

廖启林, 刘聪, 朱伯万, 等. 凹凸棒石调控Cd污染土壤的作用及其效果[J]. 中国地质, 2014, 41(5): 1693-1704.

Liao Qilin, Liu Cong, Zhu Baiwan, et al. The role and effect of applying attapulgite to controlling Cd-contaminated soil[J]. Geology in China, 2014, 41(5): 1693-1704(in Chinese with English abstract).

凹凸棒石调控Cd污染土壤的作用及其效果

廖启林^{1,2} 刘聪³ 朱伯万^{1,2} 华明^{1,2} 金洋^{1,2} 翁志华^{1,2} 常青^{1,2} 蔡玉曼^{1,2}

(1. 国土资源部地裂缝地质灾害重点实验室, 江苏南京 210018; 2. 江苏省地质调查研究院, 江苏南京 210018;
3. 江苏省国土资源厅, 江苏南京 210029)

摘要:凹凸棒石是一种富Mg的硅酸盐粘土矿物,具有抑制土壤的Cd活性的作用。江苏拥有丰富的凹凸棒石矿产资源,在利用凹凸棒石调控土壤Cd污染方面具有资源优势。文章报道了苏南地区典型Cd污染蔬菜地和稻田添加凹凸棒石粉的现场调控试验研究成果。结果显示:(1)当土壤Cd含量为0.3~0.45 mg/kg时,每年添加750 g/m²以上的凹凸棒石粉,可以使蔬菜Cd含量平均下降30%左右,凹凸棒石的最大有效添加量为1500 g/m²;(2)当土壤Cd含量约为3 mg/kg、pH<6.5时,每年添加2000 g/m²的凹凸棒石粉,连续施用2年可使稻米Cd含量从0.5 mg/kg以上降低至0.2 mg/kg以下,稻米Cd含量与土壤pH呈显著负相关;(3)添加凹凸棒石可适度提高土壤的pH和CEC,同时还能降低农产品Cu、Zn含量,在防治耕地Cd污染上具有广阔应用前景。

关键词:镉污染土壤;凹凸棒石;调控试验;效果

中图分类号:P595;P69;P934 **文献标志码:**A **文章编号:**1000-3657(2014)05-1693-12

Cd是代表性毒害重金属元素,包括Cd污染在内的土壤重金属污染影响正成为生态环境领域的关注热点^[1-6],进入21世纪以来地质环境科技人员对Cd等重金属污染土壤的研究日益高涨^[5-14]。防治土壤Cd污染对保障食品安全、保证耕地质量都具有重要的现实意义,研究实用的Cd污染土壤调控修复技术、控制农田土壤Cd迁移积聚于农产品也是当代环境地球化学的重要攻关方向。原位化学固定是消除农田土壤重金属污染影响、确保农产品安全的常用手段,实践证明针对农田土壤镉等重金属污染特点添加合适的固定剂(或钝化剂)、阻断土壤重金属向植物迁移是防治重金属污染危害的有效方法,探索调控Cd污染土壤的新材料新工艺是重金属污染

修复的关键技术。凹凸棒石是江苏重要的非金属矿产资源,曾被前人用作调控土壤镉污染的重要原料,但近年来国内这方面研究报道并不常见。作者选择苏南存在农产品Cd含量超标的2处农田,进行了连续2年以上的添加天然凹凸棒石粘土粉调控土壤Cd污染的现场试验,发现凹凸棒石对于控制Cd污染农田蔬菜、稻米Cd含量均有显著效果。本文即以试验数据为基础,探讨天然凹凸棒石原料在调控Cd污染土壤中的作用与效果,期望能为类似地区防治农田土壤Cd等重金属污染提供借鉴或参考。

1 试验材料与场地

凹凸棒石是一种相对富Mg的硅酸盐粘土矿

收稿日期:2014-03-10;改回日期:2014-05-19

基金项目:国土资源部公益性行业科研专项经费项目(201111021)和国家自然科学基金项目(40873081)联合资助。

作者简介:廖启林,男,1964年生,博士,教授级高工,地球化学与矿床学专业;E-mail: 13951668257@163.com。

物、由古近-新近系形成的风化壳受火山岩热烘烤变质形成,是江苏最丰富的非金属矿产资源之一,曾被广泛地开发利用。天然的凹凸棒石具有比表面积大、吸附性强、粘结度高、偏碱性等特征,作为干燥剂、脱色剂等被大量应用,前人也曾用凹凸棒石矿粉做过调控Cd污染土壤的修复试验^[15-17],江苏的天然凹凸棒石用于钝化土壤重金属污染的探索一直未停止过,被认为是具有良好应用前景的土壤镉等重金属固定材料。位于洪泽湖附近的盱眙县是江苏最主要的凹凸棒石产地,本次研究所用的凹凸棒石即产自盱眙县雍小山一带,由天然凹凸棒石粘土矿粉碎而成。当地所产凹凸棒石粘土矿的主要成分即凹凸棒石(80%以上),另含少量石英、蒙脱石、长石、白云石、高岭石、海泡石等。本次试验所用凹凸棒石的有关样品的化学分析结果如表1所示,其基本化学成分为Si,另含Mg、Al、Fe、Ca等,Mg含量普遍高于Ca含量、一般大于4%,pH值普遍大于8.0、最高可达8.9,重金属Cd含量普遍低于0.16 mg/kg,接近或低于江苏正常土壤的Cd含量。

江苏是全国最先结束其全部陆地国土1:250000区域生态地球化学调查的省区,经过长期生

态地球化学调查评价,积累了丰富的研究线索,作者曾多次报道过江苏生态地球化学调查评价方面的研究成果或进展^[14,18-20]。依据江苏省区域生态地球化学调查与评价获取的农田土壤Cd等重金属污染详细资料,针对性选择位于南京、太湖附近地区的2处镉污染农田进行了现场调控试验,2个试验点分别编号为A、B试验区,具体分布位置见图1。A区为Cd污染蔬菜地调控试验区,B区为Cd污染水稻田试验区。在所选试验区针对农田土壤镉污染特点及所产农产品Cd含量超标的实情,进行持续2年以上的添加一定剂量的天然凹凸棒石粉的调控试验,添加的凹凸棒石粉成分同表1中的ATS4号样。

2 添加蔬菜地镉污染调控试验

该项试验在A区完成。A试验区位于南京附近一处特色蔬菜生产基地中,当地土壤以灰—灰黄色亚砂土为主,主要矿物有石英、水云母等,为长江冲积而成,对应土壤类型为油泥土。A试验区一带土壤Cd含量普遍偏高,一般在0.3~0.45 mg/kg、多属于轻度污染范畴,其土壤酸碱度变化较大(pH=5.0~8.2)。经多次采样分析化验发现,当地所产的一种

