

有机质和铁氧化物对水稻土吸附 Cd^{2+} 的贡献

孙丽蓉, 王旭刚*, 高翔
(河南科技大学 农学院, 河南 洛阳 471003)

摘要: 采用等温吸附和吸附动力学方法研究了 2 种水稻土对 Cd^{2+} 的吸附特征。结果表明, 水稻土对 Cd^{2+} 的吸附符合 Freundlich 等温吸附方程, 单独去除土壤有机质后, 河南伊川水稻土(HN)的吸附能力增加了 15%, 而四川邛崃水稻土(SC)则降低了 33%; 去除铁氧化物后对 Cd^{2+} 吸附能力均显著降低。在去除铁氧化物条件下去除有机质或者在去除有机质条件下去除铁氧化物, HN 和 SC 的 Cd^{2+} 吸附能力均明显降低。与一级动力学一点模型比较, 两点模型更适合拟合 HN 和 SC 对 Cd^{2+} 的吸附动力学。去除有机质后, HN 快吸附速率常数降低, 而 SC 则有所增加; 去除铁氧化物后, HN 和 SC 的快吸附速率常数均明显降低。HN 中铁氧化物对 Cd^{2+} 吸附贡献均大于有机质, SC 中铁氧化物与有机质的贡献量基本一致。对 HN 中 Cd^{2+} 吸附过程中起主导作用的是铁氧化物和黏土矿物, 其对吸附量的贡献率分别为 61%~76% 和 21%~36%, 而 SC 中起主导作用的是黏土矿物, 贡献率可达 85%, 其次是有机质和铁氧化物。

关键词: 水稻土; 有机质; 铁氧化物; 吸附; Cd^{2+}

中图分类号: S153 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-3268(2010)04-0057-05

Contribution of Organic Matter and Iron Oxides to Adsorption of Cd^{2+} on Paddy Soils

SUN Li-rong, WANG Xu-gang*, GAO Xiang
(College of Agriculture, Henan University of Science and Technology, Luoyang 471003, China)

Abstract: Isothermal adsorption and adsorption dynamics methods were employed to study the characteristics of Cd^{2+} adsorption on 2 paddy soils. The obtained results showed that, the sorption of Cd^{2+} on paddy soils in accordance with Freundlich adsorption isotherm function. Sorption capacity of HN increased 15%, while that of SC decreased 33% after soil organic matter removed alone. Both of them decreased significantly when iron oxides was removed. Under condition of iron oxides free, removal of organic matter could decrease sorption capacity of HN and SC obviously. Under condition of organic matter free, sorption capacity decreased as the same when iron oxides was removed. Compared to one-site model based on first order kinetic equation, two-site model was more pertain to fit the adsorption dynamics of Cd^{2+} on the paddy soils. Quick adsorption rate constant of HN paddy soils decreased, while it increased in SC paddy soils when organic matter was removed, and the rate constants decreased totally after removal of iron oxides. Contribution of iron oxides to the sorption was 4 to 19 times that of organic matter in HN paddy soils, and the contribution of iron oxides was equal to organic matter in SC paddy soils. The dominant constituents of HN were iron oxides and clay minerals, which contributed 61%—76% and 21%—36% to total Cd^{2+} sorption respectively. The dominant constituents of SC was clay minerals, which contributed 85% to the sorption, followed by organic matter and iron oxides.

Key words: Paddy soil; OM; Iron oxide; Sorption; Cd^{2+}

收稿日期: 2009-10-20

基金项目: 河南科技大学科研基金项目(09001270、09001268)

作者简介: 孙丽蓉(1977-), 女, 陕西西安人, 博士, 主要从事环境化学方面的研究。E-mail: slr1206@126.com

*通讯作者: 王旭刚(1978-), 男, 河南南阳人, 博士, 主要从事土壤化学方面的研究。

重金属污染因其潜伏性、长期性、后果严重性而成为环境中最严重的污染之一，其对环境的危害程度主要取决于重金属在环境、食品和生物体中存在的浓度和化学形态。 Cd^{2+} 是地球化学分散元素，在人类活动影响下其在地表环境中的释放和运移十分活跃， Cd^{2+} 也是环境五毒元素中毒性最强的元素之一，对动物和人类具有较大的毒性^[1,2]。

