

腐殖酸以及共存阳离子对膨润土吸附废水中铅离子的影响

岳钦艳, 李仁波, 高宝玉, 杨晶, 李颖, 于慧

(山东大学环境科学与工程学院, 济南 250100)

摘要: 研究了钠基膨润土的理化性质及其对水中铅离子的吸附作用, 考查了 pH 值、共存阳离子浓度、腐殖酸浓度对铅离子吸附的影响, 结果表明, 钠基膨润土对水中铅离子有较好的吸附效果. 铅离子在膨润土上的吸附量随 pH 值的升高而增加, 随共存阳离子浓度的升高而减少, 随腐殖酸浓度的升高而增加. 从热力学角度探讨了吸附机理, 发现钠基膨润土对铅离子的吸附量随温度升高而增大, 并且吸附等温线符合 Freundlich 模型. 计算了相关的吸附热力学函数: $\Delta H = 0.9594 \text{ kJ/mol}$, $\Delta S = 16.6113 \text{ kJ/(mol}\cdot\text{K)}$.

关键词: 钠基膨润土; 铅离子; 吸附; 腐殖酸; 热力学

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)07-1897-06

Effect of Humic Acid and Coexistent Cation on the Adsorption of Pb(II) in Wastewater onto Bentonite

YUE Qin-yan, LI Ren-bo, GAO Bao-yu, YANG Jing, LI Ying, YU Hui

(School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Ji'nan 250100, China)

Abstract: Both the physical-chemical properties and adsorption performance for lead of Na-bentonite have been studied in this paper. The results showed that the removal of lead in solution by use of bentonite was effective. The pH, concentrations of coexistent cations and humic acid, which could influence the adsorption process were also studied. The results indicate that the sorption of lead(II) on Na-bentonite increased as pH value increased, and increased with increasing humic acid concentration, while decreased with increasing coexistent cation concentration. The adsorption mechanism was investigated from thermodynamics, and it was founded that the sorption of lead(II) on Na-bentonite increased with increasing temperature and the Freundlich adsorption equation fit to the experimental data excellently. The thermodynamic parameters were calculated: $\Delta H = 0.9594 \text{ kJ/mol}$, $\Delta S = 16.6113 \text{ kJ/(mol}\cdot\text{K)}$.

Key words: bentonite; lead; adsorption; humic acid; thermodynamic

重金属离子是水体、土壤中的一类重要污染物^[1,2], 其中含铅废水主要来源于含铅矿石加工、印染、皮革和化工等行业生产过程中大量排放的废水. 铅能够在生物和人体内积聚, 造成长期性的危害, 是一种毒性极强的致癌物质, 因此, 各国均将铅列为优先控制的污染物^[3~5]. 在酸介质中, 铅主要以正离子形式存在, 并且可以不同程度地被粘土、活性炭、红土等吸附剂吸附, 这些吸附有效控制了铅离子在自然水域、工业废水和土壤中的含量.

膨润土是一种 2:1 型的粘土矿物, 主要成分是蒙脱石, 具有较大的比表面积, 对重金属离子都有较好的吸附能力^[6,7]. 膨润土分布广, 储量大, 是我国的优势矿种^[8], 目前还有大量品位较低的贫矿有待开发利用, 如果能将这些资源用于废水处理, 将会大大降低废水处理成本, 达到资源利用和环境治理的协调统一.

在土壤和水体中, 腐殖酸占有有机物的比重较高, 且其分子量高, 对重金属离子具有较强的亲和力. 当

膨润土作为吸附剂吸附重金属离子时, 腐殖酸的存在还能起到一定的促进作用, 这使得毒性金属离子可以高容量地被固定, 以防其对环境造成危害^[9~11].

对膨润土在工业废水处理方面的应用, 目前已有较多的研究成果, 但对铅的吸附研究较少. 本研究将以钠基膨润土为吸附剂, 对含铅废水进行处理, 并考察腐殖酸对膨润土吸附性能的影响; 另外, 对吸附平衡时间以及 pH 值、共存阳离子浓度、吸附机理等进行了分析, 以期对膨润土处理含铅废水提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验仪器及药品

电子天平; 酸度计; 微电泳仪; 电热恒温鼓风干燥箱; 水浴恒温振荡器; 原子吸收分光光度计; 硝酸

收稿日期: 2007-07-25; 修订日期: 2007-12-13

作者简介: 岳钦艳(1958~), 女, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为环境污染防治理论与工程技术, E-mail: qyyue@sdu.edu.cn

铅(分析纯);硝酸钠(分析纯);硝酸镁(分析纯);硝酸(分析纯).