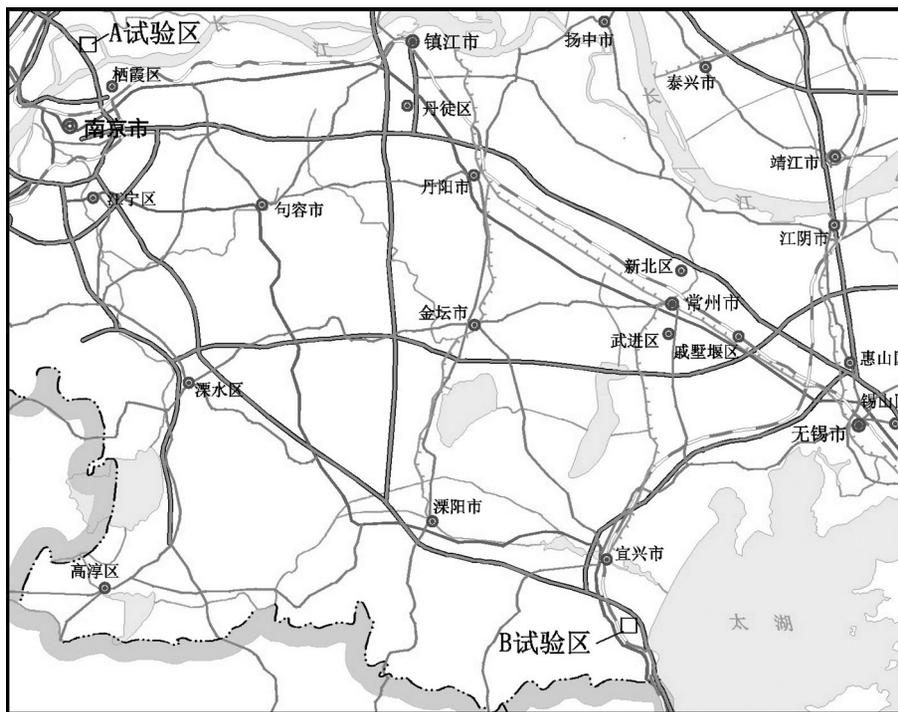


图1 试验区分布位置图

Fig.1 Distribution of the trial site locations

表1 凹凸棒石粘土矿样品元素含量分析测试结果
Table 1 Chemical analytical results of relevant attapulgite samples

样号	Si	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	Cd	Zn	Pb	Cu	Cr	Ni	As	Hg	Mn	Mo	N	P	S	B	TOC	CEC	pH
	/%							/(mg/kg)															/%	
ATS1	27.46	6.38	0.52	5.85	2.06	3.68	0.077	0.13	107	11.4	39.3	129	114	0.88	0.016	388	0.48	191	582	40	18.1	0.17	395	8.1
ATS2	28.44	5.69	0.3	4.81	1.75	4.69	0.069	0.08	87	12.1	32	108	92.1	1.19	0.02	362	0.39	204	247	51	18.7	0.19	283	8.2
ATS3	12.08	2.87	13.5	1.98	0.59	9.04	0.059	0.12	45	6.9	22.7	61	48.8	0.89	0.0092	511	0.29	102	647	58	3.4	0.1	93.8	8.9
ATS4	24.63	6.34	5.87	2.96	1.36	3.36	0.54	0.13	62	15.4	19.7	71	41.1	2.04	0.038	896	0.6	124	499	58	8.3	0.05	283	8.7
ATS5	16.78	4.29	9.87	3.61	1.34	7.07	0.047	0.14	62	9.2	25.6	90	74.3	0.75	0.015	554	0.36	146	2685	50	8.8	0.11	227	8.6
ATS6	12.81	3.1	12.97	2.68	0.91	8.41	0.039	0.15	54	8.1	28.2	65	58.2	0.68	0.013	519	0.29	107	1590	45	7	0.07	168	8.6
ATS7	26.8	5.92	1.1	5.83	1.71	4.44	0.054	0.06	88	12	39.1	128	109	1.21	0.022	337	0.31	166	1299	51	13.3	0.14	334	8.2
ATS8	27.6	6.76	0.64	6.45	2.11	3.37	0.062	0.08	94	11.2	42.5	132	123	1.06	0.0085	614	0.34	204	482	37	16.3	0.14	389	7.9
ATS9	27.68	5.63	1.38	5.29	1.6	4.16	0.079	0.16	94	14	43.4	118	115	0.82	0.012	1678	0.71	204	2127	40	14	0.15	351	8.2
ATS10	28.12	5.62	0.9	5.24	1.45	4.24	0.097	0.09	95	8.2	38.8	139	116	0.6	0.037	957	0.51	178	1500	204	13.3	0.16	360	7.8
平均	23.24	5.26	4.71	4.47	1.49	5.25	0.11	0.12	79	10.9	33.1	104	89.2	1.01	0.019	682	0.43	163	1166	63	12.1	0.13	288	8.3

注:ATS1、ATS2为盱眙县黄泥山矿区凹凸棒石粘土矿原矿石,ATS3为盱眙县凹凸棒石材料生产厂家明光公司所用的原料,ATS4为明光公司所销售的凸棒石粘土矿石粉,也是本次用作试验的主要添加剂或固定材料,ATS5为盱眙县神力特公司生产凹凸棒石材料选用的原矿石、ATS6为神力特公司专用的高钙凹凸棒石粘土矿原矿石,ATS7为盱眙县淮原公司生产凹凸棒石材料选用的原矿石、ATS8为淮原公司销售浅色凹凸棒石矿粉,ATS9为盱眙县凹凸棒石材料生产厂家麦阁公司所用的原料,ATS9为盱眙县凹凸棒石材料生产厂家华洪公司所用的原料。

地方品牌蔬菜(芦蒿)Cd含量普遍偏高,Cd含量超标(新鲜蔬菜Cd含量 >0.05 mg/kg)比例达50%以上,原因与蔬菜地土壤中Cd大范围轻度污染有关。因为当地蔬菜地土壤Cd轻度污染具有普遍性,污染成因与长江上游冲积物有关,很难从切断污染源、转移污染土壤等角度来治理蔬菜Cd污染,比较适合用化学固定的方法来解决当地蔬菜生产中的Cd污染问题。

在A区开展的添加凹凸棒石粉调控当地蔬菜地Cd污染土壤的试验共持续了7年以上,2006年开始,2012年结束。具体试验流程如下:

(1)向菜农租用小块土地(约 150 m^2)进行清空、平整,之后用PVC隔板隔为若干 $2\text{ m}\times 2\text{ m}$ 的四方形小区,隔板埋深 25 cm 。每2个相邻的小区为1组平行试验单元(处理),然后撒上一定剂量的天然凹凸棒石粉,再通过自然翻耕将凹凸棒石粉与耕层土壤混合。空置一段时间后,按照当地蔬菜生产流程在不同试验单元播种上当地特色蔬菜芦蒿。

(2)聘用菜地主人对试验田进行日常田间管理,一切按照当地蔬菜生长的正常程序进行施肥、浇水、间苗、除草等,保证蔬菜的正常生长。

(3)蔬菜成熟收获时,技术人员现场采集土壤

与蔬菜样品进行分析化验,通过实验数据对比调控试验的效果。每个工艺流程重复试验2~3次,第一次试验只施加凹凸棒石,施加量不超过试验田块土壤总量的2%,第二次以后的试验除施加凹凸棒石外,还施加了天然凹凸棒石粉+钙镁磷肥的混合固定剂(按1:1混合)、总施加量也控制在田块土壤总质量的2%以内。

上述持续试验结果显示在轻度Cd污染蔬菜地中添加少量凹凸棒石,未改变土壤中的Cd含量及其所产蔬菜的产量,但能明显降低蔬菜中的Cd含量。表2是2007年的取样分析结果。从中看出,未添加凹凸棒石前,当地蔬菜样品的Cd含量最高达到 0.27 mg/kg 、最低为 0.2 mg/kg (蔬菜样品的Cd含量限定标准 $\leq 0.05\text{ mg/kg}$),添加凹凸棒石后,其蔬菜样品的Cd含量全部低于 0.2 mg/kg ,5组样品的芦蒿Cd含量全部在 $0.14\sim 0.18\text{ mg/kg}$ 。相比于同一片菜地而言,添加一定量的天然凹凸棒石粉后,还能降低蔬菜中的Cu含量。

