

# 海泡石对典型水稻土镉吸附能力的影响

朱奇宏<sup>1</sup>, 黄道友<sup>1</sup>, 刘国胜<sup>2</sup>, 朱光旭<sup>1,3</sup>, 曾伟刚<sup>1,3</sup>, 刘胜平<sup>4</sup>

(1.中国科学院亚热带农业生态研究所, 亚热带农业生态过程重点实验室, 湖南 长沙 410125; 2.株洲市环境保护研究院, 湖南 株洲, 412000; 3.中国科学院研究生院, 北京 100039; 4.株洲市土肥站, 湖南 株洲 412007)

**摘要:**通过吸附解吸实验研究了添加海泡石后典型水稻土对 Cd 的吸附解吸特性及其对吸附溶液 pH 值变化的响应。结果表明, Freundlich 方程可以较好地拟合红黄泥、黄泥田和红沙泥 3 种典型水稻土对 Cd 的等温吸附过程( $R^2>0.962$ )。在溶液初始 Cd 浓度相同的情况下, 添加海泡石可使 3 种水稻土对 Cd 的吸附量增加 20%以上, 增强土壤对 Cd 的吸附强度, 有效降低吸附 Cd 的解吸率, 其效果随海泡石添加量的增大而增强。3 种水稻土吸附 Cd 的解吸率均高于 70%, 而且都随吸附量的增加而上升。溶液的 pH 值是影响土壤吸附 Cd 的一个重要因素, 在低 pH 值的条件下( $\text{pH}<4$ ), 随着溶液 pH 值的降低, 土壤对 Cd 的吸附量迅速降低, 当溶液 pH 值高于 5 时, pH 值的变化对吸附量的影响较小。在溶液初始 pH 值 2~8 范围内, 添加海泡石均能有效提高 3 种水稻土对 Cd 的吸附能力。

**关键词:**海泡石; 水稻土; 镉; 吸附

**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2009)11-2318-06

## Effect of Sepiolite on Sorption of Cd by Typical Paddy Soils

ZHU Qi-hong<sup>1</sup>, HUANG Dao-you<sup>1</sup>, LIU Guo-sheng<sup>2</sup>, ZHU Guang-xu<sup>1,3</sup>, ZENG Wei-gang<sup>1,3</sup>, LIU Sheng-ping<sup>4</sup>

(1. Key Laboratory for Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, CAS, Changsha 410125, China; 2. Zhuzhou Academy of Environmental Protection, Zhuzhou 412000, China; 3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 4. Zhuzhou City Soil and Fertilizer Station, Zhuzhou 412007, China)

**Abstract:** The adsorption-desorption of cadmium(Cd) by clay minerals or soils have been extensively studied, however, the effect of the application of sepiolite on Cd adsorption-desorption in soils remains poorly understood. The aim of this study was therefore to investigate Cd sorption and desorption by 3 typical paddy soils pretreated with sepiolite through a batch equilibration method. Our results indicated that the sorption amount of Cd on each tested soil increased with the Cd equilibrium concentration, after adding cadmium ion ranged from 0 to 20 mg·L<sup>-1</sup>, but did not reach a maximum. Freundlich equations were fitted well ( $R^2>0.962$ ) to all the sorption experimental results. Sepiolite not only enhanced Cd adsorption, but also increased the retention of Cd by the three soils. At the same initial Cd concentrations, sepiolite added at 5 and 10 mg·kg<sup>-1</sup> increased the adsorption amount by 17%~34% and 25%~60%, and decreased the release percentage by 1.4%~13.6% and 10.3%~25.0%, respectively, as compared with the controls. Solution initial pH was also an important factor affecting the adsorption of Cd in soil. The enhancement of Cd sorption caused by the solution initial pH increase was apparent with the pH ranged from 2 to 4, but the effect was minimal with the pH ranged from 5 to 8. Moreover, addition of sepiolite obviously increased the sorption amount of Cd by the 3 soils with the pH ranged from 2 to 8. These results provide support for the feasibility of sepiolite used as amendment for the immobilization of Cd in paddy soil.

