

种植模式对南方旱地重金属含量及其迁移规律的影响

魏祥东¹, 邹慧玲², 铁柏清¹, 陈 煥¹, 蔡 丹¹, 蔡 蕾¹, 方雅瑜¹, 尹晓辉¹

(1.湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 2.湖南农业大学图书馆, 长沙 410128)

摘 要:以玉米和大豆为试验材料,研究了单种、套种对土壤重金属含量及迁移转化规律的影响。试验结果表明,试验区土壤中 Pb、Cd 和 Zn 含量均超过土壤环境质量二级标准(GB 1518—2008)。套种时,非根系和根系土壤中 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 含量呈下降趋势,但与单种无显著性差异,种植模式对土壤重金属形态影响显著不同,且根系土壤与非根系土壤差异显著。根系土壤和非根系土壤中 Zn、Cu、Fe 和 Mn 以残渣态为主,占 50%以上,而 Pb 以铁锰结合态为主,非根系土壤中铁锰结合态 Pb 的比例约为 40%,而根系土壤约为 50%。根系土壤中可交换态和碳酸盐结合态 Cd 的比例分别占土壤中 Cd 总量的 14.01%~15.82%和 9.56%~9.90%,与根系土壤相比,非根系土壤中可交换态 Cd 和碳酸盐结合态 Cd 的比例分别高 0.63~0.85 倍和 1.38~1.48 倍。研究还发现,大豆和玉米对 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 吸收富集能力显著不同,且种植模式对植物吸收富集重金属能力也有显著性影响。在试验区土壤中种植大豆和玉米,重金属在土壤-植物系统中的迁移率都比较高,从而使作物可食部分重金属含量较高,大豆中 Pb 和 Cd 含量分别超标 48.0~53.5 倍和 24.8~30.8 倍,玉米中 Pb 和 Cd 含量分别超标 47.2~51.8 倍和 9.7~15.8。所有试验结果显示,在试验区种植粮食作物存在较大的健康风险,且水改旱不能实现试验区土壤重金属污染治理的目的。

关键词:种植模式;旱地;玉米;大豆;重金属;迁移规律

中图分类号:X171.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2015)06-1096-11 **doi:**10.11654/jaes.2015.06.012

Effects of Different Planting Patterns on Concentrations and Migration of Soil Heavy Metals in Dryland in Southern China

WEI Xiang-dong¹, ZOU Hui-ling², TIE Bai-qing¹, CHEN Huan¹, CAI Dan¹, CAI Lei¹, FANG Ya-yu¹, YIN Xiao-hui¹

(1.College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2.Library of Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: Plant species have different impacts on forms and transformation of heavy metals in soil. Here an experiment was performed to investigate the effects of single and inter-planting of soybean and maize on content, forms and migration of soil heavy metals in dryland in Southern China. Results showed that the content of Pb, Cd and Zn exceeded the second grade levels of the National Soil Environmental Quality Standard(GB 1518—2008). Compared to the soil with single planting, Pb, Zn, Cu, Cd, Fe and Mn concentrations under the inter-planting tended to decrease in both rhizospheric and non-rhizospheric soils. However, planting patterns had significant effects on forms of soil heavy metals. The forms of soil heavy metals were significantly different between rhizospheric and non-rhizospheric soils. Residual form was the main fraction of Zn, Cu, Fe and Mn in both rhizospheric and non-rhizospheric soils, accounting for more than fifty percent. The forms of Pb and Cd were significantly different from those of Zn, Cu, Fe and Mn. Oxide bound Pb was the major fraction in both rhizospheric and non-rhizospheric soils, constituting about forty percent in non-rhizospheric soil and about fifty percent in rhizospheric soil. Percentages of exchangeable and carbonate bound Cd were respectively 14.01%~15.82% and 9.56%~9.90% in rhizospheric soil, while 0.63~0.85 and 1.38~1.48 times more in non-rhizospheric soil. The content of Pb, Zn, Cu, Cd, Fe and Mn was significantly different between soybean and maize, and influenced by planting patterns. Lead and Cd in edible part of soybean were 37.95~43.45 and 50.5~52.6 times higher, while in maize 47.2~56.8 and 9.7~15.8 times more than the limits for pollution standard in food(GB 2762—2012), respectively. These results show that food crops planted in the tested field had high health risks and that changing from paddy field to dry land is not an option for remediation of soil contaminated with heavy metals

Keywords: planting patterns; dryland; maize; soybean; heavy metals; migration

收稿日期:2014-12-31

基金项目:国家自然科学基金(41201511);湖南省自然科学基金(08JJ6018);湖南省教育厅青年基金(12B059)

作者简介:魏祥东(1973—),男,湖北郧西人,博士,副教授,从事环境污染检测与治理。E-mail:xiangdongw@126.com

随着工矿业的迅速发展和各种化学产品的广泛使用,土壤重金属污染越来越重,并逐步成为全社会广泛关注并困扰现代社会发展的主要环境污染问题之一^[1-3]。南方地区由于有色金属资源丰富、有色金属产业发达、土壤 pH 值低、气候温暖湿润、降水酸化问题突出等原因,导致南方受重金属污染农田面积逐渐增加,土壤酸化加剧,土壤重金属活性与毒性增加,使部分农田减产甚至丧失生产性能,相关问题已屡见报道,并引起了我国政府和社会的高度关注。统计结果表明,全国土壤总的超标率为 16.1%,近 1/6 国土存在重金属污染;从污染分布情况看,南方土壤污染重于北方,西南、中南地区土壤重金属超标范围较大,主要污染物为镉、汞、砷、铅等^[4]。湖南省是有色金属之乡,全省因工业“三废”污染的耕地面积已超过 67 万 hm^2 ,土壤中铅、汞、砷和镉等重金属超标问题非常突出,全省 1/4 以上的农田灌溉水和空气也受到不同程度的污染,在有色金属矿山水系沿岸耕地及城市郊区菜园土甚为严重^[5-7]。当土壤中有毒重金属积累到一定程度就会对土壤-植物系统产生毒害,不仅能导致土壤退化、农作物产量和品质降低,而且能通过径流和淋洗作用污染地表水和地下水,恶化水文环境,还能通过直接接触、食物链等途径危及人类的生命健康^[8]。因此,研究土壤系统中的重金属的生态效应和迁移转化规律,对提高农产品安全、保护人类健康和促进社会稳定等方面都具有十分重要的意义。

南方水田较多,旱地较少,因而相关研究主要集中在稻田,对旱地研究相对较少。关于我国南方稻田不同种植模式下作物对土壤养分、土壤生物特征影响的研究较多^[9-10],对地上部分水稻产量及植株生理机制等研究相对较少^[11-12]。据统计,湖南省现有旱地 89.71 万 hm^2 ,占耕地面积的 23.4%,旱地主要种植玉米和大豆,种植模式主要有单种和套种,研究旱地不同种植模式下重金属迁移转化规律,有助于提高粮食品质和保护人类健康。本文以南方旱地为对象,探讨不同种植模式对南方旱地土壤重金属形态及其在土壤-植物系统中迁移规律的影响,以期合理利用南方旱地、确保粮食生产安全提供技术支撑。