为了观测添加凹凸棒石粉固定土壤中镉的时效性,进行了每年添加1次和每2年添加1次的试验。对比试验数据显示,2年添加1次的调控效果要相对差一些。对于添加量低于 400 g/m^2 的单元,第2

表2 蔬菜地2007年度调控试验有关样品元素含量分析结果(mg/kg)
Table 2 Analytical results of elements content from some testing samples in vegetable garden in 2007(mg/kg)

土壤样号	凹凸棒石粉添加量 (kg/hm ²)	土壤		蔬菜样号	蔬菜					
		Cd	pH		Cd	Zn	Se	Cu	Pb	Cr
BY01S	0	0.35	6.16	BY01Z1	0.20	5.59	0.004	1.68	0.02	0.14
				BY01Z2	0.27	6.66	0.003	1.55	0.03	0.10
BY02S	500	0.38	5.75	BY02Z1	0.14	7.32	0.004	1.41	0.03	0.24
				BY02Z2	0.18	9.15	0.004	1.51	0.05	0.09
BY03S	1000	0.32	5.79	BY03Z1	0.14	5.57	0.004	1.13	0.03	0.23
				BY03Z2	0.18	7.89	0.004	1.25	0.03	0.20
BY04S	2000	0.31	5.70	BY04Z1	0.15	6.59	0.004	1.25	0.04	0.22
				BY04Z2	0.14	4.74	0.003	0.98	0.03	0.18
BY05S	4000	0.33	5.47	BY05Z1	0.18	7.47	0.005	1.21	0.03	0.11
				BY05Z2	0.14	6.58	0.004	1.1	0.03	0.24
BY06S	8000	0.31	5.43	BY06Z1	0.14	5.15	0.004	1.08	0.02	0.39
				BY06Z2	0.14	6.28	0.004	1.24	0.03	0.37

注:pH为无量纲;500 kg/hm²=50 g/m²,8000 kg/hm²=800 g/m²;凹凸棒石粉添加量相当于试验地土壤总质量的0.02%~0.3%。

年蔬菜的Cd含量基本恢复到未添加凹凸棒石前的水平。通过增大凹凸棒石的添加量、将凹凸棒石与钙镁磷肥(常用化肥之一)混合起来作为固定剂进行调控试验,结果显示,当凹凸棒石添加量达到1500 g/m²时,其调控效果即趋于稳定,即凹凸棒石添加量达到1500 g/m²之后,当地蔬菜芦蒿的Cd含量不再随着凹凸棒石添加量增加而继续下降、甚至有蔬菜Cd含量上升的趋势。持续调控试验还发现,在凹凸棒石施加量不变的前提下,一般调控实效为2年,超过2年需要添加新的固定剂。另外,还发现凹凸棒石和钙镁磷肥混合使用同单独使用凹凸棒石相比,其芦蒿中的Cd含量无实质性差异。表3为A区2011年度添加更大剂量的凹凸棒石及凹凸棒石+钙镁磷肥混合固定剂结果,可看出添加凹凸棒石(或凹凸棒石+钙镁磷肥混合物)剂量达到750 g/m²之后,芦蒿Cd含量大多低于0.2 mg/kg,而未添加凹凸棒石的空白处理的蔬菜Cd含量达到0.27 mg/kg、0.34 mg/kg,进一步证实使用凹凸棒石能显著降低蔬菜Cd含量。

3 添加稻田镉污染调控试验

该项试验在B区完成。B试验区位于江苏省太湖西侧,当地水稻分布面积有一定规模,且存在比较稳定的稻米Cd含量超标(精米中Cd > 0.2 mg/kg)

现象,前期研究证实当地稻米Cd含量超标与稻田土壤的镉污染有直接关系。当地土壤以渗育型水稻土为主,土质多属于湖相沉积的砂-粘土,自然干土颜色呈青灰色,镉污染主要集中在表层土壤、一般与耕层土壤厚度对应。图2展示了该试验区一条典型土壤沉积柱(剖面)Cd等元素含量分布特征,表层20 cm耕层土壤中Cd含量达4.6~6.3 mg/kg,该土柱30 cm以下深度土壤Cd含量全部小于0.2 mg/kg,10 cm以浅土层的pH≤6.5,10 cm以下深度土壤的pH > 7.0,除常量元素Al、Fe、K等在20 cm以上深度土壤中未出现明显相对富集外,P、S、Pb、Zn等微量元素及TOC等都在20 cm以上深度的耕层土壤中呈现了显著地表富集,指示人为活动对当地稻田土壤的Cd等地表富集(或污染)产生了显著影响,防控当地稻田土壤Cd污染应该将主要目标确定在地表20 cm以上深度的耕层土壤上。

依据当地存在稻米Cd含量明显超标及稻田土壤Cd污染特点,租用了一块长64 m、宽3.5~5.5 m的稻田进行了为期2年的添加凹凸棒石的调控试验,所添加的凹凸棒石也是从江苏盱眙县购买,其成分也同表1之ATS4号样。具体试验流程如下:

(1)在播种水稻的时节,聘用耕地主人按照当地播种水稻的正常程序进行种稻前的田间整理(灌水、翻耕、耙地等),按照水渠灌溉水进入的方向,将

表3 蔬菜地2011年度调控试验有关样品元素含量分析结果(mg/kg)

Table 3 Analytical results of elements content from some testing samples in vegetable garden in 2011 (mg/kg)

样号	蔬菜						土壤							
	Cd	Zn	Se	Pb	Cu	Cr	Cd	Zn	Se	Pb	Cu	Cr	pH	TOC
Y03	0.20	3.28	0.0051	0.09	2.19	0.26	0.29	143	0.53	43	57	114	6.1	1.67
Y05	0.16	2.92	0.0059	0.09	2.04	0.30	0.31	142	0.52	43	57	114	6.5	1.72
Y06	0.21	4.06	0.0079	0.11	2.01	0.25	0.28	140	0.5	42	56	115	6.7	1.51
Y07	0.16	3.18	0.0052	0.10	1.93	0.54	0.29	141	0.5	43	56	114	6.3	1.7
Y08	0.19	4.20	0.0073	0.10	1.84	0.14	0.29	140	0.48	42	55	113	7.0	1.64
Y11	0.23	4.18	0.0069	0.16	2.10	0.42	0.29	139	0.48	43	56	115	6.3	1.67
Y12	0.25	3.95	0.0077	0.10	1.51	0.20	0.25	135	0.39	37	54	120	6.9	1.7
Y13	0.14	3.38	0.0089	0.10	1.63	0.16	0.29	140	0.46	43	57	114	6.9	1.57
Y14	0.25	4.41	0.0078	0.13	1.85	0.36	0.3	142	0.47	43	57	114	6.3	1.62
Y15	0.16	3.74	0.0084	0.10	1.68	0.27	0.28	140	0.48	42	55	113	7.3	1.67
Y16	0.19	4.17	0.0101	0.09	1.63	0.23	0.26	139	0.48	43	55	113	7.1	1.48
Y17	0.11	3.63	0.0080	0.13	2.07	0.54	0.28	141	0.48	43	56	114	7.4	1.51
Y18	0.15	3.88	0.0110	0.09	1.77	0.21	0.27	138	0.46	41	54	115	7.5	1.6
Y21	0.13	2.99	0.0068	0.08	2.18	0.38	0.3	140	0.47	42	56	114	6.9	1.64
Y22	0.21	3.67	0.0077	0.09	1.57	0.23	0.27	140	0.46	45	55	114	7.1	1.67
Y23	0.20	3.68	0.0068	0.08	1.32	0.23	0.3	142	0.47	43	57	114	6.3	1.68
Y24	0.23	4.57	0.0099	0.11	2.16	0.35	0.27	140	0.47	44	56	113	6.6	1.7
Y25	0.13	4.16	0.0069	0.09	1.44	0.31	0.3	140	0.47	44	56	113	7.1	1.76
Y26	0.20	3.80	0.0068	0.11	1.60	0.25	0.28	142	0.5	43	57	114	6.3	1.67
Y27	0.34	4.18	0.0055	0.07	1.63	0.52	0.31	143	0.53	45	58	113	5.8	1.91
Y28	0.27	5.31	0.0073	0.13	1.99	0.80	0.28	143	0.53	44	57	113	5.7	1.73