1.2 实验材料及物化性质

实验所用膨润土产于山东潍坊,为钠基膨润土,样品经研磨过 200 目筛,为灰白色;阳离子交换容量(CEC)为 60 meq/g;膨胀倍数为 15 mL/g;胶质价为 100 mL/15 g;主要化学成分见表 1.

表 1 钠基膨润土的化学成分(质量分数)/%
Table 1 Chemical composition of bentonite/%

SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	FeO	其余	烧失量
69.32	14.27	2.69	1.99	1.85	1.84	1.38	0.63	0.27	5.67

表 2 腐殖酸官能团的含量/mg·g⁻¹

Table 2 Contents of functional groups in humic acid/mg·g ⁻¹		
总酸性基	羧基	酚羟基
135.14	132.5	2.64

1.3 实验方法

1.3.1 膨润土的预处理

将膨润土研磨过 200 目筛,置于恒温鼓风干燥箱中,在 105℃下烘干,储存备用.

1.3.2 水样的配制

实验所用含 Pb²⁺ 由分析纯硝酸铅加一定体积的蒸馏水配置而成,为防止溶液中 Pb²⁺ 与水中 OH⁻ 反应产生沉淀,在配置的溶液中加入适量稀硝酸使溶液呈酸性.在实验中,首先配制 1 000 mg/L 的 Pb(NO₃)₂ 母液,然后按照需要稀释到不同浓度.

1.3.3 静态吸附实验

准确移取 50 mL 所需浓度的 Pb(NO₃)₂ 溶液于 100 mL 磨口锥形瓶中,加入一定量的干燥膨润土,然后将锥形瓶放到水浴恒温振荡器上振荡,振速为 180 r/min.待振荡反应一定时间后取出,发现其 pH 略有升高,但并不足以形成胶体以及沉淀,所以可用 0.45 μm 的微孔滤膜过滤,稀释适当的倍数,然后用原子吸收分光光度计测定 Pb(Ⅱ)的浓度,并根据以下公式计算吸附量:

$$q = \frac{(c_0 - c_e) \cdot v}{m}$$

式中, q 为吸附量(mg/g); c_0 为 Pb(Ⅱ)溶液的初始浓度(mg/L); c_e 为 Pb(Ⅱ)溶液的平衡浓度(mg/L); v 为 Pb(Ⅱ)溶液的体积(L); m 为加入膨润土的质量(g).

1.3.4 分析方法

溶液中 Pb(Ⅱ)的含量按照文献[14]规定的直

实验所用腐殖酸来自上海巨枫化学科技有限公司,官能团含量见表 2.

由表 2 可知腐殖酸中总酸性基含量为 135.14 mg/g,羧基量为 132.5 mg/g,酚羟基量为 2.64 mg/g,分别占腐殖酸质量的 13.5%、13.2% 和 0.264%.这说明,腐殖酸中的酸性基绝大部分为羧基,另外还有小部分酚羟基.此结果也与文献报道一致^[12,13].

接吸入火焰原子吸收法(GB/T 7475-1987)测定;Zeta 电位用 JS94H 型微电泳仪进行测定.

2 结果与讨论

2.1 膨润土对铅离子的吸附研究

2.1.1 吸附交换平衡时间的确定

将膨润土加入到 200 mg/L 的硝酸铅溶液中,调节 pH=4.0,温度为 293 K,振速为 180 r/min,在恒温水浴振荡器上振荡不同时间后,用原子吸收分光光度计测量上清液中的铅离子浓度,考察吸附交换的平衡时间.结果见图 1.

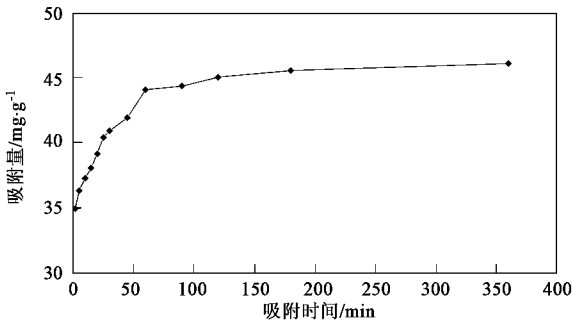


图 1 吸附时间对吸附效果的影响
Fig.1 Influence of time on adsorption

由图 1 可见,在吸附初期,膨润土对铅离子的吸附量随时间的延长急剧增加,主要原因是此时膨润土表面上有大量的吸附空位,铅离子比较容易进入;在 100 min 后,吸附基本达到平衡,吸附量随时间的变化很小,说明已经达到饱和吸附,本研究采用 2 h 作为吸附时间.