**Keywords:** sepiolite; paddy soil; cadmium; sorption

收稿日期: 2009-08-17

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2008BADA7B02; 2007BAD89B11); 国家科技重大专项(2008ZX07212-0105)

作者简介: 朱奇宏(1982—), 男, 博士, 助理研究员, 主要从事土壤与环境生态方面的研究。E-mail: qhzhu@isa.ac.cn

通讯作者: 黄道友 E-mail: dyhuang@isa.ac.cn

镉(Cd)是对人体毒害最大的重金属元素之一,稻田 Cd 污染对我国的粮食安全构成了巨大的威胁。据报道,我国已有 11 个污灌区农田 Cd 含量达到生产 Cd 米( $\geq 1.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )的程度<sup>[1]</sup>。作物吸收 Cd 受到土壤溶液中 Cd 浓度的控制,而土壤溶液中 Cd 的浓度则与吸附和解吸、沉淀和溶解等反应有密切关系,且主要受土壤 pH 值、有机质、碳酸钙和铁锰氧化物含量、温度、时间等因素的影响<sup>[2-6]</sup>。通常,有机质含量和 pH 值较高的土壤对重金属的吸附能力较强<sup>[6]</sup>。因此,研究土壤中 Cd 的吸附和解吸过程及其控制机制对 Cd 污染土壤的修复、环境容量的预测等有重要的作用。海泡石作为一种比表面积较大的粘土矿物,其在降低土壤中 Cd 的植物毒性和有效性方面已有一些研究<sup>[7-11]</sup>,但这些研究大多以旱土为研究对象,而且从土壤吸附和解吸反应这一角度去研究海泡石降低 Cd 有效性的报道不多。本文选用红黄泥、黄泥田和红沙泥 3 种典型水稻土,研究了添加海泡石对水稻土中 Cd 的吸附和解吸特性的影响,并探讨施用海泡石改良 Cd 污染土壤的机理。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

海泡石为商品海泡石( $d \leq 74 \mu\text{m}$ ),产于湖南湘潭,主要成分为海泡石和石英,其比表面积为  $42.6 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ (BET 法),pH 值为 9.0(水/土=10/1,V/W),CEC 为  $11.2 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试 3 种水稻土采自湖南桃源,分别为红黄泥、黄泥田和红沙泥,其基本性质见表 1。

### 1.2 土壤预处理

3 种土壤均设对照(S0):不添加海泡石,两个海泡石添加水平, $5.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土(S5)、 $10.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土(S10)。将上述处理的土壤 300 g 分别放入 500 mL 塑料烧杯中,保持淹水状态,在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 恒温培养 7 d,然后风干、磨碎,过 2 mm 筛,备用。

### 1.3 等温吸附与解吸

称取土样 1.000 g,按土液比 1:20,加入  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$  溶液, $\text{Cd}^{2+}$ 浓度分别为 2.0、4.0、6.0、8.0、10.0、15.0、20.0  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,采用  $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的  $\text{NaNO}_3$  作支持电解质。 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 振荡 2 h,之后在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下平衡 24 h,于  $3\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 15 min,收集上清液。残渣用 95%乙醇洗涤 2 次,分别加入  $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $\text{MgCl}_2$  溶液 8 mL, $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 振荡 1 h,离心 15 min,收集上清液。实验设 3 次重复。

### 1.4 溶液 pH 值的影响

溶液 Cd 浓度为  $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,pH 值设 2.0、3.0、4.0、5.0、6.0、7.0、8.0,7 个处理。其他同等温吸附过程。实验设 3 次重复。

### 1.5 测定方法

溶液 Cd 浓度采用 AAS(GBC,澳大利亚)测定,其他各项采用常规方法测定<sup>[12]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 添加海泡石后水稻土对镉的等温吸附

从图 1 可以看出,3 种水稻土对 Cd 的吸附量均随平衡溶液 Cd 浓度的升高而增加。由于吸附溶液初始 Cd 浓度较低(Cd 含量  $2 \sim 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),等温吸附曲线均未进入平台期,3 种土壤对 Cd 的吸附量都没有达到饱和。在初始 Cd 浓度相同的情况下,3 种水稻土 S0 处理对 Cd 的吸附量有一定的差异,红黄泥和红沙泥对 Cd 的吸附量较为接近,而黄泥田的吸附量则比前两者的略低。添加海泡石均能有效提高 3 种水稻土对 Cd 的吸附,其效果随海泡石添加量的增大而增强。与对照(S0)相比,红黄泥、黄泥田和红沙泥 S5 处理吸附量分别增加 17%~22%、27%~33%和 24%~34%;而相应 S10 处理的增加幅度分别达到 25%~44%、37%~60%和 29%~39%。

