面有 Si—O—“悬空键”, 见图 9, 其中 1090.94 cm^{-1} 处为 Si—O—Si 键的反对称伸缩振动峰, 798.78 cm^{-1} 处为 Si—O—Si 键的对称伸缩振动吸收峰, 465.85 cm^{-1} 处为 O—Si—O 反对称弯曲振动峰. 这些基团都具有活性很高的不饱和键^[13], 即 Si—O—“悬空键”, Si—O—“悬空键”在水溶液中容易结合 H^+ 而形成 $\cdot\text{SiOH}$, 即表面硅羟基^[14]. 酸浸渣颗粒表面硅羟基基团 ($\cdot\text{SiOH}$) 离子反应可表示为^[15]



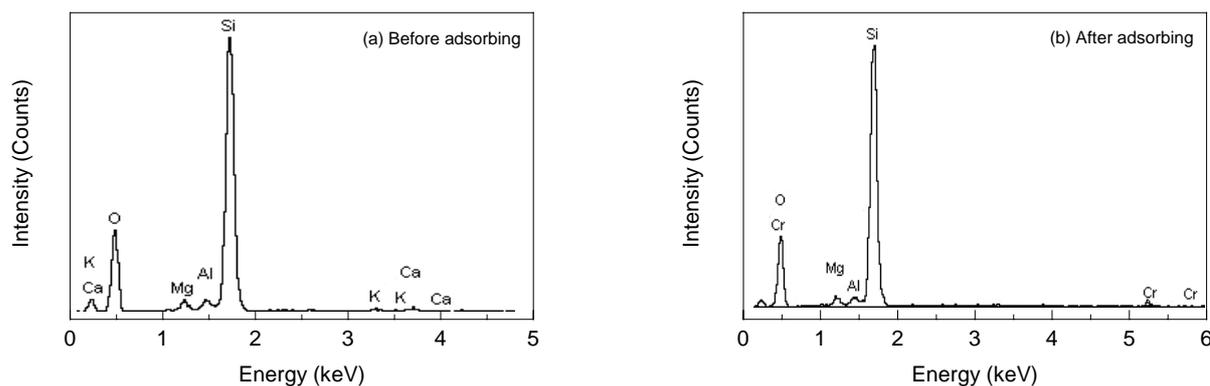
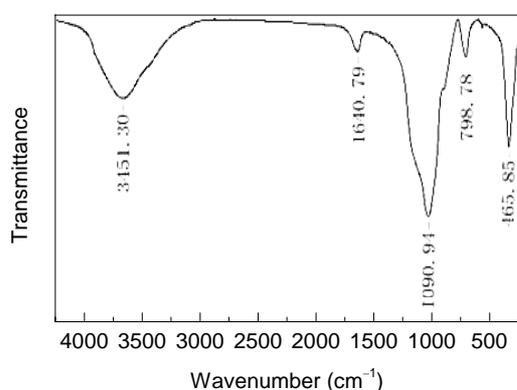
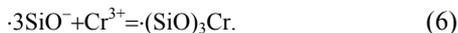
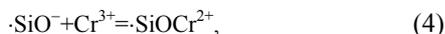
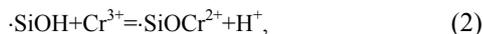
图8 吸附 Cr^{3+} 前后酸浸渣的能谱图Fig.8 EDX spectra of acid leaching residue before and after adsorbing Cr^{3+} 

图9 酸浸渣红外光谱图

Fig.9 FT-IR spectrum of acid leaching residue

若体系的酸性增加,硅氧粒子表面的 $\cdot\text{SiO}^-$ 与溶液中 H^+ 结合生成 $\cdot\text{SiOH}$,在强酸性条件下则生成 $\cdot\text{SiOH}_2^+$ 。酸浸渣对 Cr^{3+} 在中、碱性和弱酸性溶液中有良好去除效果,表明溶液体系中可能存在 $\cdot\text{SiOH}$ 和 $\cdot\text{SiO}^-$ 两种基团,其与 Cr^{3+} 之间可能发生的配位作用可归纳为



由于羟基化功能基及重金属离子具有空轨道,有较强的形成配位体的倾向,所以通过式(2)~(6)所示的反应,溶液中的 Cr^{3+} 与酸浸渣表面形成配位体而除去。

5 结论

(1) 石棉尾矿酸浸渣的比表面积随煅烧温度的提高而增加,600℃时达最大值 379.33 m^2/g ,此后随煅烧温度的升高而下降。

(2) 在 Cr^{3+} 浓度 20 mg/L、酸浸渣用量为 5 g/L 时,石棉尾矿酸浸渣吸附 Cr^{3+} 的去除率达到 93.4%,其出水浓度为 1.32 mg/L,达到了《污水综合排放标准 (GB8978-88)》的要求(1.5 mg/L)。

