

# 可变电荷土壤对 As(III)和 As(V)的吸附 及二者的竞争作用\*

王 永<sup>1,2</sup> 徐仁扣<sup>†</sup> 王火焰<sup>1</sup>

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘 要** 三种可变电荷土壤对砷的吸附实验结果表明, 在 pH 3~7 范围内, As(III) 的吸附量随 pH 的升高而增加, 三种土壤对 As(III) 吸附能力的大小顺序为砖红壤 > 黄壤 > 红壤。红壤和砖红壤对 As(V) 的吸附量随 pH 的升高而降低, 黄壤中呈相反的变化趋势, 三种土壤对 As(V) 吸附能力的大小顺序是黄壤 > 砖红壤 > 红壤。三种可变电荷土壤对 As(V) 的吸附能力较对 As(III) 大得多, 砷的吸附量既与土壤游离氧化铁的含量有关, 又与氧化铁的结晶形态密切联系, 由于黄壤中水化氧化铁在游离铁中所占比例较高, 其对 As(V) 吸附能力较砖红壤和红壤大。As(III) 与 As(V) 共存体系的研究结果表明, 两种形态的砷可以竞争可变电荷土壤表面的吸附位, 但在酸性条件下 As(V) 较 As(III) 有更强的竞争能力, 因为 As(V) 使土壤对 As(III) 的吸附量显著减小, 而 As(III) 对红壤和砖红壤吸附 As(V) 有一定的影响, 对黄壤中 As(V) 的吸附几乎没有影响。

**关键词** 可变电荷土壤; As(III); As(V); 竞争吸附

**中图分类号** S153 **文献标识码** A

砷是自然界中普遍存在的有毒元素, 随着人们对砷危险性的认识, 对砷的环境行为越来越重视。如美国在 2006 年开始启用新的饮用水标准, 砷的最高允许浓度由  $50 \mu\text{g L}^{-1}$  下降至  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ <sup>[1]</sup>。无机砷有四种价态, +5 + 3 0 - 3 土壤中的砷主要是三价砷和五价砷, 三价砷较五价砷有更高的毒性, 更强的移动性, 受到人们更多的关注<sup>[1]</sup>。砷可以经过多种途径进入水体、土壤及沉积物。自然状态下土壤中砷的浓度一般不超过  $5 \text{ mg kg}^{-1}$ <sup>[2,3]</sup>, 但人类活动可使土壤砷的浓度增至  $2\ 000 \text{ mg kg}^{-1}$  以上<sup>[4]</sup>, 导致砷污染, 其来源主要包括含砷杀虫剂、肥料、矿渣、制革、冶金等。土壤砷污染不仅影响农作物生长<sup>[5~8]</sup>, 还对人类健康造成很大的危害。砷在土壤中的行为受多种因素的影响, 其中砷的吸附与解吸对其在土壤固液相之间的分配、活动性和生物有效性有重要的影响<sup>[6~9]</sup>。虽然对砷的吸附行为已进行了大量的研究<sup>[9~18]</sup>, 但对其吸附机制还缺乏深入的了解, 特别是涉及三价砷和五价砷吸附机制的比较和两种形态砷共存时它们之间的竞争作用的研究

很少<sup>[12,16,19]</sup>。本文选择三种可变电荷土壤, 研究了它们对三价砷和五价砷的吸附特征及两种形态砷在这些可变电荷土壤表面的竞争作用, 研究结果可为土壤砷污染的控制提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土样

供试土样中, 砖红壤采自广东徐闻, 发育于玄武岩母质; 红壤采自江西进贤, 发育于第四纪红色黏土; 黄壤采自贵州贵阳, 发育于第四纪红色黏土。土壤的基本性质列于表 1。