采用 Freundlich 方程( $\ln Q_e = 1/n \ln C_e + \ln K_f$ )、Langmuir 方程( $C_e/Q_e = 1/Q_{\max} C_e + 1/(K_L Q_{\max})$ )和

表 1 供试水稻土基本性质

Table 1 Basic properties of the three paddy soils used in experiments

| 土壤  | 成土母质  | pH 值 | CEC/ $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 有机质/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 有效养分/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ |      |      | 全 Cd/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ |
|-----|-------|------|-----------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------------|------|------|----------------------------------------|
|     |       |      |                                         |                                      | 碱解 N                                   | 有效 P | 速效 K |                                        |
| 红黄泥 | 第四纪红土 | 5.0  | 13.3                                    | 33.9                                 | 160                                    | 18.1 | 83   | —                                      |
| 黄泥田 | 板页岩   | 4.9  | 9.17                                    | 41.8                                 | 213                                    | 21.6 | 63   | —                                      |
| 红沙泥 | 砂页岩   | 5.1  | 11.8                                    | 29.8                                 | 142                                    | 27.4 | 89   | —                                      |

注:—为含量低于仪器检测限,未检出。

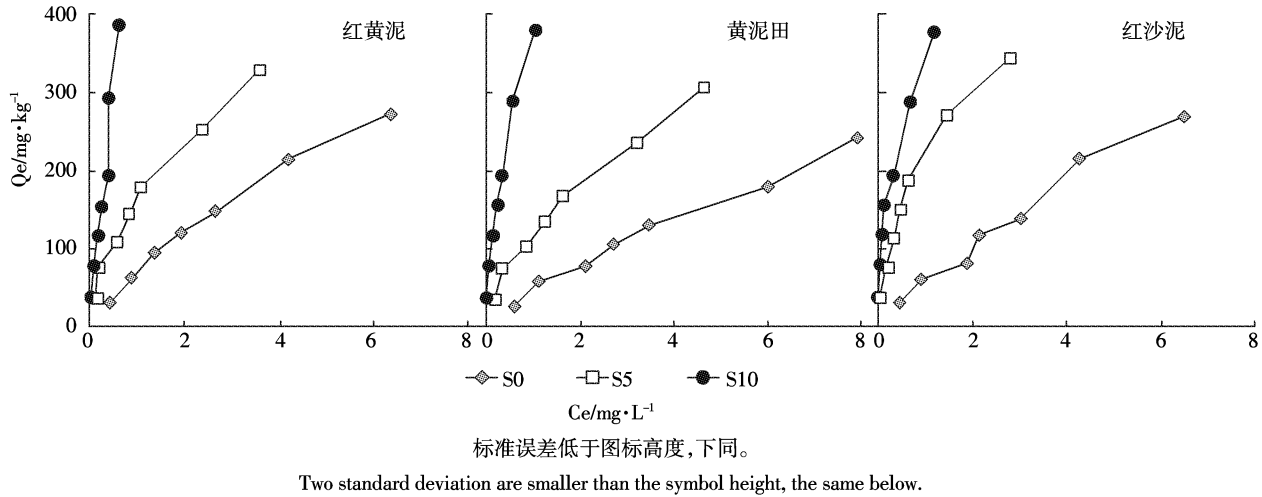


图 1 海泡石对典型水稻土吸附镉的影响

Figure 1 Effects of sepiolite addition on Cd sorption in typical paddy soils

Temkin 方程( $Q_e=a+b\lg C_e$ )对 3 种水稻土添加海泡石后 Cd 的等温吸附过程进行拟合(表 2)。其结果以 Freundlich 方程的拟合效果最好( $R^2\geq 0.96,P<0.01$ )。方程的  $K_F$  值随海泡石添加量的增加而增大,而  $1/n$  值的变化趋势则正好相反。以黄泥田为例,S0 处理  $K_F$  和  $1/n$  分别为 46.5 和 0.794,S5 和 S10 处理  $K_F$  值分别增大至 117.6 和 375,而  $1/n$  则相应减小至 0.634 和 0.577。Temkin 方程也能够较好拟合 3 种土壤添加海泡石后对 Cd 的吸附过程( $R^2\geq 0.80,P<0.01$ )。而 Langmuir 方程则是 3 种等温吸附方程中拟合效果最差的一种( $R^2\geq 0.46$ )。

