

酸碱度调节剂对稻田土壤中有效态镉的影响研究

曹胜,周卫军,罗思颖,周雨舟,谭洁,段群涛

(湖南农业大学资源环境学院,长沙 410128)

摘要:为弄清不同酸碱度调节剂对稻田土壤中有效态Cd的动态影响差异,采用室内培养试验,通过对1、5、10、20 mg/kg外源Cd浓度污染麻砂泥土壤添加4种酸碱度调节剂处理,探讨在第15天和45天其对Cd的有效性影响。结果表明:与不施加酸碱度调节剂的对照对比,添加SH1.5、SH3、GG1.5和GG3调节剂可在一定程度增加土壤pH,从而降低土壤中Cd的有效态含量。4种外源Cd浓度污染土壤中,用TCLP和CaCl₂提取的有效态镉含量与土壤pH均成负相关关系。培养过程中,TCLP提取态和CaCl₂交换态Cd含量分别下降17.41%~48.02%、30.95%~87.89%,同时SH3修复效果表现突出。研究结果可为Cd超标稻田的安全生产及阻控提供科学指导。

关键词:土壤;外源镉;调节剂;有效态;修复;阻控

中图分类号:X53

文献标志码:A

论文编号:casb16120051

Effect of pH Adjustor on Available Cadmium in Paddy Soils

Cao Sheng, Zhou Weijun, Luo Siying, Zhou Yuzhou, Tan Jie, Duan Quntao

(College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128)

Abstract: To clarify the dynamic effects of different pH adjustors on available Cd in paddy soil, four kinds of pH adjustor were added to Mashani soils with 1, 5, 10 and 20 mg/kg exogenous Cd, and the adjustors' effect on Cd effectiveness on the 15th and 45th day was studied by indoor culture experiment. The results showed that compared with CK the addition of SH1.5, SH3, GG1.5 and GG3 adjustors could increase soil pH value to a certain extent, thus to reduce the available content of Cd in soil. The contents of available cadmium in Cd contaminated soil with the four concentrations extracted by TCLP and CaCl₂ were negatively correlated with soil pH value. The Cd contents of TCLP extract state and CaCl₂ exchange state decreased by 17.41%~48.02% and 30.95%~87.89%, and the remediation effect of SH3 was outstanding. The results could provide scientific guidance for safe production and resistance control in Cd over-standard paddy field.

Key words: soil; exogenous cadmium; adjustor; available state; remediation; resistance and control

0 引言

由于中国经济发展起步晚,耗能产业多,污染物排放总量较高,土壤作为大部分污染物的最终受体,土壤环境遭受到重金属严重污染。并且重金属污染具有隐蔽性、滞后性、累积性、长期性、不均匀性和难可逆性的特点,在土壤环境中难以降解修复^[1-4]。土壤重金属污

染问题已经成为影响全面建成小康社会和农业发展的重要制约因素,同时重金属污染又直接影响到粮食安全,通过食物链传递而危害人体健康,党中央国务院对此高度重视^[5-7]。目前国内外针对农田重金属镉污染治理与修复方法主要从物理、化学、生物等方面着手,通过对土壤中重金属吸收、降解和转移来降低土壤

基金项目:湖南省农业厅项目“湖南重金属污染耕地修复及农作物种植结构调整试点项目”(NC201538MZ01)。

第一作者简介:曹胜,男,1991年出生,湖南长沙人,硕士研究生,主要从事土地/土壤环境信息技术研究。通信地址:410128 湖南省长沙市湖南农业大学第八教学楼北楼, Tel: 0731-84617803, E-mail: 1669149416@qq.com。

通讯作者:周卫军,男,1966年出生,湖南临澧人,教授,博士,主要研究方向:土地/土壤环境过程及模拟研究。通信地址:410128 湖南省长沙市湖南农业大学资源环境学院, Tel: 0731-84617803, E-mail: wjzh0108@163.com。

收稿日期:2016-12-11, **修回日期:**2017-02-22。

中Cd的含量或者活性^[8-11]。土壤中重金属的毒性与交换态重金属含量相关性显著,改良剂的应用能够使土壤重金属由有效态向某些潜在的有效态或者残渣态进行转变^[12-15],从而能够达到修复治理重金属污染的效果。因此,笔者以湖南地区麻砂泥水稻土为研究对象,对施用酸碱度改良剂后土壤中有效态镉含量进行连续性监测,以弄清酸碱度调节剂对水稻土Cd消长规律及Cd污染稻田的改良修复效果,以期为湖南典型Cd污染耕地修复应用提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

