

岷江下游丘陵区 3 种农业种植模式对铅(Pb)污染土壤的修复效益

刘 凯, 李 勇, 张 健*, 杨万勤, 刘 洋, 吴福忠

(四川农业大学林业生态工程重点实验室, 四川 雅安 625014)

摘 要: 为了解间作和轮作组成的农业种植模式对中轻度 Pb 污染土壤的修复效益, 定点调查了岷江下游丘陵区 3 种农业模式(M1:玉米+红薯-小白菜+菠菜,M2:玉米+生姜-茎用芥菜,M3:水稻)作用下,土壤中 Pb 含量的变化以及 Pb 在土壤和作物系统中迁移和分配的特征,采用有时序的灰色关联分析法,比较了 3 种模式的综合效益。结果发现,土壤 Pb 含量变化在模式 M1、M2 中表现为显著下降后持平的“L”形特点(降幅 10.65%、13.91%),M3 中为显著下降(降幅 14.17%)。Pb 在作物非食用器官中含量是食用器官的 1.10~33.00 倍。玉米和稻谷食用器官中 Pb 的含量安全,生姜受到中度 Pb 污染,红薯、小白菜、菠菜等食用器官中 Pb 污染较严重,人体通过模式中作物日摄入 Pb 总量是 WHO/FAO 标准的 4.23 倍,但由于人体对 Pb 具有的耐性和清除机制、食用前对农产品的加工措施、当地农户将红薯和菠菜等作为猪饲料使用,以及现今社会人类日常饮食种类的丰富性等,有效地降低了农产品中 Pb 含量超标对人体危害的风险性。分析表明,3 种模式的综合效益是显著的,灰色关联分析法的排序结果为 M2>M1>M3。

关键词: 岷江下游;农业模式;土壤;修复效益

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2011)04-0656-10

Remediation Efficiency of Three Cropping Systems for Lead(Pb) Contaminated Agricultural Soils in Hilly Region of Minjiang River

LIU Kai, LI Yong, ZHANG Jian*, YANG Wan-qin, LIU Yang, WU Fu-zhong

(Key Lab of Forestry Ecological Engineering, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China)

Abstract: Lead(Pb) pollutant has been considered as one of the most serious environmental problems worldwide. Including others, monoculture in agriculture may be successful for metal phytoremediation in short-term(two to three years), although significant yield reduction in longer term applications. Intercropping and rotation systems might remedy this flaw by reasonably assigned. However, little information has been available on the remediation efficiency of cropping systems by assigning intercropping and rotation systems for Pb contaminated agriculture soil in field. Therefore, to understand the remediation efficiency of cropping systems for agricultural soils contaminated by mild to moderate Pb metal, field experiments were conducted in hilly region of Minjiang River, southwest of China. Three typical cropping systems including M1:maize + sweet potato-chinese cabbage + spinach, M2:maize + ginger-stem mustard, and M3:rice were selected. The variations of Pb metal in soil and the accumulation and transfer characteristics of Pb from soil to the crops were investigated. GRATS(Grey Relational Analysis with Time Series) was used to evaluate comprehensive remediation efficiencies of three systems. The variation of Pb content in soils decreased significantly then flat as “L” shapes in M1 and M2(decreased to 10.65% and 13.91%, respectively), and decreased significantly in M3(decreased to 14.17%). Accumulations of Pb metal in inedible parts of crops exceeded 1.10 to 33 times than that of edible parts of crops. Although accumulations of Pb in edible parts were security in maize and rice, which exceeded 2.75 times than related standard limits in ginger. Compared with others, sweet potato, cabbage, spinach, and stem mustard have contaminated seriously by Pb metal. The daily intake amount of Pb per day for an adult through crop productions from three systems exceeded 4.23 times of corresponding permit maximum limit of standards by WHO/FAO. But the risk of Pb content in crop productions for human body has reduced effectively, because of tolerance and cleanup

收稿日期:2010-10-09

基金项目:国家“十一五”科技支撑计划项目(2006BAC01A11);国家自然科学基金项目(30872014);四川省“十一五”重大公益性项目(2007NGY006)

作者简介:刘 凯(1984—),男,陕西富平人,硕士研究生,主要从事土壤污染及其修复研究。E-mail:kaikai124@126.com

* 通信作者:张 健 E-mail:sicauzhangjian@163.com

mechanism of human body for Pb, machine processing measures before food, sweet potato, spinach and so on were used as pig feedstuff by farmers, and diversification foods in daily and others. Based on the above-analysis results, significant remediation efficiency of three systems were observed, and showed the order as M2>M1>M3 by GRATS.

Keywords: Minjiang River; cropping systems; soil; remediation efficiency

人类活动是导致农业土壤受到 Pb、Hg、Cd 等重金属污染的主要原因^[1],农业土壤中的重金属极易通过土壤和作物系统进入人类食物链,从而威胁到农业生产的安全性及人类的健康。因此,重金属在土壤和农作物系统中的迁移过程及在农作物体内的分配特征等内容受到了广泛的关注和研究^[2-6],并由此提出了筛选食用部分重金属含量低的农作物实现农产品安全生产的措施^[7-8],以及采用农作物修复重金属污染土壤的方法等^[9-10]。我国重金属污染农业土壤表现出大面积的中轻度污染^[11],并且多数中轻度污染农业土地仍在进行农业生产活动的特点,这些措施和方法为此问题提供了有效的解决途径。然而,这些研究主要集中在单作栽培作物方面,Lasat 指出^[12],短期(2~3 a)内采用单作作物进行重金属污染土壤植物修复是可行的,但长期单作会导致作物产量的降低、病虫害发生率的升高,而且在实际的农业生产中通常是以间作和轮作等方式栽培作物的。该方面已有的研究主要从间作或套种和轮作的栽培方式对作物吸收重金属效率的影响角度进行^[13-16],而对间作和轮作组成的种植模式作用下,土壤中重金属含量的变化及土壤和作物系统中重金属迁移和分配方面的研究尚不多见,且未见有对种植模式清除土壤重金属、作物器官对重金属积累能力及农作物安全性等方面综合效益评价的报道。