2.1.2 pH 值对吸附的影响

用适当浓度的硝酸调节 200 mg/L 的硝酸铅溶液的 pH 值为 2、3、4、5、6、7,将膨润土分别加入到上述硝酸铅溶液中,保持温度为 293 K,振速为 180 r/min,

在恒温水浴振荡器上振荡 2 h 后,用原子吸收分光光度计测量上清液中的铅离子浓度;对于膨润土原土,测得其表面的 Zeta 电位.然后将吸附量、Zeta 电位对 pH 值作图,考察 pH 值对吸附的影响.结果见图 2.

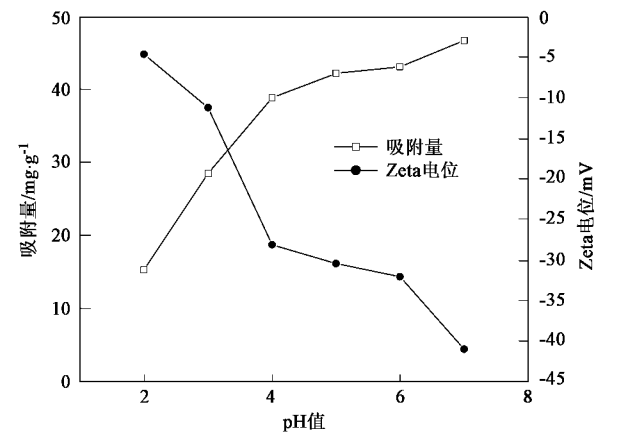


图 2 不同 pH 值下的吸附量、Zeta 电位

从图 2 可以看出,随着 pH 值的升高,膨润土对铅离子的吸附量增加,pH 值越低越不利于铅离子的吸附.原因有二:①随着 pH 值的升高,溶液中 OH⁻ 离子的浓度增大,膨润土表面吸附的 OH⁻ 离子增多,其表面所带的负电荷也增加,Zeta 电位的负值增大,与铅离子之间的静电引力增强,使吸附量增加;②pH 值较低时,溶液中 H⁺ 的浓度较高,大量的 H⁺ 被吸附在带负电的膨润土表面,使膨润土对铅离子的吸附能力降低,随 pH 值升高,溶液中 H⁺ 的浓度降低,对铅离子所产生的竞争吸附作用减弱,因此,铅离子的吸附量随 pH 值的升高而逐渐增加.

另外,当溶液中 pH 升高时,铅离子会发生水解反应生成 Pb(OH)₂ 沉淀,其 $K_{sp} = 1.43 \times 10^{-20}$,对于本实验所配制的铅离子溶液,在 pH = 6 左右开始有沉淀形成.因此在 pH 为 6~7 的范围内,除了膨润土的吸附作用外,Pb(OH)₂ 沉淀的形成对铅离子浓度的降低也有一定的贡献.

2.1.3 共存阳离子浓度对吸附的影响

在实际废水中,往往还存在除铅离子外的其它阳离子,它们会对膨润土吸附水中的铅离子产生一定影响.本实验在铅离子浓度为 200 mg/L 时,分别以 NaNO₃、Mg(NO₃)₂ 调节溶液的共存阳离子浓度,讨论其对膨润土吸附铅离子的影响.将吸附量对共存阳离子浓度作图,结果见图 3.