2016年1月26日,供试土壤采样来自长沙县金井镇脱甲村(地理坐标:北纬28°33'31",东经113°20'5")的花岗岩发育的麻砂泥砂性土,潴育型水稻土。采集0~20 cm的耕作层土壤,自然风干3个月后(期间无人干扰),磨碎,检出肉眼可见的根系碎屑等杂物,过筛混匀等预处理后装袋备用。

1.2 培养试验设计

每个培养杯装土1 kg,添加不同浓度Cd(20.0、10.0、5.0、1.0 mg/kg)的外源CdCl₂溶液,选择2种调节剂,4种添加处理分别为:原土对照(CK)、石灰1.5 g(SH1.5)、石灰3 g(SH3)、硅钙肥1.5 g(GG1.5)、硅钙肥3 g(GG3)。培养期间保持土壤水分饱和,保持土壤表面1 cm深的水层。室温下培养15天和45天进行动态取样,风干后过10目尼龙筛,待用。

1.3 测定项目与分析方法

1.3.1 土壤基本理化性质测定 土壤pH的测定采用电位法,水土比2.5:1。

1.3.2 土壤有效态Cd含量测定

(1)土壤Cd的TCLP提取态测定方法:称取2 g(精确至0.01 g)土样(过10目筛),置于150 mL浸提瓶中,根据土壤酸碱度选定合适的浸提剂。当土壤pH>5时,加入浸提剂(用水稀释17.25 mL的冰醋酸至1 L。用1 mol/L的NaOH调节溶液pH(2.64±0.05)。提取剂

的用量均按固液比1:20(即土:浸提剂=1:20),且整个过程中不需要调pH。加入浸提剂后,盖紧瓶盖后固定在往复式振荡机或旋转式振荡设备上,以253次/min的速度,在(22±3)℃下振荡18 h,在振荡过程中有气体产生时,应定时在通风橱中打开提取瓶,释放过度的压力。用双层定性滤纸(干过滤)或离心过滤并收集浸出液,浸出液直接上机ICP-MS测定或于4℃下保存备测。

(2)土壤重金属CaCl₂提取态测定方法:用百分之一天平称取10目风干土5 g于塑料瓶中,加25 mL的0.1 mol/L CaCl₂提取剂,放入水平振荡器上,以转速250 r/min振荡1 h,然后以3000 r/min离心10 min,过定性滤纸收集于聚乙烯瓶中,滤液用ICP-MS测定,配置标准曲线^[16-19]。

1.4 数据处理和分析方法

论文中所有的数据采用Microsoft Excel 2010汇总整理,用SPSS19.0软件统计分析。文中数据为3组重复样的平均值±标准偏差,数据差异采用单因素ANOVA方差分析、Duncan多重比较(P<0.05)和Pearson相关性分析,制图使用Origin9.0完成。

2 结果与分析

2.1 改良剂施用对土壤pH的影响

土壤pH是众多土壤理化性质中对重金属的有效性及其形态分布影响最大的因素,土壤pH的变化会导致土壤中重金属有效性及重金属形态的变化。一般而言,增加土壤的pH可使重金属形成氢氧化物或碳酸盐残渣形态沉淀,从而降低了重金属的活性和生物有效性^[20]。

施加改良剂后在室温下培养15天中,土壤pH的变化趋势如表1所示。试验结果表明,不做处理的麻砂泥原土作为CK组,其背景值为pH 5.09。施用不同质量的石灰、硅钙肥4种处理在第15天均能明显改善土壤的理化性质,4种Cd浓度污染土壤的pH都有一定程度的提高。4种施用不同调节剂处理间的显著性

表1 第15天麻砂泥母质中4种Cd浓度的pH变化情况

处理	1 mg/kg Cd ²⁺	5 mg/kg Cd ²⁺	10 mg/kg Cd ²⁺	20 mg/kg Cd ²⁺
CK	5.09±0.035e	5.09±0.035e	5.09±0.035e	5.09±0.035e
SH1.5	6.203±0.102d	6.32±0.046bed	6.403±0.031b	6.217±0.04cd
SH3	6.967±0.07a	6.94±0.072a	6.787±0.04a	6.813±0.105a
GG1.5	6.32±0.06c	6.25±0.151cd	6.17±0.156c	6.077±0.055d
GG3	6.56±0.017b	6.387±0.072b	6.447±0.021b	6.317±0.075bc