土壤对 Cd^{2+} 的吸附作用不仅关系到 Cd^{2+} 在土壤溶液中的活度，也在调节 Cd^{2+} 的生物有效性及其向地下和地表水的迁移方面起着重要的作用^[1]，因而备受关注。土壤对 Cd^{2+} 的吸附作用主要包括黏土矿物、铁锰氧化物和土壤有机质对 Cd^{2+} 的吸附。硅酸盐矿物对 Cd^{2+} 的吸附能力较弱，且对重金属离子的吸附容量随平衡浓度的增加而趋于极限值^[2,3]。铁锰氧化物具有较大的比表面积和较强的吸附能力，对重金属离子在地表面中的迁移和沉淀有重要影响。Jenne 认为，多数土壤对镉的吸附能力主要取决于土壤中铁锰氧化物微粒的数量^[4]。另外，土壤有机质含量的高低显著影响 Cd^{2+} 的吸附量，一般有机质含量高的土壤 Cd^{2+} 的吸附量大， Cd^{2+} 的吸附容量(最大吸附量)也相对较大^[5]。

但土壤有机质和铁锰氧化物在土壤对 Cd^{2+} 的吸附过程中贡献如何，相关研究较少。鉴此，研究了 2 种水稻土对 Cd^{2+} 的吸附特征，比较了去除铁锰氧化物、有机质前后土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力，探讨了土壤中铁锰氧化物及有机质对 Cd^{2+} 吸附的贡献，旨在为土壤中重金属污染的控制和污染土壤的修复提供参考。

1 材料和方法

1.1 供试土壤

土壤样品分别为采自河南伊川县城关镇的水稻土(简称 HN)四川省邛崃市回龙镇柏杨村的水稻土(简称 SC)。土壤样品自然风干、磨细，过 2mm 尼龙筛备用。土壤基本理化性状见表 1。土壤基本理化性状分析参照鲁如坤的方法^[6]。所用试剂均为分析纯。

表 1 供试土壤基本理化性状

土样	有机质/ (mg/g)	游离氧化铁/ (mg/g)	无定形氧化 铁/(mg/g)	CEC/ (cmol/g)	pH
HN	35.7	12.48	5.17	19.94	7.69
SC	41.8	11.69	4.94	20.36	6.56

1.2 去除有机质土壤的制备

分别取上述水稻土，加入 30% 的 H_2O_2 ，置于沸水浴中沸腾加热 15~20min，不断搅动土壤，使有机

质完全分解，重复以上过程 3 次。泥浆自然风干、磨细，过 2mm 尼龙筛备用。

1.3 去除氧化铁土壤的制备

去除氧化铁土壤制备采用 DCB 法，具体如下：称取土样 15g，置于 2000mL 大烧杯中。加 0.3mol/L 柠檬酸钠 600mL，1mol/L 碳酸氢钠 75mL，在水浴上加热至 80℃，用骨勺加固体连二亚硫酸钠 15g 并不断搅动，维持 20min 后停止加热。冷却静置至土壤沉淀、上清液清澈时，将上清液倒掉，重复以上过程 3 次。去离子水洗涤 3 次后泥浆自然风干、磨细，过 2mm 尼龙筛备用。

1.4 去除有机质和铁氧化物土壤的制备

先按照 1.2 方法去除土壤有机质，再按照 1.3 所述方法去除铁氧化物，土壤自然风干、磨细，过 2mm 尼龙筛备用。

1.5 等温吸附试验

配制含 Cd^{2+} 分别为 5、10、20、50、80、120、160、200、400mg/L 的系列溶液；称 0.5g 土样于 50mL 塑料离心管中，分别加入上述溶液 10mL 和 0.1mol/L NaNO_3 电解质溶液 2.5mL，土水比($m/V=1/25$)，调节 pH 值为 6.80 ± 0.10 ， $(25\pm1)^\circ\text{C}$ 恒温振荡 12h，离心分离，采用 VARIAN AA240 原子吸收分光光度计测定上清液中 Cd^{2+} 的质量浓度(C_e)。每组平行 3 份，取平均值。根据 $Q_e=(C_0-C_e)\times V/m$ 计算反应平衡时土壤对 Cd^{2+} 的吸附量， Q_e 为平衡吸附量， C_0 为初始浓度， C_e 为平衡浓度， V 为平衡液体积， m 为土壤样品质量。