注: Y03、Y07为添加凹凸棒石+钙镁磷肥固定剂750 g/m²单元的样品, Y05为添加凹凸棒石750 g/m²单元的样品, Y06、Y08、Y21、Y22、Y23、Y24、Y25、Y26为添加凹凸棒石+钙镁磷肥固定剂1500 g/m²单元的样品, Y11为添加凹凸棒石2250 g/m²单元的样品, Y12为添加凹凸棒石3000 g/m²单元的样品, Y13、Y15、Y17为添加凹凸棒石+钙镁磷肥固定剂2250 g/m²单元的样品, Y14、Y16、Y18为添加凹凸棒石+钙镁磷肥固定剂3000 g/m²单元的样品, Y27、28为对照用的空白单元(未添加任何固定剂)的样品, 各试验单元添加固定剂总量占其土壤总质量的0.3%~1.2%。

试验田分隔为2段, 靠近进出口一段为对照区, 长13 m, 剩下另一段为添加凹凸棒石的调控区, 长51 m, 中间筑田埂分开。种稻前在调控区均匀撒上约300 kg凹凸棒石粉(约占试验地耕层土壤总质量0.5%), 对照区不添加任何东西、保持原样, 然后在该播种时跟周边其他稻田一样正常种稻(撒上稻种), 播种的稻种也同周围完全一样, 都为高产中稻, 一年2熟、稻谷亩产500 kg以上。

(2) 播种之后, 稻田主人完全按照当地水稻生长正常要求对试验地进行维护与管理, 施肥、灌水、治虫、除草、晒田等所有程序同以前或当地其他水稻种植完全一样, 保证水稻正常生长与收割。

(3) 稻穗出全后(一般在8月中下旬), 再向调控

区水稻地撒1次凹凸棒石粉, 重300 kg, 约占其土壤总质量的0.5%(不计水分), 尽量在小雨前人工撒匀, 确保所播撒的石粉能尽快融入土中。

(4) 稻谷成熟收割时, 技术人员现场采集土壤与稻谷籽实样品进行分析化验, 通过实验数据对比上述调控试验的效果。对照区采集样品2套, 调控区采集样品8套, 平均6 m长采集1套样品, 连续多点采样, 所有样品尽量均匀分布在所采样的空间范围内。稻谷去皮后分析其精米, 土壤样按正常流程分析相关元素含量。

以上试验重复试验2次, 第一次试验在2012年完成, 第二次试验在2013年完成, 两次试验的相关样品分析结果分别见表4和表5。调控区稻米样的Cd含

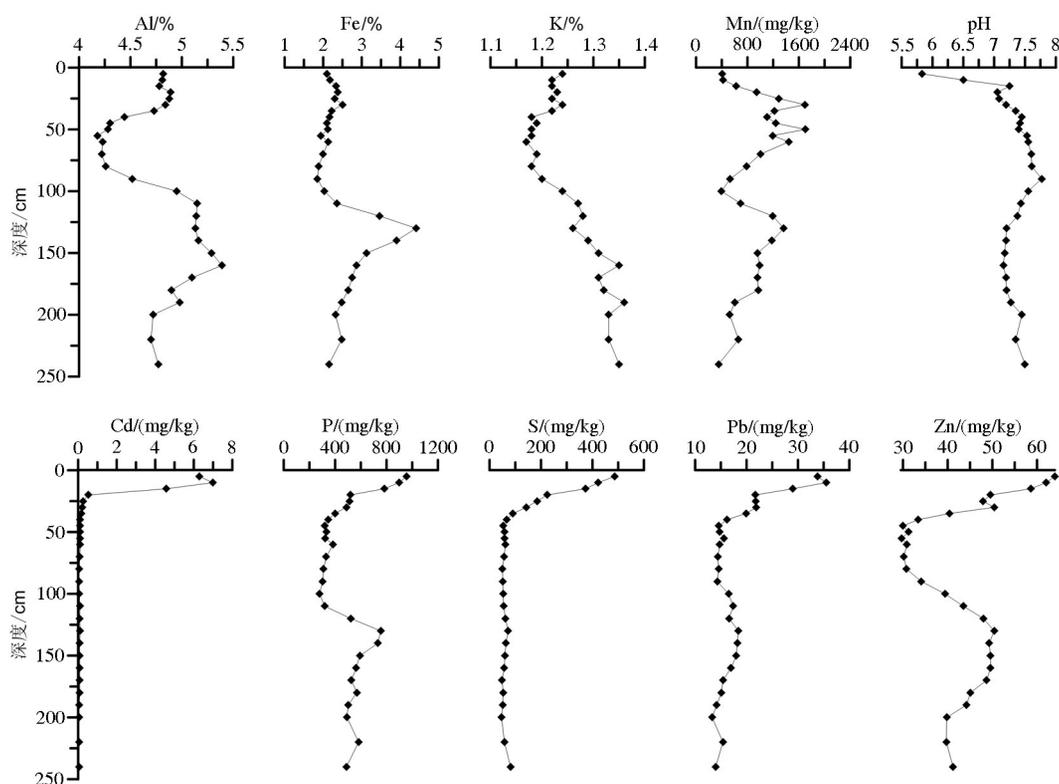


图2 镉污染稻田土壤元素含量垂向分布图

Fig.2 Elements content changes along a soil vertical section in Cd-contaminated paddy field

表4 镉污染稻田2012年度调控试验有关样品元素含量分析结果(mg/kg)

Table 4 Analytical results of elements content from some testing samples in Cd-contaminated paddy field in 2012(mg/kg)

样号	稻米						土壤							
	Cd	Zn	Se	Pb	Cu	Cr	Cd	Zn	Se	Pb	Cu	Cr	pH	TOC
DY01	1.14	16.8	0.21	0.24	3.93	0.44	5.18	62.8	1.72	33.8	16.8	54.3	6.6	1.66
DY02	1.1	16.5	0.23	0.22	4.21	0.35	3.96	60.6	1.5	34.8	17.5	50.8	6.3	1.48
DY03	0.78	14.4	0.21	0.2	3.75	0.6	3.42	62.8	1.4	36.4	17.6	52.6	6.3	1.44
DY04	0.71	13.8	0.2	0.24	3.73	0.32	2.86	59.1	1.28	33	17.7	53.8	6.6	1.44
DY05	0.65	13.5	0.18	0.19	3.7	0.31	2.24	60.4	1.18	32.6	17.6	53.6	6.5	1.46
DY06	0.75	13.7	0.18	0.15	3.85	0.36	2.34	59.4	1.19	33.6	17.4	55	6.5	1.51
DY07	0.88	14	0.16	0.12	3.96	0.42	2.41	61.5	1.16	36.6	17.4	55.4	6.3	1.52
DY08	0.89	15.9	0.15	0.098	3.91	0.76	2.28	76.3	1.09	36.4	18	54.3	6.3	1.49
DY09	0.84	13.2	0.14	0.16	3.7	0.3	2.58	93.4	1.1	61.4	19.4	52.9	6.3	1.6
DY10	0.89	12.6	0.15	0.15	3.67	0.4	2.36	62.4	1.14	33.8	18.8	50.8	6.3	1.64