岷江下游丘陵地区是长江上游最为重要的耕地区域之一,包括五通桥区、犍为县、沐川县、屏山县、翠屏区的部分地区等。其中,五通桥区是四川省传统的农业生产和工业基地、国家可持续发展区、四川省主要的生姜生产基地。前期调查发现,五通桥区土壤 Pb 的含量范围为 12.23~95.96 mg·kg⁻¹,几何平均值为 33.20 mg·kg⁻¹,是四川省土壤 Pb 背景值(28.9 mg·kg⁻¹)的 1.20 倍,是世界土壤平均值(15.00 mg·kg⁻¹)的 2.1 倍,可见,五通桥区具有大范围低强度的 Pb 污染特征^[17-19]。本研究以五通桥区为研究地点,定点监测了岷江下游丘陵区普遍种植的 3 种典型农业种植模式,在实际的田间管理条件下,土壤中 Pb 含量的变化以及 Pb 在土壤和作物系统中迁移和分配的特征,并采用有时序的灰色关联分析法,比较了 3 种农业种植模式在土壤重金属 Pb 清除能力、作物器官对 Pb

的积累能力和农作物安全性等方面的综合效益。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

研究区域位于岷江下游的五通桥区(东经 103°39'~103°56',北纬 29°17'~29°31',海拔 342~950 m),地处四川西南盆地平原与丘陵结合部,幅员面积 465 km²。气候类型为亚热带湿润气候区,年平均气温 17.3℃,年日照 1 119.7 h,年降雨量 1 390.6 mm,无霜期 334.5 d,平均风率 0.5~2.0 m·s⁻¹,静风频率 30%~40%。主要地质构造为老龙坝背斜,全区地势由西北向东南倾斜,形成山、丘、坝 3 种地貌,依次占总面积的 12.2%、66%、21.8%。土壤以泥沙田、紫色土、红紫色土、黄泥土和少量山地黄泥土为主。该区是四川省传统的农业生产和工业基地、四川省主要的生姜生产基地,2004 年成为国家可持续发展区。主要农作物有生姜、玉米、薯类、水稻、莴笋等。岷江由北向南纵贯全境,流域面积 205.18 km²,沿岷江两岸分布有众多的盐磷化工、农畜产品加工、机电产品加工企业等。前期调查发现,五通桥区存在大范围低强度的 Pb 污染,土壤 Pb 空间分布的显著特征是沿岷江两岸普遍偏高,向东西两侧逐渐递减,污染带的走向与空间自相关性最高方向(西北-东南)一致^[18]。

1.2 样地设置和样品采集

基于前期调查,选择的样地位于岷江下游五通桥区蔡金镇(丘陵地带,东经 103°41.67',北纬 29°26.43',海拔 379 m),该镇在五通桥区以农业生产为主。选择岷江下游农业生产中普遍种植的 3 种典型农业种植模式为研究对象,每种模式以间作和轮作的方式组成(表 1)。每种模式下以自然农田地块为单元,选择环境条件基本一致的地块设置固定监测样地。3 种种植模式样地均具有长期耕作史,土壤类型均为紫色土,坡度依次为 6.3°、4.7°、5.8°,坡向依次为 NE36°、NE98°、NE60°,土壤理化性质见表 1。由同一农户家庭对样地进行常规农业生产管理。

在作物轮作茬口采集土壤和作物。土壤样品采样深度 0~20 cm,每种模式以“S”形采集 5~10 个样本,每个样本以四分法充分混合。作物在每种模式中以

表 1 3 种植模式的组成及样地土壤理化性质

Table 1 Crop compositions and soil physic-chemical properties of three cropping systems

编号	种植模式	面积/ m ²	土壤容重/ g·cm ⁻³	pH	有机质/ g·kg ⁻¹	全氮/ g·kg ⁻¹	水解氮/ mg·kg ⁻¹	有效磷/ mg·kg ⁻¹	速效钾/ mg·kg ⁻¹
M1	玉米+红薯-小白菜+菠菜	56	1.26	7.75	23.87	1.28	103.92	16.62	229.38
M2	玉米+生姜-茎用芥菜	108	1.31	7.72	14.31	1.50	120.43	17.14	191.64
M3	水稻	52	1.48	6.24	48.67	2.34	155.49	1.00	99.94

注:“+”表示间作,“-”表示轮作。

“S”形选取 10 株健康完整植株。采样时间及样品见表 2。其中 M3 模式仅有水稻作物,持续时间仅为 2009 年 2—8 月,此后为空地,未取样。

表 2 采样时间和样品

Table 2 Sampling time and material

编号	样品	采样时间			
		2009 年 2 月	2009 年 8 月	2009 年 11 月	2010 年 1 月
M1	土壤	是	是	是	是
	农作物	否	玉米	红薯	小白菜、菠菜
M2	土壤	是	是	是	是
	农作物	否	玉米	生姜	茎用芥菜
M3	土壤	是	是	否	否
	农作物	否	水稻	否	否

