

文章编号:1671-9352(2009)11-0006-06

锌(II)、镉(II)在伊利石上的 吸附及解吸特征研究

李春玲¹,岳钦艳^{1*},李颖¹,孙大明²

(1. 山东省水环境污染控制与资源化重点实验室, 山东大学环境科学与工程学院, 山东 济南 250100;
2. 山东省潍坊市环境监测中心站, 山东 潍坊 261041)

摘要:研究了 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附、竞争吸附及其解吸特征, 以及初始 pH、可溶性腐殖酸与温度对吸附的影响。金属离子的吸附量随初始 pH 的升高而增大, 随温度升高而减小。可溶性腐殖酸的存在可以增加金属离子的吸附量。腐殖酸的浓度越高, 金属离子的吸附量增加越多。无论是单组分吸附还是竞争吸附的吸附量次序都是: $Zn^{2+} > Cd^{2+}$ 。吸附动力学实验表明 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附符合伪二级吸附速率模型。计算得到 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上吸附的 E_a 分别为 41.04 和 39.15 kJ/mol, 表明吸附过程以物理吸附为主。吸附在伊利石上的 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在水、HCl、NaOH 和 NaCl 中的解吸量的关系是: HCl > NaCl > NaOH > H_2O 。

关键词: 锌; 镉; 伊利石; 吸附; 解吸

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A

Adsorption and desorption of zinc (II) and cadmium (II) on illite

LI Chun-ling¹, YUE Qin-yan^{1*}, LI Ying¹, SUN Da-ming²

(1. Shandong Key Laboratory of Water Pollution Control and Resource Reuse, School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Jinan 250100, Shandong, China; 2. Weifang Environmental Monitoring Central Station, Weifang 261041, Shandong, China)

Abstract: Adsorption, competitive adsorption and desorption of zinc (II), cadmium (II) on illite were studied, and the effects of initial pH, humic acid and temperature were also determined. The adsorption capacities of the metal ions increased with initial pH increasing, and decreased with temperature increasing. The adsorption capacities were increased more with increasing concentration of humic acid. Both single-component and competitive adsorption, the order of the adsorption capacities was: $Zn^{2+} > Cd^{2+}$. The results showed that the adsorption process accorded with the pseudo second-order equation. The calculated activation energy of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite were 41.04 kJ/mol and 39.15 kJ/mol, which indicated that the adsorption process belongs to physical adsorption. The desorption capacities of Zn^{2+} and Cd^{2+} adsorbed by illite in different solutions were in the following order, HCl > NaCl > NaOH > H_2O .

Key words: zinc; cadmium; illite; adsorption; desorption

0 引言

近年来,随着工业的迅速发展,重金属离子对环

境的污染已越来越严重,甚至在一些地区,重金属离子的污染已严重破坏了生态平衡,直接威胁到人类的生存^[1]。 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 污染也时有发生^[2-3],而且多数情况下二者相伴而生,呈复合污染特征。目前

收稿日期:2009-04-27

基金项目:山东省自然科学基金资助项目(Y2007B18)

作者简介:李春玲(1983-),女,硕士研究生,研究方向为水污染控制. Email:libingyue799@yahoo.com.cn

* 通讯作者:岳钦艳(1958-),女,教授,博士生导师,博士,研究方向为水污染控制与资源化等. Email:qyue@sdu.edu.cn

Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 共存时的竞争吸附研究还不多见。作为环境自净化剂的黏土矿物的吸附性能在控制环境污染的矿物自净化工程研究中受到了广泛的关注^[4-10]。黏土矿物是地球表面的重要组成物质,粒度细,表面积大,可以利用它对重金属离子的吸附作用来影响重金属元素的迁移、转化和富集。目前,有关黏土矿物对重金属离子的吸附实验工作主要是研究在不同温度、pH 等条件下黏土矿物对重金属离子的吸附作用,但在自然界,吸附质和吸附剂组成的体系是复杂多变的^[11]。另外,腐殖酸的存在对水体中金属离子的迁移转化具有重要的作用。本文选取伊利石作为黏土矿物的代表,研究了 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 与它的吸附、竞争吸附及解吸作用,并对 pH 及可溶性腐殖酸等因素的影响进行了考察,以期为重金属离子污染的预防和治理提供实验依据。

