

李江山, 薛强, 王平, 等. 市政污泥生物炭对重金属的吸附特性[J]. 环境科学研究, 2013, 26(11): 1246-1251.

LI Jiangshan, XUE Qiang, WANG Ping, et al. Adsorption properties of municipal sludge biochar for soluble heavy metals [J]. Research of Environmental Sciences, 2013, 26(11): 1246-1251.

## 市政污泥生物炭对重金属的吸附特性

李江山<sup>1,2</sup>, 薛强<sup>1,2\*</sup>, 王平<sup>1,2</sup>, 刘磊<sup>1,2</sup>

1. 中国科学院武汉岩土力学研究所, 岩土力学与工程国家重点实验室, 湖北 武汉 430071

2. 湖北省固体废弃物安全处置与生态高值化利用工程技术研究中心, 湖北 武汉 430071

**摘要:** 采用市政污泥在 300 °C 缺氧条件下制得污泥生物炭, 研究了污泥生物炭添加量、溶液 pH 及吸附反应时间对溶液中  $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$ 、 $Zn^{2+}$  吸附效果的影响, 并分析了各因素影响机制及污泥生物炭对重金属的吸附机理。结果表明, 污泥生物炭对溶液中重金属的去除率与重金属水合离子半径呈负相关, 随着污泥生物炭添加量的增加, 溶液中重金属的去除率不断增加, 但单位吸附量总体上呈下降趋势。重金属吸附量随溶液 pH 的增加而增大, 当溶液初始 pH 为 6.00 时, 污泥生物炭对溶液中  $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$  和  $Zn^{2+}$  的吸附量最大, 分别达 42.941、25.769 和 12.484 mg/g。伪二级动力学方程可有效描述溶液中重金属离子在生物炭上的吸附过程, 重金属在污泥生物炭表面的吸附主要受化学反应控制,  $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$  和  $Zn^{2+}$  的平衡吸附量分别为 39.747、6.849 和 10.004 mg/g, 达到吸附平衡的时间为  $Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$ 。

**关键词:** 污泥; 生物炭; 重金属; 吸附

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1001-6929(2013)11-1246-06

## Adsorption Properties of Municipal Sludge Biochar for Soluble Heavy Metals

LI Jiang-shan<sup>1,2</sup>, XUE Qiang<sup>1,2</sup>, WANG Ping<sup>1,2</sup>, LIU Lei<sup>1,2</sup>

1. State Key Laboratory of Geomechanics and Geotechnical Engineering, Institute of Rock and Soil Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430071, China

2. Hubei Provincial Engineering Research Center of Safety Treatment and Ecological High-value of MSW, Wuhan 430071, China

**Abstract:** Sludge-derived biochars were prepared at 300 °C and hypoxia. The effects of addition amount, pH and contact time on adsorption of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$  in solution by sludge-derived biochars were firstly investigated, and the influence and adsorption mechanisms were further discussed. The results showed that the removal rate of heavy metals in solution adsorbed by sludge derived biochar was inversely proportional to the hydrated ionic radius of heavy metals. The removal rate of heavy metals increased with the increase of sludge-derived biochars. However, the adsorption amount per unit mass decreased. The adsorption amount of heavy metals increased with the increase of pH in solution, and the maximum value appeared when pH was equal to 6.00. The adsorption capacities of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  were 42.941, 25.769 and 12.484 mg/g respectively. Pseudo second-order model can effectively describe the adsorption process of heavy metal ions on sludge-derived biochar, which was mainly controlled by the chemical reaction. The equilibrium adsorption capacities of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  were 39.747, 6.849 and 10.004 mg/g respectively, and the equilibrium time followed the order:  $Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$ .

**Key words:** sludge; biochar; heavy metal; absorption

随着我国社会经济和城市化的发展, 城市污水和

地下水污染的产生和数量不断增大。2012 年, 环境保护部发布了《全国地下水污染防治规划(2011—2020 年)》, 明确指出要加强典型地下水污染场地修复。因此, 开展重金属污染水体修复方法研究具有重要的现实意义。采用吸附方法处理污染水体是一种应用较为广泛的技术, 大量的吸附剂已被研发并应用于水体中重金属及有机物的去除, 但现有的吸附剂存在着价格昂贵, 处理污染物单一等问题<sup>[1]</sup>, 开发新型廉价高

收稿日期: 2013-04-10 修订日期: 2013-08-01

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07104-002);  
武汉市高新技术成果转化及产业化项目(2013060803010403);  
国家重点基础研究发展计划(973)项目(2012CB719802)

作者简介: 李江山(1987-)男, 四川巴中人, whrsmljsh@163.com.