1 材料和方法

1.1 试验地概况

在湖南省株洲市某重金属污染农田进行小区试验,每个小区面积为 100 m^2 (10 m×10 m),12 个小区共 1200 m^2 。试验土壤为红壤。试验前耕层土壤重金属

含量分别为 Cd (14.86 ± 2.67) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Pb (95.19 ± 6.72) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Zn (232.18 ± 20.29) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cu (28.06 ± 6.53) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Fe ($21\,608\pm 252.82$) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Mn (142 ± 23.38) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;基础养分状况为有机碳 2.97%±0.34%、碱解氮 (115.71 ± 3.57) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、速效磷 (9.97 ± 0.24) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、速效钾 (65.12 ± 3.76) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH 4.97。试验区地处亚热带季风湿润气候,年平均降雨量 1 409.5 mm,年平均气温 17.6 $^{\circ}\text{C}$,无霜期 286 d,年日照时间约 1700 h。

1.2 试验设计

设 4 种植模式,即空白、大豆单种、玉米单种和大豆、玉米套种,植株间距约 1 m,每个处理 3 个重复,随机区组排列。玉米品种为丰黎 8 号,大豆品种为湘春豆 21 号。2013 年 6 月中旬播种,2013 年 10 月中旬收获,按当地正常管理方式进行田间管理,待植物正常成熟采集样品进行分析。

1.3 样品采集及预处理

待作物成熟后,在每个小区随机采集 6 棵玉米和/或 10 棵大豆,植物样品装于塑料袋内运回实验室后,用自来水冲洗植物表面以去除粘附的泥土与污物,沥去水分后,用去离子水冲洗干净,再将其分为根、茎、叶、果实 4 个部分,根、茎、叶分别切碎混匀后,用四分法剔除部分样品,剩余样品(约 1 kg)和果实分别装于牛皮纸的信封中,90 $^{\circ}\text{C}$ 杀青 2 h,然后 60 $^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重,用植物破碎机粉碎、过筛(100 目),保存于干燥器中备用。

非根系土壤用土壤采样器采集 0~10、10~20、20~30 cm 和 30~40 cm 土样,每个土壤样品由 5 个小样品组成。采集根系土壤时,拔出植物,抖落表面土块,取根系周围土壤,根系土壤采样深度为 0~20 cm。土壤样品除去残根、杂物后,采用四分法保留 2 kg 土样并装于塑料袋中,放置于冰上带回实验室,放置于阴凉、通风处自然风干后研碎、过筛(2 mm),保存于干燥器中备用。

1.4 土壤和植物重金属总量分析与测定

土壤和植物样品经王水:高氯酸(5:1)消化后,定容、过滤,保存于 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱中待测。消化液中 Pb、Zn、Cu、Fe 和 Mn 的含量采用 ICP-AES 测定,Cd 含量采用石墨炉法测定^[13]。

1.5 土壤和重金属形态分析与测定

土壤重金属形态分析采用 Tessier 五步连续提取法,将重金属分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰结合态、有机物结合态和残渣态 5 种,提取液保存于 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱中待测^[14]。提取液中 Pb、Zn、Cu、Fe 和 Mn 的含量

采用 ICP-AES 测定,Cd 含量采用石墨炉法测定。

1.6 数据计算与统计分析

土壤和植物样品中重金属含量均以烘干计,并用 SPSS17.0 进行相关统计分析,用 LSD 比较显著性差异。

2 结果与分析

2.1 种植模式对土壤中重金属含量的影响及其安全性评价

2.1.1 种植模式对土壤中重金属总量的影响

试验区土壤中重金属含量见表 1 和表 2。试验区土壤中 Pb、Cd 和 Zn 含量都超过土壤环境质量标准Ⅱ级标准,尤其是 Cd,超标达 48 倍。因此,在试验区土壤中种植食用农产品将会产生较大安全风险。

与空白对照相比,种植单一作物的非根系土壤中 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 含量无显著改变,但套种时重金属含量呈下降趋势,尤其是 Zn、Fe 和 Mn 下降趋

表 2 根系土壤中重金属总量(mg·kg⁻¹)

Table 2 Total content of heavy metals in rhizospheric soil(mg·kg⁻¹)

重金属 Heavy metal	种植模式 Cultivation patterns			
	玉米单种 Monocultured maize	大豆单种 Monocultured soybean	套种玉米 Interplanting maize	套种大豆 Interplanting soybean
Cd	14.92±0.42	14.69±0.28	14.60±0.10	14.85±0.21
Mn	133.29±23.39	116.28±12.03	101.30±15.92	103.77±11.88
Zn	176.41±20.27	163.17±5.92	141.64±7.72	171.65±10.36
Fe	17 630±754	16 812±1476	15 613±648	16 281±70
Cu	25.96±2.41	26.58±0.89	24.18±0.82	25.33±0.16
Pb	85.28±7.71	87.20±7.70	86.20±3.85	79.09±6.04

势更为明显,可能与套种作物吸收较多重金属有关。与大豆单种相比,玉米单种的非根系土壤中 Zn、Fe 和 Mn 含量也偏低,但无显著性差异。从根系土壤来看,种植作物后,土壤中 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 含量均下降,且套种下降幅度更大,但无显著性差异(表2)。从采样深度来看,随着采样深度增加,试验区非根系

表 1 非根际土壤中重金属总量(mg·kg⁻¹)

Table 1 Total content of heavy metals in non-rhizospheric soil(mg·kg⁻¹)

重金属 Heavy metal	采样深度 Sampling depth	种植模式 Planting patterns			
		空白 Control	玉米单种 Monocultured maize	大豆单种 Monocultured soybean	套种 Intercropping
Cd	0~10 cm	14.79±0.24	14.95±0.27	14.69±0.04	14.79±0.34
	10~20 cm	14.67±0.11	15.01±0.30	14.78±0.12	14.79±0.57
	20~30 cm	14.80±0.13	14.09±0.29	14.49±0.41	14.05±0.27
	30~40 cm	13.53±0.04	13.48±0.15	13.37±0.16	13.70±0.10
Mn	0~10 cm	152.94±26.34	165.91±35.55	194.68±14.88	122.09±13.74
	10~20 cm	131.53±24.00	175.84±23.59	178.06±29.68	120.88±18.97
	20~30 cm	203.21±39.44	287.27±64.09	356.85±29.45	158.98±20.14
	30~40 cm	680.78±70.91	588.75±75.47	705.91±178.10	343.28±60.55
Zn	0~10 cm	231.33±24.32	237.83±17.72	232.70±20.09	196.53±12.78
	10~20 cm	231.69±20.33	230.91±12.93	231.63±4.60	187.77±15.67
	20~30 cm	230.75±22.16	226.04±18.84	184.05±14.54	191.41±29.93
	30~40 cm	167.71±23.48	168.53±13.42	153.98±22.20	99.19 ±14.13
Fe	0~10 cm	21 505±2955	21 333±2670	23 055±2805	18 472±4070
	10~20 cm	20 384±3242	22 606±3631	22 767±1918	18 351±1923
	20~30 cm	24 821±4234	25 736±2266	26 274±2789	18 970±1152
	30~40 cm	26 678±1857	26 682±1876	29 227±3158	20 783±1933
Cu	0~10 cm	27.86±2.84	29.54±3.44	29.71±2.58	28.03±4.24
	10~20 cm	28.44±3.59	31.50±3.75	30.00±1.14	27.00±3.21
	20~30 cm	28.82±4.35	26.81±2.25	28.01±3.79	23.63±1.73
	30~40 cm	25.21±2.68	26.18±0.94	26.56±4.41	20.47±1.11
Pb	0~10 cm	95.82±10.59	100.36±9.96	91.65 ±16.26	95.24±11.26
	10~20 cm	92.93±13.30	104.92±8.75	96.85±8.16	88.81±12.75
	20~30 cm	75.69±11.87	62.34±12.51	69.35±20.77	58.18±12.64
	30~40 cm	39.56±1.78	44.23±1.93	45.27±4.63	36.46±3.27