2.2 添加海泡石后水稻土吸附镉的解吸

从 Cd 的解吸曲线(图 2)可以看出,3 种水稻土对照处理(S0)的解吸率均随吸附量的增大而逐步升

高。红黄泥、黄泥田和红沙泥 S0 处理的解吸率分别由 77%、76%和 72%上升至 84%、85%和 78%。添加 5.0  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  的海泡石(S5),红黄泥、黄泥田和红沙泥的解吸率降为 73%~81%、70%~78%和 58%~69%,海泡石添加量达到 10  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时(S10),其解吸率依次降为: 66%~69%、51%~68%和 52%~62%。添加海泡石有效降低了 3 种水稻土 Cd 的解吸率,其降低幅度随海泡石添加量的增加而增大,但并未改变其解吸率随吸附量变化的规律。

2.3 溶液 pH 值对水稻土镉吸附的影响

溶液初始 pH 值(2~8)变化是影响 3 种水稻土吸附 Cd 的重要因子(图 3)。3 种水稻土不添加海泡石的处理(S0),在 pH 值较低( $\text{pH}=2\sim 4$ )时,随着溶液 pH 值的升高,土壤吸附 Cd 的量随之快速增加;当 pH 值

表 2 添加海泡石水稻土吸附镉的拟合方程常数

Table 2 Isotherms parameters of Cd adsorption by soils with addition of sepiolite

| 土壤  | 处理  | Freundlich 方程 |       |         | Langmuir 方程 |       |         | Temkin 方程 |       |         |
|-----|-----|---------------|-------|---------|-------------|-------|---------|-----------|-------|---------|
|     |     | $K_F$         | $1/n$ | $R^2$   | $Q_{\max}$  | $K_L$ | $R^2$   | $a$       | $b$   | $R^2$   |
| 红黄泥 | S0  | 66.6          | 0.807 | 0.994** | 625         | 0.122 | 0.987** | 208.2     | 79    | 0.940** |
|     | S5  | 157.1         | 0.61  | 0.966** | 434.8       | 0.676 | 0.947** | 190.2     | 185.5 | 0.935** |
|     | S10 | 502.4         | 0.797 | 0.975** | 909.1       | 0.917 | 0.459*  | 263.3     | 360.5 | 0.815** |
| 黄泥田 | S0  | 46.5          | 0.794 | 0.988** | 555.6       | 0.088 | 0.842** | 179       | 46.2  | 0.910** |
|     | S5  | 117.6         | 0.634 | 0.973** | 434.8       | 0.418 | 0.935** | 185.1     | 144.6 | 0.929** |
|     | S10 | 375           | 0.577 | 0.994** | 500         | 2.5   | 0.921** | 194.6     | 320.5 | 0.889** |
| 红沙泥 | S0  | 58.8          | 0.82  | 0.978** | 769.2       | 0.081 | 0.542*  | 203.96    | 67.5  | 0.875** |
|     | S5  | 213.6         | 0.599 | 0.985** | 454.5       | 1.1   | 0.992** | 195.8     | 232.3 | 0.957** |
|     | S10 | 355.6         | 0.496 | 0.962** | 416.7       | 4     | 0.954** | 173.6     | 317.3 | 0.941** |

注:  $Q_{\max}$ 、 $K_F$ 、 $1/n$ 、 $K_L$ 、 $a$ 、 $b$  为拟合方程常数,\* 和 \*\* 分别表示在 0.05 和 0.01 显著水平。