1.3 样品的处理和室内分析

土壤样品取回后室温下自然风干,剔除杂质,过 2 mm 孔径的尼龙筛后,采用四分法分成两份,一份保存备份,另一份研磨过 0.149 mm 孔径的尼龙筛,用以分析土壤中的 Pb 含量。土壤中 Pb 含量的测量:称取 0.300 0 g 的风干土试样,采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 完全消解法^[20]。作物样品取回后立即用自来水、蒸馏水依次冲洗干净,阴凉处晾至叶面无水痕,采用塑料剪刀分离作物根、茎、叶、子实。每种模式中植物的同种器官充分混合,在 105 ℃下杀青 10 min 后,降温至 85 ℃烘至恒重,研磨并过 0.149 mm 尼龙筛。分别称取烘干后植物各器官样品 1.000 0 g 于锥形瓶中,采用混合酸(HNO₃+HClO₄=4+1)湿式消解法消解^[21]。

1.4 质量控制和主要药品仪器

室内分析以每批样品两个全程序的空白、每个样品 3 次平行重复等进行质量控制,平行样最大偏差在 15%以内。Pb 标准样采用中国医药集团化学试剂有限公司生产的铅高纯试剂(5N),酸类药品均为优级纯 GR。分析仪器采用美国热电 SOLAAR 火焰原子吸收光谱仪(M 系列 650700 v1.26)。

1.5 数据分析和评价模型

本研究的目的在于了解在实际的田间管理条件

下,土壤中 Pb 含量的变化以及 Pb 在土壤和作物系统中迁移和分配的特征,并比较 3 种农业种植模式在土壤重金属 Pb 清除能力、作物器官对 Pb 的积累能力和农作物安全性等方面的综合效益。土壤单项污染指数法被用来评价土壤中 Pb 的污染程度,农作物积累系数被用来评价 Pb 在土壤和作物系统中迁移和分配的特征,农产品超标倍数及人体通过农产品日摄入 Pb 含量被用来评价农产品的安全性,综合效益评价模型为有时序的灰色关联分析法。

(1)土壤单项污染指数^[22]:

$$P_i=C_i/S_i$$

式中: P_i 为土壤中污染物 i 的单项污染指数; C_i 为土壤中污染物 i 的实测值; S_i 为污染物 i 的评价标准值。当 $P_i\leq 1$ 时,表示污染物 i 在土壤中是安全的;当 $P_i>1$ 时,表示土壤开始受到污染。

(2)农作物积累系数(bio-accumulation factor)^[23]:

$$BAF=M/C$$

式中: BAF 为农作物器官的富集系数; M 为农作物器官中污染物的实测值; C 为土壤中污染物的实测值。

(3)农产品超标倍数:

$$R=M/N$$

式中: R 为农产品超标倍数; M 为农作物食用器官中污染物的实测值; N 为农产品食用器官中污染物的标准限值。当 $R\leq 1$ 时,表示农产品安全;当 $R>1$ 时,表示农产品开始受到污染。

(4)人体通过农产品日摄入 Pb 含量^[24]:

$$DI=M\times W$$

式中: DI 为重金属的日摄入量; M 为农产品食用器官中污染物的实测值; W 为每种农产品的日消耗量,以体重 55.9 kg 的成年人每日分别消耗谷物、蔬菜、红薯、生姜 389.2、242、77、5 g 计算^[25-27]。

(5)有时序的灰色关联分析法^[28]。灰色关联分析法研究对象为部分信息已知、部分信息未知的小样本、贫信息、不确定性系统。基本原理是以灰色系统理论为依据,把研究对象看作是灰色系统中的各个决策

方案,从决策方案的数据序列出发,研究各决策方案与最优方案(其各项指标为各决策方案中的最优值)的几何曲线的相似程度。一般认为,曲线的几何形状越相似,则决策方案之间的关联程度越大。再按照关联度的大小对各决策方案进行排序和分析等。灰色系统和灰色关联分析的理论和方法参考邓聚龙等^[29]论述。有时序的灰色关联分析是将灰色关联分析的数据分析由二维空间推广到三维空间。一般的分析步骤如下:

设 $T_k(k=1,2,\dots,q)$ 表示时间数列, $S_i(i=1,2,\dots,m)$ 表示决策方案, $P_j(j=1,2,\dots,n)$ 表示指标序列。

①构建数列矩阵 X_k 。

$$X_k = \begin{matrix} S_1 \\ S_2 \\ \vdots \\ S_m \end{matrix} \begin{bmatrix} a_{k11} & a_{k12} & \cdots & a_{k1n} \\ a_{k21} & a_{k22} & \cdots & a_{k2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{km1} & a_{km2} & \cdots & a_{kmn} \end{bmatrix} \quad (\text{式 } 1)$$

其中: a_{kmn} 表示第 k 个时间点中,第 m 个决策方案内的第 n 个指标的具体数值。

②确定最优方案 S_0 。

当指标为效益型指标,即指标值越大越好时,最优方案为各方案中的最大值:

$$S_0 = \max_i a_{kij} \quad (\text{式 } 2)$$

当指标为成本型指标,即指标值越小越好时,最优方案为各方案中的最小值:

$$S_0 = \min_i a_{kij} \quad (\text{式 } 3)$$

③数据无量纲化。

无量纲化的目的是为便于分析、减少方案中各变量因量纲不同造成的差异,其方法需要根据数列的性质来确定。本研究的各方案数列属于指标型数列,采用的无量纲化方法,对于效益型指标有:

$$X'_{kij} = a_{kij} / \max[a_{kij}] \quad (\text{式 } 4)$$

对于成本型指标有:

$$X'_{kij} = \min[a_{kij}] / a_{kij} \quad (\text{式 } 5)$$

④计算关联系数 $\xi_i(j)$ 。

$$\xi_{ki}(j) = \frac{\min_i \min_j |S_0(j) - S_i(j)| + \rho \max_i \max_j |S_0(j) - S_i(j)|}{|S_0(j) - S_i(j)| + \rho \max_i \max_j |S_0(j) - S_i(j)|}$$

$$= \frac{\min_i \min_j \Delta_{\alpha}(j) + \rho \max_i \max_j \Delta_{\alpha}(j)}{\Delta_{\alpha}(j) + \rho \max_i \max_j \Delta_{\alpha}(j)} \quad (\text{式 } 6)$$