土壤中 Pb、Zn、Cu、Cd 含量呈下降趋势,但无显著性差异,而 Fe 和 Mn 含量呈上升趋势。

2.1.2 种植模式对土壤重金属形态的影响

试验区非根系土壤中重金属形态见图 1。试验区非根系土壤(包括空白对照土壤、单种土壤和套种土壤)中 Zn、Cu、Fe 和 Mn 均以残渣态为主,占总量 50% 以上,尤其是 Fe 残渣态占 90% 左右。试验区非根系土壤中 Cd 和 Pb 的形态与 Zn、Cu、Fe 和 Mn 显著不同。非根系土壤中残渣态 Cd 约为 30%,可交换态 Cd 和

碳酸盐态 Cd 均达 20% 以上,明显高于 Pb、Zn、Cu、Fe 和 Mn(高 2 倍左右)。非根系土壤中 Pb 以铁锰结合态为主(约 40%)。

作物种类和种植模式对非根系土壤中重金属形态有显著性影响,且采样深度不同重金属形态也不同。Pb 和 Cd 的毒性大、活性强,因而本文将重点分析作物种类和种植模式对 Pb 和 Cd 的形态影响。与空白相比,种植作物后,非根系土壤中可交换态 Pb 的比例显著降低,其他形态受采样深度影响较大。种植作

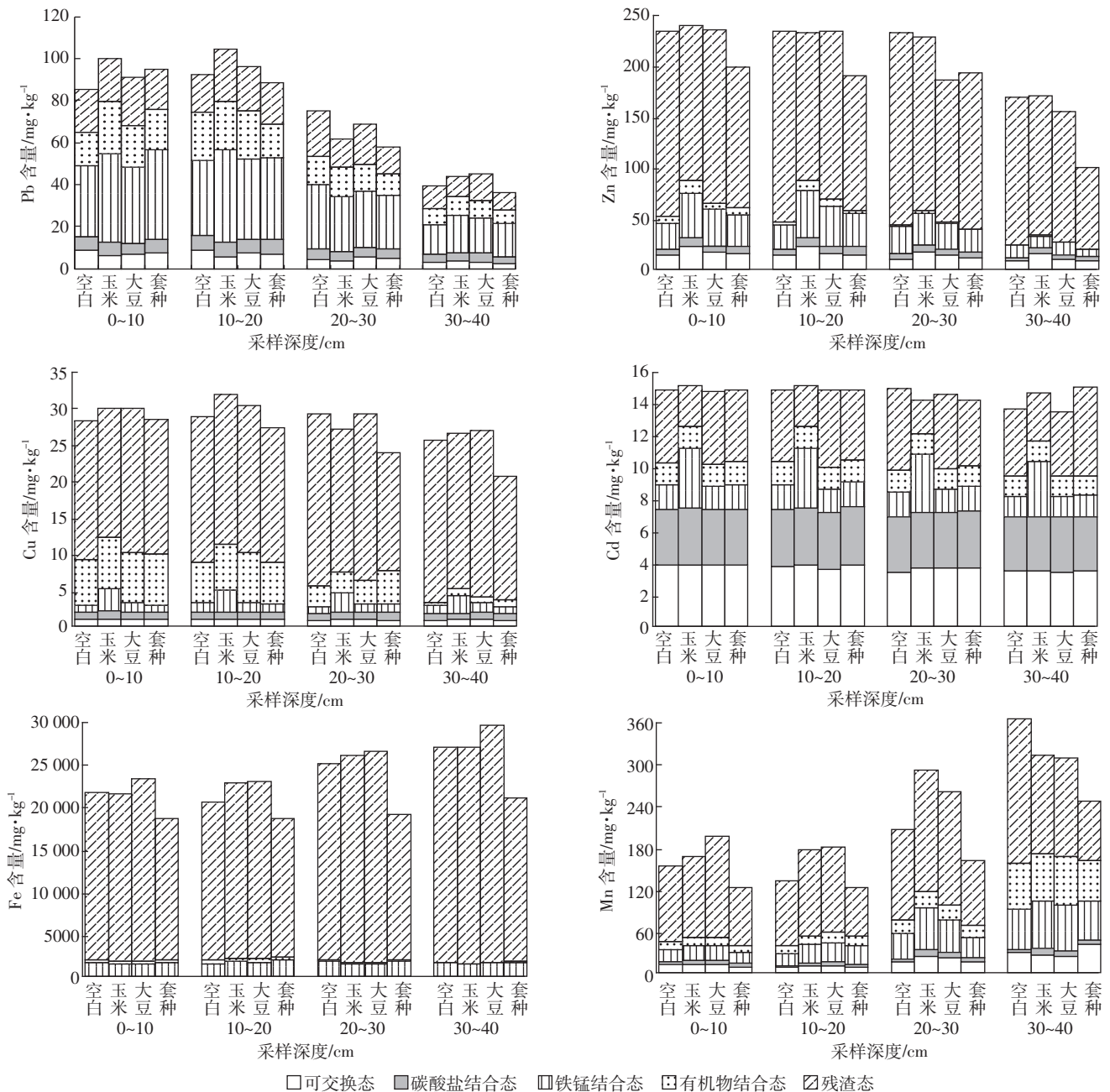


图 1 非根系土壤重金属形态分布情况

Figure 1 Distribution of heavy metal fractions in non-rhizospheric soil

物后,0~20 cm 非根系土壤中碳酸盐结合态 Pb 和残渣态 Pb 的比例下降,20~40 cm 非根系土壤则相反。与单种相比,套种后非根系土壤中可交换态 Pb、碳酸盐结合态 Pb 和铁锰态 Pb 的比例升高,而有机物结合态 Pb 和残渣态 Pb 的比例下降。除玉米单种外,作物种类和种植模式对非根系土壤中 Cd 形态影响不大。玉米单种的非根系土壤中铁锰结合态 Cd 的比例显著升高(比空白和套种高 1.3~1.7 倍),而残渣态 Cd 的比例明显下降(空白和套种比单种高 0.31~1.34 倍)。