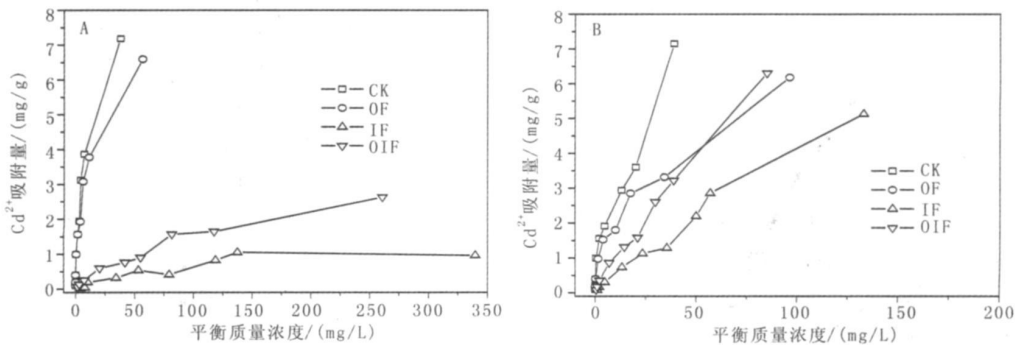
1.6 吸附动力学试验

称 0.5g 土样于 50mL 塑料离心管中，加入 10mL 400mg/L 的 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ 溶液和 0.1mol/L 的 NaNO_3 2.5mL，土水比(m/V)为 1:25，用 0.02mol/L 的 NaOH 和 0.02mol/L 的 HNO_3 调节 pH 值为 6.80 ± 0.10 ， $(25\pm1)^\circ\text{C}$ 恒温振荡，分别在 10、20、30、60、120、240、480、720、1440 和 2880min 取出，离心分离，上清液中 Cd^{2+} 含量测定、吸附量计算同上。

2 结果与分析

2.1 等温吸附特征

供试土壤中 Cd^{2+} 的等温吸附曲线表明(图 1)，有机质和铁氧化物在土壤对 Cd^{2+} 的吸附过程中起着重要作用，2 种水稻土经过去除有机质、去除铁氧化物、去除有机质和铁氧化物处理后，对 Cd^{2+} 的吸附量均有所降低。



A. HN; B. SC; CK 为原土; OF 为去除有机质土壤; IF 为去除铁氧化物土壤; OIF 为去除有机质和铁氧化物土壤

图1 2种水稻土对Cd²⁺的等温吸附曲线

为定量分析有机质和铁氧化物对土壤 Cd²⁺ 吸附的贡献,采用 Freundlich 方程拟合吸附曲线,结果见表 2。拟合结果表明, Freundlich 方程适合拟合水稻土对 Cd²⁺ 的吸附,统计学检验均达极显著水平($P<0.01$)。

表2 2种水稻土 Cd²⁺等温吸附曲线参数

土样	处理	<i>k</i>	<i>n</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
HN	CK	0.944	1.482	0.956	< 0.0001
	OF	1.086	1.996	0.988	< 0.0001
	IF	0.055	1.383	0.994	< 0.0001
	OIF	0.010	1.099	0.944	0.000
SC	CK	1.044	2.131	0.992	< 0.0001
	OF	0.695	2.104	0.996	< 0.0001
	IF	0.176	1.273	0.997	< 0.0001
	OIF	0.084	1.199	0.997	< 0.0001