\* 责任作者: 薛强(1975-)男, 山东潍坊人, 研究员, 主要从事固体废弃物安全处置与生态高值化利用技术方面的研究, qiangx@whrsm.ac.cn

效吸附剂迫在眉睫。如以含水率 80% 计, 全国年污泥总产生量很快将突破  $3\ 000 \times 10^4$  t, 并且以每年约 10% 的速度增长, 污泥处置及资源化问题日益严重<sup>[2]</sup>。国务院发布的《节能减排“十二五”规划》中提出: 到 2015 年, 城市污泥无害化处置率将达到 70%。污泥的处置方式主要有浓缩、脱水、卫生填埋、厌氧消化、土地利用、投海、焚烧等<sup>[3]</sup>。国内外针对污泥的研究主要集中在脱水污泥性质及处理技术方面, 而对于污泥资源化利用方面的研究相对较少<sup>[4-7]</sup>。

生物碳 (biochar) 是由木材、动物粪便、秸秆、树叶、污泥等生物质在缺氧条件下生成的热解残余物<sup>[8-9]</sup>。研究表明, 生物碳孔隙结构发达, 表面负电荷密集并富含大量的羧基、醌基、酚羟基等官能团<sup>[10]</sup>, 是一种良好的吸附剂, 对有机物和重金属都具有较强的吸附性<sup>[11-13]</sup>。污泥中含有大量的 C、K、P、N 等营养元素, 这是污泥能农用的主要原因<sup>[14]</sup>。通过热解将污泥转化为生物碳为污泥减量化、无害化处理提供了新思路<sup>[15-16]</sup>, 并且实现了污泥的资源化利用。然而, 现存的研究主要集中在污泥制备生物碳的性质<sup>[17-18]</sup>。有关生物碳对有机物及重金属的吸附特性, 国内外学者开展了大量的研究工作。安增莉等<sup>[19]</sup>采用水稻秸秆制备生物碳并研究了其对溶液中 Pb 的吸附特性, 表明低温裂解制备的生物碳更能有效地吸附重金属。TONG 等<sup>[20]</sup>研究表明, 400 °C 条件下 3 种农作物裂解制成的生物碳对 Cu 的吸附能力顺序为花生秸秆 > 大豆秸秆 > 油菜秸秆, FTIR-PAS 数据表明 Cu 在生物碳作用下生成了表面配合物。CHEN 等<sup>[21]</sup>研究了不同裂解温度作用下秸皮生物碳的结构特征, 并采用该生物碳对有机物萘和 1-萘酚进行吸附处理, 取得了良好的效果。然而, 有关污泥生物碳对重金属, 尤其是多种重金属的吸附特性研究还鲜见报道。

为研究城市市政污泥制生物碳对溶液中重金属的吸附特性, 该研究以典型重金属离子—— $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$  为研究对象, 通过实验室批次试验研究了生物碳添加量、溶液 pH 及反应时间对重金属吸附效果的影响, 分析和讨论了各因素影响机制及污泥生物碳对重金属的吸附机理, 以期为城市市政污泥资源化利用及重金属污水安全处理提供理论和技术支持。

## 1 试验材料和方法

### 1.1 试验材料

试验用脱水污泥取自武汉市某污水处理厂, 其含水率为 83.4%,  $w(\text{有机质})$  为 17.5%, pH 为 6.96, 天然密度为  $1.14\ \text{kg}/\text{m}^3$ 。

试验用重金属溶液由分析纯  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$  和  $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$  试剂配制, 采用美国 PerkinElmer 公司的 Optima 4300DV 型电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-OES) 对溶液中的重金属进行测试, 重复 3 次, 取平均值,  $\rho(\text{Pb}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Zn}^{2+})$  分别为 460.6、471.0 和 456.9 mg/L。