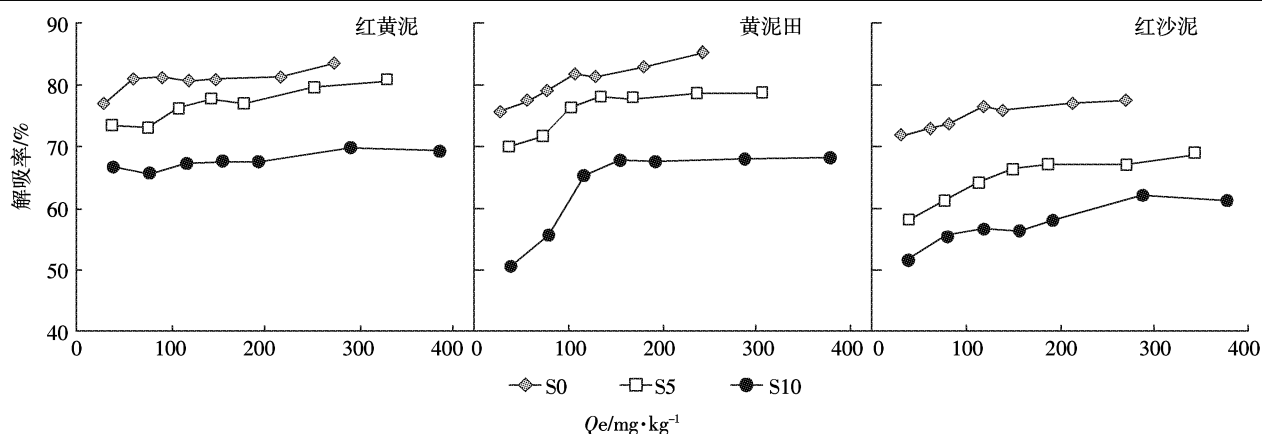


图 2 添加海泡石对典型水稻土镉解吸率的影响

Figure 2 Effects of sepiolite addition on Cd desorption in typical paddy soils

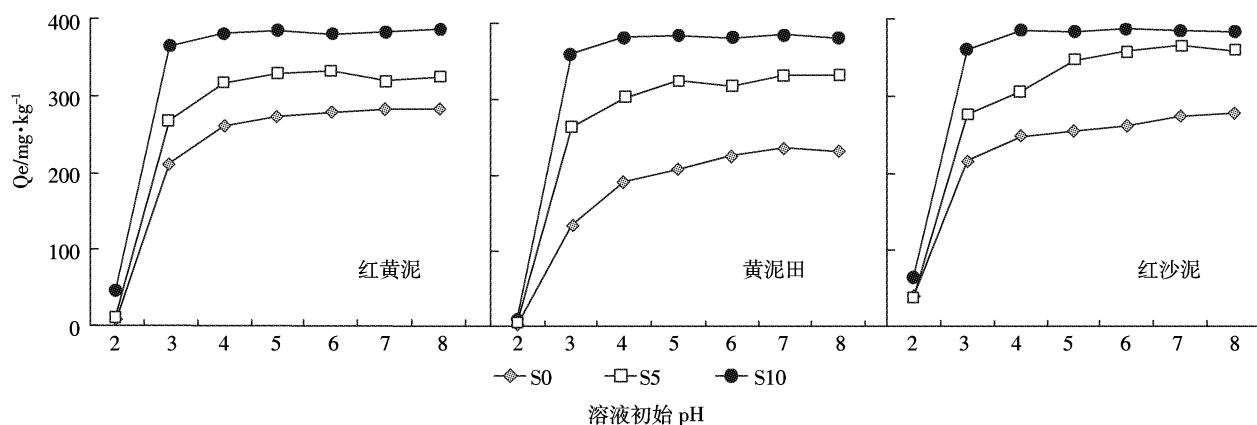


图 3 溶液初始 pH 值对添加海泡石后水稻土吸附镉的影响

Figure 3 Effects of solution initial pH on Cd sorption in sepiolite added typical paddy soils