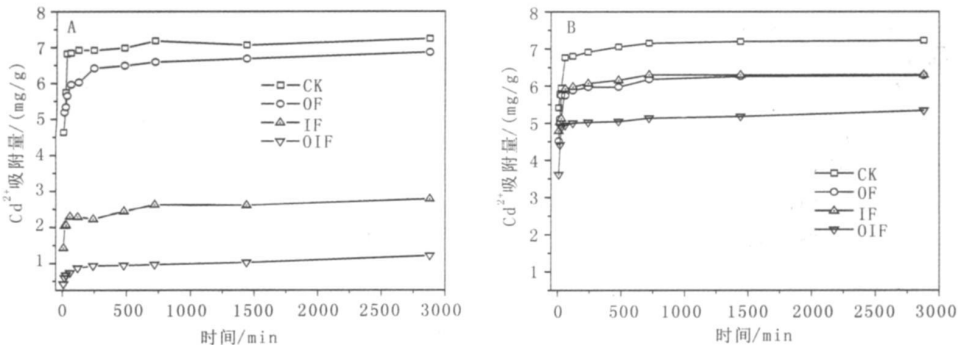
注: CK 为原土, OF 为去除有机质土壤, IF 为去除铁氧化物土壤, OIF 为去除有机质和铁氧化物土壤; Q_e 为平衡吸附量, C_e 为溶液 Cd²⁺ 平衡质量浓度, *r* 为相关系数, *P* 为统计学参数, $P<0.01$ 为极显著; *k* 为吸附容量因子(L/mg), *n* 为非线性参数

SC 水稻土中有机质含量比 HN 高 17%, 其对 Cd²⁺ 的吸附能力(*k* 值)比 HN 高 10%左右, 表明有机质含量是影响土壤 Cd²⁺ 吸附能力的重要因素。仅去除土壤有机质后, HN 水稻土的吸附能力增加

了 15%, 而 SC 水稻土则降低了 33%; 在去除铁氧化物条件下, 去除有机质后 HN 和 SC 水稻土对 Cd²⁺ 吸附能力分别降低了 0.045 L/mg 和 0.092 L/mg, 表明 SC 水稻土有机质对 Cd²⁺ 吸附能力的贡献高于 HN 水稻土有机质, 在铁氧化物存在时 HN 水稻土中有机质对 Cd²⁺ 吸附有一定的抑制作用。铁氧化物含量是影响土壤 Cd²⁺ 吸附的另一重要因素, 去除铁氧化物后, HN 和 SC 水稻土的 Cd²⁺ 吸附能力分别降低了 94%和 83%; 在去除有机质条件下, 去除铁氧化物后 HN 和 SC 的 Cd²⁺ 吸附能力减少了 1.076、0.611 L/mg, 表明铁氧化物对土壤 Cd²⁺ 吸附能力的贡献要大于有机质, HN 水稻土中铁氧化物对 Cd²⁺ 吸附能力的贡献大于 SC, 这与 HN 水稻土中铁氧化物含量高于 SC 水稻土有关。

2.2 吸附动力学特征

2 种水稻土 Cd²⁺ 的吸附过程存在快反应和慢反应。HN 水稻土中 Cd²⁺ 吸附的快反应时间为 60~120 min, 去除有机质处理快反应时间较长, 随后开始慢吸附反应。SC 水稻土约 60 min, 土壤对 Cd²⁺ 的吸附几乎成直线上升, 随后进入慢反应阶段(图 2)。



A. HN; B. SC, Cd²⁺ 400 mg/L; CK 为原土; OF 为去除有机质土壤; IF 为去除铁氧化物土壤; OIF 为去除有机质和铁氧化物土壤

图2 2种水稻土对Cd²⁺的吸附动力学曲线

采用指数形式的一级动力学方程拟合 2 种水稻土对 Cd²⁺ 的吸附特征, 具体参数见表 3。由表 3 可

以看出, 相对于一级动力学方程中的一点模型而言, 两点模型更适合描述 Cd^{2+} 的吸附, 这与王代长等^[7]的研究结果有所不同, 可能与所采用土壤的类型及 pH 不同有关。一级动力学两点模型可以区分快反应和慢反应过程, 反应速率常数 k 值愈大, 吸附愈容易达到平衡。SC 水稻土中快吸附反应速率常数是慢吸附反应的 18 倍左右, 快吸附反应过程中土壤吸附的 Cd^{2+} 占总吸附量的 83% 左右。而 HN 水稻土中快吸附反应速率常数与慢吸附速率常数基本相同, 快吸附反应过程中土壤吸附的 Cd^{2+} 占总吸附量的 50% 左右, 比较接近一级动力学方程。