从根系土壤来看,根系土壤中 Zn、Cu、Fe、Cd 和 Mn 以残渣态为主,占 50%以上;Pb 以铁锰结合态为主,占 50%左右(图 2)。作物种类和种植模式对根系土壤中 Pb、Zn、Cu、Cd 和 Fe 形态的影响显著不同,且与非根系土壤也显著不同。与空白和非根系土壤相比,种植作物后,根系土壤中重金属形态显著改变,根系土壤中碳酸盐结合态和铁锰结合态 Pb 比例升高,残渣态 Pb 比例显著下降,可交换态 Pb 比例基本相同,其中铁锰结合态 Pb 的比例升高 10.81~12.52 倍,残渣态 Pb 的比例下降 48.6%~50.45%。与空白和非根系土壤相比,种植作物后,根系土壤中可交换态 Cd 和碳酸盐结合态 Cd 比例均下降,分别下降 10.16%~11.97% 和 13.78%~14.12%,铁锰结合态 Cd 和有机物结合态 Cd 比例基本相同。作物单种与套种对根系土壤中 Pb 和 Cd 的形态无显著影响。与单种相比,套种后可交换态 Pb 和碳酸盐结合态 Pb 比例升高,而残渣态 Pb 比例下降,铁锰结合态 Pb 和有机物结合态 Pb 比例受作物种类影响较大。套种后残渣态 Cd 比例下降,有机物结合态 Cd 比例升高,可交换态 Cd、碳酸盐结合态 Cd 和铁锰结合态 Cd 比例受作物种类影响较大。

2.2 种植模式对植物体内重金属分布的影响及其安全性评价

植物体内重金属含量见图 3 和图 4。同种植物对不同重金属吸收富集能力显著不同,但种植模式对植物吸收富集重金属能力无显著性影响。从 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 含量来看,大豆各部位中 Fe 含量最高,其次是 Mn 和 Cu,然后是 Zn 和 Pb,Cd 含量最低;玉米各部位中 Fe 含量也是最高,其次是 Mn 和 Zn,然后是 Pb 和 Cu,Cd 含量最低。从大豆来看,Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 在大豆体内的分布规律均为根>茎>叶>豆壳>豆子;重金属在玉米体内分布规律与大豆不同,其中 Pb 和 Cu 在玉米体内的分布规律为根>叶>茎>玉米壳>玉米粒,Fe、Mn、Zn 和 Cd 在玉米体内的分布规律为根>茎>叶>玉米壳>玉米粒。尽管套种时大豆和玉米体内重金属含量均高于单种,但无显著性影响。

研究还发现,大豆和玉米对同种重金属吸收富集能力有明显差异。玉米根、茎、叶、壳和粒中 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 含量均高于大豆相应部位,表明玉米吸收富集 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 的能力高于大豆,尤其是 Zn 和 Fe。与大豆相比,玉米根 Cu 和 Fe 含量分别比大豆根高 1.5~1.7 倍和 2.6~4.5 倍,玉米茎吸收富集 Zn 和 Fe 的能力分别比大豆茎高 3.7~4.2 倍和 0.9~1.4 倍,玉米叶吸收富集 Zn 和 Fe 的能力分别比大豆叶高 5.2~6.0 倍和 1.7~1.9 倍,玉米壳吸收富集 Zn 和 Fe 的能力分别比大豆壳高 6.2~6.8 倍和 1.7~2.2 倍,玉米粒吸收富集 Zn 和 Fe 的能力分别比豆子高 3.8~4.0 倍和 1.7~1.8 倍。