### 1.2 污泥生物碳制备

将风干后的污泥 (含水率为 7.2%) 填满于坩埚中, 密闭, 放入马弗炉 (湖北英山县建力电炉制造有限公司) 中, 于 300 °C 缺氧条件下加热 3 h, 完全炭化后冷却至室温取出, 污泥生物碳样品如图 1 所示。将制备的污泥生物碳混匀研磨, 过 0.154 mm 筛, 取筛下细颗粒于干燥器中保存备用。



图 1 污泥生物碳

Fig. 1 Sludge-derived biochar

通过污泥制备前后的质量损失计算得到生物碳的产率为 45.73%; 比表面积及孔径分布采用美国康塔公司 PoreMaster-33 型全自动压汞仪进行测定, 污泥生物碳比表面积为  $10.83\ \text{m}^2/\text{g}$ , 总孔体积为  $0.0163\ \text{cm}^3/\text{g}$ ; pH 试验方法参照 GB/T 50123—1999《土工试验方法标准》, 所用仪器为上海精密科学仪器有限公司的 PHSJ-4A 型 pH 计, 污泥生物碳 pH 为 6.48; 采用美国尼通 XL2-500 型便携式元素分析仪对污泥生物碳中的金属含量进行了测定, 其中  $w(\text{Pb})$ 、 $w(\text{As})$ 、 $w(\text{Cd})$ 、 $w(\text{Cu})$ 、 $w(\text{Zn})$ 、 $w(\text{Fe})$ 、 $w(\text{Ca})$ 、 $w(\text{K})$  分别为 68.41、40.377、612.25、700.18、000 和 6379 mg/kg。采用 TCLP 方法 (pH 为 2.88; 液固体积比为 20) 对污泥生物碳进行浸出试验, 经电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-OES) 测定  $\rho(\text{Pb}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Zn}^{2+})$ , 三者均低于检出限。

### 1.3 重金属吸附试验方法

取 50 mL 重金属溶液置于一系列 150 mL 的锥形瓶中, 用 0.1 mol/L 的 HCl 和 NaOH 溶液调节其 pH

分别为 2.00、3.00、4.00、5.00、6.00、7.00、8.00, 分别称取一定量(0.10、0.15、0.25、0.50、0.75 g)的污泥生物碳于锥形瓶中。将锥形瓶置于恒温水浴振荡器中,在 25 ℃、150 r/min 的条件下振荡一定的时间(5、10、30、60、300、720、1 440 min),混合液于 6 000 r/min 下离心 5 min,采用电感耦合等离子体发射光谱仪测定上清液中重金属的质量浓度,每个试验作 3 个平行样。

重金属去除率( $\beta$ )计算公式:

$$\beta = (\rho_0 - \rho_e) / \rho_0 \times 100\%$$

式中: $\rho_0$  为溶液中重金属离子的初始质量浓度 mg/L; $\rho_e$  为吸附反应后溶液中重金属离子质量浓度 mg/L。

吸附反应后单位污泥生物碳重金属吸附量计算公式:

$$q = (\rho_0 - \rho_e) \times V/W$$

式中: $q$  为吸附反应后单位污泥生物碳吸附溶液中重金属的质量 mg/g; $V$  为溶液的体积 L; $W$  为污泥生物碳烘干质量 g。

## 2 试验结果和分析

### 2.1 生物碳添加量对重金属吸附特性的影响

污泥生物碳添加量(污泥生物碳的质量与溶液中重金属质量的比值)对溶液中重金属去除率的影响如图 2 所示,其中溶液初始 pH 为 4.00,反应时间为 1 h。随着污泥生物碳添加量的增加,其吸附重金属的总量逐渐增加,而单位吸附量总体上呈下降趋势。当污泥生物碳添加量约为 20% 时,溶液中  $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$  的去除率分别为 46.82%、9.72% 和 6.90%,而后随添加量的增加,污泥生物碳对重金属的去除率增加缓慢,当污泥生物碳添加量从 20% 提高到 30% 时,溶液中  $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$  的去除率分别提高至 59.08%、12.92% 和 7.72%。

在同等添加量下,污泥生物碳对溶液中各重金属离子的去除率为  $\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ 。差异显著性分析结果表明,污泥生物碳添加量对  $\text{Pb}^{2+}$  的去除效果影响显著,而对于  $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Zn}^{2+}$  不明显,这主要是由于存在竞争吸附。污泥生物碳对 3 种重金属元素的吸附能力与其水合离子半径大小呈负相关( $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$  水合离子半径分别为 0.401、0.419、0.430 nm),究其原因,在同价离子中,离子水合半径愈小,其水化能力也愈弱,同时,离子外围的水薄膜受胶体的吸引力就愈大,所以吸附能力强。