1 实验部分

1.1 试剂与仪器

伊利石粉;腐殖酸;高纯锌粒;高纯镉;硝酸(优级纯);NaOH(分析纯);HCl(分析纯);NaCl(分析纯);SHZ-82 型水浴恒温振荡器;PHS-25C 微机型酸度计;TAS-990 型原子吸收分光光度计;激光粒度分析仪 Mastersize2000。

1.2 实验材料的物化性质

实验所用吸附剂为伊利石。伊利石粉样品经研磨过 300 目筛,为灰白色;比表面积为 $17 \text{ m}^2/\text{g}$;其粒度分布见图 1,中位粒径为 $7.55 \mu\text{m}$;主要化学成分见表 1。

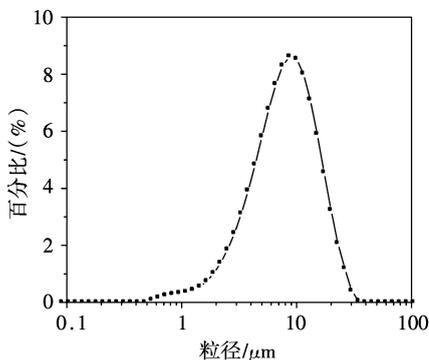


图 1 伊利石粉的粒度分布

Fig.1 Particle size distribution of illite

表 1 伊利石化学成分

Table 1 Chemical composition of illite

化学成分	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	CaO	Fe ₂ O ₃
质量百分含量/%	60.98	4.03	23.54	8.19	3.26

司,官能团含量见表 2,可见腐殖酸中的主要酸性基团是羧基。

表 2 腐殖酸官能团的质量比

Table 2 Contents of functional groups in humic acid			
官能团	总酸性基团	羧基	酚羟基
质量比(mg/g)	135.14	132.5	2.64

1.3 实验方法

1.3.1 pH 对吸附作用的影响

在室温(20℃)转速为 150 r/min 条件下,将 0.1 g 吸附剂加入到盛有 50 mL Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的初始质量浓度为 10 mg/L 的不同初始 pH 值溶液的锥形瓶中进行实验,作用 2 h 后取出,用滤膜过滤,测定作用后溶液中 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的剩余质量浓度,根据 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附量研究 pH 的影响。

1.3.2 温度对吸附作用的影响

转速为 150 r/min,将 0.1 g 吸附剂加入到盛有 50 mL 初始质量浓度为 10 mg/L 的 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 溶液的锥形瓶中进行实验,其余操作同 1.3.1,考察不同温度下的吸附量随时间变化。

1.3.3 可溶性腐殖酸对吸附作用的影响

在室温(20℃)转速为 150 r/min 条件下,将 0.1 g 吸附剂加入到盛有 50 mL Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的初始质量浓度为 10 mg/L,可溶性腐殖酸质量浓度为 2 mg/L 的不同初始 pH 值溶液的锥形瓶中,以及在 pH = 7 时,在溶液中加入不同质量浓度腐殖酸进行实验,从而考察可溶性腐殖酸对吸附的影响。

1.3.4 吸附动力学

在 150 r/min 的振速下,温度分别为 293、303 和 313 K,初始质量浓度为 10 mg/L Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的溶液进行吸附实验,并对吸附量作分析,其余操作同 1.3.1。

1.3.5 吸附量计算

不同金属离子的吸附量通过式(1)得到:

$$q_t = \frac{(\rho_0 - \rho_t)V}{m} \quad (1)$$

式中, q_t 为 t 时刻金属离子的吸附量, mg/g; ρ_0 为溶液中金属离子的初始质量浓度, mg/L; ρ_t 为 t 时刻金属离子的剩余质量浓度, mg/L; V 为溶液体积, L; m 为吸附剂的质量, g。

1.3.6 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的解吸

首先,在室温(20℃)转速为 150 r/min 条件下,将 10 g 吸附剂加入到 100 mL Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的初始质量浓度为 200 mg/L 的溶液进行实验,得到伊利石样品,然后将吸附有 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的伊利石样品 0.5 g 分别在 50 mL 去离子水、0.01 mol/L HCl、0.01 mol/L