根据我国食品中污染物限量标准(GB 2762—2012),无论是单种还是套种,大豆和玉米可食部分

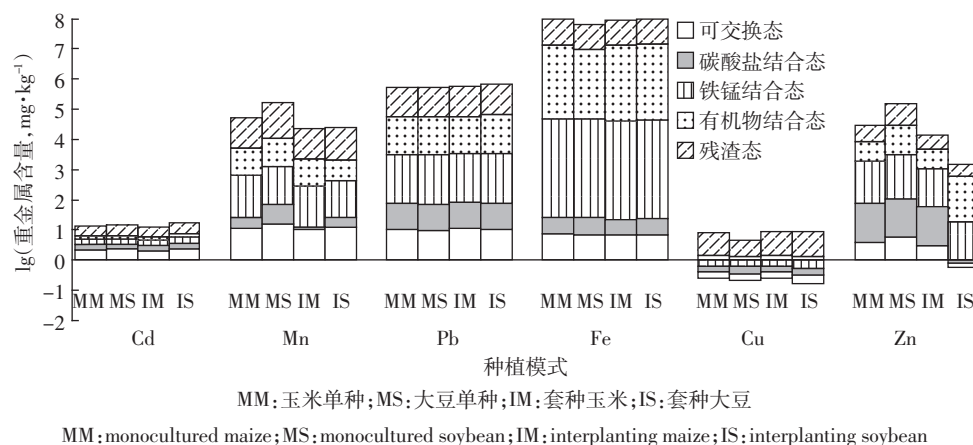


图 2 根系土壤重金属形态分布情况

Figure 2 Distribution of heavy metal fractions in rhizospheric soil

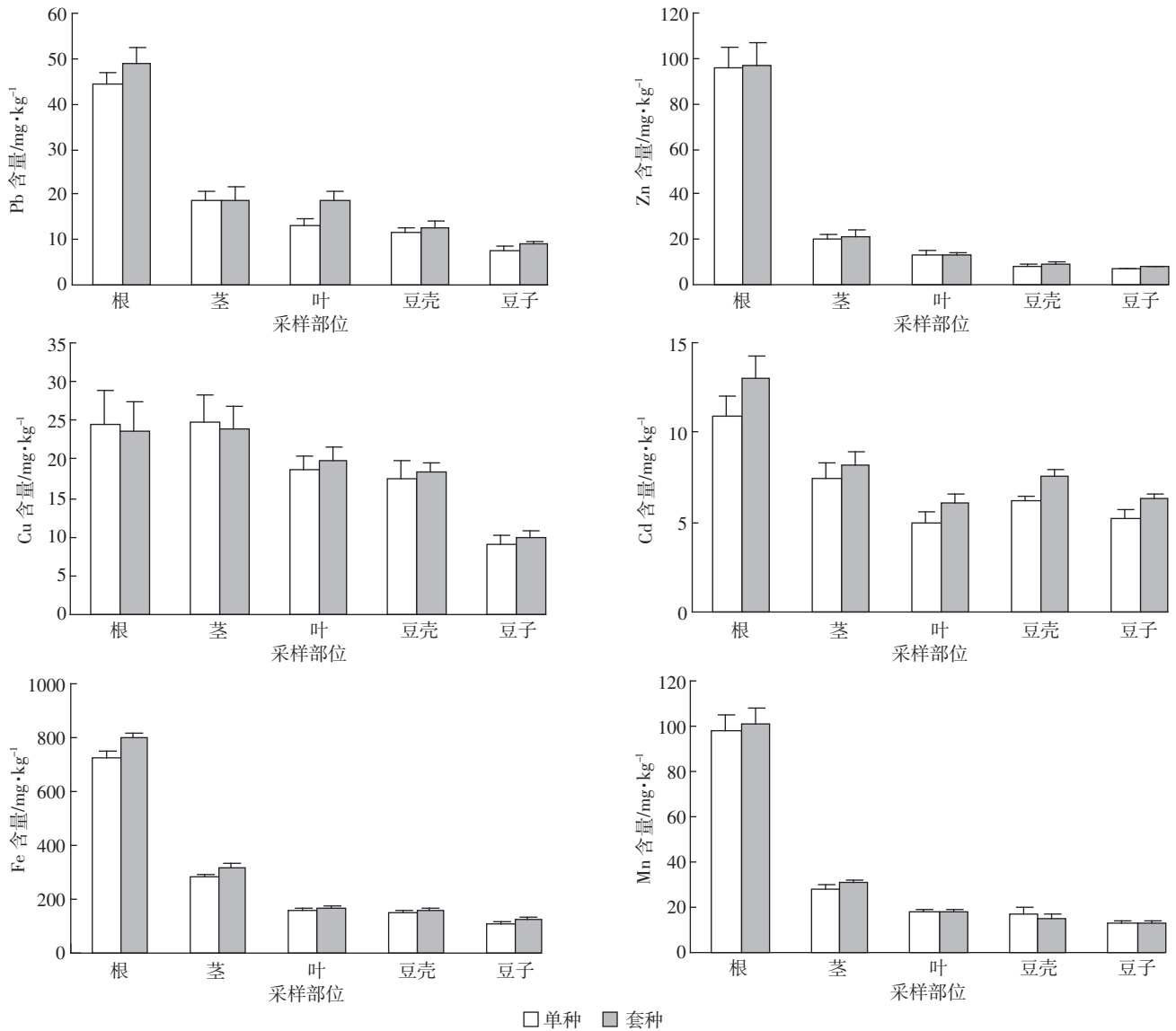


图3 大豆体内重金属分布规律

Figure 3 Distribution of heavy metals in soybean

中 Pb 和 Cd 含量远远超过食品中污染物限量标准,且套种时 Pb 和 Cd 超标倍数远远高于单种。与我国食品中污染物限量标准相比,大豆可食部分中 Pb 和 Cd 含量分别超标 48.0~53.5 倍和 24.8~30.8 倍,玉米可食部分中 Pb 和 Cd 含量分别超标 47.2~51.8 倍和 9.7~15.8 倍。由此可见,在试验区种植粮食作物存在较大健康风险。

2.3 种植模式对重金属在土壤-植物系统迁移规律的影响

根据土壤及植物体各部分中的重金属含量计算出重金属在土壤-植物系统中的迁移率,详见表 3 和表 4。Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 在大豆和玉米中的迁移率较高,尤其是茎-叶、茎-壳和壳-粒迁移率较高,

均超过 50%,有的甚至超过 100%。在上述 5 个迁移率中,无论是大豆还是玉米,根-茎迁移率相对较低,茎-叶迁移率相对较高,表明重金属主要积累在玉米和大豆的根和叶片中。研究还发现,Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 在土壤-玉米系统和土壤-大豆系统中的迁移率有显著性差异。与土壤-玉米系统相比,Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 在土壤-大豆系统中的土-根和茎-叶迁移率均远远低于土壤-玉米系统,而茎-壳和壳-粒迁移率基本相同(除 Cd 外),根-茎迁移率受重金属种类影响较大,其中 Cu、Fe 和 Mn 在土壤-大豆系统中高于土壤-玉米系统,Pb、Zn 和 Cd 则相反。从种植模式来看,种植模式对不同重金属的迁移率影响不同,且影响程度和变化方向也不相同。无论是大豆还是玉

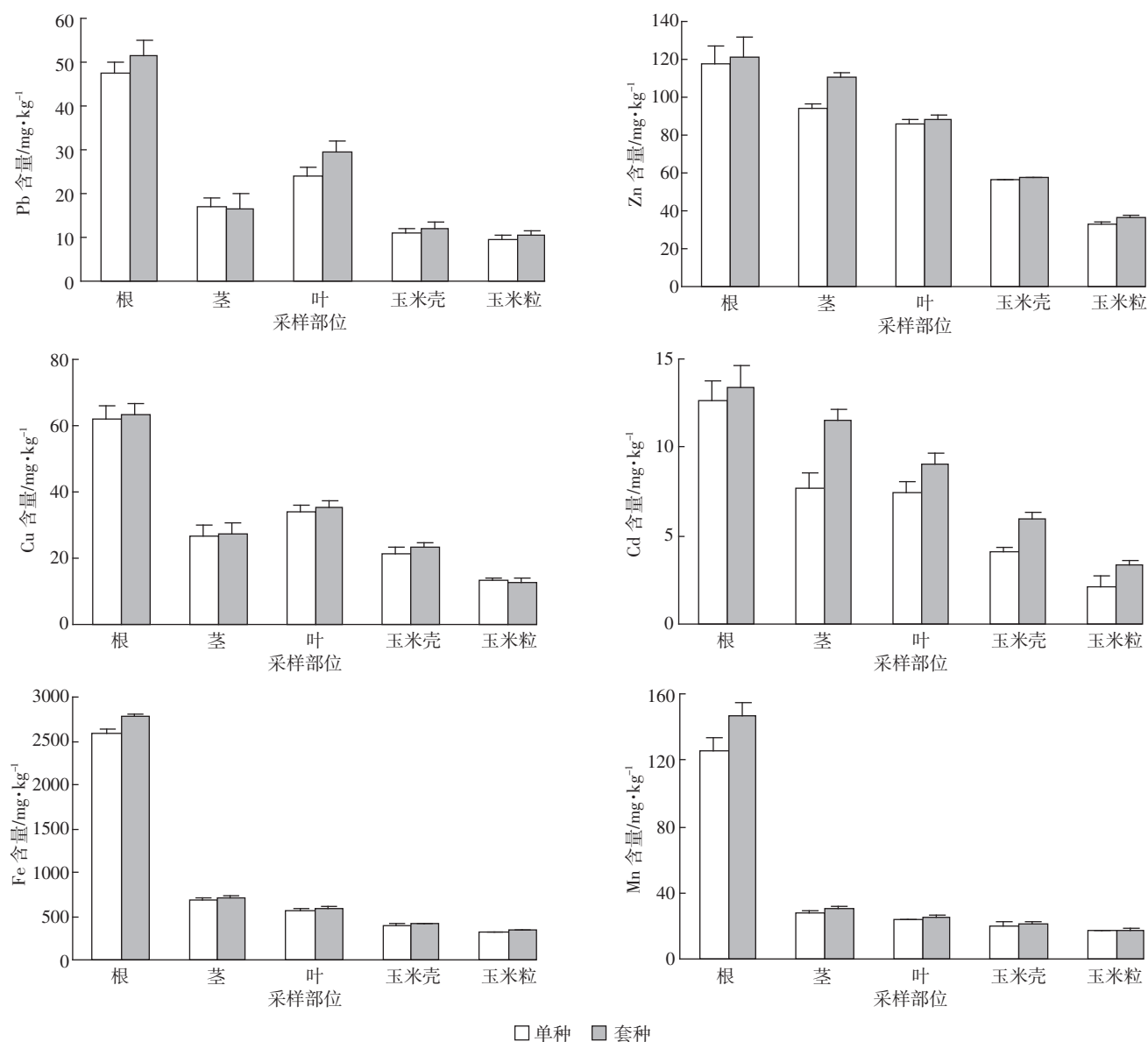


图4 玉米体内重金属分布规律

Figure 4 Distribution of heavy metals in maize

米,套种时 Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 的土-根迁移率都增加,但根-茎、茎-叶、茎-壳和壳-粒迁移率受重金属和作物种类影响较大。