注: DY01、DY02为对照用的未添加凹凸棒石的平常稻田所采样品,代表对照区;DY03~DY10为添加凹凸棒石后稻田的样品,代表调控区,表中10个样品所控制范围以前属于同一块稻田(长64 m、均宽4.5 m)。

量均低于未添加凹凸棒石的对照区,第二次试验效果比第一次更好,未发现稻谷产量有任何变化。

从表4可以看出,在同一块稻田中,其64 m长范围内耕层土壤Cd含量分布很不均匀,最高为

5.18 mg/kg、最低2.24 mg/kg,在整块耕地土壤Cd污染严重的情形下,添加了凹凸棒石那一段的8个稻米样(编号DY03~DY10)的Cd含量为0.65~0.89 mg/kg,未添加凹凸棒石那一段的2个稻米样(编号

表5 镉污染稻田2013年度调控试验有关样品元素含量分析结果(mg/kg)

Table 5 Analytical results of elements content from some testing samples in Cd-contaminated paddy field in 2013(mg/kg)

样号	稻米						土壤							
	Cd	Zn	Se	Pb	Cu	Cr	Cd	Zn	Se	Pb	Cu	Cr	pH	TOC
DY01	0.52	21.2	0.26	0.24	3.93	0.44	5.15	59	1.38	30	17	52	6.3	1.49
DY02	0.84	19	0.28	0.22	4.21	0.35	3.24	58	1.49	33	18	52	5.9	1.54
DY03	0.2	18.3	0.36	0.2	3.75	0.6	2.91	59	1.33	30	18	59	7.3	1.66
DY04	0.17	18.9	0.32	0.24	3.73	0.32	2.48	58	1.19	30	16	53	7.2	1.4
DY05	0.12	18.4	0.28	0.19	3.7	0.31	2.29	59	1.01	28	17	56	7.4	1.4
DY06	0.12	18.8	0.28	0.15	3.85	0.36	2.05	60	0.96	29	17	57	7.5	1.6
DY07	0.12	15.8	0.24	0.12	3.96	0.42	1.94	61	0.94	27	18	58	7.6	1.69
DY08	0.14	17.6	0.24	0.098	3.91	0.76	1.9	60	0.91	30	17	53	7.4	1.59
DY09	0.12	17.6	0.25	0.16	3.7	0.3	1.78	62	0.86	30	18	54	7.4	1.74
DY10	0.12	18.3	0.16	0.15	3.67	0.4	1.89	62	0.85	32	19	57	7.3	1.85

注: DY01、DY02为对照用的未添加凹凸棒石的平常稻田所采样品,这一段稻田属于对照区;DY03~DY10为添加凹凸棒石后稻田的样品,此段稻田属于调控区,表中10个样品所控制范围以前属于同一块稻田(长64 m、均宽4.5 m)。

DY01~DY02)的Cd含量为1.1~1.14 mg/kg,显示添加凹凸棒石对降低镉污染耕地中稻米的Cd含量有明显效果,对抑制稻米从土壤中吸取Zn也有一定效果,但此时添加凹凸棒石对提升试验田土壤的pH值尚不显成效。

从表5可以看出,通过第2年的持续添加凹凸棒石的调控试验,仍然在上述那片Cd污染严重的耕地上见证了凹凸棒石能显著降低污染土壤中稻米Cd含量的效果,添加了凹凸棒石那一段稻田上8个稻米样(编号DY03~DY10)的Cd含量为0.12~0.2 mg/kg、全部在国家标准限定范围之内(≤ 0.2 mg/kg),未添加凹凸棒石那一段稻田上2个稻米样(编号DY01~DY02)的Cd含量为0.52~0.84 mg/kg,而此时整块稻田土壤中的Cd含量依旧分布极不均匀、耕层土壤Cd含量变化在1.78~5.15 mg/kg,但此时因继续添加凹凸棒石已明显提升了耕层土壤的酸碱度,调控区耕层土壤的pH=7.2~7.6,对照区耕层土壤的pH值只是5.9~6.3,说明本次试验能大幅度降低污染耕地上的稻米Cd含量、与添加凹凸棒石已经改变了耕层土壤的酸碱度有直接关系。

4 讨论

4.1 凹凸棒石降低污染土壤中农产品Cd含量的机理浅析

凹凸棒石对土壤的Cd、Cu等重金属污染有一定防控作用曾为前人研究所证实^[15-17],以前认为凹

凸棒石能够固定土壤中的Cd等毒害重金属,主要是因为凹凸棒石属于高孔道比表面积大的链层状矿物,富含Fe、Mg等常量元素,具有较大的比表面积和很强的吸附性能,能将土壤中的可溶性重金属元素吸附在其表面、或将土壤中游离的Cd等重金属暂时固定在凹凸棒石矿物的层间结构中,可在局部形成具有强吸附能力的土壤胶体、改变土壤中Cd等重金属的活动能力,阻断或延缓了土壤中的Cd向植物的迁移。上述解释可能以推测或理性分析居多,从实验数据支撑角度提出证据的不太常见。

通过对本次现场调控试验所获取的数据资料对比分析来看,认为凹凸棒石能降低污染土壤中稻米、蔬菜等农产品的Cd含量,有以下2个因素不容忽视:

(1)调节土壤酸碱度的作用。土壤酸化是增强土壤Cd等重金属生物有效性及农作物吸收累积量的重要原因,使用石灰抑制土壤酸化是防治土壤重金属污染危害农产品的常用手段^[21]。天然凹凸棒石呈碱性、其正常pH值在8.5左右,添加凹凸棒石对调节耕层土壤的pH效果相当明显。因为酸性土壤环境更有利于Cd向植物迁移,能将酸性土壤环境调节成中性—弱碱性,对于抑制农作物从土壤中吸收Cd必然有帮助。本次试验也完全证实了这一点,从上述A区的蔬菜调控试验和B区的稻米调试验中,都发现持续添加凹凸棒石能将原来的弱酸性土壤环境调节至中性—弱碱性,而且还发现在添加一定

剂量的天然凹凸棒石粉后,农产品中的Cd含量与土壤的Cd含量不存在显著相关性,而此时农产品的Cd含量与土壤pH则存在显著负相关性,如A区蔬菜样品的Cd含量与其土壤pH的相关系数达到-0.86,B区稻米样品的Cd含量与其土壤pH的相关系数达到-0.95(图3)。而A区蔬菜样品的Cd含量与其土壤Cd含量的相关系数为0.07,B区稻米样品的Cd含量与其土壤Cd含量的相关系数为0.24。B区连续2年的调控试验数据更说明问题,第一年添加凹凸棒石后也降低了稻米中的Cd含量,但稻米Cd含量依然超标,因为当时耕层土壤环境依然呈弱酸性,第二年持续添加凹凸棒石后,稻米中的Cd含量全部未超标,因为当时耕层土壤环境已全部被调节成中性—弱碱性,这一成效在试验前也是很难预计到的。添加凹凸棒石能有效调节酸性土壤环境的pH,当酸性土壤环境被调节至中性—弱碱性后,能大幅度降低稻米的Cd含量,但添加凹凸棒石改变土壤pH需要有个过程,一般要持续使用2年才能见效,蔬菜地Cd污染的调控试验也基本如此。