高于 4 时, 溶液 pH 值的变化对土壤吸附 Cd 的量影响较小, 吸附曲线变得较为平缓。溶液 pH 值达到 5 时, 红黄泥、黄泥田和红沙泥的吸附量已分别达到最大值的 97%、90% 和 91%。添加海泡石后, 3 种土壤的吸附曲线随溶液 pH 值变化的规律与 S0 处理相似, 但在溶液 pH 值达到 4 以后曲线斜率趋于平缓。在 pH=4 时, 红黄泥 S5 和 S10 处理的吸附量分别达到最大值的 97% 和 99%、黄泥田的为 91% 和 99%、红沙泥的这一比例分别为 90% 和 99%。溶液初始 pH 值在 2~8 的范围内, 添加海泡石均能够有效增大 3 种水稻土对 Cd 的吸附量, 且 S10 处理的增大幅度高于 S5 处理。

### 3 讨论

Levi-Minzi 等<sup>[13]</sup>发现土壤对 Cd 的吸附可用 Freundlich 方程很好拟合。Freundlich 方程的常数  $K_F$  值可以作为土壤对重金属离子吸附的强度指标,  $K_F$  值

越大, 表示土壤对重金属离子的吸附作用强度也越大<sup>[14]</sup>。3 种水稻土在添加海泡石后其拟合方程的  $K_F$  均增大了数倍, 而且海泡石添加量为  $10.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  时  $K_F$  值远大于添加量为  $5.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  时, 可见添加海泡石能够明显增强这 3 种水稻土对 Cd 的吸附强度。而方程的斜率  $1/n$  值则表示吸附发生的难易程度, 一般认为  $1/n$  值介于 0.1~0.5 之间时则易于吸附, 添加海泡石后 3 种土壤的  $1/n$  均出现下降, 其中黄泥田和红沙泥的  $1/n$  值随着海泡石添加量的增加而减小, 表明添加海泡石能够使这 3 种水稻土对 Cd 的吸附更易于发生。

Tessier 等<sup>[15]</sup>采用连续提取法将土壤中的重金属划分为交换态、碳酸盐结合态、铁锰结合态、有机结合态和残渣态 5 种形态, 其中交换态 Cd 采用  $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $\text{MgCl}_2$  溶液提取。未添加海泡石 3 种水稻土吸附的 Cd 70% 以上都可以被解吸下来, 表明这 3 种土壤吸附的 Cd 主要是以交换态的形式存在于土壤中, 而添

表 3 添加海泡石对典型水稻土 pH 值和 CEC 的影响

Table 3 Effects of sepiolite on soils pH and CEC

| 处理                                     | 红黄泥  |      |      | 黄泥田  |      |      | 红沙泥  |      |      |
|----------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
|                                        | S0   | S5   | S10  | S0   | S5   | S10  | S0   | S5   | S10  |
| pH                                     | 4.97 | 5.90 | 6.93 | 4.93 | 5.78 | 6.98 | 5.11 | 6.43 | 7.72 |
| CEC/cm <sup>ol</sup> ·kg <sup>-1</sup> | 13.1 | 13.5 | 13.6 | 9.1  | 9.2  | 9.8  | 11.8 | 12.1 | 12.2 |

加海泡石后其解吸率均有明显的下降。汪洪等<sup>[4]</sup>将土壤吸附的 Cd 分为两个部分,能够解吸下来的被划分为非专性吸附,而不能解吸的部分被划分为专性吸附,按照这种划分方法,添加海泡石不仅能够增强水稻土对 Cd 的总吸附能力,也能增强土壤对 Cd 的专性吸附能力。