从不同重金属的土-根迁移率来看,Pb、Zn、Cu、Cd 和 Mn 迁移率较高,均超过 50%;尤其是 Cu,迁移率超过 90%。Fe 的土-根迁移率很低,分别为 4.09%~4.50%(大豆)和 15.45%~17.09%(玉米),是 Pb、Zn、Cu、Cd 和 Mn 的土-根迁移率的 3.19%~16.13%(玉米)和 11.52%~24.26%(大豆)。与大豆相比,Cu 和 Fe 在玉米中的土-根迁移率分别高 1.46~1.55 倍和 2.78~2.80 倍。在大豆中 Cu 和 Cd 的根-茎迁移率较高,均超过 60%;而 Pb、Zn、Fe 和 Mn 的根-茎迁移率较低,均低

于 40%;从玉米来看,Zn 和 Cd 的根-茎迁移率较高,超过 60%;而 Pb、Cu、Fe 和 Mn 的根-茎迁移率较低,均低于 45%。与大豆相比,Zn 在玉米中的根-茎迁移率比大豆高 2.82~3.18 倍,Cu、Fe 和 Mn 在玉米中的根-茎迁移率分别是大豆的 42.16%~43.04%、64.53%~67.85%和 74.72%~84.15%。这表明,大豆更多地将 Cu、Fe 和 Mn 输送到地上部分,玉米则更多地将 Zn 输送到地上部分。从茎-叶迁移率来看,Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 在玉米中的迁移率较高,均超过 79%。与玉米相比,Pb、Zn、Cu、Cd、Fe 和 Mn 在大豆中的茎-叶迁移率相对较低,均低于 80%(除 Pb 和套种大豆 Cu 的迁移率外)。可见,玉米将更多重金属储存在叶

表 3 重金属在土壤-大豆系统中的迁移规律(%)
Table 3 Migration of heavy metals in soil-soybean system(%)

重金属 Heavy metal	种植模式 Planting pattern	土-根 Root-soil	根-茎 Stem-root	茎-叶 Leaf-stem	茎-壳 Shell-leaf	壳-粒 Soybean-shell
Pb	单种	51.84	34.38	84.74	76.38	84.32
	套种	57.02	32.09	117.12	80.79	85.48
Zn	单种	54.28	20.88	63.58	51.13	54.79
	套种	68.31	21.70	60.55	53.45	58.82
Cu	单种	94.92	101.14	75.40	69.74	52.13
	套种	97.77	101.18	82.73	76.84	54.73
Cd	单种	73.32	67.73	66.40	84.21	82.53
	套种	89.25	62.62	73.90	92.28	84.46
Fe	单种	4.09	39.15	55.91	51.87	76.76
	套种	4.50	39.35	53.14	50.04	79.92
Mn	单种	73.37	26.65	70.91	66.77	74.20
	套种	99.24	28.05	63.76	54.65	87.09

表 4 重金属在土壤-玉米系统中的迁移规律(%)
Table 4 Migration of heavy metals in soil-maize system(%)

重金属 Heavy metal	种植模式 Planting pattern	土-根 Root-soil	根-茎 Stem-root	茎-叶 Leaf-stem	茎-壳 Shell-leaf	壳-粒 Maize kernels-shell
Pb	单种	54.52	35.30	141.95	66.21	86.77
	套种	65.36	32.40	177.55	72.60	86.84
Zn	单种	72.27	79.79	91.07	59.73	58.57
	套种	70.80	90.65	80.52	52.06	63.55
Cu	单种	233.75	42.64	129.26	79.39	62.91
	套种	249.23	43.55	128.19	85.99	54.91
Cd	单种	86.04	60.44	97.38	53.53	52.32
	套种	90.51	85.49	79.03	51.61	56.66
Fe	单种	15.45	26.56	81.72	57.76	79.49
	套种	17.09	25.39	83.68	58.15	81.77
Mn	单种	108.53	22.42	82.61	70.07	83.56
	套种	142.06	20.96	82.39	68.06	83.79

片中。从茎-壳和壳-粒迁移来看,Cd 在大豆中茎-壳和壳-粒迁移率均比玉米高 1 倍,这表明大豆富集 Cd 的能力高于玉米。

3 讨论

自湖南省血铅事件和镉米事件披露后,重金属污染治理已成为湖南省重点任务之一^[4-6]。重金属污染治理的关键是源头控制。本研究发现,虽然试验区附近的工业企业一直被评为绿色企业,且根据企业及环保厅提供的数据,一直按照国家排放标准实现了达标排放,但由于工业企业的影响,试验区土壤和作物可食部分的重金属含量严重超标。这可能是绿色企业偷排或现有工业企业污染物排放标准限值较高所致。因此,为了更好地治理土壤重金属污染,一方面,要加强

对绿色企业的监控,杜绝其偷排;另一方面,还需要进一步研究重金属在土壤-植物-水系统中的迁移量及规律,并在此基础上制定重金属排放新标准。

很多研究结果表明,由于土壤胶体吸附、代换、络合和螯合作用及生物作用等影响,进入土壤中的重金属的迁移能力较差,主要积累在土壤耕作层中,从而使耕作层(0~20 cm)成为土壤重金属元素的富集层,随着表层土壤重金属污染的加重,迁移到深层的重金属也会随之增多^[15-17]。本研究发现,深层土壤(20~40 cm)中 Pb、Zn、Cu、Cd 含量与表层土壤(0~20 cm)基本相同,可能是由于试验区受污染时间较长,重金属在人类耕作翻土、灌溉、重力作用下水的淋溶等作用下,逐步向下层迁移所致,这也与他人研究结果一致^[15-17]。由于深层土壤中重金属含量较高,可能会对地下水环

境质量产生一定影响。

许多研究结果表明,在重金属污染土壤上进行合理的间作、套种或轮作,可以提高作物的生物量和重金属富集特性,降低重金属在作物食用部分的积累量,并且能够改变土壤中的重金属含量变化^[18-23]。因此,调整种植结构或种植模式是重金属污染治理的重要途径之一。然而本研究发现,在试验区通过种植结构和种植模式调整,对试验区土壤重金属污染治理是无效的,与他人研究结果显著不同^[18-23]。本课题组前期研究发现,在试验区种植水稻时,精米中 Cd 含量达 $4.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,超过标准限量 20.95 倍^[24]。本研究发现,在试验区旱作时,大豆和玉米中 Cd 含量分别为 $5.15 \sim 6.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $2.14 \sim 3.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,分别超过限量标准 24.8~30.8 倍和 9.7~15.8 倍。因此,通过种植结构调整,对试验区土壤重金属污染治理是无效的。本研究还发现,虽然玉米可食部分 Cd 超标倍数低于水稻和大豆,但 Pb 含量比大豆超标严重(大豆超标 48.0~53.5 倍,玉米超标 47.2~51.8 倍)。因此,在重金属复合污染区域,利用种植模式调整治理土壤重金属污染是无效的。同时,由于南方土壤 pH 值较低,土壤中生物有效态重金属的比例较高,有助于植物吸收并积累土壤中的重金属,从而使作物可食部分重金属含量较高。本研究发现,试验区生物有效态 Cd 约占非根系土壤 Cd 含量的一半,占根系土壤 Cd 含量的 20%;生物有效态 Pb 约占非根系土壤 Pb 含量的 15%,约占根系土壤的 20%。由于试验区土壤中生物有效态 Pb 和 Cd 比例较高,大豆和玉米吸收、积累 Pb 和 Cd 的量较高,并使其可食部分 Pb 和 Cd 超标严重。由此可见,在试验区种植粮食作物存在较大安全风险,应该改变其土地用途或改种经济作物或能源作物,从而降低其对人类健康的影响。