注:表中数据为均值±标准差,表中同列不同小写字母表示P<0.05水平下组间差异显著(Duncan法)。下同。

规律表现出:添加 1 mg/kg 外源 Cd^{2+} 污染土壤中为 $\text{SH3} > \text{GG3} > \text{GG1.5} > \text{SH1.5} > \text{CK}$ (“>”表示处理间 Cd 含量从大到小排列差异显著 $P < 0.05$, “≈”表示处理间 Cd 差异不显著 $P > 0.05$ 。下同), 5 mg/kg 土壤中为 $\text{SH3} > \text{GG3} > \text{SH1.5} > \text{GG1.5} > \text{CK}$, 10 mg/kg 土壤中为 $\text{SH3} > \text{GG3} \approx \text{SH1.5} > \text{GG1.5} > \text{CK}$, 20 mg/kg 土壤中为

$\text{SH3} > \text{GG3} > \text{SH1.5} > \text{GG1.5} > \text{CK}$ 。在第 45 天中(表 2)表现出: 1 mg/kg 土壤中为 $\text{SH3} > \text{GG3} > \text{SH1.5} > \text{GG1.5} > \text{CK}$, 5 mg/kg 土壤中为 $\text{SH3} > \text{SH1.5} \approx \text{GG3} > \text{GG1.5} > \text{CK}$, 10 mg/kg 土壤中为 $\text{SH3} > \text{SH1.5} \approx \text{GG3} > \text{GG1.5} > \text{CK}$, 20 mg/kg 土壤中为 $\text{SH3} > \text{GG3} > \text{SH1.5} \approx \text{GG1.5} > \text{CK}$ 。

表 2 第 45 天麻砂泥母质中 4 种 Cd 浓度的 pH 变化情况

处理	1 mg/kg Cd^{2+}	5 mg/kg Cd^{2+}	10 mg/kg Cd^{2+}	20 mg/kg Cd^{2+}
CK	5.09±0.035e	5.09±0.035d	5.09±0.035e	5.09±0.035e
SH1.5	6.11±0.053c	5.993±0.012b	6.023±0.091b	5.913±0.038d
SH3	6.763±0.081a	6.44±0.02a	6.497±0.096a	6.493±0.124a
GG1.5	6.007±0.006d	5.81±0.035c	5.957±0.084c	5.807±0.055d
GG3	6.297±0.051b	6.09±0.044b	6.13±0.044b	6.03±0.061c

整体上随着动态时间的增加, 4 种污染程度的麻砂泥水稻土的 pH 都表现出先上升后降低, 培养结束后有所增加的现象。但施加改良剂对土壤 pH 的影响依然是有限的, 这一方面原因是改良剂的施加量较低, 仅为 1.5 g/kg 和 2 g/kg, 对土壤酸碱环境的影响本来就十分有限, 另一方面也是因为土壤是一个天然的缓冲体系, 能够对外来物质进行缓冲。

2.2 土壤 pH 与土壤有效态镉浓度之间的关系

从麻砂泥土壤 pH 与不同 Cd 浓度富集系数的相关关系分析可知(表 3 和表 4), 4 种 Cd 污染土壤中 TCLP 提取态和 CaCl_2 交换态镉浓度与土壤 pH 均成负相关关系, 这可能是麻砂泥属酸性土壤, 调节剂的添加使土壤溶液 pH 升高, 从而促进了土壤中黏土矿物、水合氧化物和有机质表面的负电荷增加, 对镉离子吸附性增

表 3 第 15 天不同 Cd 浓度富集系数与麻砂泥土壤理化性质之间的相关性

	1 mg/kg Cd^{2+}	5 mg/kg Cd^{2+}	10 mg/kg Cd^{2+}	20 mg/kg Cd^{2+}
TCLP 提取态	-0.226	-0.455	-0.433	-0.389
CaCl_2 交换态	-0.684*	-0.969**	-0.951**	-0.864**