去除有机质后, HN 快吸附速率常数比 CK 降

低了 64%, 而 SC 则增加了 1.6 倍; 在去除铁氧化物的条件下, 去除有机质后 HN 快吸附速率常数降低了 65%, 而 SC 则增加了 24%。也就是说, 有机质的存在可以缩短 HN 中 Cd^{2+} 快吸附平衡时间, 却延缓了 SC 快吸附平衡时间。从快吸附反应所占比例来看, 去除有机质后 HN 和 SC 快吸附过程吸附的 Cd^{2+} 分别占总吸附量的 61.3% 和 87.1%, 较 CK 有所增加, 在去除铁氧化物条件下去除有机质后快吸附反应所占比例均降低了 26% 左右。也就是说, 在没有铁氧化物时, 有机质可以增加快反应所占比例, 铁氧化物存在时有机质可减少快反应所占比例, 表明铁氧化物表面 Cd^{2+} 吸附较有机质快。

表 3 2 种水稻土中 Cd^{2+} 吸附的一级动力学方程模型参数

土样	处理	一级动力学模型(两点)						一级动力学模型(一点)			
		$Q=Q_{max}[1-F\exp(-k_1t)-(1-F)\exp(-k_2t)]$						$Q=Q_{max}[1-\exp(-k't)]$			
		Q_{max}	F	k_1	k_2	R_2	χ^2/df	Q_{max}	k'	R^2	χ^2/df
HN	CK	7.043	0.500	0.081	0.081	0.962	0.046	6.945	0.122	0.848	0.078
	OF	6.825	0.613	0.029	0.002	0.985	0.009	6.229	0.151	0.576	0.182
	IF	2.780	0.832	0.076	0.058	0.969	0.008	2.406	0.086	0.832	0.025
	OIF	1.471	0.573	0.026	0.000	0.988	0.001	0.924	0.047	0.877	0.006
SC	CK	7.230	0.829	0.033	0.002	0.984	0.012	6.883	0.125	0.621	0.186
	OF	6.210	0.871	0.087	0.002	0.959	0.022	5.970	0.126	0.842	0.051
	IF	6.213	0.890	0.025	0.012	0.982	0.022	6.107	0.086	0.917	0.062
	OIF	6.139	0.629	0.031	0.0001	0.866	0.018	5.077	0.116	0.931	0.019

注: Q 为土壤吸附量(mg/g); Q_{max} 为最大吸附量(mg/g); F 为快吸附反应比例; t 为时间; k_1 、 k_2 为快、慢反应的吸附速率常数(min); k 为表观速率常数; R^2 为相关系数; χ^2/df 平均剩余残差平方和

去除铁氧化物后, HN 和 SC 水稻土的快吸附速率常数比 CK 分别降低了 6% 和 24%, 在去除有机质条件下去除铁氧化物后, HN 和 SC 的快吸附速率常数分别降低了 10% 和 6%, 说明铁氧化物的存在促进土壤对 Cd^{2+} 的快吸附反应。这与 Bolton 等^[8]在加拿大安大略土壤上的 Cd^{2+} 吸附试验结果一致。

与一级动力学一点模型比较, 两点模型拟合出的 HN 和 SC 水稻土各处理 Cd^{2+} 最大吸附量与实测数据较为接近。 Cd^{2+} 最大吸附量随着有机质和铁氧化物的去除均明显下降。去处有机质后, HN 和 SC 水稻土的最大吸附量分别降低了 3% 和 14%; 去除铁氧化物则分别降低了 61% 和 14%。

2.3 有机质和铁氧化物对 Cd^{2+} 最大吸附量的贡献率

在本试验条件下, 土壤对 Cd^{2+} 的吸附量主要受有机质、氧化铁的影响。假设单独存在时, 氧化铁(有机质)的贡献等于有机质(氧化铁)单独存在时的最大吸附量减去同时去除有机质和氧化铁时的吸附量; 在有机质(氧化铁)存在时, 氧化铁(有机质)贡献等于未处理土壤的吸附量减去氧化铁(有机质)单独存在时的最大吸附量, 分别计算有机质和氧化铁对 Cd^{2+} 最大吸附量的贡献, 结果见表 4。