同一种植物对不同重金属的吸收富集能力不同,不同种类植物对同一种重金属的吸收富集能力也不同^[25-28]。本研究发现,玉米和大豆植株对不同重金属元素的吸收富集能力不同。6 种金属元素在玉米和大豆的含量大小顺序为 $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$,与他人报道基本一致^[29-30]。然而,植物对重金属的吸收能力和富集能力分别取决于土-根迁移率和根-茎迁移率。从吸收能力(土-根迁移率)来看,玉米和大豆吸收 6 种金属元素能力的大小顺序均为 $\text{Cu} > \text{Mn} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Fe}$;从富集能力(根-茎迁移率)来看,大豆与玉米不同,大豆富集 6 种金属元素能力的大小顺序为 $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Fe} > \text{Pb} > \text{Mn} > \text{Zn}$,而玉米为 $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Fe} > \text{Pb} > \text{Mn}$ 。

由此可见,尽管玉米和大豆中 Pb 含量均高于 Cd 含量,但玉米和大豆吸收富集 Cd 的能力均高于 Pb,尤其是玉米,与他人研究基本一致^[31-33]。有研究根据作物体内的镉含量将其分为低积累作物、中等积累作物和高积累作物,其中豆科属于低积累作物,禾本科属于中等积累作物^[34]。然而本研究发现,玉米根、茎、壳和粒中 Cd 含量均低于大豆对应部位(叶除外),Pb 则相反,即玉米根、叶、壳和粒中 Pb 含量均高于大豆对应部位(茎除外),表明大豆富集 Cd 的能力高于玉米,吸收富集 Pb 的能力低于玉米。因此,仅根据植物体内 Cd 含量,很难确定大豆和玉米富集 Cd 能力的强弱,且植物富集重金属能力受品种影响较大。

植物吸收富集土壤中重金属不仅取决于土壤重金属总量及形态,还与土壤中 Fe、Mn、Ca 等元素的含量密切相关。很多研究发现,当土壤中 Fe、Mn、Ca 缺乏时,植物吸收 Pb、Cd、Zn 等有毒元素的量增加^[35-37]。同时,有研究指出,当土壤中 Fe^{2+} 过多时,也对植物产生毒害^[38-39]。因此,植物吸收富集有毒重金属元素受土壤中 Fe 含量及其形态的影响。本研究发现,试验区土壤中 Fe 含量很高,但以残渣态为主,可交换态和碳酸盐结合态含量很低($2.86 \sim 6.38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),仅为土壤 Fe 总量的 0.01%~0.03%。尽管土壤中生物有效态 Fe 的比例较低,但仍高于 Hoagland's 营养液中 Fe 浓度($2.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),因而试验区土壤中不存在铁缺乏,也不会产生 Fe^{2+} 毒害作用。

4 结论

(1)试验区土壤 Pb 和 Cd 污染严重,在试验区种植粮食作物存在较大健康风险,建议将试验区改为城市建设用地。

(2)试验区水田改旱地后,无论是单种还是套种,大豆和玉米可食部分 Pb 和 Cd 超标十分严重,因而在试验区通过种植结构调整不能实现 Pb 和 Cd 污染治理的目的。

参考文献:

- [1] 刘侯俊,韩晓日,李 军,等.土壤重金属污染现状与修复[J].环境保护与循环经济,2012(7):4-8.
LIU Hou-jun, HAN Xiao-ri, LI Jun, et al. Current situation and remediation of soil contamination by heavy metals[J]. *Environmental Protection and Circular Economy*, 2012(7):4-8.
- [2] 樊 霆,叶文玲,陈海燕,等.农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J].生态环境学报,2013,22(10):1727-1736.
FAN Ting, YE Wen-ling, CHEN Hai-yan, et al. Review on contamination