(2)增强土壤溶液吸附阳离子的能力。土壤阳离子交换量(CEC)是指带负电荷的土壤胶体借静电引力而对土壤溶液中的阳离子所吸附的总量,是衡量土壤能吸附或固定活性重金属能力的一个指标,CEC值越大、意味土壤重金属污染危害农产品的风险越小。本次调控试验还发现,在镉污染土壤中添加凹凸棒石后,也能适当提高耕层土壤的CEC,如B区稻田土壤,未添加凹凸棒石的土壤样CEC均值为

140 mmol/kg,而添加凹凸棒石后之土壤样CEC均值为150 mmol/kg,又如A区蔬菜地土壤,未添加凹凸棒石的土壤样CEC均值为248 mmol/kg,而添加凹凸棒石后之土壤样CEC均值为262 mmol/kg。添加凹凸棒石能适度增加Cd污染土壤的CEC,缘于凹凸棒石具有很强的吸附功能和粘性,加上凹凸棒石的平均CEC也接近300 mmol/kg、比一般土壤的CEC高,添加一定剂量的凹凸棒石自然可以提升原来土壤环境的CEC。土壤CEC提高了,土壤溶液中的阳离子活动能力自然就受到限制了,土壤中的Cd等重金属进入土壤溶液后才对农产品危害最大,而进入土壤溶液的Cd无疑有相当一部分以阳离子形式存在。增加土壤CEC,能导致农产品Cd含量下降,原因就在此。

除上述2个因素外,本次试验还发现在污染稻田土壤的调控中,添加凹凸棒石后有污染土壤Cd含量下降的趋势,这一现象目前很难解释,有待深入试验研究后剖析之。但在污染土壤中添加凹凸棒石调控时,线性相关分析已经证实在农产品Cd含量与其土壤Cd含量之间不存在显著相关性,由此也可以确定即使添加凹凸棒石可降低污染土壤的Cd含量,它对农产品Cd含量下降的影响也不大。

4.2 凹凸棒石调控镉污染土壤的应用前景

重金属污染土壤的修复技术研究对耕地污染形势严峻的我国而言,具有特别重要的现实意义。污染土壤的修复技术就大的方面而言包括物理修复、化学修复、生物修复等3个方面,植物修复作为

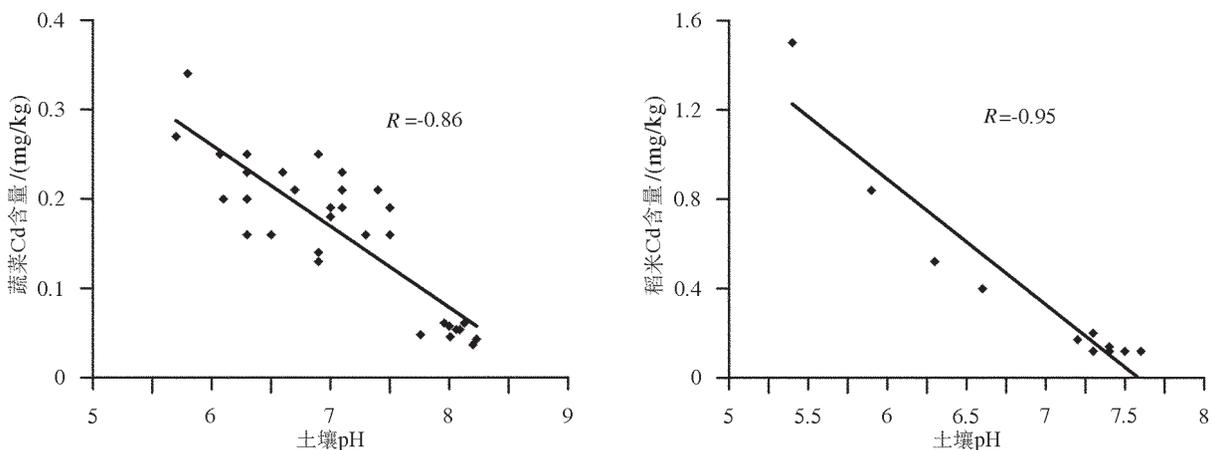


图3 试验样品中蔬菜、稻米镉含量与土壤酸碱度相关性分析结果

Fig.3 Correlation between Cd concentrations of testing samples of vegetable and rice and pH of soils

生物修复的重要支撑是目前国内外报道比较多的一个领域^[22-30]。添加固定剂或钝化剂抑制污染土壤中的Cd等重金属向植物迁移的技术属于化学修复^[29-30]的重要支撑,从严格意义上讲,这只是一种调控手段,并没有从根本上改变污染土壤中重金属的存在,但正是这种调控技术却往往是最容易被推广应用的,因为它们具有见效快、成本低、操作相对简单等特点。添加凹凸棒石能有效降低Cd污染土壤对农产品的危害,这种调控手段无疑是对重金属污染土壤化学固定技术的补充与丰富。因为凹凸棒石不在传统的化学固定材料之列,添加凹凸棒石调控Cd污染土壤的应用前景问题以前也未有定论。

前人针对Cd等重金属污染土壤常用的化学固定材料有造纸废料、农肥特别是磷肥等^[31-35],这可能与研究者多出自非地矿领域有关。从选择调控镉污染土壤之化学固定材料的4个基本条件(能有效抑制土壤中的Cd向农作物迁移、不能产生新的污染、对农作物产量不能有副作用、尽可能成本低廉且易推广)来看^[15-17,19,21,31-35],凹凸棒石作为调控镉污染土壤的新型固定材料,无疑有诸多优势。其一,凹凸棒石调控Cd污染土壤的效果一般不会输于其他化学固定材料,在2年内能将土壤Cd含量在3 mg/kg左右的背景下、使稻米的Cd含量从0.5 mg/kg以上全部降低到0.2 mg/kg以下,这一效率不是任何一种化学固定剂所能达到的,而且将凹凸棒石与磷肥混合使用同单独使用凹凸棒石调控蔬菜Cd污染也未发现差异;其二,江苏所产的凹凸棒石本身Cd含量不高,与苏南大部分农田土壤Cd含量相当或更低,不会产生新的土壤重金属污染,属于典型的无污染材料,这点从本次蔬菜与稻米产地现场调控试验均未增加原来土壤的Cd含量可得到证实;其三,添加凹凸棒石没有降低原来稻谷生产的产量,也没对原耕地土壤的环境质量造成负面影响,相反可在抑制土壤酸化、增加土壤CEC、提升土壤吸附能力与保肥能力方面发挥有益作用;其四,添加凹凸棒石除了减缓土壤Cd污染对农产品的危害外,还能同时降低农产品中的Cu、Zn等重金属含量,对一些复合重金属污染土壤也可能有一定功效;其五,凹凸棒石是一种廉价的固定材料,农民使用很方便(比使用农用石灰还方便),按照目前市场价格测算、1亩地每年只要添加100元左右的凹凸棒石就能收到

显著效果,这一成本还不足其土地年收益的5%,大范围推广使用可能会更便宜,即使不考虑其他渠道的资助,正常的农民也应该负担得起。还有一点不可忽视的是,凹凸棒石属于一种矿产资源,将凹凸棒石用于Cd污染土壤防治属于传统地质工作的延伸,是环境地球化学工程学的份内工作,在地学领域更容易被推广应用。