式中: $\Delta_{\alpha}(j)$ 为 S_0 数列与 S_i 数列在第 j 点的绝对差; $\min_i \min_j \Delta_{\alpha}(j)$ 为二级最小差,表示在第一级最小差的

基础上再找出其中的最小差,其中 $\min_j \Delta_{\alpha}(j)$ 是第一级最小差,表示 S_0 数列与 S_i 数列对应点的差值中的最小差; $\max_i \max_j \Delta_{\alpha}(j)$ 为二级最大差,含义与二级最小差类似; $\rho \in (0,1]$ 为分辨系统,意义是削弱最大绝对差数值太大所引起的失真,提高关联系数间的差异显著性,一般取 $\rho=0.5$ 。

⑤计算指标权重 w_{kij} 。

本研究采用关联系数法:

$$w_{kij} = \xi_{ki}(j) / \sum_{i=1}^m \xi_{ki}(j) \quad (\text{式 } 7)$$

⑥计算加权关联度。

决策方案 S_{ki} 的加权关联度 r_{ki} :

$$r_{ki} = \sum_{j=1}^n w_{kij} \xi_{ki}(j) \quad (\text{式 } 8)$$

⑦计算有时序的综合关联度 R_k 。

$$R_k = \sum_{k=1}^q \lambda_k r_{ki} \quad (\text{式 } 9)$$

式中, λ_k 为时间数列权重,本研究中取相等值 $\lambda_k=1/3$ ($k=1,2,3$)。

1.6 统计分析软件和方法

分析软件: Microsoft Office Excel 2003 和 SPSS Statistics 17.0 for Windows。数据采用 Leneve test 检验方差齐次性。满足齐次性采用 LSD-test 法、T-test 法检验显著性。若不满足齐次性,对数据做平方根或对数转换,转换后仍不满足齐次性采用 Kruskal-Wallis、Mann-Whitney、Games-Howell 法检验显著性。显著性水平均为 0.05。土壤和作物中重金属 Pb 的含量均以干重计算,文中图表数据均以平均值或平均值 $\pm$ 标准差形式表示。

2 结果和分析

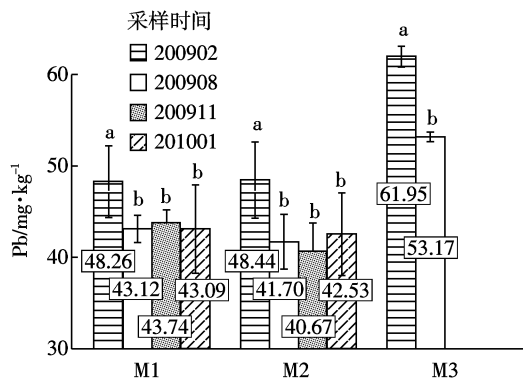
2.1 样地土壤中 Pb 含量的背景值调查

2009 年 2 月,对 3 种种植模式样地土壤中 Pb 含量的调查结果依次为 $(48.26 \pm 3.17) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $(48.44 \pm 3.36) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $(61.95 \pm 0.91) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。其含量是前期调查中五通桥区土壤 Pb 含量平均值 $(36.41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})$ 的 1.33、1.33、1.70 倍。以国家土壤环境质量标准 GB 15618—1995 一级标准限制值计算 ($\text{Pb} \leq 35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; GB 15618—1995 一级标准值是维持土壤自然背景值的限值)^[30],3 种模式中土壤 Pb 的单项污染指数分别为 1.38、1.38、1.77。以二级标准限制值计算 (当 $\text{pH} > 7.5$ 时, $\text{Pb} \leq 350 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 当 $\text{pH} < 6.5$ 时, $\text{Pb} \leq 250 \text{ mg} \cdot$

kg^{-1} ; GB 15618—1995 二级标准值是维持人体健康的土壤限值)^[30], 3种模式中土壤 Pb 的单项污染指数分别为 0.14、0.14、0.25。可见, 3种模式样地土壤 Pb 的单项污染指数超过国家标准一级限值, 但低于二级限值。说明土壤中 Pb 的含量, 虽不会对人体健康造成直接威胁, 但已经超过土壤背景限值, 存在一定程度的积累。应采取有效控制措施, 避免积累的进一步加重。

2.2 3种种植模式土壤中 Pb 含量的变化

图 1 为 3 种典型种植模式作用下, 土壤中 Pb 含量的变化特征。由图 1 可见, 3 种模式中土壤 Pb 含量均显著性下降 ($P < 0.05$), 降幅依次为 10.65%、13.91%、14.17%。对照表 1 和表 2 可知, 此时样地生长的作物为 M1 玉米+红薯(玉米全生长期, 红薯营养生长期)、M2 玉米+生姜(玉米全生长期, 生姜营养生长期)、M3 水稻。M1 中作物为红薯(生殖生长期)-小



注: 图中 200902 表示 2009 年 2 月, 其余类似。竖线表示标准差范围, 每种模式中不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$), 相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)。下同。