### 1.2 吸附等温线

分别称取过 60 目筛的土样  $0.500 \text{ g}$  于  $100 \text{ mL}$  塑料瓶中, 加入不同浓度的预先将 pH 调至 5.0 的  $\text{Na}_3\text{AsO}_3$  溶液  $25 \text{ mL}$  在  $25^\circ\text{C}$  下振荡  $2 \text{ h}$  在相同温度下平衡  $22 \text{ h}$  后取出离心, 用库仑滴定法测定上清液中 As(III) 含量<sup>[20]</sup>, 再用差减法计算出土壤对三价砷的吸附量, 以吸附量对吸附平衡浓度作图得

\* 国家自然科学基金项目 (20577054) 和国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB410808) 共同资助

† 通讯作者, E-mail: rkxu@issas.ac.cn

作者简介: 王 永 (1971~), 男, 博士研究生, 主要从事土壤表面化学研究。E-mail: ywang@issas.ac.cn

(1) <http://www.epa.gov/safewater/standards.htm>

收稿日期: 2007-01-19; 收到修改稿日期: 2007-02-12

三价砷的吸附等温线。用  $\text{KH}_2\text{AsO}_4$  配制不同浓度的  $\text{As(V)}$  溶液, 然后用与三价砷相同的实验步骤测定土壤对  $\text{As(V)}$  的吸附量, 绘制  $\text{As(V)}$  的吸附等温线。溶液中的  $\text{As(V)}$  用 ICP-MS 测定。

表 1 供试土样的基本性质  
Table 1 Basic properties of soils used

| 土壤类型<br>Soil types | 有机质<br>O. M.<br>( $\text{g kg}^{-1}$ ) | CEC<br>( $\text{cmol kg}^{-1}$ ) | 游离铁<br>Free $\text{Fe}_2\text{O}_3$<br>( $\text{g kg}^{-1}$ ) | pH  | 主要黏土矿物<br>Dominant clay minerals                                                                             |
|--------------------|----------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------------------------------------|-----|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 砖红壤<br>Latosol     | 13.80                                  | 8.02                             | 108.3                                                         | 5.1 | 高岭石 <sup>①</sup> , 三水铝石 <sup>②</sup> , 针铁矿 <sup>③</sup> , 赤铁矿 <sup>④</sup> 和少量磁铁矿 <sup>⑤</sup>               |
| 红壤<br>Red soil     | 4.40                                   | 8.91                             | 51.1                                                          | 4.8 | 高岭石 <sup>①</sup> , 蛭石 <sup>⑥</sup> , 石英 <sup>⑧</sup> 及少量水云母 <sup>⑦</sup> 、赤铁矿 <sup>④</sup> 和磁铁矿 <sup>⑤</sup> |
| 黄壤<br>Yellow soil  | 7.30                                   | 12.60                            | 80.3                                                          | 5.0 | 高岭石 <sup>①</sup> , 三水铝石 <sup>②</sup> , 针铁矿 <sup>③</sup> , 蛭石 <sup>⑥</sup> 及少量水云母 <sup>⑦</sup>                |

①kaolinite ②gibbsite ③goethite ④hematite ⑤magnetite ⑥vermiculite ⑦hydrous mica ⑧quartz

1.3 pH对砷吸附的影响

分别称取过 60 目筛的土样 0.500 g 于 100 ml 塑料瓶中, 加入 25 ml 浓度为  $1.0\text{ mmol L}^{-1}$  预先用  $\text{HNO}_3$  和  $\text{NaOH}$  将 pH 调至不同值的  $\text{Na}_3\text{AsO}_3$  (或  $\text{KH}_2\text{AsO}_4$ ) 溶液,  $25^\circ\text{C}$  下振荡 2 h 放置平衡, 其间多次调节 pH 使其基本不变, 22 h 后离心, 用酸度计测定上清液的 pH, 用恒电流库仑滴定法测定  $\text{As(III)}$  含量<sup>[20]</sup>, 用 ICP-MS 测定  $\text{As(V)}$  含量, 再用差减法计算出土壤对  $\text{As(III)}$  或  $\text{As(V)}$  的吸附量。