表 3 列出了添加海泡石后 3 种水稻土 pH 值和 CEC 的变化。添加 5.0 和 10.0 g·kg<sup>-1</sup> 的海泡石对 3 种水稻土 CEC 没有明显的影响,但使红黄泥的 pH 值提高 0.93 和 1.96 个单位,黄泥田的 pH 值提高 0.85 和 2.05 个单位,红沙泥的 pH 值提高 1.32 和 2.61 个单位,这与前人盆栽试验的结果是一致的<sup>[7-8,16]</sup>。土壤中吸附 Cd 的主要物质有粘土矿物、氧化物及有机质等,而 pH 值则是土壤吸附 Cd 的非常重要的影响因素<sup>[2,4]</sup>。土壤 pH 值的提高对吸附量的影响可能有两方面的原因:一方面土壤 pH 值提高使土壤中粘土矿物、水合氧化物和有机质表面的负电荷增加,对 Cd<sup>2+</sup> 的吸附力加强,同时 Cd<sup>2+</sup> 在氧化物表面的专性吸附、土壤有机质-金属络合物的稳定性随 pH 值升高而增强<sup>[17-20]</sup>;另一方面,在相同初始溶液 pH 值的条件下,随着土壤 pH 值的提高,土壤-溶液体系的 pH 值也随之升高,从而引起土壤溶液中 H<sup>+</sup>、Fe<sup>2+</sup>、Al<sup>3+</sup>、Mg<sup>2+</sup> 等离子浓度减小,与 Cd<sup>2+</sup> 竞争吸附减少<sup>[20-22]</sup>。可见,添加海泡石提高土壤 pH 值应该是导致这 3 种水稻土对 Cd 吸附能力增强和解吸率降低的一个重要原因。据 Shirvani 等<sup>[9-10]</sup> 报道,海泡石对 Cd 的最大吸附量可达 46 μmol·g<sup>-1</sup>。Álvarez -Ayuso 和 García -Sánchez<sup>[11]</sup> 的研究结果也显示,海泡石对 Cd 具有较高的吸附容量(17.1 mg·kg<sup>-1</sup>),添加海泡石能够有效增强土壤对 Cd 的吸持能力;作者同时指出,海泡石并不具备较大的 CEC,其对 Cd 的主要吸附机制是溶液中 Cd 离子与海泡石八面体边缘的 Mg 发生置换作用。因此,添加海泡石虽对 3 种水稻土的 CEC 没有明显的提高,但其本身对 Cd 的吸附能力可能是添加海泡石后 3 种水稻土对 Cd 吸附和解吸特性发生变化的原因之一。

4 结论

(1)添加海泡石可有效提高红黄泥、黄泥田和红沙泥对 Cd 的吸附量,其提高幅度随海泡石添加量的增加而增大,采用 Freundlich 方程能较好地拟合添加海泡石后土壤对 Cd 的等温吸附过程 ( $R^2 > 0.962, P < 0.01$ ), 方程的常数也能够反映吸附过程受添加海泡石的影响。

(2)红黄泥、黄泥田和红沙泥吸附 Cd 的 70%以上可以被解吸,添加海泡石能有效增强这 3 种水稻土对 Cd 的吸附强度,降低其解吸率,其效果均随海泡石添加量的增加而增强。

(3)吸附溶液的 pH 值是影响土壤吸附 Cd 的一个重要因素。pH<4 时,随着溶液 pH 值的降低,3 种水稻土对 Cd 的吸附量迅速降低;pH>4 时,pH 值的变化对吸附量的影响较小。溶液初始 pH 值 2~8 的范围内,添加海泡石均能有效提高 3 种水稻土对 Cd 的吸附量。

参考文献:

[1] 王凯荣. 农田生态系统镉污染研究[D]. 武汉:华中农业大学, 2004: 10.  
WANG Kai-rong. Studies on cadmium pollution in farming ecosystems [D]. Wuhang: Huazhong Agriculture University, 2004: 10.

[2] 陈怀满. 土壤对镉吸附与解吸 I. 土壤组分对 Cd 的吸附和解吸的影响[J]. 土壤学报, 1988a, 5(1): 66-74.  
CHEN Huai-man. Adsorption and desorption of cadmium in soils I. the influence of soil components on Cd adsorption and desorption[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1988a, 5(1): 66-74.

[3] 陈怀满. 影响土壤吸附 Cd 的若干因子[J]. 土壤, 1988b, 20(2): 131-136.  
CHEN Huai-man. Adsorption and desorption of cadmium in soils II. adsorption affinity and desorption potential[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1988b, 20(2): 131-136.

[4] 汪洪, 周卫, 林葆. 碳酸钙对土壤镉吸附及解吸的影响[J]. 生态学报, 2001, 21(6): 932-937.  
WANG Hong, ZHOU Wei, LIN Bao. Effect of calcium carbonate on adsorption and desorption of cadmium in soils[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(6): 932-937.