图 1 3 种植模式(M1、M2、M3)土壤中 Pb 含量的变化

Figure 1 The variations of Pb content in the soils of three cropping systems (M1, M2, and M3)

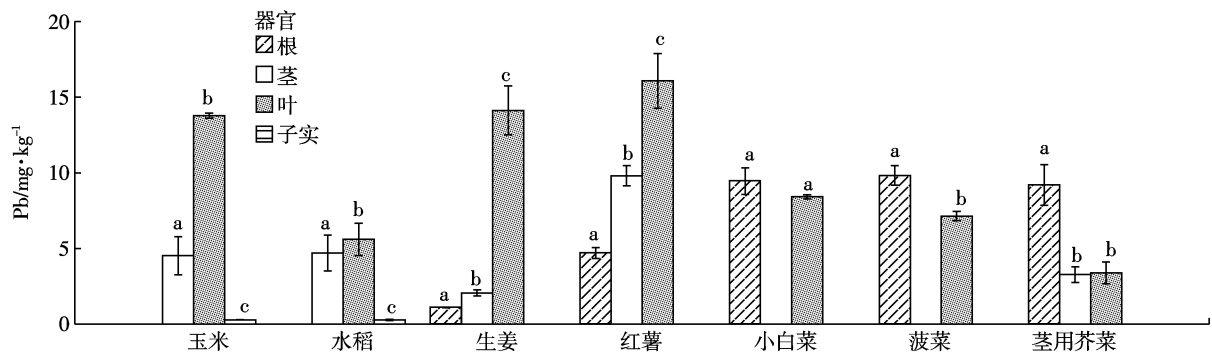


图 2 农作物器官中 Pb 的分配特征

Figure 2 The distribution pattern of Pb in the organs of crops

白菜+菠菜、M2 为生姜(生殖生长期)-茎用芥菜时, 土壤 Pb 含量的变化不显著 ($P > 0.05$)。总之, 3 种植模式作用下土壤 Pb 含量变化, 在模式 M1、M2 中表现为显著性下降后基本持平的“L”形特点, 模式 M3 中为显著下降。

2.3 农作物各器官中 Pb 的分配特征及其富集系数

图 2 显示, Pb 在作物各器官中的分配特征: 谷物作物玉米、水稻中为叶>茎>子实, 根类作物生姜、红薯中为叶>茎>根, 蔬菜作物小白菜、菠菜中为根>叶, 茎用芥菜为根>叶>茎。可见, Pb 在同种类型作物各器官中分配特征具有一致性。除在小白菜根和叶器官、茎用芥菜的茎和叶器官间, Pb 含量差异不显著 ($P > 0.05$), 其余作物各器官内, Pb 含量具有显著差异性 ($P < 0.05$)。此外, Pb 在 3 种植模式作物器官中含量均为非食用器官大于可食用器官。

表 3 为农作物各器官中 Pb 的含量及其富集系数。其中, 红薯叶中 Pb 含量最大为 $16.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其次为生姜叶中 Pb 含量为 $14.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 水稻子实中 Pb 含量最小为 $0.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。根类作物和蔬菜作物食用部分 Pb 含量均大于谷物作物食用部分 Pb 含量。BAF 反映了农作物各器官对 Pb 的提取能力。由表 3 可见, 3 种植模式中作物各器官对 Pb 的富集系数 BAF 均小于 1, 最小的是玉米和水稻子实的 BAF 均为 0.01, 最大的是红薯叶的 BAF 为 0.37。农作物非食用器官与食用器官 BAF 的比值可用来评价不同器官对 Pb 提取能力的差异, 由表 3 可见, 3 种植模式作物非食用器官和食用器官 BAF 比值均大于 1, 最大比值 33 倍是玉米叶和子实 BAF 比值, 最小比值 1.10 倍是小白菜根和叶 BAF 比值。可见, 3 种植模式中作物对土壤中 Pb 的清除能力远不及超积累植物, 但重金属 Pb 主要富集在农作物非食用器官中, 其积累量是食用器官的 1.10~33.00 倍。应用食用部分重金属积累量低,

表 3 农作物各器官中 Pb 的含量及其富集系数

Table 3 Pb content and BAF(bio-accumulation factor) in the crop organs

农作物	含量/mg·kg ⁻¹				BAF				BAF 比值	
	根	茎	叶	子实	根	茎	叶	子实	茎/子实	叶/子实
玉米	—	4.51±1.19	13.77±0.16	0.29±0.02	—	0.11	0.33	0.01	11.00	33.00
水稻	—	4.71±0.48	5.60±0.43	0.28±0.02	—	0.09	0.11	0.01	9.00	11.00
	根	茎	叶	子实	根	茎	叶	子实	茎/根	叶/根
红薯	4.70±0.43	9.80±0.80	16.08±2.16	—	0.11	0.22	0.37	—	2.00	3.36
生姜	1.10±0.01	2.06±0.08	14.13±0.66	—	0.03	0.05	0.35	—	1.67	11.67
	根	茎	叶	子实	根	茎	叶	子实	根/茎	根/叶
小白菜	9.45±0.35	—	8.41±0.05	—	0.22	—	0.20	—	—	1.10
菠菜	9.83±0.26	—	7.14±0.12	—	0.23	—	0.17	—	—	1.35
茎用芥菜	9.19±0.54	3.27±0.21	3.38±0.29	—	0.22	0.08	0.08	—	2.75	2.75