1.4 As(V)与 As(III)的竞争吸附

配制含  $1.0\text{ mmol L}^{-1}\text{KH}_2\text{AsO}_4$  和  $1.0\text{ mmol L}^{-1}\text{Na}_3\text{AsO}_3$  的混合溶液, 然后以 1.3 节同样的方法研究土壤对混合溶液中  $\text{As(V)}$  和  $\text{As(III)}$  的吸附, 获取吸附平衡液, 分别用恒电流库仑滴定法测定溶液中的  $\text{As(III)}$ , 用 ICP-MS 测定溶液中的总砷, 根据总砷和  $\text{As(III)}$  的浓度计算  $\text{As(V)}$  浓度, 然后再用差减法计算土壤对  $\text{As(V)}$  和  $\text{As(III)}$  的吸附量。

上述所有实验均重复 2 次, 文中结果是 2 次平行实验的平均值。

2 结果与分析

2.1 As(III)和 As(V)的吸附等温线

图 1 所示  $\text{As(V)}$  在三种可变电荷土壤中的吸附等温线, 结果表明土壤对  $\text{As(V)}$  的吸附量随其平衡浓度的升高而增加, 三种土壤对  $\text{As(V)}$  吸附量大小顺序为: 黄壤 > 砖红壤 > 红壤, 如当平衡溶液中  $\text{As(V)}$  的浓度为  $1.0\text{ mmol L}^{-1}$  时, 黄壤对  $\text{As(V)}$  的吸附量为  $62.2\text{ mmol kg}^{-1}$ , 砖红壤为  $44.6\text{ mmol kg}^{-1}$ , 红壤为  $33.6\text{ mmol kg}^{-1}$ 。可变电荷

土壤中的氧化铁是阴离子的主要吸附剂<sup>[21]</sup>, 由于砖红壤和黄壤游离氧化铁的含量高于红壤 (表 1), 所以前两种土壤对  $\text{As(V)}$  的吸附量高于红壤, 这也与 Manning 和 Goldberg 研究三种美国土壤吸附砷所获得的结果一致<sup>[16]</sup>。虽然黄壤游离氧化铁的含量低于砖红壤 (表 1), 但对  $\text{As(V)}$  的吸附量却是前者较后者高得多, 这可能主要与两种土壤中氧化铁的结晶形态有一定的关系。砖红壤形成于高温多雨、干湿季节明显的环境下, 土壤氧化铁中赤铁矿占有很高的比例<sup>[22]</sup>; 黄壤形成于日照少、湿度大、干湿不明显的气候条件下, 因此黄壤的氧化铁以水化氧化铁 (如针铁矿、褐铁矿和多水氧化铁) 占优势<sup>[22]</sup>, 这类氧化铁的结晶度低, 表面的反应活性较结晶良好的赤铁矿高, 这是黄壤对  $\text{As(V)}$  的吸附量大于砖红壤的主要原因。图 2 是土壤对三价砷的吸附等温线, 图中结果表明相同 pH 条件下三种土壤对  $\text{As(III)}$  的吸附量较其对  $\text{As(V)}$  的低得多, 三种土壤对  $\text{As(III)}$  吸附量的大小顺序为: 砖红壤 > 黄壤 > 红壤, 如当平衡溶液中三价砷的浓度为  $1.0\text{ mmol L}^{-1}$  时, 砖红壤对  $\text{As(III)}$  的吸附量为  $25.2\text{ mmol kg}^{-1}$ , 黄壤为  $16.5\text{ mmol kg}^{-1}$ , 红壤只有  $12.6\text{ mmol kg}^{-1}$ 。这是因为  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  的酸解离常数非常小 ( $\text{p}K_{a1}=9.2$ ), 在酸性土壤中主要以分子态存在, 所以较难被土壤吸附。与  $\text{As(V)}$  的结果不同, 砖红壤对  $\text{As(III)}$  的吸附量较黄壤高得多, 这主要因为砖红壤含有大量 (高达  $896\text{ mg kg}^{-1}$ ) 的易还原性氧化锰, 在酸性条件下这些氧化锰能将  $\text{As(III)}$  氧化为  $\text{As(V)}$ <sup>[1, 20]</sup>, 而  $\text{As(V)}$  较  $\text{As(III)}$  易被可变电荷土壤吸附<sup>[20]</sup>, 这使得砖红壤对  $\text{As(III)}$  的表现吸附量增加。而黄壤和红壤对  $\text{As(III)}$  的氧化作用很弱<sup>[20]</sup>。