通过以上分析不难得出,添加凹凸棒石调控Cd污染土壤的应用前景十分喜人,随着国家对污染耕地的修复与防治力度不断加大,这一技术所产生的效益可能会超出许多同行的想象。

5 结 论

(1)正常凹凸棒石Cd含量不超过0.16 mg/kg,是一种高效调控Cd污染土壤危害农产品的新型无污染固定材料,因为自身具有弱碱性、强吸附性、高粘性等特点,添加到Cd污染农田土壤中能适当调节土壤pH、增加土壤阳离子交换量(CEC),可以快速抑制农作物从土壤中吸收加Cd、Cu、Zn等重金属,降低了农产品中Cd等重金属的含量。

(2)在耕层土壤Cd含量为0.3~0.45 mg/kg的背景下,通过每年添加750 g/m²以上的凹凸棒石粉,可以使当地蔬菜中的Cd含量从0.27 mg/kg以上全部降低到0.2 mg/kg以下,最大降幅为48.1%,平均降幅约为30%。凹凸棒石的调控时效一般不超过2年,其添加量达到1500 g/m²后、蔬菜中的Cd含量趋于稳定。

(3)在耕层土壤Cd含量为3 mg/kg左右、pH < 6.5的酸性土壤背景下,通过每年向稻田添加2000 g/m²左右的凹凸棒石粉,2年内可以使当地稻米的Cd含量从0.5 mg/kg以上全部降低到0.2 mg/kg以下,土壤pH增加得越明显、稻米Cd含量就下降得越多。

(4)凹凸棒石作为江苏最丰富的非金属矿产资源之一,在调控苏南Cd污染土壤、保障大宗农产品安全生产方面可望发挥独特作用,添加凹凸棒石防治Cd污染耕地具有见效快、成本不高、便于农民操作使用等优势,应具有更广泛的应用前景。

致谢: 本研究得到了江苏省国土资源厅与江苏省地质调查研究院的大力支持与帮助,参加该项研究的还有潘永敏、范迪富、高孝礼、黄光明、黄顺生等同志,在此一并诚挚致谢!

参考文献 (References):

- [1] Millis P R, Ramsey M H, Jone E A. Heterogeneity of cadmium concentration in soils as a source of uncertainty in plant uptake and its implications for human health risk assessment[J]. *Science of Total Environment*, 2004, 326(1-3): 49-53.
- [2] Hongbin Cao, Jianjiang Chen, Jun Zhang, et al. Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(11): 1792-1799.
- [3] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 46-144.
Chen Huaiman. Behavior of Chemicals in Soils and its relation to Environmental Quality[M]. Beijing: Science Press, 2002: 46-144 (in Chinese).
- [4] 李非里, 刘丛强, 杨元根, 等. 贵阳市郊菜园土—辣椒体系中重金属的迁移特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2007, 23(4): 52-56.
Li Feili, Liu Congqiang, Yang Yuangen, et al. Characteristics of heavy metal transportation in vegetables soil and capsicum (*Capsicum frutescens* L. Var. *Longum* Bailey) system in Guiyang, Southwest China[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2007, 23(4): 52-56 (in Chinese with English abstract).
- [5] 李航, 叶霖, 肖唐付, 等. 云南金顶超大型铅锌矿区镉的地球化学特征及其环境效应[J]. *矿物学报*, 2007, 27(2): 225-232.
Li Hang, Ye Lin, Xiao Tangfu, et al. Geochemistry and environmental effect of cadmium in Jinding Pb-Zn deposit of Yunnan[J]. *Acta Mineralogica Sinica*, 2007, 27(2): 225-232 (in Chinese with English abstract).
- [6] 徐友宁, 张江华, 刘瑞平, 等. 金矿区农田土壤重金属污染的环境效应分析[J]. *中国地质*, 2007, 34(4): 716-722.
Xu Youning, Zhang Jianghua, Liu Ruiping, et al. Environmental effects of heavy metal pollution of farmland soils in gold mining areas[J]. *Geology in China*, 2007, 34(4): 716-722 (in Chinese with English abstract).
- [7] Huang S S, Liao Q L, Hua M, et al. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China[J]. *Chemosphere*, 2007, 67: 2148-2155.
- [8] Jung M C, Thornton I. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine in Korea[J]. *Appl. Geochem.*, 1996, 11: 53-59.
- [9] 姚德, 孙梅, 杨富贵, 等. 青岛城区土壤重金属环境地球化学研究[J]. *中国地质*, 2008, 35(3): 539-550.
Yao De, Sun Mei, Yang Fugui, et al. Environmental geochemistry of heavy metals in urban soils of Qingdao City[J]. *Geology in China*, 2008, 35(3): 539-550 (in Chinese with English abstract).
- [10] 息朝庄, 戴塔根, 黄丹艳. 湖南株洲市土壤重金属分布特征及污染评价[J]. *中国地质*, 2008, 35(3): 524-530.
Xi Chaozhuang, Dai Tagen, Huang Danyan. Distribution and pollution assessments of heavy metals in soils in Zhuzhou, Hunan[J]. *Geology in China*, 2008, 35(3): 524-530 (in Chinese with English abstract).
- [11] 管后春, 李运怀, 彭苗芝, 等. 黄山城市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. *中国地质*, 2013, 40(6): 1949-1958.
Guan Houchun, Li Yunhuai, Peng Miaozi, et al. The evaluation of heavy metal pollution and its potential ecological risk of urban topsoil in Huangshan City[J]. *Geology in China*, 2013, 40(6): 1949-1958 (in Chinese with English abstract).
- [12] 王文俊. 福建省寿宁县 1:25 万土地质量地球化学评估[J]. *中国地质*, 2014, 41(2): 665-674.
Wang Wenjun. 1:250000 land quality geochemical assessment of Shouning County, Fujian Province[J]. *Geology in China*, 2014, 41(2): 665-674 (in Chinese with English abstract).
- [13] 王学松, 秦勇. 徐州城市表层土壤中重金属环境风险测度与源解析[J]. *地球化学*, 2006, 35(1): 88-94.
Wang Xuesong, Qin Yong. Environmental risk and sources of heavy metals in Xuzhou urban topsoil[J]. *Geochemica*, 2006, 35(1): 88-94 (in Chinese with English abstract).
- [14] 廖启林, 华明, 金洋, 等. 江苏省土壤重金属分布特征与污染源初步研究. *中国地质*, 2009, 36(5): 1163-1174.
Liao Qilin, Hua Ming, Jin Yang, et al. A preliminary study of the distribution and pollution source of heavy metals in soils of Jiangsu Province[J]. *Geology in China*, 2009, 36(5): 1163-1174 (in Chinese with English abstract).
- [15] 范迪富, 黄顺生, 廖启林, 等. 不同量剂凹凸棒石粘土对镉污染菜地的修复实验[J]. *江苏地质*, 2007, 31(4): 323-328.
Fan Difu, Huang Shunsheng, Liao Qilin, et al. Restoring experiment on Cadmium polluted vegetable lands with attapulgite of varied dose[J]. *Jiangsu Geology*, 2007, 31(4): 323-328 (in Chinese with English abstract).
- [16] 杨秀敏, 胡桂娟. 凹凸棒石修复镉污染的土壤[J]. *黑龙江科技学院学报*, 2004, 14(2): 80-82.
Yang Xiumin, Hu Guijuan. Study on remediation of cadmium contaminated soil by attapulgite[J]. *Journal of Heilongjiang Institute of Science & Technology*, 2004, 14(2): 80-82.
- [17] 杨秀红, 胡振琪, 高爱林, 等. 凹凸棒石修复铜污染土壤[J]. *辽宁工程技术大学学报*, 2006, 25(4): 629-631.
Yang Xiuhong, Hu Zhenqi, Gao Ailin, et al. Remediation of attapulgite on copper contaminated soil[J]. *Journal of Liaoning Technical University*, 2006, 25(4): 629-631 (in Chinese with English abstract).
- [18] 廖启林, 吴新民, 翁志华, 等. 南京地区多目标地球化学调查基本成果及其相关问题初探[J]. *中国地质*, 2004, 31(1): 70-77.
Liao Qilin, Wu Xinmin, Weng Zhihua et al. Basic results of multi-target geochemical survey of the Nanjing area and its relevant problems[J]. *Geology in China*, 2004, 31(1): 70-77 (in Chinese with English abstract).
- [19] 廖启林, 黄顺生, 林仁章, 等. 长江下游富镉土壤元素分布特征及其污染修复试验[J]. *中国地质*, 2008, 35(3): 514-523.