### 2.2 溶液 pH 对重金属吸附特性的影响

在中性至碱性溶液中既存在污泥生物碳对重金属离子的吸附,又伴随重金属沉淀的生成,难以分清

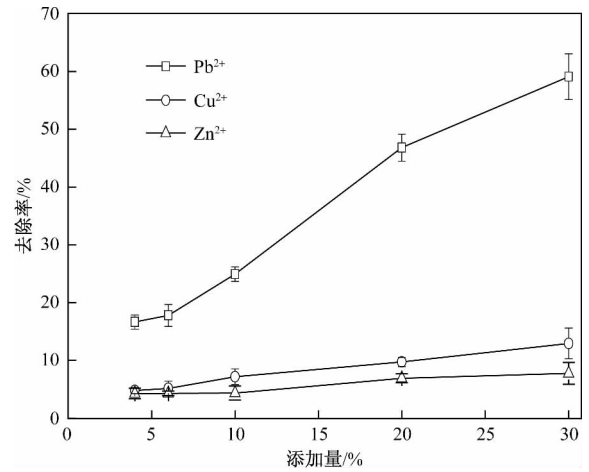


图 2 污泥生物碳相对添加量对重金属吸附的影响

Fig. 2 Effect of relative addition amount of sludge-derived biochar on heavy metals adsorption

生物碳的效果,所以将溶液初始 pH 范围设定为 2.00 ~ 8.00,溶液初始 pH 对重金属平衡吸附量( $q_e$ )的影响试验结果如图 3 所示,其中污泥生物碳添加量为 5 g/L,反应 1 h。从图 3 可见,pH 对重金属平衡吸附量有较大的影响,在 pH 2.00 ~ 4.00 范围内,污泥生物碳对溶液中 3 种重金属平衡吸附量随溶液初始 pH 增大缓慢增加, $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$  的平衡吸附量分别增加了 3.96、2.84 和 3.06 mg/g;在 pH 为 4.00 ~ 6.00 时,3 种重金属平衡吸附量增加较快, $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$  的平衡吸附量分别增加了 18.02、18.58 和 8.14 mg/g;当溶液初始 pH 从 6.00 增至 8.00 时 3 种重金属平衡吸附量基本无变化,研究结论和 TONG 等<sup>[20-22]</sup>的研究结论相似。在较高的 pH 下,重金属氢氧化物阴离子络合物和沉淀形成,污泥生物碳对其的吸附性减小<sup>[23]</sup>。溶液 pH 决定了吸附剂表面的电荷<sup>[24]</sup>,当溶液 pH 小于  $\text{pH}_{\text{pzc}}$ (零电荷点 pH)时,污泥生物碳表面带正电荷,主要通过离子交换作用吸附溶液中的重金属,污泥生物碳与重金属离子间存在静电斥力,而且 pH 越小,斥力越大;同时,溶液中  $\text{H}^+$  和重金属离子间存在竞争吸附,因此,溶液中重金属的去除率较低。当溶液 pH 大于  $\text{pH}_{\text{pzc}}$  时,污泥生物碳表面带负电荷,主要通过静电作用吸附溶液中重金属离子,同时,重金属离子在吸附过程中与污泥生物碳表面的羟基、羧基等含氧官能团发生离子交换反应及氢键吸附<sup>[18-25]</sup>。