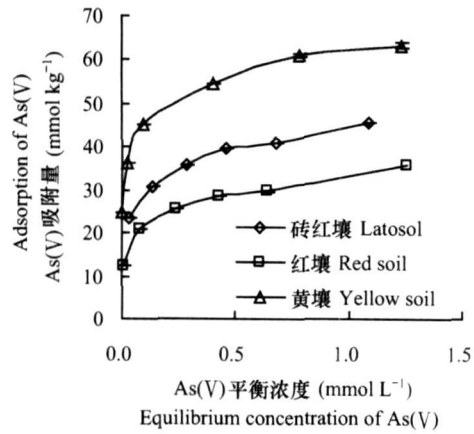


图 1 As(V) 在三种可变电荷土壤表面的  
吸附等温线 (pH5.0)

Fig. 1 Adsorption isotherms of As(V) in three variable charge  
soils at pH5.0

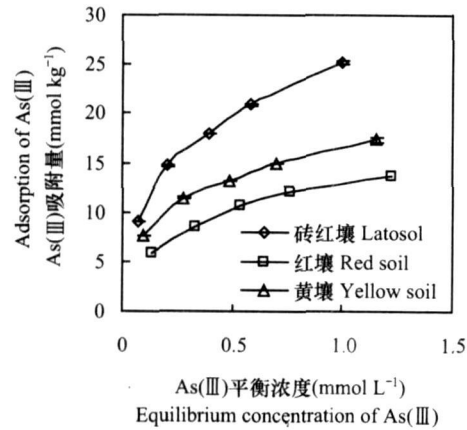


图 2 As(III) 在三种可变电荷土壤表面的  
吸附等温线 (pH5.0)

Fig. 2 Adsorption isotherms of As(III) in three variable charge  
soils at pH5.0

2.2 pH对土壤吸附 As(III)和 As(V)的影响

As(III)的吸附量明显受体系 pH 的影响, 如图 3 所示。在 pH < 7 的范围内, 随着 pH 的升高, As(III)的吸附量逐渐增加。这是因为 H<sub>3</sub>AsO<sub>3</sub>的酸解离常数非常小 (pK<sub>a1</sub> = 9.2), 在土壤中主要以分子态存在, 所以较难被土壤吸附。随着 pH 的升高, H<sub>3</sub>AsO<sub>3</sub>的解离度增加, 生成的 H<sub>2</sub>AsO<sub>3</sub><sup>-</sup> 容易靠近带正电荷的土壤氧化物表面, 所以吸附量增加。从图 3 还可以看出, As(III)在三种土壤中的吸附量随 pH 增加而增加的幅度有很大不同, 黄壤中 As(III)吸附量的增加幅度较红壤和砖红壤中的大得多, 说明 As(III)在黄壤中的吸附对 pH 的改变更敏感, 产生