注: **表示在 0.01 水平双侧上显著相关, *表示在 0.05 水平双侧上显著相关。下同。

表 4 第 45 天不同 Cd 浓度富集系数与麻砂泥土壤理化性质之间的相关性

	1 mg/kg Cd^{2+}	5 mg/kg Cd^{2+}	10 mg/kg Cd^{2+}	20 mg/kg Cd^{2+}
TCLP 提取态	-0.560	-0.759*	-0.779*	-0.852*
CaCl_2 交换态	-0.893**	-0.984**	-0.952**	-0.938**

强。而且 CaCl_2 交换态镉的 Pearson 相关系数大于 TCLP 提取态, 可知土壤中 CaCl_2 交换态镉含量受 pH 的影响更大。

2.3 施用酸碱度调节剂对土壤中 TCLP 提取态 Cd 含量研究

从图 1 可以看出, 第 15 天时间的麻砂泥母质中石灰 1.5 g、石灰 3 g、硅钙肥 1.5 g、硅钙肥 3 g 的酸碱度调节剂处理下 4 个 Cd 浓度的 TCLP 提取态含量变化情况, 其中麻砂泥原土 TCLP 提取态 Cd 背景值为 0.12 mg/kg。在添加 1 mg/kg 外源 Cd^{2+} 污染处理的麻砂

泥土壤中, 提取态 Cd^{2+} 含量变化范围为 0.59~1.12 mg/kg, 表现出 $\text{CK} \approx \text{GG3} > \text{SH1.5} \approx \text{SH3} \approx \text{GG1.5}$ 的规律 (“>”表示处理间 Cd 含量从大到小排列差异显著 $P < 0.05$, “≈”表示处理间 Cd 差异不显著 $P > 0.05$ 。下同)。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理组, Cd^{2+} 提取态含量分别下降了 44.64%、39.29%、47.32% 和 10.71%。5 mg/kg 外源 Cd^{2+} 污染处理的土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 4.47~5.12 mg/kg, 表现出 $\text{CK} > \text{SH3} \approx \text{GG1.5} > \text{SH1.5} \approx \text{GG3}$ 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理组, Cd 提取态含

量分别下降了 11.62%、6.35%、9.57% 和 12.79 %。10 mg/kg 外源 Cd²⁺ 污染处理的土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 9.04~10.12 mg/kg, 表现出 CK>SH1.5>SH3≈GG1.5≈GG3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 提取态含量分别下降了 6.97%、8.55%、10.72% 和 10.18 %。20 mg/kg 外源 Cd²⁺ 污染处理的土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 16.29~20.12 mg/kg, 表现出 CK>SH1.5≈SH3>GG3>GG1.5 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理组, Cd 提取态含量分别下降了 0.14%、0.12%、0.19% 和 0.15 %。整体而言, 1 mg/kg 浓度中 GG1.5 修复效果最佳, 5 mg/kg 浓度中 GG3 修复效果最好, 10 mg/kg 浓度中 GG1.5 修复效果最佳, 20 mg/kg 浓度中 GG1.5 修复效果最佳。

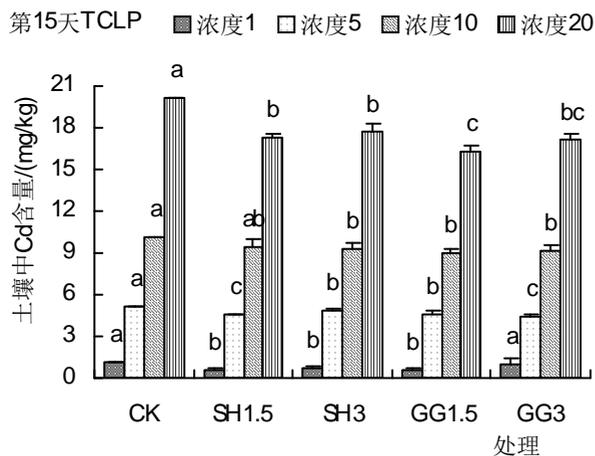


图1 不同酸碱度调节剂处理(第15天TCLP提取态)

10.12 mg/kg, 表现出 CK>SH1.5>GG1.5≈GG3>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 提取态含量分别下降了 43.87%、48.02%、45.90% 和 46.99%。20 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 11.81~20.12 mg/kg, 表现出 CK>SH1.5≈SH3≈GG1.5≈GG3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 提取态含量分别下降了 39.12%、41.33%、39.46% 和 39.49%。整体而言, 1 浓度中 GG1.5 修复效果最佳, 5 浓度中 GG3 修复效果最好, 10 浓度中 SH3 修复效果最佳, 20 浓度中 SH3 修复效果最佳。