NaOH 和 0.01 mol/L NaCl 中进行解吸实验。金属离子的解吸量通过式(2)得到:

$$q_d = \frac{\rho_d V}{m} \quad (2)$$

式中, q_d 为金属离子的解吸量, mg/g; ρ_d 为解吸后溶液中金属离子的质量浓度, mg/L; V 为解吸溶液体积, L; m 为土样的质量, g。

2 结果与分析

2.1 pH 对 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附作用的影响

由图2可知,金属离子的吸附量是随 pH 值的上升而增大的,在 pH 值小于 6 的情况下,金属离子的吸附量都较低,而 pH 值在大于 6 时,金属离子的吸附量急剧升高,与文献的研究结果一致^[12]。这是因为溶液中金属的形态随着 pH 的增加是有变化的,较高的 pH 条件下金属离子易水解生成其氢氧化物而沉降、被物质吸附^[12]。另外,低的 pH 下 H^+ 的存在和金属离子竞争吸附点位使吸附量较小。由于 pH 大于 8 时,金属离子会明显生成沉淀,这里就不做研究。

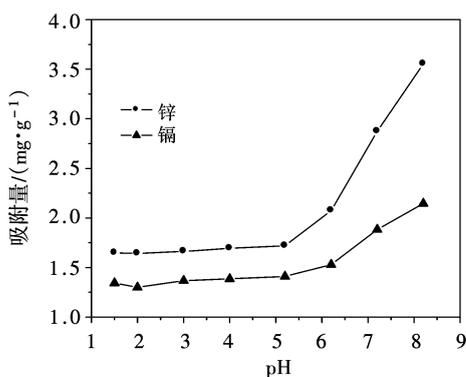


图2 pH 对 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附作用的影响
Fig.2 Effect of pH on adsorption of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite

2.2 可溶性腐殖酸对 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附作用的影响

由图3可知,在不同的 pH 条件下,腐殖酸存在均使 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附量增加。金属与腐殖酸形成的不溶性络合物促进了更多的金属被黏土吸附,主要是因为:①腐殖酸解离后与重金属络合,其络合物可与黏土结合;②腐殖酸在黏土颗粒的表面活性位置上,形成对金属更强的离子交换中心^[12]。金属离子在溶液中的减少,是伊利石对自由金属离子的吸附、金属与吸附在伊利石上的腐殖酸的螯合和金属与游离腐殖酸的螯合共同作用的结果。因此,腐殖酸的添加导致了不溶态胶状物的产

生,从而使更多的金属离子从水相中去除,金属离子在黏土上的吸附量增加。而不同 pH 对吸附量的影响又有所不同,说明氢离子影响金属离子与腐殖酸的络合^[13]。

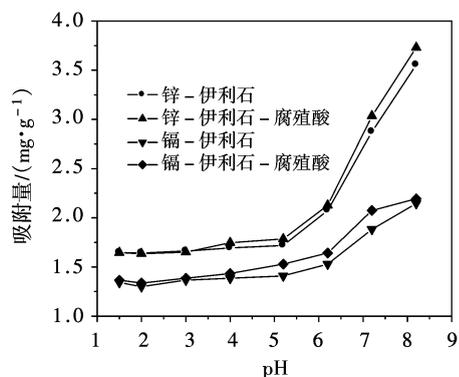


图3 不同 pH 下腐殖酸对 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附作用的影响

Fig.3 Effect of humic acid with a series of pH on adsorption of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite

从图4可知,在同样的 pH 条件下,腐殖酸的质量浓度越高,金属离子的吸附量增加越多。随着腐殖酸含量的增加,可与重金属络合的配位点也随之增多,配位作用也越强烈^[14],更多的腐殖酸吸附在伊利石的表面,使伊利石上增加了更多新的吸附点位,从而增加了重金属的吸附量。

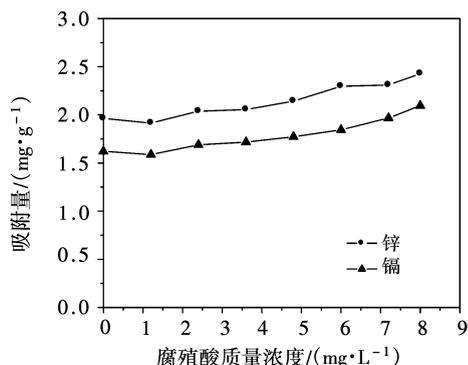


图4 不同浓度腐殖酸对 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附作用的影响

Fig.4 Effect of humic acid with a series of concentrations on adsorption of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite

2.3 温度对 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附作用的影响

温度主要通过影响吸附剂表面的化学结构、溶液的物理化学状态对吸附容量产生影响。图5表示 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在不同温度下的吸附量随时间变化曲线,在所研究温度范围内(293 ~ 313 K),随着温度的升高, Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附量随之减小。这说明重金属离子与伊利石的相互作用是放热的,高温不利于吸附。温度升高,导致金属离子热运动增强,结果对吸附不利^[15]。温度过高还会使界面张力降低^[16],削

弱了金属离子与伊利石的相互吸引力,使其结合能力随温度升高而降低,因此温度升高吸附量反而降低。

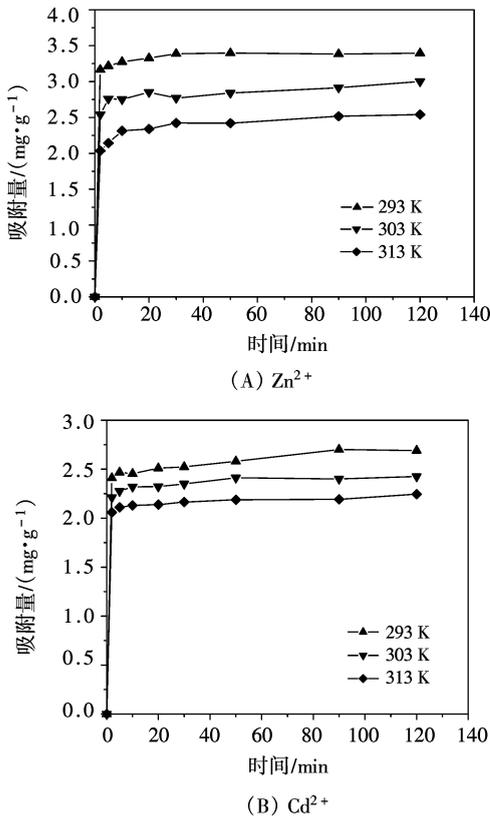


图 5 温度对 Zn²⁺ 和 Cd²⁺ 在伊利石上的吸附的影响
Fig.5 Effect of temperature on the adsorption of Zn²⁺ and Cd²⁺ on illite

2.4 Zn²⁺ 和 Cd²⁺ 在伊利石上的吸附与竞争吸附

可从图 6 看出金属离子的吸附分为快慢两个阶段,在开始的很短时间内,吸附很快,而后减慢。可见,重金属的吸附首先是表面交换吸附(快速反应),然后向黏土矿物晶格扩散,最后在晶格内吸持与固定(慢反应)^[17]。

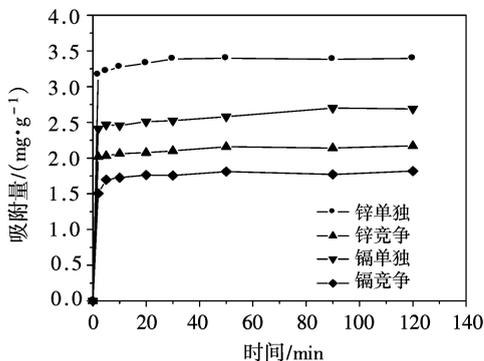


图 6 Zn²⁺ 和 Cd²⁺ 在伊利石上的单独吸附与竞争吸附比较
Fig.6 Comparison of single-component and competitive adsorption of Zn²⁺ and Cd²⁺ on illite

Zn²⁺ 和 Cd²⁺ 单组分吸附量都比双组分吸附的吸附量大,说明这两种离子之间存在竞争,共同竞争

吸附点位,从而对离子各自的吸附量产生影响。单组分吸附能力次序: Zn²⁺ > Cd²⁺,在竞争吸附时吸附量次序和单组分具有相同的规律。这是两种离子与伊利石的亲和力^[18]大小的表现,说明锌与镉相比,与伊利石的亲和力更大。