这种差异的原因可能与不同土壤中 Fe/A 氧化物的含量和存在形态不同有关<sup>[16 23]</sup>。pH 对 As(V) 吸附的影响如图 4 所示, 与 As(III)的结果不同, 砖红壤和红壤对 As(V) 的吸附量均随 pH 的升高显著减小, 这是由于随着 pH 的升高, 可变电荷土壤表面负电荷增加, 对阴离子的排斥作用增强。不同 pH 下黄壤对 As(V) 的吸附表现出与砖红壤和红壤不同的特点, As(V) 吸附量随 pH 升高略有增加, 在所研究的 pH 3~ 7 范围内, As(V) 的吸附量随 pH 改变的变幅很小, 说明黄壤中 As(V) 的吸附对 pH 变化不敏感, 这也与 As(III)的结果不同。产生这一现象的原因目前还不清楚, 有待今后的进一步研究。

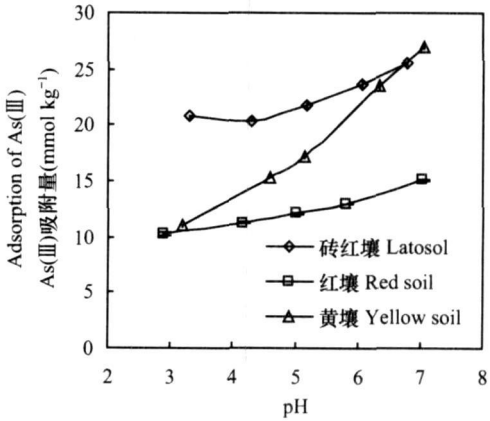


图 3 pH 对三种土壤吸附 As(III) 的影响

Fig. 3 Effect of pH on As(III) adsorption by three  
variable charge soils

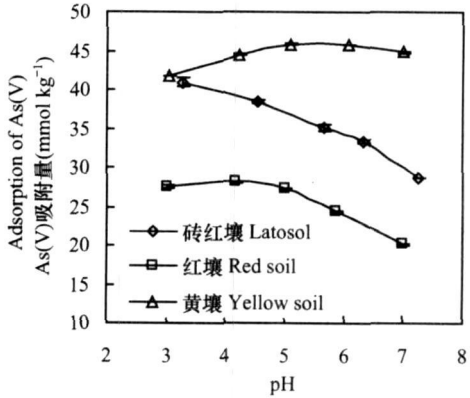


图 4 pH 对三种土壤吸附 As(V) 的影响

Fig. 4 Effect of pH on As(V) adsorption by three  
variable charge soils

2.3 As(III)和 As(V)在可变电荷土壤表面的竞争吸附

图 5 所示 As(III)和 As(V)在三种可变电荷土

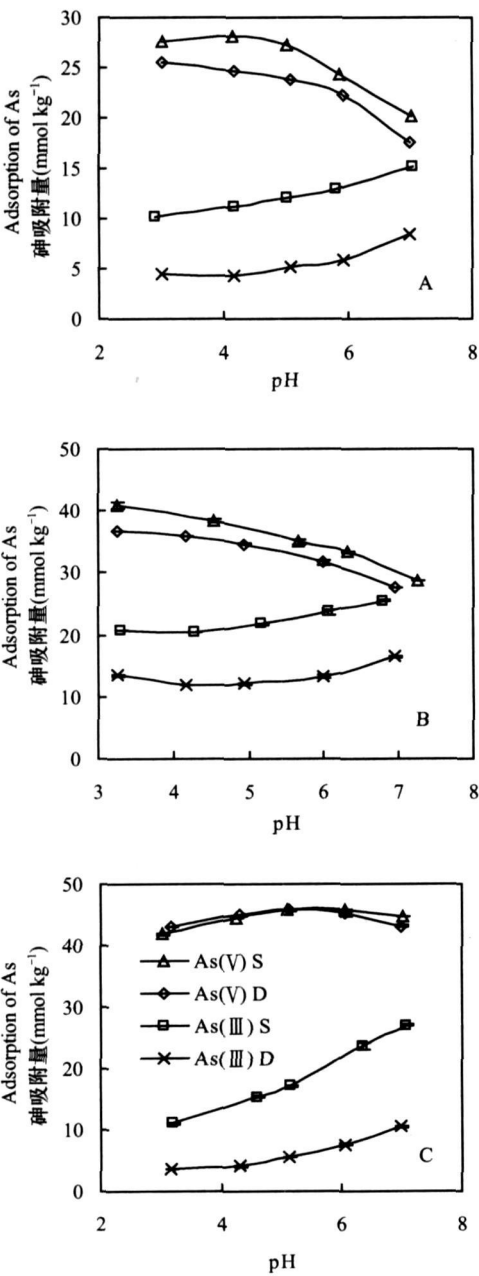


图 5 不同 pH 下 As(III)和 As(V)在可变电荷土壤表面的竞争吸附 (S代表单一体系, D代表 As(III)与 As(V)共存体系; A. 红壤, B. 砖红壤, C. 黄壤)

Fig 5 Competitive adsorption of As(III) and As(V) on variable charge soils at different pH (S was single system, D was binary system of As(III) and As(V); A. red soil B. latosol C. yellow soil)

壤表面的竞争吸附, 可以看出, 在共存体系中, As(III)对 As(V)吸附的影响较小, 与单一体系相比 As(V)吸附量下降不多, 特别是黄壤体系中, As(III)的存在对 As(V)的吸附几乎没有影响, 仅在 pH 较高时使 As(V)的吸附量略有降低。从图 5