从图 3 可以看出,铅离子在膨润土上的吸附量

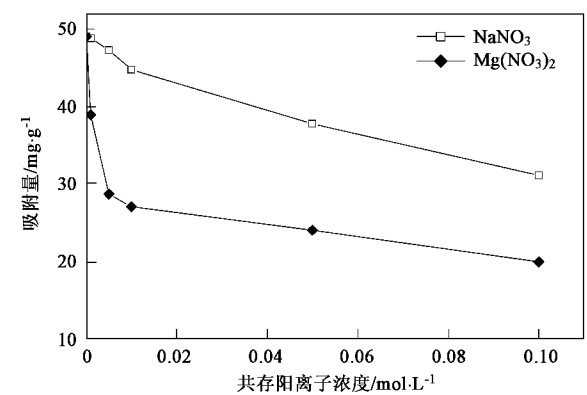


图 3 共存阳离子浓度对吸附的影响
Fig.3 Influence of coexistent cation on adsorption

随共存阳离子浓度的增加而减少,并且 Mg(NO₃)₂ 比 NaNO₃ 的影响要大,其原因为:①膨润土本身呈负电性,其与铅离子之间的静电引力是吸附动力之一,其它阳离子的竞争吸附会降低膨润土与铅离子之间的静电引力,并占据膨润土表面的吸附空位,从而导致其对铅离子的吸附能力减弱;同时,单位量的 Mg²⁺ 比 Na⁺ 带有更多的正电荷,因而对吸附的影响更大;②钠基膨润土中所含的钠离子与铅离子之间的离子交换反应也是膨润土吸附铅离子的动力之一,而这 4 种阳离子交换能力的顺序为: Pb²⁺ > Mg²⁺ > Na⁺ > H⁺^[15,16],Mg²⁺ 与 Na⁺ 之间的离子交换会对 Pb²⁺ 的交换吸附起到一定的竞争作用,而钠离子浓度的升高则会抑制膨润土中钠离子与铅离子的交换反应,使膨润土对铅离子的吸附能力减弱.

2.1.4 腐殖酸对膨润土吸附铅离子的影响

腐殖酸(HAs)广泛存在于天然水体以及土壤中,它含有多种功能团,如羧基、酚羟基等,具有很高的反应活性,对环境中的金属离子具有强烈的结合能力,对金属离子在环境中的迁移、转化和生物有效性起着十分重要的作用^[17-19].

(1) 不同浓度的腐殖酸对膨润土吸附铅离子的影响

环境中的腐殖酸浓度一般不高,所以本实验主要研究低浓度下腐殖酸对膨润土吸附铅离子的影响.调节不同初始浓度的硝酸铅溶液中 HAs 浓度为 0、1.0、2.0 和 4.0 mg/L,并且使 pH = 4.0,将膨润土加入到上述溶液中,置于恒温水浴振荡器上振荡 2 h,测量上清液中的铅离子浓度,然后将吸附量对平衡浓度作图,结果见图 4.

由图 4 可以看出,腐殖酸对铅离子的吸附具有明显的促进作用,这可能有 2 种机制:①腐殖酸对铅

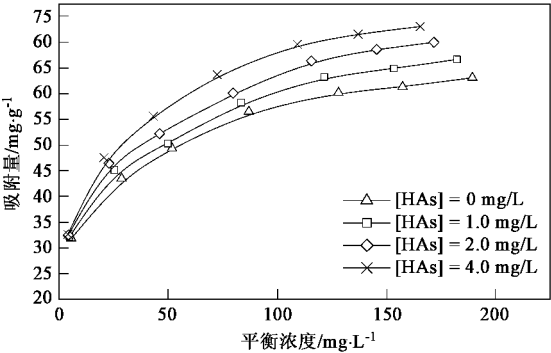


图 4 腐殖酸浓度对铅离子吸附量的影响

Fig.4 Influence of different HAs concentration on adsorption

离子具有较强的亲和力,二者可以形成稳定的复合物,而膨润土又对这个复合物有强亲和力;②膨润土对腐殖酸有强亲和力并将其吸附,而腐殖酸作为一种大分子量的长链化合物,含有较多的羟基、酚羟基、醇羟基等,容易将铅离子吸附其上.2 种机制都会促进铅离子被吸附.

(2) 不同 pH 值条件下腐殖酸对膨润土吸附铅离子的影响

实践中含铅废水一般为酸性或近中性,本实验用适当浓度的硝酸调节 200 mg/L 的硝酸铅溶液的 pH 为 1、2、3、4、5、6,然后将相同质量的膨润土分别加入到上述硝酸铅溶液中,保持温度为 293 K,振速为 180 r/min,在恒温水浴振荡器上振荡 2 h 后,用原子吸收分光光度计测量上清液中的铅离子浓度.将吸附量对 pH 值作图,考察不同 pH 值条件下腐殖酸对膨润土吸附铅离子的影响,结果见图 5.