- Liao Qilin, Huang Shunsheng, Lin Renzhang, et al. Element distribution characteristics of Cd- rich soils and its pollution remediation test in the lower reaches of the Yangtze River[J]. *Geology in China*, 2008, 35(3): 514– 523 (in Chinese with English abstract) (in Chinese with English abstract).
- [20] 廖启林, 刘聪, 金洋, 等. 江苏省域土壤元素地表富集及其与人为活动的关系研究[J]. *第四纪研究*, 2013, 33(5): 972–985
- Liao Qilin, Liu Cong, Jin Yang, et al. Surface environmental enrichment of some elements and its relationship between anthropogenic activity and elemental distribution in soil in Jiangsu Province[J]. *Quaternary Sciences*, 2013, 33(5): 972–985 (in Chinese with English abstract).
- [21] 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.
- Du Caiyan, Zu Yanqun, Li Yuan. Effect of liming and pig manure application on fractions of Cd, Pb and Zn in soil and their accumulation in Chinese cabbage[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(6): 1710–1713(in Chinese with English abstract).
- [22] 崔爽, 周启星, 晁雷. 某冶炼厂周围8种植物对重金属的吸收与富集作用[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(3): 512–515.
- Cui Shuang, Zhou Qixing, Chao Lei. Absorption and accumulation of heavy metals by plants around a smelter[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(3): 512– 515(in Chinese with English abstract).
- [23] 龙新宪, 杨肖娥, 倪吾钟. 重金属污染土壤修复技术研究的现状与展望[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(6): 757–762.
- Long Xinxian, Yang Xiaoe, Ni Wuzhong. Current situation and prospect on the remediation of soils contaminated by heavy metals[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(6): 757–762(in Chinese with English abstract).
- [24] 李培军, 刘宛, 孙铁珩, 等. 我国污染土壤修复研究现状与展望[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(1): 1544–1548
- Li Peijun, Liu Wan, Sun Tiehang, et al. Remediation of contaminated soil : Its present research situation and prospect[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(12): 1544–1548(in Chinese with English abstract).
- [25] 苏德纯, 黄焕忠. 油菜作为超累积植物修复镉污染土壤的潜力[J]. *中国环境科学*, 2002, 22(1): 48–51.
- Su Dechun, Huang Huanzhong. The phytoremediation potential of oilseed rape (*B. juncea*) as a hyperaccumulator for cadmium contaminated soil[J]. *China Environmental Science*, 2002, 22(1): 48–51(in Chinese with English abstract).
- [26] Lebeau T, Braud A, Jézéquel K. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 153: 497–522.
- [27] Nanda Kumar P B A, Dushenkov V, Motto H, et al. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils[J]. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29(5): 1232–1238.
- [28] Ghosh M, Singh S P. A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 133(2): 365–371.
- [29] Ebbs S D, Lasat M M, Brandy D J, et al. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated site[J]. *Journal of Environment Quality*, 1997, 26: 1424–1430.
- [30] Wahsha M, Bini C, Argese E, et al. Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy[J]. *Journal of Geochemical Exploration* 2012, 123: 19–24.
- [31] Basta N T, McGowen S L. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil[J]. *Environ Pollut.*, 2004, 127: 73–82.
- [32] Castaldi P, Santona L, Melis P. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth[J]. *Chemosphere*, 2005, 66: 365–371.
- [33] Cao X D, Ma L Q, Chen M, et al. Phosphate induced metal immobilization in a contaminated site[J]. *Environ. Poll.*, 2003, 122: 19–28.
- [34] Calace N, Campisi T, Iacondini A, et al. Metal-contaminated soil remediation by means of paper mill sludge addition: chemical and ecotoxicological evaluation[J]. *Environ. Pollut.*, 2005, 136: 485–492.
- [35] 陈同斌, 李艳霞, 金艳, 等. 城市污泥复合肥的肥效及其对小麦重金属吸收的影响[J]. *生态学报*, 2002, 22(5): 643–648.
- Chen Tongbin, Li Yanxia, Jin Yan, et al. The effects of compound fertilizer made from municipal sewage sludge compost on N P K and heavy metals uptake of wheat[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(5): 643–648(in Chinese with English abstract).

The role and effect of applying attapulgite to controlling Cd-contaminated soil

LIAO Qi-lin^{1,2}, LIU Cong³, ZHU Bai-wan^{1,2}, HUA Ming^{1,2}, JIN Yang^{1,2}, WENG Zhi-hua^{1,2},
CHANG Qing^{1,2}, CAI Yu-man^{1,2}

(1. Key Laboratory for Earth Fissures Geological Disaster of MLR, Nanjing 210018, Jiangsu, China; 2. Geological Survey of Jiangsu Province, Nanjing 210018, Jiangsu, China; 3. Jiangsu Department of Land Resources, Nanjing 210017, Jiangsu, China)

Abstract: Attapulgite is a kind of clay mineral of Mg-rich silicate, and it also constitutes a kind of abundant non-metallic mineral resources in Jiangsu Province. As a kind of chemical remediation or immobilization material to tackle Cd-contaminated soil, its advantage in controlling heavy metal mobility is quite obvious. On the basis of choosing typical Cd-contaminated sites from vegetable garden and paddy land, a preliminary control test was systematically conducted to treat soil pollution of heavy metals so as to apply some doses of attapulgite powder in the southern area of Jiangsu Province. The related test data and controlling effect are reported in this paper to decrease Cd content of vegetable and rice from Cd-contaminated sites. Some conclusions have been reached: (1) when Cd concentration is 0.3–0.45 mg/kg in soil of the site, Cd content of vegetable can be decreased by 30% or so by applying attapulgite powder in excess of 750 g/m², and maximum effective applying dose is 1500 g/m² to contaminated soil annually; (2) when Cd concentration is about 3 mg/kg and pH is lower than 6.5 in soils of the site, Cd content of rice can be dramatically decreased from more than 0.5 mg/kg to less than 0.2 mg/kg after 2 years' application of attapulgite powder in excess of 2000 g/m² to polluted soil annually, and there are distinct negative correlated relationship between Cd content of rice and pH in polluted soil, with the correlation coefficient being -0.95; (3) the significance of applying attapulgite to the above-mentioned polluted soil is obvious in elevating pH values and cation exchange capacity (CEC), and at the same time the element concentrations of Cu and Zn can be decreased in the vegetable or rice samples. It is thus held that the prospect of applying attapulgite to soil should be relatively huge or wide in curing Cd-contaminated lands.

Key words: Cd-contaminated soil; attapulgite; controlling test; effect

About the first author: LIAO Qi-lin, male, born in 1964, doctor and senior researcher, majors in geochemistry and mineral deposits geology and mainly engages in the study of eco-geochemistry; E-mail: 13951668257@163.com.