- [5] Liao M. Effects of organic acids on adsorption of cadmium onto kaolinite, goethite and bayerite[J]. *Pedosphere*, 2006, 16(2): 185–191.
- [6] 胡宁静, 骆永明, 宋 静. 长江三角洲地区典型土壤对镉的吸附及其与有机质、pH 和温度的关系[J]. 土壤学报, 2007, 44(3): 437–443.  
HU Ning-jing, LUO Yong-ming, SONG Jing. Influence of soil organic matter, pH and temperature on Cd sorption by four soils from Yangtze River delta[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(3): 437–443.
- [7] 李明德, 童潜明, 汤海涛, 等. 海泡石对镉污染土壤改良效果的研究[J]. 土壤肥料, 2005(1): 42–44.  
LI Ming-de, TONG Qian-ming, TANG Hai-tao, et al. Study on the amelioration effect of meerschaum in Cd contaminated soil[J]. *Soils and Fertilizers*, 2005(1): 42–44.
- [8] 徐明岗, 张 青, 曾希柏. 改良剂对黄泥土镉锌复合污染修复效应与机理研究[J]. 环境科学, 2008, 28(6): 1361–1366.  
XU Ming-gang, ZHANG Qing, ZENG Xi-bai. Effects and mechanism of amendments on remediation of Cd–Zn contaminated paddy soil [J]. *Environmental Science*, 2008, 28(6): 1361–1366.
- [9] Shirvani M, Kalbasi M, Shariatmadari H, et al. Sorption–desorption of cadmium in aqueous palygorskite, sepiolite, and calcite suspensions: Isotherm hysteresis[J]. *Chemosphere*, 2006a, 65: 2178–2184.
- [10] Shirvani M, Shariatmadari H, Kalbasi M, et al. Sorption of cadmium on palygorskite, sepiolite and calcite: Equilibria and organic ligand affected kinetics[J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2006b, 287: 182–190.
- [11] Álvarez-Ayuso E, García-Sánchez A. Sepiolite as a feasible soil additive for the immobilization of cadmium and zinc[J]. *The Science of the Total Environment*, 2003, 205: 1–12.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第三版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25–177.  
BAO Shi-dan. Soil analysis in agricultural chemistry[M]. Third edition. Beijing: China Agriculture Publishers, 2000: 25–177.
- [13] Levi-Minzi R, Soldatini GF, Riffaldi R. Cadmium adsorption by soils [J]. *Journal of Soil Science*, 1976, 27(1): 10–15.
- [14] Bolton KA, Evans LJ. Cadmium adsorption capacity of selected Ontario soil[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1996, 76: 183–189.
- [15] Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. *Analytical Chemistry*, 1987, 51 (7): 844–851.
- [16] 张 青, 李菊梅, 徐明岗, 等. 改良剂对复合污染红壤中镉锌有效性的影响及机理[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(4): 861–865.  
ZHANG Qing, LI Ju-mei, XU Ming-gang, et al. Effects of amendments on bioavailability of cadmium and zinc in compound contaminated red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(4): 861–865.
- [17] 廖 敏, 黄昌勇, 谢正苗. 施加石灰降低不同母质土壤中镉毒性机理研究[J]. 农业环境保护, 1998, 17(3): 101–103.  
LIAO Min, HUANG Chang-yong, XIE Zheng-miao. The mechanism of detoxification of cadmium after liming in soils[J]. *Agro-environmental Protection*, 1998, 17(3): 101–103.
- [18] Hooda PS, Alloway BJ. Cadmium and lead sorption behavior of selected English and Indian soils[J]. *Geoderma*, 1998, 84: 121–134.
- [19] Bradl HB. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents[J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2004, 227(1): 1–18.
- [20] 丁疆华, 温琰茂, 舒 强. 土壤环境中镉、锌形态转化的探讨[J]. 城市环境与城市生态, 2001, 14(2): 47–49.  
DING Jiang-hua, WEN Yan-mao, SHU Qiang. Fraction transformation of cadmium and zinc in soils[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2001, 14(2): 47–49.
- [21] 廖 敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. 环境科学学报, 1999, 19(1): 81–86.  
LIAO Min, HUANG Chang-yong, XIE Zheng-miao. Effect of pH on transport and transformation of cadmium in soil water system[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, 19(1): 81–86.
- [22] Spark KM, Johnson BB, Wells JD. Characterizing heavy-metal adsorption on oxides and oxyhydroxides[J]. *European Journal of Soil Science*, 1995, 46: 621–631.