注：“±”表示平均值±标准差,茎/子实表示茎富集系数和子实富集系数的比值,其余类似。

非食用部分重金属积累量高的农作物修复重金属污染农业土壤,前景广阔。

2.4 3 种种植模式中农产品的安全性评价

由表 4 可见,玉米子实和稻谷中 Pb 含量的超标倍数 *R* 分别为 0.73、0.70,符合农产品标准的限值要求。生姜中 Pb 含量的超标倍数 *R* 为 2.75,表明生姜受到中度的 Pb 污染。红薯、小白菜、菠菜、茎用芥菜食用部分受到的 Pb 污染较严重,其 *R* 值为 10.90~28.03。3 种种植模式作物中谷物(玉米、水稻)、蔬菜(小白菜、菠菜、茎用芥菜)、红薯、生姜中 Pb 含量平均值依次为 0.285、5.55、4.7、1.1 mg·kg⁻¹,以体重 55.9 kg 的成年人每日分别消耗谷物、蔬菜、红薯、生姜 389.2、242、77、5 g 计算^[25-27],人体通过 3 种种植模式中的谷物、蔬菜、红薯、生姜日摄入 Pb 元素 DI 值依次为 0.11、1.34、0.36、0.006 mg·d⁻¹,总计 1.82 mg·d⁻¹,超过了 WHO/FAO 设定的成年人允许摄入 Pb 浓度 0.429 mg·d⁻¹ 标准^[31]的 4.23 倍。其中,通过蔬菜日摄入 Pb 含量占总摄入量的 73.94%,可见,人体日摄入量的超标主要是由于蔬菜类作物 Pb 含量较高造成。但按照国家饲料用卫生标准 GB 13078—2001 对猪配合饲料中的 Pb 含量限值的要求计算(表 4),红薯、生姜、小白

菜、菠菜、茎用芥菜等作物中 Pb 的安全性指数 *R'* 降为 0.22~1.68,这表明,这些作物作为猪等家禽配合饲料使用是安全可行的。

2.5 3 种种植模式对 Pb 污染农业土壤修复效益的综合评价

综合评价模型采用以时间序列划分层次结构的有时序的灰色关联分析法。2009 年 2 月所测数据为背景值,不纳入效益评价范围,研究只涉及 200908、200911、201001 共 3 个时间样本, $T_k=(200908, 200911, 201001)(k=1,2,3)$ 。评价对象为 3 种农业种植模式 M1、M2、M3,种植模式即为决策方案, $S_i=(M1、M2、M3)(i=1,2,3)$,其中,200911、201001 时, M3 为空地,未采集土壤和作物,不进行相应的评价。评价指标包括土壤中 Pb 的含量(成本型指标)、农作物可食用部分 Pb 积累量(成本型指标)和非食用部分 Pb 积累量(效益型指标),指标序列 $P_j=(\text{土壤 Pb}、\text{根 Pb}、\text{茎 Pb}、\text{叶 Pb}、\text{子实 Pb})(j=1,2,\cdots,5)$ 。

根据(式 1)~(式 9),计算综合关联度,得:

$$R = \begin{matrix} M_1 \\ M_2 \\ M_3 \end{matrix} \begin{bmatrix} 0.865 & 1 \\ 0.917 & 8 \\ 0.679 & 3 \end{bmatrix}$$

表 4 3 种种植模式中农产品的超标倍数

Table 4 The exceeded levels related standard limits of agricultural productions of three systems

食用器官	玉米子实	稻谷	红薯块根	生姜块根	小白菜叶	菠菜叶	茎用芥菜茎	茎用芥菜叶
Pb 含量/mg·kg ⁻¹	0.29	0.28	4.70	1.10	8.41	7.14	3.27	3.38
限制值/mg·kg ⁻¹ [32-35]	≤0.4	≤0.4	≤0.4	≤0.4	≤0.3	≤0.3	≤0.3	≤0.3
<i>R</i>	0.73	0.70	11.75	2.75	28.03	23.80	10.90	11.27
<i>R'</i>	0.06	0.06	0.94	0.22	1.68	1.43	0.65	0.68

注:*R* 为以限制值计算的农产品超标倍数;*R'* 值是以 GB 13078—2001 饲料用卫生标准中猪配合饲料限值(Pb≤5 mg·kg⁻¹)计算。

结果表明,3 种模式在土壤重金属 Pb 清除能力、农作物可食用部分对 Pb 的低积累量和非食用部分 Pb 高积累量等方面的综合效益排序为: $M_2 > M_1 > M_3$ 。

3 讨论

一般认为,土壤中 Pb 的外来污染源主要有汽车尾气、工业污水灌溉、杀虫剂、涂料等。Nicholson^[36]和 Luo^[37]分别对英格兰与威尔士和中国的农业土壤中重金属输入源的研究均发现,大气沉降是 Pb 的首要输入途径,其输入量分别占各种来源总输入量的 70%、84.85%。本研究前期调查发现,五通桥区沿岷江两岸分布有众多盐酸化工、农畜产品加工、机电产品加工企业,而五通桥区 Pb 分布特点是沿岷江两岸普遍偏高,向东西两侧逐渐递减,与五通桥区交通路线和工业园区的分布不具有明显的关联特征^[18]。此外,研究样地灌溉水源主要来自距离样地不远处的岷江支流中,因而,研究样地土壤 Pb 主要来源可能为沿岷江两岸工业企业的大气沉降,其次可能为灌溉、施肥、农药等农业管理措施等。