### 2.3 重金属吸附动力学

吸附反应时间对溶液中重金属吸附效果的影响试验结果如图 4 所示,溶液初始 pH 为 4.00,污泥生物碳添加量为 5 g/L。从图 4 可见,污泥生物碳对溶液

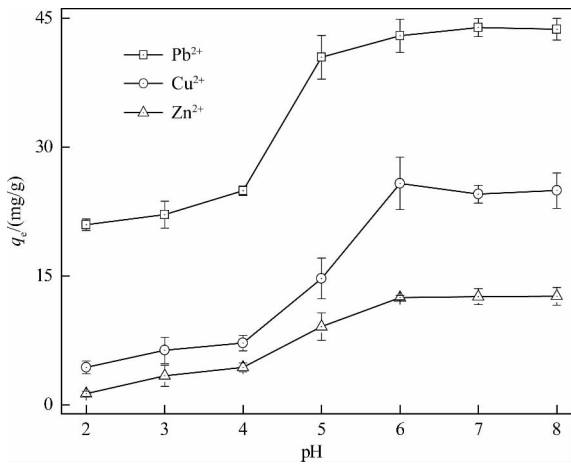


图 3 溶液初始 pH 对重金属平衡吸附量的影响

Fig. 3 Effect of solution pH on heavy metals adsorption by sludge-derived biochar

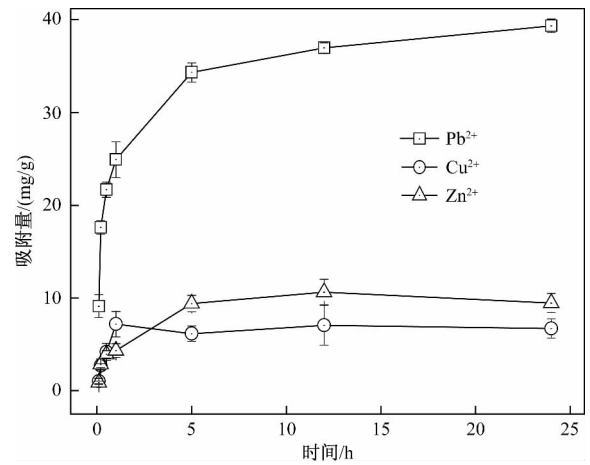


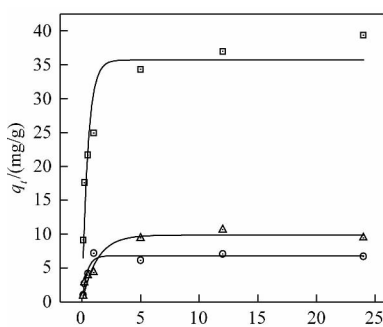
图 4 反应时间对污泥生物碳吸附重金属的影响

Fig. 4 Effect of contact time on heavy metals adsorption by sludge-derived biochar

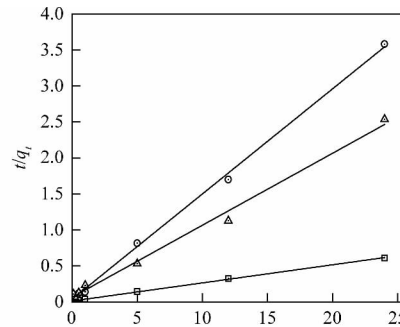
中重金属的吸附量较大,随着吸附时间的延长,重金属去除率首先急剧上升,然后缓慢上升并达到动态平衡,瞬时吸附速率逐渐减小到零,吸附平衡点在 5 h 左右。吸附反应可分为快吸附阶段、慢吸附阶段和吸附动态平衡阶段<sup>[26]</sup>。在吸附的初始阶段,吸附剂表面尚有大量空余的吸附位,因此吸附较快;随吸附时间的延长,吸附位逐渐被重金属离子所占据,吸附相中金属离子与溶液相中金属离子的静电斥力增强,以及溶质扩散至吸附剂表面的浓度差(推动力)下降,导致后期吸附困难。

采用目前应用较广泛的伪一级动力学、伪二级动力学、粒子内扩散 3 种动力学方程模拟重金属在污泥生物碳上的吸附过程,研究吸附动力学不仅可以通过速率推断吸附机理,还可以确定吸附过程达到平衡的时间<sup>[27]</sup>。

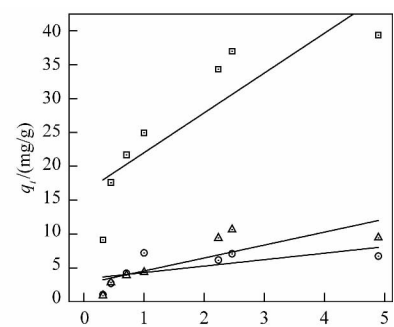
伪一级动力学方程:



(a) 伪一级动力学方程



(b) 伪二级动力学方程



(c) 颗粒内扩散方程

□ Pb<sup>2+</sup>    ○ Cu<sup>2+</sup>    △ Zn<sup>2+</sup>

图 5 污泥生物碳吸附重金属的动力学曲线

Fig. 5 Adsorption kinetics curves of heavy metals by sludge-derived biochars

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

式中:  $q_e$  和  $q_t$  分别为平衡时和经过时间  $t$  时溶质在单位质量吸附剂上的吸附量,  $\text{mg/g}$ ;  $k_1$  为伪一级动力学吸附速率常数  $\text{h}^{-1}$ 。

伪二级动力学方程:

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

式中:  $k_2$  为颗粒内扩散速率常数  $\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{min})$ 。

简化的颗粒内扩散方程<sup>[28]</sup>:

$$q_t = k_{int}t^{0.5} + C$$

式中:  $k_{int}$  为颗粒内扩散速率常数  $\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h}^{0.5})$ ;  $C$  为常数。

图 5 分别为污泥生物碳吸附重金属的伪一级动力学方程、伪二级动力学方程和颗粒内扩散方程的拟合曲线。拟合所得的吸附动力学参数见表 1。从拟合结

果可见,伪二级动力学方程最适合用来描述溶液中各重金属在污泥生物碳上的吸附过程( $R^2$ 均大于0.99),说明几种重金属在污泥生物碳上的吸附过程主要由化学吸附控制<sup>[29]</sup>.伪二级动力学方程包含了吸附的所有过程,如外部液膜扩散、表面吸附和粒子内扩散等,能更真实、全面地反映污泥生物碳吸附重

金属离子的动力学机制<sup>[30]</sup>.伪二级动力学方程预测的 $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$ 、 $Zn^{2+}$ 平衡吸附量分别为39.747、6.849和10.004 mg/g,与试验结果吻合良好.伪二级速率常数( $k_2$ )的大小反映了吸附速率的快慢,由表1可见,污泥生物碳对重金属吸附达到平衡的时间为 $Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$ .

表1 不同方程拟合动力学吸附的参数

Table 1 Parameters of different models for heavy metals adsorption

重金属离子	伪一级动力学方程			伪二级动力学方程			颗粒内扩散方程		
	$q_e/(mg/g)$	$k_1/h^{-1}$	$R^2$	$q_e/(mg/g)$	$k_2/(g/(mg \cdot h))$	$R^2$	$k_{im}/(mg/(g \cdot h^{0.5}))$	$C$	$R^2$
$Pb^{2+}$	35.716	2.014	0.848	39.747	0.050	0.999	5.877	16.145	0.697
$Cu^{2+}$	6.807	2.356	0.931	6.849	0.538	0.998	0.953	3.355	0.300
$Zn^{2+}$	9.862	0.787	0.940	10.004	0.153	0.992	1.911	2.634	0.599

### 3 讨论

污泥生物碳可有效地去除溶液中的重金属,这不仅为城市市政污泥安全处置提供了新思路,实现了市政污泥资源化利用,而且为重金属污水治理提供了新型高效吸附剂.

有关生物碳对重金属的吸附机理,国内外学者进行了大量的研究,静电力和非静电力均占有重要作用. Rivera-Utrilla 等<sup>[31]</sup>认为,静电力吸附起主要作用;而 JIANG 等<sup>[32]</sup>的研究表明, $Pb^{2+}$ 主要通过和稻草生物碳表面的官能团生成表面配合物而受到吸附,即非静电力起主要作用. TONG 等<sup>[20]</sup>通过 FTIR-PAS 试验发现,农作物生物碳表面存在着—COOH 和酚式羟基等活性官能团,溶液中  $Cu^{2+}$  通过化学反应和这些基团形成表面配合物而得到去除. LI 等<sup>[33]</sup>认为, $Cd^{2+}$  主要通过和生物碳表面的—NH<sub>2</sub>、—COOH、—FeOH 等官能团反应而受到吸附. CHEN 等<sup>[18]</sup>研究结果表明,污泥生物碳表面存在着—OH、C=O、Si—O—C、Si—O—Si 及氢键等官能团. Hossain 等<sup>[17]</sup>发现,废水污泥生物碳表面存在着大量的—OH、—NH、C—H、C—N—C 等官能团. 因此,结合动力学吸附试验研究结论,可以推断污泥生物碳吸附溶液中重金属的可能机理为带电污泥生物碳表面的静电吸附以及重金属离子通过化学反应和污泥生物碳表面官能团生成表面配合物.