单一体系的结果可以看出, 三种土壤对 As(V) 的吸附量较 As(III)大得多, 土壤对 As(V)较对 As(III) 有更强的吸附亲和力, 而且黄壤对 As(V) 的吸附能力较砖红壤和红壤大得多 (图 1), 所以 As(III) 竞争土壤表面吸附位的能力较 As(V) 弱得多, 它对土壤吸附 As(V) 的影响较小或者没有影响。相反, 共存于体系中的 As(V) 对 As(III) 的吸附有显著的抑制作用, 说明 As(V) 有较强的竞争吸附位的能力。如 pH 5.0 时 As(V) 使黄壤、砖红壤和红壤对 As(III) 的吸附量分别下降了 11.4、9.0 和 7.0 mmol kg<sup>-1</sup>, 与对照相比 As(III) 的吸附量分别降低了 68.7%、43.0% 和 58.0%。这一顺序刚好与三种土壤对 As(V) 的吸附量的大小相一致, 说明土壤对 As(V) 的吸附能力越强, As(V) 与 As(III) 竞争土壤表面吸附位的能力越强。

图 5 的结果表明, 尽管 As(III) 与 As(V) 竞争土壤表面吸附位的能力较弱, 但它们能够共享土壤表面的某些吸附位, 说明它们在可变电荷土壤中具有相似的吸附机制。用同步辐射 X 射线精细结构谱的研究结果表明, As(V) 主要通过形成内圈型表面络合物被 Fe/Al 氧化物吸附 (专性吸附), 而 As(III) 既可在 Fe/Al 氧化物表面形成内圈型表面络合物, 又可形成外圈型表面络合物 (静电吸附)<sup>[24-25]</sup>。作者等在前文中的结果也表明, As(III) 可以同时以专性吸附和静电吸附两种方式被可变电荷土壤吸附, 但以专性吸附为主<sup>[20]</sup>。本文的结果说明, 虽然可变电荷土壤对 As(III) 的吸附能力较对 As(V) 的弱得多, 但它们能竞争土壤表面的专性吸附位。

3 结 论

本文的研究得到如下几点结论: (1) 可变电荷土壤对 As(V) 的吸附能力较对 As(III) 大得多, 砷的吸附量既与土壤游离氧化铁的含量有关, 又与氧化铁的结晶形态有密切联系; (2) 不同可变电荷土壤对砷的吸附量存在差异, pH 对不同土壤中 As(III) 和 As(V) 吸附的影响也有所不同; (3) As(III) 与 As(V) 共存时, 它们可以竞争可变电荷土壤表面的吸附位, 但在酸性条件下 As(V) 较 As(III) 有更强的竞争能力, As(V) 使土壤对 As(III) 的吸附量显著减小, 而 As(III) 对 As(V) 吸附的影响很小。