2.5 Zn²⁺ 和 Cd²⁺ 在伊利石上的吸附动力学

吸附过程的动力学研究主要是用来描述吸附剂吸附溶质的速率快慢,通过动力学模型对数据进行拟合,从而探讨其吸附机理。本文用两种动力学模型对数据进行拟合,以期得到最适合的描述。

(I) 伪一级吸附模型采用 Lagergren 方程^[19]计算吸附速率:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t). \quad (3)$$

式中, q_t 和 q_e 分别为 t 时刻和平衡态时的吸附量, mg/g; k_1 为伪一级吸附速率常数, min⁻¹。对式(3)从 $t=0$ 到 $t>0$ ($q=0$ 到 $q>0$) 进行积分,可以得到:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t. \quad (4)$$

(II) 伪二级吸附模型建立在速率控制步骤是化学反应或通过电子共享或电子得失的化学吸附基础上的伪二级动力学方程表达式^[20]为:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2. \quad (5)$$

对式(5)从 $t=0$ 到 $t>0$ ($q=0$ 到 $q>0$) 进行积分,写成直线形式为:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}, \quad (6)$$

令

$$h = k_2 q_e^2, \quad (7)$$

式中, h 为初始吸附速率常数, mg/(g·min)。

按照上述两种动力学模型,利用最小二乘法对实验数据进行线性拟合,通过直线的斜率和截距计算得到的动力学参数见表 3。比较表 3 中各个方程拟合的线性相关系数 R 可知,伪二级方程对 Zn²⁺ 和 Cd²⁺ 的吸附行为都有很好的描述 ($R^2 > 0.999$),伪一级方程的拟合程度较差。这是因为,尽管一级动力学模型已经广泛地应用于各种吸附过程,但它却有局限性^[21]。一级模型常常只适合吸附初始阶段的动力学描述,而不能准确地描述吸附的全过程。相比之下,伪二级模型包含了吸附的所有过程,如外部液膜扩散、表面吸附和颗粒内扩散等^[22],更真实全面地反映了金属离子在伊利石上的吸附机理。

2.6 吸附活化状态函数

根据 Arrhenius 公式得到:

$$\ln k = -\frac{E_a}{RT} + c, \quad (8)$$

式中, k 为反应速率常数(取伪二级吸附速率常数 k_2); E_a 为活化能, kJ/mol ; R 为理想气体常数。由线性拟合的斜率可以求得吸附过程的活化能 E_a 。计算得到 Zn^{2+} 在伊利石上吸附的 E_a 为 41.04 kJ/mol ; Cd^{2+} 在伊利石上吸附的 E_a 为 39.15 kJ/mol 。一般来

说, 物理吸附速度较快, 需要的活化能很小, 大约为 $8.368 \sim 25.1 \text{ kJ/mol}$; 而化学吸附所需要的活化能通常大于 83.72 kJ/mol ^[23]。因此, Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上吸附均以物理吸附为主, 吸附速率较快, 且受温度的影响比较小, 见图 7。

表3 金属离子在吸附剂上的动力学模型拟合

Table 3 Comparison of the pseudo first-and second-order adsorption models of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite

离子	T/K	伪一级吸附模型			伪二级吸附模型			
		$q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	k_1/min^{-1}	R^2	$q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$k_2/(\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	$h/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	R^2
Zn^{2+}	293	3.626 0	0.002 1	0.957 2	3.401 4	0.165 5	1.915	0.999 5
	303	3.295 8	0.003 1	0.965 3	2.985 1	0.283 6	2.527	0.999 2
	313	3.017 1	0.004 4	0.834 4	2.549 7	0.485 4	3.156	0.999 6
Cd^{2+}	293	3.751 3	0.000 8	0.794 5	2.707 1	0.312 8	2.292	0.999 5
	303	3.015 6	0.001 4	0.736 2	2.427 8	0.565 5	3.333	0.999 9
	313	2.858 5	0.006 4	0.922 0	2.235 1	0.872 2	4.357	0.999 7