### 4 结论

a) 随着污泥生物碳添加量的增加,溶液中重金属的去除率不断增加,当污泥生物碳相对添加量约为20%时,溶液中  $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$ 、 $Zn^{2+}$  去除率分别为46.82%、9.72%和6.90%,但单位吸附量总体上呈

下降趋势. 污泥生物碳对溶液中重金属的去除率顺序为  $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+}$ ,与重金属离子水合半径呈负相关.

b) 当溶液初始 pH 小于 4.00 时,重金属吸附量随 pH 增加而缓慢增大;当溶液 pH 为 4.00 ~ 6.00 时,重金属吸附量快速增大;最佳 pH 为 6.00,此时  $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$ 、 $Zn^{2+}$  的平衡吸附量分别为 42.941、25.769 和 12.484 mg/g.

c) 伪二级动力学方程可有效拟合溶液中重金属离子在生物碳上的动力学吸附曲线,即吸附过程主要受化学反应控制, $Pb^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$  和  $Zn^{2+}$  的平衡吸附量分别为 39.747、6.849 和 10.004 mg/g,达到吸附平衡时间的顺序为  $Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$ .

### 参考文献(References):

- [1] BAILEY S E, OLIN T J, BRICKA R M, et al. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals [J]. Water Res, 1999, 33(11): 2469-2479.
- [2] 戴晓虎. 我国城镇污泥处理处置现状及思考[J]. 给水排水, 2012, 38(2): 1-5.
- [3] 冯源, 罗小勇, 林伟岸, 等. 处置库污泥工程特性测试研究[J]. 岩土力学, 2013, 34(1): 115-122.
- [4] QI Ying, THAPA K B, HOADLEY A F A. Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties: a review [J]. Chemical Engineering Journal, 2011, 171(2): 373-384.
- [5] MAKINEN L, ÄMMALA A, KORRKO M, et al. The effects of recovering fibre and fine materials on sludge dewatering properties at a deinked pulp mill [J]. Resources Conservation and Recycling, 2013, 73: 11-16.
- [6] WANG Guanghua, SUI Jun, SHEN Huishan, et al. Reduction of excess sludge production in sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation [J]. J Hazard Mater, 2011, 192(1): 93-98.