2.4 施用酸碱度调节剂对土壤中 CaCl₂ 交换态 Cd 含量研究

从图3可以看出, 第15天时间的麻砂泥母质中石灰 1.5 g、石灰 3 g、硅钙肥 1.5 g、硅钙肥 3 g 的酸碱度调节剂处理下 4 个浓度 CaCl₂ 交换态的变化情况, 其中

从图2可以看出, 第45天时间的麻砂泥母质中石灰 1.5 g、石灰 3 g、硅钙肥 1.5 g、硅钙肥 3 g 的酸碱度调节剂处理下 4 个浓度 TCLP 提取态的变化情况。添加 1 mg/kg 外源 Cd²⁺ 污染处理的麻砂泥土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 0.67~1.12 mg/kg, 表现出 CK>GG3>SH1.5≈SH3≈GG1.5 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 提取态含量分别下降了 38.84%、39.29%、40.18% 和 17.41%。5 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 2.72~5.12 mg/kg, 表现出 CK>SH3>GG3>SH1.5>GG1.5 组间差异不显著的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 提取态含量分别下降了 45.31%、42.77%、44.63% 和 46.97%。10 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中提取态 Cd 含量变化范围为 5.26~

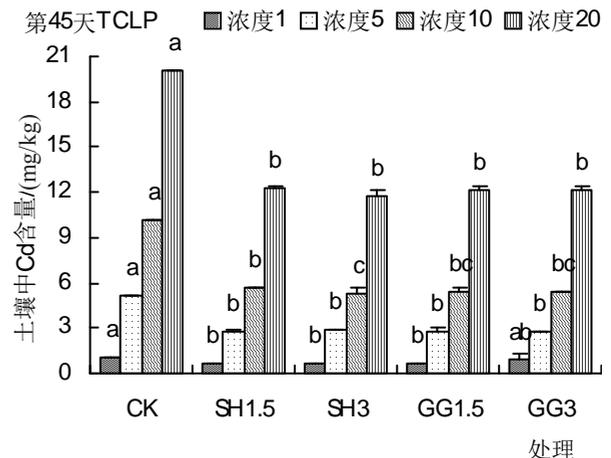


图2 不同酸碱度调节剂处理(第45天TCLP提取态)

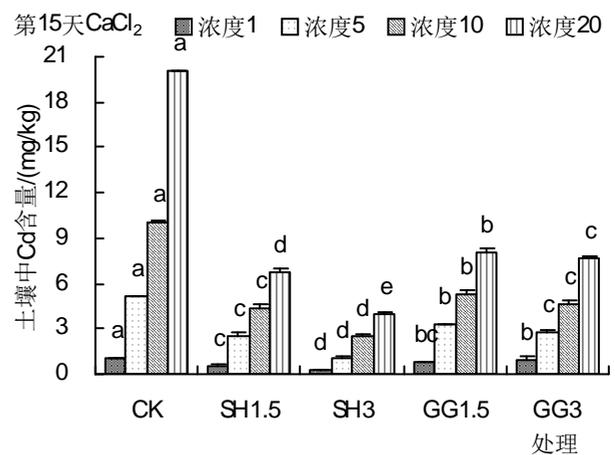


图3 不同酸碱度调节剂处理(第15天CaCl₂交换态)

麻砂泥原土 CaCl₂ 交换态 Cd 背景值为 0.10 mg/kg。1 mg/kg 处理的麻砂泥土壤交换态 Cd 含量变化范围

为 0.26~1.10 mg/kg, 表现出 CK>GG3>GG1.5>SH1.5>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 47.85%、76.19%、30.61% 和 15.65%。5 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 1.02~5.10 mg/kg, 表现出 CK>GG1.5>SH1.5≈GG3>SH3 组间差异显著的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 50.78%、80.01%、36.48% 和 46.47%。10 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 2.53~10.10 mg/kg, 表现出 CK>GG1.5>SH1.5≈GG3>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 57.08%、74.92%、47.30% 和 53.60%。20 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 4.02~20.10 mg/kg, 表现出 CK>GG1.5>GG3>SH1.5>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 66.62%、80.01%、59.87% 和 62.08%。整体而言, 1、5、10 和 20 浓度中 SH3 修复效果最佳。