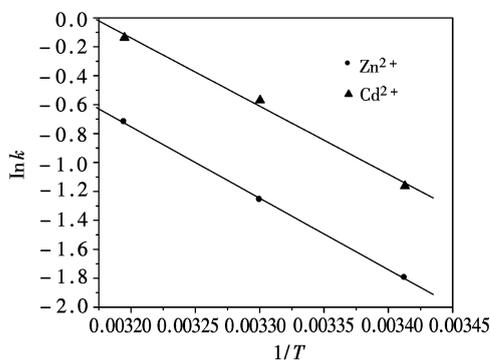


图7 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上吸附的 $\ln k$ 对 $1/T$ 图
Fig.7 Plot of $\ln k$ vs. $1/T$ for adsorption of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite

2.7 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的解吸

吸附在伊利石上的 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在不同的溶液中解吸, 解吸量的差别很大, 在水、 HCl 、 NaOH 和 NaCl 中的解吸量从大到小依次是: HCl 、 NaCl 、 NaOH 、水。在纯水中没有解吸, 说明在一般情况下, Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 与伊利石结合得很牢固, 不容易脱附; 在碱溶液中的解吸量也很小; 在盐溶液中的解吸量增大; 在 HCl 中的解吸量最大。这说明 pH 对解吸有很大影响, pH 越低解吸量越大。另外, 这两种离子的解吸量次序与吸附量相反, 是: 吸附量(Cd^{2+}) > 吸附量(Zn^{2+})。说明重金属离子的吸附除与环境因子相关外, 其本身的化学性质很重要^[24]。根据离子吸附机理, 将黏土对重金属离子的吸附分为非专性吸附和专性吸附。非专性吸附由静电引起, 黏土表面电荷密度越大, 离子带的电荷越多, 就越容易吸附, 其吸附力也越强, 但被吸附的离子可以进行交换, 也容易被解吸。专性吸附由离子的水合作用及共价键和氢键作用将被吸附的离子固定在黏土里, 被吸附的离

子不容易被解吸, 大多数重金属离子属于专性吸附。结果表明, Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的解吸率都较低。这表明 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 在伊利石上被专性吸附的可能性较大^[25]。溶液中的 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在较短时间内被伊利石大量吸附, 从而使溶液中的 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 被有效固定下来。

表4 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在不同溶液中的解吸量比较

Table 4 Comparison of desorption capacities in different solutions of Zn^{2+} and Cd^{2+} on illite

离子	吸附量/ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	解吸溶液	解吸量/ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	解吸率
Zn^{2+}	1.377	H_2O	0	0
		HCl	0.155 3	11.28%
		NaOH	0.007 3	0.53%
		NaCl	0.083 9	6.09%
Cd^{2+}	1.238	H_2O	0	0
		HCl	0.160 7	12.98%
		NaOH	0.009 4	0.76%
		NaCl	0.094 4	7.63%

3 结论

(1) Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附量是随 pH 值的上升而增大的, 在 pH 值小于 6 的情况下, 金属离子的吸附量都较低, 而 pH 值大于 6 时, 金属离子的吸附量急剧升高。在不同 pH 条件下, 腐殖酸的存在均可增加 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附量, 在同样的 pH 条件下, 腐殖酸的质量浓度越高, 金属离子的吸附量越大。随着温度的升高, 重金属离子在伊利石上的吸附量是减小的, 其结合能力减弱。

(2) 无论是单组分还是竞争吸附的吸附量次序

都是:吸附量(Zn^{2+}) > 吸附量(Cd^{2+})。 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上的吸附符合伪二级吸附动力学模型。计算得到 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在伊利石上吸附的 E_a 分别为 41.04 和 39.15 kJ/mol,表明吸附过程以物理吸附为主。吸附在伊利石上的 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 在水、HCl、NaOH 和 NaCl 中的解吸量的关系是:吸附量(HCl) > 吸附量(NaCl) > 吸附量(NaOH) > 吸附量(水)。这两种离子的解吸量次序与吸附量相反是:吸附量(Cd^{2+}) > 吸附量(Zn^{2+})。 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 的解吸率都较低,说明其在伊利石上被专性吸附的可能性较大。

参考文献:

- [1] PENNANEN B. Heavy metals in perch (*perca fluviatilis* L.) from two acidified lakes in the Salpausselka Eske rarea in Finland[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 81(3-4):283-294.
- [2] 华璐,白玲玉,韦东普,等.有机物-镉-锌交互作用对土壤镉形态和小麦生长的影响[J]. *中国环境学*, 2002, 22(4):346-350.
- [3] 朱波,青长乐,牟树森.紫色土 Zn、Cd 复合污染生态效应研究[J]. *应用生态学报*, 1997, 8(6):639-644.
- [4] HE H P, GUO J G, XIE X D, et al. Location and migration of cations in Cu^{2+} -adsorbed montmorillonite[J]. *Environment International*, 2001, 26(5-6):347-352.
- [5] 何宏平,郭九皋,谢先德.蒙脱石、伊利石和高岭石对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cr^{3+} 的吸附选择性及 pH 影响的实验研究[J]. *矿物学报*, 1999, 19(2):115-119.
- [6] 李倩,岳钦艳,高宝玉,等.阳离子膨润土对分散染料的吸附动力学研究[J]. *高等学校化学学报*, 2006, 27(6):1113-1117.
- [7] 原爱娟,岳钦艳,李倩,等.颗粒膨润土的制备技术及对染料脱色性能的研究[J]. *山东大学学报:工学版*, 2008, 38(5):88-93.
- [8] 岳钦艳,李仁波,高宝玉,等.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[J]. *环境科学*, 2008, 29(7):149-154.
- [9] LI Y, YUE Q Y, GAO B Y, et al. Adsorption thermodynamic and kinetic studies of dissolved chromium onto humic acids[J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2008, 65:25-29.
- [10] 李静,岳钦艳,李倩,等.阳离子聚合物/膨润土对苯酚的吸附及其机理研究[J]. *山东大学学报:理学版*, 2008, 43(9):31-35.
- [11] 何宏平,郭九皋,朱建喜,等.蒙脱石、高岭石、伊利石对重金属离子吸附容量的实验研究[J]. *岩石矿物学杂志*, 2001, 20(4):573-577.
- [12] 余贵芬,蒋新,吴泓涛,等.镉铅在粘土上的吸附受腐殖酸的影响[J]. *环境科学*, 2002, 23(5):109-112.
- [13] 李光林,魏世强.腐殖酸对铜的吸附与解吸特征[J]. *生态环境*, 2003, 12(1):4-7.
- [14] 余贵芬,蒋新,和文祥,等.腐殖酸对红壤中铅镉赋存形态及活性的影响[J]. *环境科学学报*, 2002, 22(4):508-513.
- [15] 陈志勇.红麻纤维改性及其对 Ni^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附性研究[J]. *化学研究与应用*, 2004, 16(3):437-439.
- [16] 邵坚,祝丹丹,刘俊.阳离子壳聚糖对汞离子的吸附性能研究[J]. *环境科学与技术*, 2007, 30(6):8-12.
- [17] 朱波,汪涛,王艳强,等.锌、镉在紫色土中的竞争吸附[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(Suppl.):73-77.
- [18] 谢丹,徐仁扣,蒋新,等.有机酸对 Cu Pb Cd 在土壤表面竞争吸附的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(3):704-710.
- [19] AKSU Z. Biosorption of reactive dyes by dried activated sludge: equilibrium and kinetic modelling[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2001, 7(1):79-84.
- [20] HO Y S, MCKAY G. Pseudo-second order model for sorption processes[J]. *Process Biochemistry*, 1999, 34:451-465.
- [21] 丁世敏,封享华,汪玉庭,等.交联壳聚糖多孔微球对染料的吸附平衡及吸附动力学分析[J]. *分析科学学报*, 2005, 21(2):127-130.
- [22] CHANG M Y, JUANG R S. Adsorption of tannic acid, humic acid, and dyes from water using the composite of chitosan and activated clay[J]. *Colloid and Interface Science*, 2004, 278:18-25.
- [23] 舒月红,贾晓珊. CTMAB-膨润土从水中吸附氯苯类化合物的机理——吸附动力学与热力学[J]. *环境科学学报*, 2005, 25(11):1530-1536.
- [24] 单奇华,张彩峰,俞元春,等.土壤 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附解吸特征及差异分析[J]. *安徽农业科学*, 2007, 35(19):5808-5810.
- [25] 徐明岗.土壤离子吸附:离子吸附的类型及研究方法[J]. *土壤肥料*, 1997(5):3-7.

(编辑:胡春霞)