- [ 7 ] ZHEN Guangyin ,CHENG Xiaobo ,CHEN Hua ,*et al.* Hydration process of the aluminate  $12\text{CaO}\cdot 7\text{Al}_2\text{O}_3$ -assisted portland cement-based solidification/stabilization of sewage sludge [J]. *Construction and Building Materials* 2012 ,5( 30) : 675-681.
- [ 8 ] WARNOCK D D ,LEHMANN J ,KUYPER T W *et al.* Mycorrhizal responses to biochar in soil: concepts and mechanisms [J]. *Plant and Soil* 2007 ,300( 1/2) : 9-20.
- [ 9 ] SCHMIDT M W I ,NOACK A G. Black carbon in soils and sediments: analysis , distribution , implications , and current challenges [J]. *Global Biogeochem Cycles* 2000 ,14( 3) : 777-793.
- [10] CHENG C H ,LEHMANN J ,THIES J E *et al.* Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes [J]. *Organic Geochemistry* , 2006 ,37( 11) : 1477-1488.
- [12] WILSON K ,YANG H ,SEO C W *et al.* Select metal adsorption by activated carbon made from peanut shells [J]. *Bioresource Technology* 2006 ,97( 18) : 2266-2270.
- [13] WANG Xilong ,XING Baoshan. Sorption of organic contaminants by biopolymer-derived chars [J]. *Environ Sci Technol* 2007 ,41( 24) : 8342-8348.
- [14] RAO M M ,RAMANA D K ,SESHAIAH K *et al.* Removal of some metal ions by activated carbon prepared from phaseolus aureus hulls [J]. *J Hazard Mater* 2009 ,166( 2/3) : 1006-1013.
- [15] SINGH R P ,AGRAWAL M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge [J]. *Waste Manage* ,2008 ,28( 2) : 347-358.
- [16] CABALLERO J A , FRONT R , MARCILLA A , *et al.* Characterization of sewage sludges by primary and secondary pyrolysis [J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* ,1997 , 40/41: 433-450.
- [17] KOCH J ,KAMINSKY W. Pyrolysis of a refinery sewage-sludge: a material recycling process [J]. *Erdöl und Kohle Erdgas Petrochemie Vereinigt Mit Brennstoff-Chemie* ,1993 ,46( 9) : 323-325.
- [18] HOSSAIN M K ,STREZOV V ,CHAN K Y ,*et al.* Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar [J]. *J Environ Manage* ,2011 ,92( 1) : 223-228.
- [19] CHEN X ,JEYASEELAN S ,GRAHAM N. Physical and chemical properties study of the activated carbon made from sewage sludge [J]. *Waste Manage* 2002 ,22( 7) : 755-760.
- [20] 安增莉 ,侯艳伟 ,蔡超 ,等. 水稻秸秆生物碳对 Pb( II) 的吸附特性 [J]. *环境化学* 2011 ,30( 11) : 1851-1857.
- [21] TONG Xuejiao ,LI Jiuyu ,YUAN Jinhua ,*et al.* Adsorption of Cu ( II) by biochars generated from three crop straws [J]. *Chemical Engineering Journal* 2011 ,172( 2/3) : 828-834.
- [22] CHEN Baoliang ,CHEN Zaiming. Sorption of naphthalene and 1-naphthol by biochars of orange peels with different pyrolytic temperatures [J]. *Chemosphere* 2009 ,76( 1) : 127-133.
- [23] FISCHER L ,BRUMMER G W ,BARROW N J. Observations and modeling of the reactions of 10 metals with goethite: adsorption and diffusion processes [J]. *European Journal of Soil Science* 2007 ,58( 6) : 1304-1315.
- [24] KOLODYNSKA D ,WNETRZAK R ,LEAHY J J *et al.* Kinetic and adsorptive characterization of biochar in metal ions removal [J]. *Chemical Engineering Journal* 2012 ,197: 295-305.
- [25] ALINNOR I J. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by fly ash [J]. *Fuel* 2007 ,86( 5/6) : 853-857.
- [26] AJMAL M ,KHAN A H ,AHMAD S *et al.* Role of sawdust in the removal of copper ( II) from industrial wastes [J]. *Water Res* , 1998 ,32( 10) : 3085-3091.
- [27] 刘莹莹 ,秦海芝 ,李恋卿. 不同作物原料热裂解生物质炭对溶液中  $\text{Cd}^{2+}$  和  $\text{Pb}^{2+}$  的吸附特性 [J]. *生态环境学报* 2012 ,21( 1) : 146-152.
- [28] ÜNLÜ N ,ERSOZ M. Adsorption characteristics of heavy metal ions onto a low cost biopolymeric sorbent from aqueous solutions [J]. *J Hazard Mater* 2006 ,136( 2) : 272-280.
- [29] HO Y S ,MCKAY G. Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by wood [J]. *Process Safety and Environmental Protection* ,1998 ,76( 2) : 183-191.
- [30] 胡秋婵 ,王宁 ,符浩 ,等. 苯胺-2,4-二氨基酚共聚合物吸附水中 Hg ( II) 的动力学和热力学研究 [J]. *环境化学* ,2010 ,29( 6) : 1043-1047.
- [31] 孙小莉 ,曾庆轩 ,冯长根. 多胺型阴离子交换纤维吸附铬( VI) 的动力学 [J]. *物理化学学报* 2009 ,25( 10) : 1951-1957.
- [32] RIVERA-UTRILLA J ,SANCHEZ-POLO M. Adsorption of Cr( III) on ozonised activated carbon: importance of Cpi-cation interactions [J]. *Water Res* 2003 ,37( 14) : 3335-3340.
- [33] JIANG Tianyu ,JIANG Jun ,XU Renkou ,*et al.* Adsorption of Pb ( II) on variable charge soils amended with rice-straw [J]. *Chemosphere* 2012 ,89( 3) : 249-256.
- [34] LI Zhenze ,KATSUMI T ,JMAIZUMI S *et al.* Cd( II) adsorption on various adsorbents obtained from charred biomaterials [J]. *J Hazard Mater* 2010 ,183( 1/2/3) : 410-420.

( 责任编辑: 郑朔方)