## 参 考 文 献

- [ 1 ] 陈怀满等. 土壤中化学物质的行为与环境质量. 北京: 科学出版社, 2002. 79~94. Chen H M, *et al*. Behavior of Chemicals in Soils and Its Relation to Environmental Quality (in Chinese). Beijing: Science Press, 2002. 79~94.
- [ 2 ] Raven K P, Jain A, Loeppert R H. Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: Kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes. *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32: 334~349.
- [ 3 ] Xu H, Alkard B, Grimvall A. Influence of pH and organic substance on the adsorption of As(V) on geogenic materials. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1988, 40: 293~305.
- [ 4 ] Smith E, Nailu R, Alston A M. Arsenic in the soil environment: a review. *Advances in Agronomy*, 1998, 64: 149~195.
- [ 5 ] 张广莉, 宋光煜, 赵红霞. 磷影响下根际无机砷的形态分布及其对水稻生长的影响. *土壤学报*, 2002, 39: 23~28. Zhang G L, Song G Y, Zhao H X. Effect of phosphorus on distribution of inorganic arsenic fractions in rhizosphere and growth of rice (in Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39: 23~28.
- [ 6 ] 李勋光, 李小平. 土壤砷的吸附及砷的水稻毒性. *土壤*, 1996, 28(2): 98~100. Li X G, Li X P. Arsenic adsorption in soil and its phytotoxicity to rice (in Chinese). *Soils*, 1996, 28(2): 98~100.
- [ 7 ] 陈同斌, 刘更另. 土壤中砷的吸附和砷对水稻的毒害效应与 pH 的关系. *中国农业科学*, 1993, 26: 63~68. Chen T B, Liu G L. Effect of soil pH on arsenic adsorption in soil and its toxicity to rice (*Oryza Sativa L.*) (in Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 1993, 26: 63~68.
- [ 8 ] 陈同斌, 刘更另. 土壤溶液中的砷及其与水稻生长效应的关系. *生态学报*, 1996, 16(2): 147~153. Chen T B, Liu G L. Arsenic in soil solution and its relationship to growth of rice (in Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 1996, 16(2): 147~153.
- [ 9 ] 陈静, 王学军, 朱立军. 砷在贵州地区红土表面吸附和解吸的动力学研究. *农业环境科学学报*, 2003, 22(6): 697~699. Chen J, Wang X J, Zhu L J. Kinetics of adsorption and desorption of arsenic in red soil in Guizhou area (in Chinese). *Journal of Agroenvironment Science*, 2003, 22(6): 697~699.
- [ 10 ] 陈同斌, 张效年. 磷和砷专性吸附对砖红壤胶体电动电位的影响. *华南农业大学学报*, 1993, 14(1): 24~27. Chen T B, Zhang X N. Effect of specific adsorption of phosphorus and arsenic on zeta potential of kaolinite colloids (in Chinese). *Journal of South China Agricultural University*, 1993, 14(1): 24~27.
- [ 11 ] 雷梅, 陈同斌, 范稚连, 等. 磷对土壤中砷吸附的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(11): 1989~1992. Lei M, Chen T B, Fan Z L, *et al*. Effect of phosphorus on arsenic adsorption by three different soils (in Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11): 1989~1992.
- [ 12 ] Manning B A, Suarez D L. Modeling arsenic (III) adsorption and heterogeneous oxidation kinetics in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2000, 64(1): 128~137.
- [ 13 ] Goh K H, Lin T T. Geochemistry of inorganic arsenic and selenium in a tropical soil: effect of reaction time, pH, and competitive anions on arsenic and selenium adsorption. *Chemosphere*, 2004, 55: 849~859.
- [ 14 ] Pfeifer H R, Gueyergardet A, Raymond D, *et al*. Dispersion of natural arsenic in the Malcantone watershed, Southern Switzerland: field evidence for repeated sorption-desorption and oxidation-reduction processes. *Geoderma*, 2004, 122: 205~234.
- [ 15 ] Liversey N T, Huang P M. Adsorption of arsenate by soils and its relation to selected chemical properties and anions. *Soil Sci.*, 1981, 131: 88~94.
- [ 16 ] Manning B A, Goldberg S. Arsenic(III) and Arsenic(V) adsorption on three California soils. *Soil Sci.*, 1997, 162: 886~895.
- [ 17 ] Ladeira A C Q, Cinelli V S T. Adsorption and desorption of arsenic on an oxisoland: its constituents. *Water Research*, 2004, 38: 2087~2094.
- [ 18 ] Violante A, Pigna M. Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, 66: 1788~1796.
- [ 19 ] Goldberg S. Competitive adsorption of arsenate and arsenite on oxides and clay minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, 66: 413~421.
- [ 20 ] 王永, 徐仁扣. As(III)在可变电荷土壤中吸附和氧化的初步研究. *土壤学报*, 2005, 42(4): 609~613. Wang Y, Xu R K. Adsorption and oxidation of As(III) in variable charge soils (in Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(4): 609~613.
- [ 21 ] Yu T R. Chemistry of Variable Charge Soil. Oxford University Press, New York, 1997. 175~218.
- [ 22 ] 熊毅, 李庆远. 中国土壤(第二版). 北京: 科学出版社, 1990. 49~61. Xiong Y, Li Q K. Soil of China (The second edition) (in Chinese). Beijing: Science Press, 1990. 49~61.
- [ 23 ] Manning B A, Goldberg S. Adsorption and stability of arsenic (III) at the clay mineral-water interface. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 2005~2011.
- [ 24 ] Arai Y, Elzinga E J, Sparks D L. X-ray absorption spectroscopic investigation of arsenite and arsenate adsorption at the aluminum oxide-water interface. *J. Colloid Interface Sci.*, 2001, 235: 80~88.
- [ 25 ] Fendorf S, Eick M J, Gross J P, *et al*. Arsenate and chromate retention mechanisms on goethite. I. Surface structure. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 315~320.