从图 4 可以看出, 第 45 天时间的麻砂泥母质中石灰 1.5 g、石灰 3 g、硅钙肥 1.5 g、硅钙肥 3 g 的酸碱度调节剂处理下 4 个浓度 CaCl₂ 交换态的变化情况。1 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 0.02~1.10 mg/kg, 表现出 CK>GG1.5≈GG3>SH1.5>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 60.32%、87.89%、36.73% 和 30.95%。5 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 1.29~5.10 mg/kg, 表现出 CK>GG1.5>GG3≈SH1.5>SH3

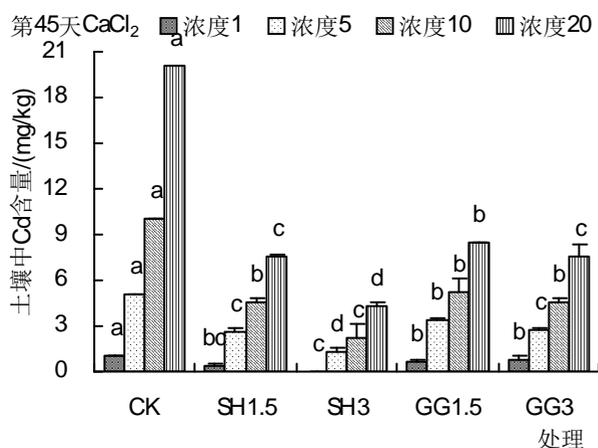


图 4 不同酸碱度调节剂处理 (第 45 天 CaCl₂ 交换态)

组间差异显著的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 48.43%、74.77%、33.44% 和 47.43%。10 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 2.18~10.10 mg/kg, 表现出 CK>SH1.5≈GG1.5≈GG3>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 54.33%、78.45%、48.47% 和 55.42%。20 mg/kg 处理的麻砂泥土壤中交换态 Cd 含量变化范围为 4.34~20.10 mg/kg, 表现出 CK>GG1.5>SH1.5≈GG3>SH3 的规律。与 CK 组相比, 试验 SH1.5、SH3、GG1.5 和 GG3 的处理, Cd 交换态含量分别下降了 62.22%、78.40%、58.10% 和 62.15%。整体而言, 1、5、10 和 20 浓度中 SH3 修复效果最佳。

3 结论

4 种酸碱度调节剂处理能显著提高两种 Cd 含量土壤 pH, 能显著降低土壤中 Cd 的有效性, TCLP 提取的麻砂泥土壤中 Cd 提取态的含量在第 15 天中 1、5、10、20 浓度分别下降 10.71%~44.64%、6.35%~12.79%、6.97%~10.72%、0.12%~0.19%。CaCl₂ 提取的麻砂泥土壤中 Cd 交换态的含量在第 15 天中 1、5、10、20 浓度分别下降 15.65%~76.19%、36.48%~80.01%、47.30%~74.92%、59.87%~80.01%。

TCLP 提取的麻砂泥土壤中 Cd 提取态的含量在第 45 天中 1、5、10、20 浓度分别下降 17.41%~40.18%、42.77%~46.97%、43.87%~48.02%、39.12%~41.33%。CaCl₂ 提取的麻砂泥土壤中 Cd 交换态的含量在第 45 天中 1、5、10、20 浓度分别下降 30.95%~97.89%、33.44%~74.77%、48.47%~78.45%、58.10%~78.40%。

TCLP 提取的麻砂泥土壤中 Cd 提取态的含量在第 15 天中, 麻砂泥 1 浓度中 GG1.5 修复效果最佳, 5 浓度中 GG3 修复效果最好, 10 浓度中 GG1.5 修复效果最佳, 20 浓度中 GG1.5 修复效果最佳。在第 45 天中, 麻砂泥 1 浓度中 GG1.5 修复效果最佳, 5 浓度中 GG3 修复效果最好, 10 浓度中 SH3 修复效果最佳, 20 浓度中 SH3 修复效果最佳。

CaCl₂ 提取的麻砂泥土壤中 Cd 交换态的含量在第 15 天中, 添加 1、5、10、20 mg/kg 的外源 Cd 污染土壤也是 SH3 修复效果最佳。在第 45 天中, 1、5、10、20 mg/kg 的外源 Cd 污染土壤也是 SH3 修复效果最佳。