由图 5 可以看出,在 pH 为 1~4 之间,膨润土对铅离子的吸附量迅速增加;在 pH 为 4~6 之间,膨润

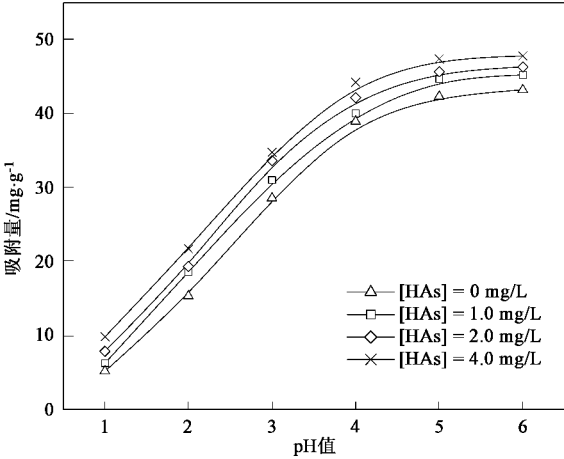


图 5 不同 pH 值条件下腐殖酸对膨润土吸附铅离子的影响

Fig.5 Influence of HAs on adsorption at different pH

土对铅离子的吸附曲线有一个平台,即吸附量在此 pH 范围内增加比较平缓;在 pH 为 1~6 之间,腐殖酸对铅离子的吸附均有促进作用,但变化比较平稳,这说明吸附机制是以离子交换为主,表面配位吸附占次要作用.

2.2 吸附热力学

2.2.1 膨润土对铅离子的吸附热力学

分别在 293、313 和 333 K 温度下,测定铅离子在膨润土表面的吸附量.以吸附量 q_e (mg/g) 对平衡浓度 c_e (mg/L) 作图,得到等温吸附曲线,如图 6. 按照 Giles 等^[20] 对液相吸附等温线的分类应属于 L 2 型,可用 Langmuir 及 Freundlich 吸附模型进行拟合.

Langmuir 模型主要应用于吸附质在吸附剂固体表面的单分子层吸附过程, Freundlich 模型是用来描述非均相吸附体系的经验式模型. Langmuir 和 Freundlich 吸附等温式的表达式如下^[21].

Langmuir 等温式: $q_e = \frac{bQ_{\max}c_e}{1 + bc_e}$;

Freundlich 等温式: $q_e = Kc_e^{1/n}$

式中, b 为 Langmuir 常数 (L/mg 或者 L/mol); $Q_{\max}$ 为最大吸附容量 (mg/g); K 为经验常数; n 为浓度指数.

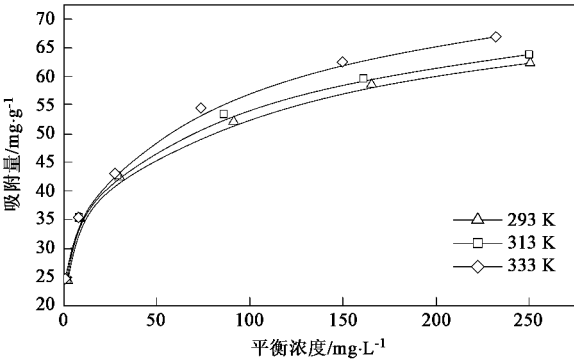


图 6 膨润土对铅离子的吸附等温线

Fig.6 Adsorption isotherm of Pb²⁺ on bentonite

由图 6 可以看出,吸附量随着温度的升高而增大,这说明膨润土对铅离子的吸附是吸热反应.原因是随温度升高,铅离子的扩散速度提高,离子之间的碰撞概率增大,其所具有的能量也相应增大,更加容易克服吸附所需的活化能而吸附在膨润土表面.

分别对数据进行 Langmuir、Freundlich 吸附等温式拟合,拟合方程及其相关系数见表 3.

由拟合结果可以看出, $\lg c_e$ 与 $\lg q_e$ 表现出很好的线性相关性,相关系数 > 0.99,膨润土对溶液中铅离子的吸附符合 Freundlich 方程,而不符合 Langmuir

方程,由此可以看出铅离子在膨润土上的吸附不是单分子层吸附,而是一个非均相吸附体系.