表 4 有机质和铁氧化物对土壤 Cd^{2+} 吸附的比较

土样	项目	单独存在		同时存在	
		贡献量/(mg/g)	贡献率/%	贡献量/(mg/g)	贡献率/%
HN	有机质	1.31	18.59	0.22	3.10
	铁氧化物	5.35	76.02	4.26	60.53
SC	有机质	0.07	1.02	1.02	14.11
	铁氧化物	0.07	0.98	1.02	14.07

由表 4 可以看出, HN 水稻土中铁氧化物对 Cd^{2+} 的吸附贡献均大于有机质, SC 中铁氧化物与有机质的贡献量基本一致。单独存在时, 有机质和铁氧化物分别为 HN 中 Cd^{2+} 吸附贡献了 1.31mg/g 和 5.35mg/g 二者合计可占总吸附量的 95%, 当二者同时存在时占总吸附量的 64%; 对于 SC 水稻土来说, 有机质和铁氧化物对 Cd^{2+} 吸附贡献仅占最大吸附量的 14%, 也就是说 HN 水稻土中对 Cd^{2+} 产生吸附作用的主要是铁氧化物和有机质, 且二者的交互作用一定程度上抑制了 Cd^{2+} 的吸附, 而 SC 水稻土中则主要是土壤矿物。这可能是由于土壤中有有机质和无机矿物不是简单地相加, 而是有机地结合在一起, 从而使土壤颗粒的表面结构被改变或者包裹^[9]。由此可以看出, 有机质与铁氧化物对土壤 Cd^{2+} 吸附的贡献可能与有机质的组成、氧化铁的矿质形态等有关。

3 讨论

一般认为,水稻土对 Cd^{2+} 吸附的机制有2种:一是带永久负电荷的黏土矿物通过静电力吸附重金属阳离子;二是重金属在带可变电荷的有机质和氧化物表面发生的专性吸附作用。不同黏土矿物对 Cd^{2+} 的吸附能力差异较大, Cd^{2+} 在黏土矿物上的吸附与矿物类型密切相关。余贵芬等^[19]认为, Cd^{2+} 在蒙脱土上的吸附远高于高岭土的主要原因是蒙脱土具有比高岭土更大的比表面积和更多的吸附位点。另外,具有可膨胀层间的黏土矿物在其内部晶层膨胀后的层间阳离子也可以与溶液中 Cd^{2+} 进行离子交换而增加 Cd^{2+} 吸附量。而且 Cd^{2+} 在黏土矿物表面的吸附是个快速过程,可以在10min内完成^[11]。把去除有机质和铁氧化物后对 Cd^{2+} 的吸附量作为土壤黏土矿物对 Cd^{2+} 的吸附量,根据一级动力学(两点模型)拟合出的最大吸附量,在本试验条件下SC是HN的4倍左右。这可能与2种土壤的黏土矿物组成及相对含量有关,SC中黏土矿物主要是石英(相对含量61%)、蒙脱伊利类(10%),长石(9%)等^[12],HN水稻土中石英占70%左右,长石占16%,蒙脱类占10%^[12]。

土壤有机质主要通过络合作用与金属离子结合。水溶性有机物与重金属离子的络合作用使更多的重金属离子留在土壤溶液中,从而降低了土壤对重金属离子的吸附,而与矿质土粒紧密结合的非水溶性有机物质则会增加重金属离子的吸附。已有的关于有机质对黏土吸附金属的影响结果各异^[13-14],本试验条件下,土壤有机质的存在对2种水稻土 Cd^{2+} 吸附均有促进作用,其贡献率在1%~18%,HN中有机质的贡献率均高于SC,可能与有机质的组分、相对含量、黏土矿物种类不同有关。进一步阐明有机质对土壤 Cd^{2+} 吸附的影响机制则需要从这方面进一步深入研究。