研究发现,3 种植模式作用下土壤 Pb 含量变化特点,在模式 M1、M2 中为显著性下降后基本持平的“L”形特点,模式 M3 中为显著下降。大量的研究证明^[3-8],不同种类农作物之间或同一作物的不同栽培品种间对重金属的积累量存在差异性。这种差异性表现为不同作物或同一作物种类的不同栽培品种对土壤中重金属提取能力的差异,进而会对土壤中重金属含量变化产生不同影响。本研究发现,模式 M1 玉米+红薯、M2 玉米+生姜作物地上器官(尤其是叶)对重金属 Pb 的积累能力显著大于蔬菜类作物(图 2),这些作物生长期间,模式 M1、M2 中土壤 Pb 含量变化特点为显著性下降(图 1),而后期的小白菜+菠菜(M1)、茎用芥菜(M2)等蔬菜类作物 Pb 提取能力相对较差,这些作物生长期间土壤中 Pb 含量变化持平。可见,模式 M1、M2 中土壤 Pb 含量呈“L”形变化的原因可能是 3 种植模式中不同的农作物对 Pb 提取能力的差异性以及作物间作或轮作组合方式的影响导致。

研究发现,Pb 在 3 种植模式农作物中主要富集在作物非食用器官中,其积累量是食用器官的 1.10~33.00 倍,根类作物和蔬菜作物食用部分 Pb 含量均大于谷物作物食用部分 Pb 含量。这与相关研究结果类似^[2-3,7,24,38]。研究发现,3 种植模式作物中玉米和稻谷食用器官中 Pb 含量安全(超标倍数 R 分别为 0.73、0.70),生姜受到中度的 Pb 污染(R 为 2.75),红薯、小

白菜、菠菜、茎用芥菜食用部分受到的 Pb 污染较严重(R 为 10.90~28.03)。成年人每日通过 3 种植模式中作物摄入的 Pb 总量超过了 WHO/FAO 标准的 4.23 倍。查燕等^[39]发现,将稻谷和麦子实加工成精米和面粉后,其 Pb 的去除率可高达 56.9%、81.27%。研究还发现,成年人每日摄入的 Pb 含量绝大部分可以通过人体排泄(如尿等)清除掉,最终滞留在人体内的 Pb 含量低于人体平均摄入量的 4%^[40-41]。对五通桥区的前期调查了解到,五通桥大多农户都小规模饲养猪等家禽,农户种植红薯、小白菜、菠菜等的目的就是为猪提供配合饲料。本研究分析证明,红薯、小白菜、菠菜等作为猪饲料使用是安全可行的。此外,茎用芥菜在研究区域常腌制食用,腌制等措施是否会对蔬菜器官中重金属毒性产生影响,还需要进一步研究。总之,由于人体对 Pb 具有一定的耐性和清除机制、食用前对农产品的加工措施、当地农户将红薯、菠菜等作物作为猪配合饲料食用等措施,以及现今社会人类日常饮食种类的丰富多样性等均有效地降低了农产品中 Pb 含量超标对人体危害的风险性,岷江下游也不曾有农产品重金属含量超标对人体造成危害的事故,表明 3 种植模式用于修复土壤中重金属时,农产品安全性是有一定保证的。

代全林等^[7]指出,筛选重金属在可食用部分含量低、非食用部分含量高的作物修复重金属污染的农业土壤,是一种新的修复方法和思路。该方法在降低农产品重金属污染风险的同时,通过非食用部分对土壤重金属的长期吸收积累作用实现重金属污染农田土壤的生物修复。本研究中发现玉米、水稻、生姜等作物中这种特征非常明显,玉米和水稻茎叶器官、生姜叶器官对土壤中 Pb 的富集能力是食用器官的 9~33 倍。同时玉米和水稻子实、生姜根食用器官 Pb 含量又是 7 种植物中最低的(图 2),符合相关标准要求,或仅受到中轻度污染(表 4)。五通桥区是四川省生姜生产基地,由于良好的经济效益每年会有大面积的生姜种植,合理利用玉米、水稻、生姜作物,既能保证农产品的安全性,又具有巨大的经济效益,易于推广,能在一定程度上实现对当地土壤中 Pb 污染物的大面积的清除,其前景十分可观。

短期内(2~3 a)采用单作作物进行重金属植物修复是可行的,但长期单作会导致作物产量的降低、病虫害发生率的升高等^[12]。在实际的农业生产中通常是以间作或套种、轮作的方式进行,而且研究证明,合适的间作方式在提高作物的生物量、增加或减少作物对

重金属的积累量、促进污染物的降解等方面具有积极效果^[14,16,42]。因而采用种植模式修复中轻度重金属污染农业土壤,即不会影响正常的农业生产活动,长期修复也不会降低作物产量,合适的间作或轮作又具有比单作更高的修复效益。本研究分析证明,岷江下游丘陵区3种植植模式均能有效降低土壤中Pb含量(图1)。且对农产品安全性评价表明,3种模式中农产品对当地人体和环境危害的风险较低,其安全性有一定的保证。玉米、水稻、生姜等作物又具有食用部分对Pb积累量低,非食用部分对Pb积累量显著高于食用部分的特点。这表明,3种植植模式在对土壤中Pb含量的清除能力、模式中农作物非食用器官对Pb的高积累能力以及食用器官对Pb的低积累能力、农产品安全性等方面的综合效益是显著的。

有时序的灰色关联分析隶属于灰色关联分析的延伸发展,灰色关联分析适用于小样本、不确定性系统,具体内容参考相关论述^[28-29]。本研究中,由于3种植植模式作用下土壤中Pb含量均呈现出不同程度的降低,同时不同模式中作物不同器官对Pb积累量不同,若直接对3种植植模式进行优劣排序存在一定困难。本文尝试应用有时序的灰色关联分析法对3种植植模式综合效益进行优劣排序,结果为M2>M1>M3,这表明模式M2在对土壤中Pb含量的清除能力、模式中农作物非食用器官对Pb的高积累能力以及食用器官对Pb的低积累能力等方面的综合效益优于M1和M3。该方法计算简单,结果可定量直观比较,具有一定的可信性。