(3) 在 Cr^{3+} 浓度为 20 mg/L 时,吸附 1 h 后基本达到平衡;小范围内的温度变化影响吸附,过高温不利于 Cr^{3+} 的吸附;pH 值是最重要的影响因素,在弱酸性及中、碱性条件下,对 Cr^{3+} 有良好的去除效果。

(4) 酸浸渣对 Cr^{3+} 的等温吸附符合 Langmuir 吸附模型,为化学吸附特征,主要为离子交换吸附和表面配位作用。

(5) 酸浸渣对 Cr^{6+} 的吸附能力极弱。

参考文献:

- [1] 涂锦葆. 电镀废水治理手册 [M]. 北京: 机械工业出版社, 1989. 82-83.
- [2] 张建梅, 韩志萍, 王亚军. 重金属废水的治理和回收综述 [J]. 湖州师范学院学报, 2002, 24(3): 48-52.
- [3] Li Q, Zhai J P, Zhang W Y, et al. Kinetic Studies of Adsorption of Pb(II), Cr(III) and Cu(II) from Aqueous Solution by Sawdust and Modified Peanut Husk [J]. J. Hazard. Mater., 2007, 141: 163-164.
- [4] 蒋绍阶, 杜成银, 刘宗源. 膜法在水处理中的优势及应用 [J]. 重庆建筑大学学报, 2003, 25(6): 79-82.
- [5] 张小庆, 王文洲, 王卫. 含铬废水的处理方法 [J]. 环境科学与技术, 2004, 27(8): 111-113.
- [6] 李江, 甄宝勤. 吸附法处理重金属废水的研究进展 [J]. 应用化工, 2005, 34(10): 591-600.
- [7] 郑水林, 李杨, 刘福来, 等. 石棉尾矿高效综合利用技术研究 [J]. 中国非金属矿工业导刊, 2004, (5): 5-8.
- [8] 杜高翔. 利用石棉尾矿制备超细氢氧化镁和超细白炭黑 [D]. 北京: 中国矿业大学, 2005. 49-52.
- [9] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 346-348.
- [10] 冯启明, 董发勤, 万朴, 等. 非金属矿物粉尘表面电性及其生物学危害作用探讨 [J]. 中国环境科学, 2000, 20(2): 190-192.
- [11] 李学军, 王丽娟, 鲁安怀, 等. 天然蛇纹石活性机理初探 [J]. 岩石矿物学杂志, 2003, 22(4): 386-390.

- [12] 赵莹, 柴立元, 王云燕, 等. 水环境中铬的存在形态及迁移转化规律 [J]. 工业安全与环保, 2006, 32(8): 1-3.
- [13] Bogdan A, Kulmala M, Gorbunov B, et al. NMR Study of Phase Transitions in Pure Water and Binary H₂O/HNO₃ Films Adsorbed on Surface of Pyrogenic Silica [J]. J. Colloid Interface Sci., 1996, 177: 79-87.
- [14] 吴大清, 刁桂仪, 魏俊峰, 等. 矿物表面基团与表面作用 [J]. 高校地质学报, 2000, 6(4): 225-226.
- [15] 孙胜龙, 龙振永, 蔡保丰. 非金属矿物修复环境机理研究现状 [J]. 地球科学进展, 1999, 14(5): 475-481.

Adsorption of Chromium Ion by Acid Leaching Residue of Asbestos Tailing

TAN Zhu-hong, ZHENG Shui-lin, LIU Yue

(School of Chemical and Environmental Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China)

Abstract: The acid leaching residue of asbestos tailing was pretreated by calcination. The uncalcined and calcined acid leaching residue samples were characterized by BET. Then the adsorption capability of calcined acid leaching residue of asbestos tailing to Cr³⁺ was studied. The adsorption mechanism of acid leaching residue was discussed. The results showed that the specific surface area of acid leaching residue increased with the calcination temperature and had a maximum value of 379.33 m²/g at 600 °C, after which the specific surface of acid leaching residue decreased with the calcination temperature. In some extent, the removal effect of Cr³⁺ was improved with increasing quantity of adsorbent, adsorption time, adsorption temperature and pH value of solution. pH value was the most influential factor. Analysis of experimental data showed that the model of isothermal adsorption accorded with Langmuir equation. Because the ζ potential of acid leaching residue was negative in charge, the adsorption ability of acid leaching residue of asbestos tailing to Cr⁶⁺ was lower than that to Cr³⁺. Based on the analysis of EDX and FT-IR spectra, the adsorption mechanism of acid leaching residue to Cr³⁺ could be explained by both functions of ion exchange and surfacial coordination.

Key words: asbestos tailing; acid leaching residue; calcination; adsorption; Cr³⁺; Cr⁶⁺