针对麻砂泥土壤中 CaCl₂ 提取态镉, SH1.5 和 SH3、GG1.5 和 GG3 比较, 多添加有酸碱度调节剂量的试验处理, 其有效态镉含量也相对偏低, 这可能是因为土壤的 pH 升高的对 Cd²⁺ 的吸附量相对增加, 降低了 H⁺

和 Cd^{2+} 对土壤吸附点位的竞争。同时pH的升高,土壤中黏土矿物表面的负电荷增加,对 Cd^{2+} 的吸附力加强。

4 讨论

基于效果、成本、长效性、环境友好性等多因子综合考虑,筛选出适宜不同污染情况下的最优调节剂,通过调整配比和添加量,以最经济的方式达到修复效果。从笔者研究结果可以看出,在对不同污染水平的重金属污染土壤进行修复时,不同调节剂表现出不同的修复效果。因此,在选择适当调节剂修复重金属污染土壤时,不仅要考虑土壤污染类型,还要将重金属污染水平纳入应考虑的范围之内。

参考文献

- [1] 贾建丽,于研,王晨,等.环境土壤学[M].北京:化学工业出版社,2012.
- [2] 殷飞,王海娟,李燕燕,等.不同钝化剂对重金属复合污染土壤修复效应研究[J].农业环境科学学报,2015,34(3):438-448.
- [3] 郭观林,周启星,李秀颖.重金属污染土壤原位化学固定修复研究进展[J].应用生态学报,2005,16(10):190-196.
- [4] 刘昭兵,纪雄辉,王国祥,等.赤泥对Cd污染稻田水稻生长及吸收累积Cd的影响[J].农业环境科学学报,2010,29(4):692-769.
- [5] 宋文恩,陈世宝,唐杰伟,等.稻田生态系统中镉污染及环境风险管理[J].农业环境科学学报,2014,33(9):1669-1678.
- [6] 张丽娜.不同调控措施对土壤-水稻系统中镉行为的影响[D].南京:南京农业大学,2007.
- [7] 刘丽娟.不同改良剂对镉污染土壤的修复作用及其机理研究[D].南京:南京农业大学,2012.
- [8] 程金金,宋静,陈文超等.镉污染对红壤和潮土微生物的生态毒理效应[J].生态毒理学报,2013,8(4):577-586.
- [9] 刘丽娟,董元华,刘云,等.不同改良剂对污染土壤中Cd形态影响的研究[J].农业环境科学学报,2013,32(9):1778-1785.
- [10] 刘昭兵,纪雄辉,田发祥,等.石灰氮对镉污染土壤中镉生物有效性的影响[J].生态环境学报,2011,20(10):1513-1517.
- [11] 刘昭兵,纪雄辉,田发祥,等.碱性废弃物及添加锌肥对污染土壤镉生物有效性的影响及机制[J].环境科学,2011,32(4):1164-1170.
- [12] 范美荣,罗琳,廖育林,等.不同改良剂对镉污染土壤的改良效果和对水稻光合特性的影响[J].湖南农业大学学报:自然科学版,2012,38(4):430-434.
- [13] 杜彩艳,祖艳群,李元.施用石灰对Pb、Cd、Zn在土壤中的形态及大白菜中累积的影响[J].生态环境,2007,16(6):1710-1713.
- [14] 王凯荣.我国农田镉污染现状及其治理利用对策[J].农业环境保护,1997,16(6):274-278.
- [15] 罗思颖,周卫军,曹胜,等.钾硅钙微孔矿物肥对稻田土壤及稻谷镉污染的阻控效果[J].湖南农业科学,2016,(6):30-32.
- [16] 陈建军,俞天明,王碧玲,等.用TCLP和形态法评估含磷物质修复铅锌矿污染土壤的效果及其影响因素[J].环境科学,2010,31(1):185-191.
- [17] 颜世红,吴春发,胡友彪,等.典型土壤中有效态镉 CaCl_2 提取条件优化研究[J].中国农学通报,2013,29(9):99-104.
- [18] Pueyo M, López- Sánchez J F, Rauret G. Assessment of CaCl_2 , NaNO_3 and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils[J].Analytica Chimica Acta,2004,504:217-226.
- [19] Neal W, Michael J D, Peter M K. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils[J]. Environmental Pollution,2007,145:121-130.
- [20] 田发祥,纪雄辉,谢运河,等.碱性缓释肥对水稻吸收积累Cd的影响[J].农业环境科学学报,2016,35(11):2116-2122.