## ADSORPTION AND COMPETITIVE ADSORPTION OF As(III) AND As(V) ON THREE VARIABLE CHARGE SOILS

Wang Yong<sup>1, 2</sup> Xu Renkou<sup>1†</sup> Wang Huoyan<sup>1</sup>

(*State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*)

(*2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

**Abstract** Data from the experiment on arsenic adsorption by three variable charge soils show that As(III) adsorption increased with pH rising from 3 to 7, and the three soils followed the order latosol > yellow soil > red soil. While As(V) adsorption decreased with rising pH in red soil and latosol, an opposite trend was observed in yellow soil making the three soils in the order yellow soil > latosol > red soil in As(V) adsorption. These soils have greater adsorption capacity for As(V) than for As(III), and the adsorption of either As(V) or As(III) was related not only to content of the free iron oxides in the soils, but also to crystalline type of the oxides in the soils. The yellow soil showed larger adsorption capacity for As(V) than latosol and red soil due to its high proportion of hydrated iron oxides. Results from the binary system of As(III) and As(V) indicated that the two species of arsenic competed with each other for adsorption sites on variable charge soils, and As(V) was more competitive than As(III) under acidic condition, because the presence of As(V) depressed the adsorption of As(III) to a larger extent, and vice versa in red soil and latosol to a certain extent, but almost no effect of the presence of As(III) on As(V) adsorption by yellow soil was observed except with a high pH.

**Key words** Variable charge soil; As(V); As(III); Competitive adsorption