表 3 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温式拟合参数

Table 3 Parameters for isotherm adsorption equation

模型	<i>T</i> /K	拟合方程	<i>R</i> ²	<i>K</i>	<i>n</i>
Langmuir	293	$y = 0.053\ 8x + 0.018\ 8$	0.919 3		
	313	$y = 0.038\ x + 0.019\ 1$	0.890 9		
	333	$y = 0.029\ 9x + 0.019$	0.894 9		
Freundlich	293	$y = 0.194\ 5x + 1.336\ 4$	0.990 3	21.70	5.14
	313	$y = 0.186\ 2x + 1.361\ 4$	0.994 4	22.98	5.37
	333	$y = 0.187\ 6x + 1.384\ 3$	0.994 2	24.24	5.33

K 值越大,说明吸附效果越好,*K* 值随着温度的升高而增大,这与实验得出的膨润土对 Pb²⁺ 的吸附作用随温度的升高而增强的结论相符合.而 *n* 总大于 1,表明所研究的范围内均为优惠吸附过程.

2.2.2 腐殖酸存在时膨润土对铅离子的吸附热力学

将图 4 中的数据进行热力学模型拟合,发现拟合曲线仍然符合 Freundlich 吸附模型,拟合参数见表 4.

表 4 不同 HAs 浓度下的 Freundlich 方程拟合参数

Table 4 Parameters for isotherm adsorption equation in different HAs concenction

腐殖酸浓度 /mg·L ⁻¹	拟合方程	<i>R</i> ²	<i>K</i>	<i>n</i>
0	$y = 0.202\ 5x + 1.368\ 5$	0.994 5	22.55	4.99
1.0	$y = 0.213\ 8x + 1.373$	0.996 8	23.36	4.94
2.0	$y = 0.226\ 6x + 1.374\ 2$	0.995 9	23.61	4.68
4.0	$y = 0.200\ 6x + 1.351\ 2$	0.995 8	23.67	4.41

由表 4 可以看出,*K* 值随着腐殖酸浓度的增加而增大,说明吸附效果更好,这与实验得出的腐殖酸增强膨润土吸附 Pb²⁺ 的结论相符合.

2.3 吸附热力学函数

根据 Van't Hoff 方程:

$$\ln K = \frac{\Delta S}{R} - \frac{\Delta H}{RT}$$
$$\Delta G = - RT \ln K$$

可以求出吸附反应的熵变、焓变及不同温度下的吉布斯自由能.式中,*K* 为吸附反应的平衡常数,可以根据文献[22,23]的方法,由吸附平衡下的 ln(*q_e*/*c_e*)对 *q_e* 作图,外推 *q_e* 为 0,得到不同温度下的热力学平衡常数 *K*.再由 ln*K* 对 1/*T* 作图,从拟合出直线的斜率和截距求出 Δ*S*、Δ*H*,结果见表 5.

由表 5 可以看出,吸附过程的 Δ*H* > 0,为吸热

过程,高温有利于吸附的进行,这与实验结果一致.本实验的吸附机制是以离子交换为主,因而 *K* 近似等于离子交换平衡常数,Δ*G* < 0,则 *K* > 1,表明 Pb²⁺ 的离子交换能力大于钠基膨润土所含的 Na⁺,即该离子交换反应可自发进行;并且,随着温度的升高,−Δ*G* 值逐渐增大,则 *K* 值也逐渐增大,即离子交换平衡常数逐渐增大,说明离子交换反应更加容易进行.Δ*S* > 0,表明体系的混乱度增加,这是由于铅离子是二价,而钠离子是一价,1 个铅离子可以置换出 2 个钠离子,从而使体系中离子数目增多,导致整个体系的混乱程度增加.

表 5 吸附热力学参数

Table 5 Parameters of adsorption thermodynamic

<i>T</i> /K	Δ <i>H</i> /kJ·mol ⁻¹	Δ <i>G</i> /kJ·mol ⁻¹	Δ <i>S</i> /kJ·(mol·K) ⁻¹
293		− 3.895 9	
313	0.959 4	− 4.266 7	16.611 3
333		− 4.557 1	

3 结论

(1)膨润土对铅离子的吸附受 pH 值的影响较大,吸附作用随 pH 值的升高而增大.

(2)吸附过程受到共存阳离子浓度的影响,共存阳离子浓度越大,越不利于铅离子的吸附.

(3)在较低浓度时,腐殖酸对铅离子的吸附具有明显的促进作用,腐殖酸浓度越高,促进作用越强.