- tion and remediation technology of heavy metal in agricultural soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(10):1727-1736.
- [3] Mico C, Recatala L, Peris M, et al. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean Area by multivariate analysis[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(5):863-872.
- [4] 环境保护部. 全国土壤污染状况调查公报[Z]. 中华人民共和国环境保护部, 2014:1-7.
Ministry of Environmental Protection. Report on the national general survey of soil contamination[Z]. Ministry of Environmental Protection of PR China, 2014:1-7.
- [5] 黄道友, 黄新, 刘守龙, 等. 湖南省镉铅等重金属污染现状与防治对策[J]. 农业现代化研究, 2004, 25(专刊):81-85.
HUANG Dao-you, HUANG Xin, LIU Shou-long, et al. Situation and countermeasures of Cd and Pb pollution in Hunan Province[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2004, 25(Monograph):81-85.
- [6] 张美钦. 南方重金属矿区的重金属污染现状及治理[J]. 亚热带农业研究, 2006, 2(3):212-215.
ZHANG Mei-qin. The state of heavy metal pollution and its control in the mining districts of South China[J]. *Subtropical Agriculture Research*, 2006, 2(3):212-215.
- [7] 朱校奇, 蔡立湘, 彭新德, 等. 湖南省农产品质量安全的现状与建议[J]. 湖南农业大学学报(社会科学版), 2005, 6(6):23-25.
ZHU Xiao-qi, CAI Li-xiang, PENG Xin-de, et al. Current situation and suggestion agricultural food quality and safety in Hunan Province[J]. *Journal of Hunan Agricultural University (Social Sciences)*, 2005, 6(6):23-25.
- [8] 李玉浸. 集约化农业的环境问题与对策[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2001:57-82.
LI Yu-jin. Environment problems and countermeasure of intensified agriculture[M]. Beijing: Chinese Agriculture Science and Technology Press, 2001:57-82.
- [9] 朱波, 胡跃高, 曾昭海, 等. 双季稻区冬种覆盖作物对土壤微生物量的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(5):2074-2077.
ZHU Bo, HU Yue-gao, ZENG Zhao-hai, et al. Cover crop effects on the soil microbial biomass in double-rice cropping system[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(5):2074-2077.
- [10] 曾希柏, 孙楠, 高菊生, 等. 双季稻田改制对作物生长及土壤养分的影响[J]. 中国农业科学, 2007, 40(6):1198-1205.
ZENG Xi-bai, SUN Nan, GAO Ju-sheng, et al. Effects of cropping system change for paddy field with double harvest rice on the crops growth and soil nutrient[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(6):1198-1205.
- [11] 汤文光, 唐海明, 罗尊长, 等. 不同种植模式对稻田土壤重金属含量及晚稻稻米品质的影响[J]. 作物学报, 2011, 37(8):1457-1464.
TANG Wen-guang, TANG Hai-ming, LUO Zun-chang, et al. Impacts of winter planting patterns on soil heavy metal content and grain quality in late rice in double cropping rice area[J]. *ACTA Agronomica Sinica*, 2011, 37(8):1457-1464.
- [12] 唐海明, 汤文光, 肖小平, 等. 冬季覆盖作物对南方稻田水稻生理生化及生长特性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(6):1176-1182.
TANG Hai-ming, TANG Wen-guang, XIAO Xiao-ping, et al. Effects of winter cover crops on physiological and biochemical properties and growth of double cropping rice in South China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, 18(6):1176-1182.
- [13] 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, 2000.
LU Ru-kun. Agricultural chemical analysis of soil[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [14] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential chemical extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7):844-850.
- [15] 刘剑锋, 谷宁, 张可慧. 土壤重金属空间分异及迁移研究进展与展望[J]. 地理与地理信息科学, 2012, 28(2):99-103.
LIU Jian-feng, GU Ning, ZHANG Ke-hui. Progress and prospect of soil heavy metal spatial differentiation and migration[J]. *Geography and Geo-Information Science*, 2012, 28(2):99-103.
- [16] 夏增禄, 李森照, 穆从如, 等. 北京地区重金属在土壤中的纵向分布和迁移[J]. 环境科学学报, 1985, 5(1):105-112.
XIA Zeng-lu, LI Sen-zhao, MU Cong-ru, et al. Vertical distribution and transfer of heavy metals in soils of Beijing[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1985, 5(1):105-112.
- [17] 丁中元. 重金属在土壤作物系统中分布规律研究[J]. 环境科学, 1989, 10(5):78-80.
DING Zhong-yuan. Study on distribution of heavy metal in soil plant system[J]. *Environmental Science*, 1989, 10(5):78-80.
- [18] Nan Z R, Li J J, Zhang J M, et al. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions[J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 285(1-3):187-195.
- [19] 马智宏, 王北洪, 王纪华, 等. 不同种植方式下土壤中重金属分布的研究及评价[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(13):35596-35597.
MA Zhi-hong, WANG Bei-hong, WANG Ji-hua, et al. Research and evaluation on the distribution of heavy metals in soil under different planting models[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(13):35596-35597.
- [20] 李立. 传统农区不同种植模式对土壤重金属污染的影响[J]. 生态环境学报, 2012, 21(10):1756-1762.
LI Li. Heavy metal contamination as affected by different cultivation types in Chinese traditional rural areas[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(10):1756-1762.
- [21] 李凝玉, 李志安, 丁永祯, 等. 不同作物与玉米间作对玉米吸收积累镉的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(6):1369-1733.
LI Ning-yu, LI Zhi-an, DING Yong-zhen, et al. Effects of intercropping different crops with maize on the Cd uptake by maize[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(6):1369-1733.
- [22] Singh S, Zacharias M, Kalpana S, et al. Heavy metals accumulation and distribution pattern in different vegetable crops[J]. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2012, 4(10):170-177.
- [23] An L Y, Pan Y H, Wang Z B, et al. Heavy metal absorption status of five plant species in monoculture and intercropping[J]. *Plant and Soil*, 2011, 345(1/2):237-245.
- [24] 陈喆, 铁柏清, 雷鸣, 等. 施硅方式对稻米镉阻隔潜力研究[J].

- 环境科学, 2014, 35(7):2762-2770.
- CHEN Zhe, TIE Bo-qing, LEI Ming, et al. Phytoexclusion potential studies of Si fertilization modes on rice cadmium[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(7):2762-2770.
- [25] Grant C A, Clarke J M, Duguid S, et al. Selection and breeding of plant cultivars to minimize cadmium accumulation[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 390(2/3):301-310.
- [26] Sekara A, Poniedzialek M, Ciura J, et al. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: Implications for phytoremediation[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2005, 14(4):509-516.
- [27] Wang G, Su M Y, Chen C H, et al. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in South-eastern China[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(1):127-135.
- [28] Wang J, Yuan J, Yang Z, et al. Variation in cadmium accumulation among 30 cultivars and cadmium subcellular distribution in 2 selected cultivars of water spinach (*Ipomoea aquatica*, Forsk.)[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2009, 57(19):8942-8949.
- [29] 苏春田, 唐健生, 潘晓东, 等. 重金属元素在玉米植株中分布研究[J]. 中国农学通报, 2011, 27(8):323-327.
- SU Chun-tian, TANG Jian-sheng, PAN Xiao-dong, et al. Distribution research of heavy metal in the corn plants[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2011, 27(8):323-327.
- [30] 边伟, 鄂勇, 胡振帮, 等. 重金属在施污土壤中分布及被大豆植株的吸收[J]. 东北农业大学学报, 2009, 40(8):37-43.
- BIAN Wei, E Yong, HU Zhen-bang, et al. Distribution of heavy metals in cropland soils amended with sewage sludge and in the uptake by soybean[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2009, 40(8):37-43.
- [31] 刘云惠, 魏显有, 王秀敏, 等. 土壤中铅镉的作物效应研究[J]. 河北农业大学学报, 1999, 22(1):24-28.
- LIU Yun-hui, WEI Xian-you, WANG Xiu-min, et al. Research on crop effects of lead and cadmium in soil[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 1999, 22(1):24-28.
- [32] 李琦, 韩亚芬, 许东升, 等. 煤矸石场附近3种粮食作物的重金属富集特征及污染评价[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(5):321-326.
- LI Qi, HAN Ya-fen, XU Dong-sheng, et al. Enrichment characteristics and contaminant assessment of heavy metals in three food crops around the gangue dumps[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2014, 14(5):321-326.
- [33] 王崇臣, 王鹏, 黄忠臣. 盆栽玉米和大豆对铅、镉的富集作用研究[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(24):10383-10386.
- WANG Chong-chen, WANG Peng, HUANG Zhong-chen. Research on heavy metal lead and cadmium accumulation in pot maize and soybean[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(24):10383-10386.
- [34] Athur E, Crews I J, Morgan C. Optimizing plant genetic strategies for minimizing environmental contamination in the food chain[J]. *Internal Journal of Phytoremediation*, 2000, 2(1):1-21.
- [35] Chen Y X, Shi J Y, Tian G M, et al. Fe deficiency induces Cu uptake and accumulation in *Commelina communis*[J]. *Plant Science*, 2004, 166(5):1371-1377.
- [36] Rodriguez-Hernandez M C, Bonifas I, Alfaro-De la Torre M C, et al. Increased accumulation of cadmium and lead under Ca and Fe deficiency in *Typha latifolia*: A study of two pore channel (TPC1) gene responses[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2015, 115:38-48.
- [37] Hiroyuki Y, Yuichi M, Koh K, et al. Long-term intake of a high zinc diet causes iron deficiency anemia accompanied by reticulocytosis and extra-medullary erythropoiesis[J]. *Toxicology Letters*, 2009, 191(1):15-19.
- [38] Hajiboland R, Barceló J, Poschenrieder C, et al. Amelioration of iron toxicity: A mechanism for aluminum-induced growth stimulation in tea plants[J]. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 2013, 128:183-187.
- [39] Snowden R E D, Wheeler B D. Iron toxicity to fen plant species[J]. *Journal of Ecology*, 1993, 81(1):35-46.