土壤含水氧化物对重金属离子的吸附具有重要作用。当土壤中有有机质含量相对于黏土矿物而言较低时,土壤的颗粒度、表面积等物理因素对吸附起主导作用^[15],土壤矿物质对吸附的贡献明显增大。冉勇等^[16]认为,决定土壤对稀土吸附量的因素主要是黏土矿物类型,其次是无定形氧化铁含量。也有研究表明^[17-18],土壤黏粒吸附重金属离子主要由铁、铝氧化物所控制。在本试验条件下,有机质和铁氧化物同时存在时铁氧化物的贡献率为14%~61%,单独存在时SC水稻土中铁氧化物的贡献率为1%,而HN可达76%。对HN水稻土 Cd^{2+} 吸附过程中起主导作用的主要是铁氧化物和黏土矿物,其对 Cd^{2+} 吸附量的贡献率分别为61%~76%和21%~36%,这与王维君等^[17]和Agbenin等^[18]的研究结果一致;对于SC水稻土而言,起主导作用的

主要是黏土矿物,贡献率可达85%,其次是有机质和铁氧化物,这与冉勇等^[16]的研究结果一致。因为黏土矿物、有机质和铁氧化物在土壤中不是简单的加和,在讨论有机质和铁氧化物对土壤吸附的贡献时须考虑其在土壤中的存在形态、结合方式及交互作用。进一步阐明黏土矿物、铁氧化物、有机质对土壤 Cd^{2+} 吸附的影响机制则需要从这方面进一步深入研究。

参考文献

- [1] 王赫,贾永锋,刘利,等.沉积物中典型氧化物矿物吸附的镉对芦苇的生物有效性研究[J].环境科学,2009,30(6):1773-1778.
- [2] 徐玉芬.黏土矿物对废水中 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cr^{3+} 的吸附实验研究[J].矿产综合利用,2008(3):28-31.
- [3] 曾祥峰,张凯,于晓曼,等.碱性盐化条件下蒙脱石和伊利石对镉的吸附特征研究[J].农业环境科学学报,2008,27(6):2251-2257.
- [4] Jenne E A. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water; the significant role of hydrous Mn and Fe oxides[J]. Adv Chem Ser, 1968, 73: 337-387.
- [5] Adhikari T, Singh M V. Cadmium sorption characteristics of major soils of India in relation to soil properties[J]. J Indian Soc Soil Sci, 2000, 48(4): 757-762.
- [6] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,1999.
- [7] 王代长,蒋新,贺纪正,等.酸性土壤中 Cd^{2+} 的吸附与运移特性[J].环境化学,2007,26(3):307-313.
- [8] Bolton K A, Evans L J. Cadmium adsorption capacity of selected Ontario soils[J]. Can J Soil Sci, 1996, 76: 183-189.
- [9] Torrents A, Anderson B G, Bilboulia S, et al. Atrazine photolysis: mechanistic investigations of direct and nitrate mediated hydroxyl radical processes and the influence of dissolved organic carbon from the Chesapeake Bay[J]. Environ Sci Technol, 1997, 31(5):1476-1482.
- [10] 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.
- [11] 王宜鑫,赵斌,汤炎,等.不同黏土矿物材料对 Cd^{2+} 的吸附特征[J].安全与环境学报,2007,7(4):58-60.
- [12] 张效年.中国水稻土的黏土矿物[J].土壤学报,1961,9(3/4):81-102.
- [13] 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.
- [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] Ball W P, Roberts P V. Long-term sorption of halogenated organic chemicals by aquifer material. I. Equilibrium[J]. Environmental Science and Technology, 1991, 25: 1223-1237.
- [16] 冉勇,刘铮.稀土元素在土壤和氧化物表面的吸附和解吸研究[J].环境科学学报,1993,13(3):288-294.
- [17] 王维君,邵宗臣,何群.红壤粘粒对Co、Cu、Pb和Zn吸附亲和力的研究[J].土壤学报,1995,32(2):167-178.
- [18] Agbenin J O, Olojo L A. Competitive adsorption of copper and zinc by a Bt horizon of a savanna alfisol as affected by pH and selective removal of hydrous oxides and organic matter[J]. Geoderma, 2004, 119: 85-95.