(4)膨润土对铅离子的吸附是一个吸热过程,吸附量随温度升高而增加,吸附过程符合 Freundlich 等温线.

参考文献:

[1] 李虎杰.膨润土对重金属离子的吸附作用[J]. 中国矿业, 2005, 14(2): 44-46.

[2] 白庆中,宋燕光,王晖.有机物对重金属在粘土中吸附行为的影响[J]. 环境科学,2000, 21(5): 64-67.

[3] Hizal J, Apak R. Modeling of copper(II) and lead(II) adsorption on kaolinite-based clay minerals individually and in the presence of humic acid [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2006, 295: 1-13.

[4] 沈学优,卢瑛莹,吴双双,等.有机膨润土在 Pb²⁺ 和 *p*-硝基苯酚复合污染中的吸附及机理[J]. 环境科学,2004, 25(3): 168-170.

[5] 陈学青,曹吉林,侯丽红,等.成型膨润土和钛柱撑膨润土对水中 Pb²⁺ 和氯乙酸吸附及再生[J]. 环境工程学报,2007, 1(5): 36-40.

[6] 张金池,姜姜,朱丽,等.黏土矿物中重金属离子的吸附规律及竞争吸附[J]. 生态学报,2007, 27(9): 3811-3819.

[7] 栾文楼,李明路.膨润土的开发应用[M]. 北京:地质出版社, 1998.5-26.

[8] 孙晓慧,卢瑛莹,陈曙光,等.膨润土对复合污染中表面活性剂的吸附及机理[J].环境科学,2007,28(4):838-842.

[9] Smith J A. Sorption of Nonionic Organic Contaminants to Single and Dual Organic Cation Bentonites from Water [J]. Environmental Science Technology, 1995, 29(3): 685-692.

[10] Hoop M A G, Leeuwen H P, Inheiro J P, et al. Voltammetric analysis of the competition calcium and heavy metals for complexation by humic material [J]. Colloids and Surfaces, 1995, (95): 305-313.

[11] Arias M, Barral M T, Mejuto J C. Enhancement of copper and cadmium adsorption on kaolin by the presence of humic acids [J]. Chemosphere, 2002, 48: 1081-1088.

[12] Baker H, Khalili F. Analysis of the removal of lead(II) from aqueous solutions by adsorption onto insolubilized humic acid: temperature and pH dependence [J]. Analytica Chemistry Acta, 2004, 516(12): 179-185.

[13] 吴宏海,何广平,曾丽璇,等.胡敏酸对高岭石吸附铜离子的强化作用[J].岩石矿物学杂志,2005,24(2):155-159.

[14] 王心芳,魏复盛,齐文启,等.水和废水监测分析方法[M].(第四版).北京:中国环境科学出版社,2002.323-326.

[15] 赵振国. 吸附作用应用原理[M].北京:化学工业出版社,2005.210-218.

[16] 余贵芬,蒋新,吴泓涛,等.镉铅在粘土上的吸附及受腐殖酸的影响[J]. 环境科学,2002,23(5):109-112.

[17] 卢静,朱琨,赵艳锋,等.腐殖酸在去除水体和土壤中有有机污染物的作用[J]. 环境科学与管理,2006,31(8):151-154.

[18] Chen C L, Wang X K. Sorption of Th(IV) to silica as a function of pH, humic/fulvic acid, ionic strength, electrolyte type[J]. Applied Radiation and Isotopes, 2007, 65: 155-163.

[19] Reiller P, Casanova F, Moulin V. Influence of addition order and contact time on thorium(IV) retention by hematite in the presence of humic acids [J]. Environ Sci Technol, 2005, 39: 1641-1648.

[20] 叶振华.吸着分离过程基础[M].北京:化学工业出版社,1988.72-74.

[21] 马明广,周敏,蒋煜峰,等.不溶性腐殖酸对重金属离子的吸附研究[J]. 安全与环境学报,2006,6(3):68-71.

[22] Sergei I, Lyubchik A, Andrei I, et al. Kinetics and thermodynamics of the Cr(III) adsorption on the activated carbon from co-mingled wastes[J]. Colloid and Surfaces A: Physicochem Eng Aspects, 2004, 24(2):151-158.

[23] 李颖,岳钦艳,高宝玉,等.活性炭纤维对活性染料的吸附动力学研究[J]. 环境科学,2007,28(11):2637-2641.