4 结论

本研究定点监测了岷江下游丘陵区普遍种植的3种典型农业种植模式,在实际的田间管理条件下,土壤中Pb含量的变化以及Pb在土壤和作物系统中迁移和分配的特征,并采用有时序的灰色关联分析法,比较了3种农业种植模式在土壤重金属Pb清除能力、农作物非食用器官对Pb的高积累能力和食用器官对Pb的低积累能力、农产品的安全性等方面的综合效益。结果发现:

(1)3种植植模式样地土壤中存在一定程度的Pb积累,Pb主要来源可能为沿岷江两岸工业企业的大气沉降,其次可能为灌溉、施肥、农药等农业管理措施等。

(2)土壤Pb含量在模式M1、M2中表现为显著性下降后基本持平的“L”形特点,模式M3中为显著下

降,降幅依次为10.65%、13.91%、14.17%。分析认为,M1、M2中土壤Pb含量呈“L”形变化的原因可能是模式中不同的农作物对Pb提取能力的差异性以及作物间作或轮作组合方式的影响导致。

(3)Pb在同种类型作物各器官中分配特征具有一致性,谷物作物玉米、水稻中为叶>茎>子实,根类作物生姜、红薯中为叶>茎>根,蔬菜作物小白菜、菠菜中为根>叶,茎用芥菜为根>叶>茎。3种模式作物中,Pb主要富集在农作物非食用器官中,其积累量是食用器官的1.10~33.00倍。

(4)玉米子实和稻谷中Pb含量符合农产品标准的限值要求(超标倍数 R 分别为0.73、0.70),生姜受到中度的Pb污染(R 为2.75),红薯、小白菜、菠菜、茎用芥菜食用部分受到的Pb污染较严重(R 为10.90~28.03)。人体通过3种模式中的作物日摄入Pb总量($1.82\text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$),超过了WHO/FAO标准的4.23倍,超标主要是由于蔬菜类作物Pb含量较高造成。但由于人体对Pb具有一定的耐性和清除机制、食用前对农产品的加工措施、当地农户将红薯、菠菜等作物作为猪配合饲料食用等措施,以及现今社会人类日常饮食种类的丰富多样性等均有效地降低了农产品中Pb含量超标对人体危害的风险性。

以上结果表明,岷江下游丘陵区3种农业种植模式在土壤Pb清除能力、农作物非食用器官对Pb的高积累能力和食用器官对Pb的低积累能力、农产品的安全性等方面的效益是显著的。应用有时序的灰色关联分析法对3种植植模式综合效益评价结果为M2>M1>M3。

参考文献:

- [1] Wei B, Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. *Microchemical Journal*, 2010, 94(2):99-107.
- [2] 王金达,王艳,任慧敏,等.沈阳市城乡结合部土壤-作物系统铅含量水平及其影响因素分析[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(2):261-265.
WANG Jin-da, WANG Yan, REN Hui-min, et al. Pb concentration in soil-plant system and its influence factors in the combination area of urban and rural of Shenyang City[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(2):261-265.
- [3] S kara 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.
- [4] Wang G, Su M Y, Chen Y 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: 127-135.
- [5] Liu W X, Liu J W, Wu M Z, et al. Accumulation and translocation of toxic heavy metals in winter wheat (*Triticum aestivum* L.) growing in agricultural soil of Zhengzhou, China [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 82(3): 343-347.
- [6] 殷敬峰, 李华兴, 卢维盛, 等. 不同品种水稻糙米对 Cd Cu Zn 积累特性的研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(5): 844-850.
- YIN Jing-feng, LI Hua-xing, LU Wei-sheng, et al. Variations of Cd, Cu, Zn accumulation among rice cultivars[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(5): 844-850.
- [7] 代全林, 袁剑刚, 方 炜, 等. 玉米各器官积累 Pb 能力的品种间差异[J]. 植物生态学报, 2005, 29(6): 992-999.
- DAI Quan-lin, YUAN Jian-gang, FANG Wei, et al. Differences of Pb accumulation among plant tissues of 25 *Zea Mays* varieties[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2005, 29(6): 992-999.
- [8] 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: 301-310.
- [9] Ciura J, Poniedzialek M, Sękara A, et al. The possibility of using crops as metal phytoremediants[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2005, 14(1): 17-22.
- [10] Murakami M, Nakagawa F, Ae N, et al. Phytoextraction by rice capable of accumulating Cd at high levels: Reduction of Cd content of rice grain [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(15): 5878-5883.
- [11] 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(12): 1544-1548.
- LI Pei-jun, LIU Wan, SUN Tie-heng, et al. Remediation of contaminated soil: Its present research situation and prospect[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(12): 1544-1548.
- [12] Lasat M M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues[J]. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2000, 2(5): 1-25.
- [13] 卫泽斌, 吴启堂, 龙新宪. 利用套种和混合添加剂修复重金属污染土壤[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(6): 1262-1263.
- WEI Ze-bin, WU Qi-tang, LONG Xin-xian. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil with mixed chelators in co-crop system [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(6): 1262-1263.
- [14] 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): 1369-1373.
- 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): 1369-1373.
- [15] Shentu J, He Z, Yang X E, et al. Accumulation properties of cadmium in a selected vegetable-rotation system of southeastern China[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2008, 56(15): 6382-6388.
- [16] 李新博, 谢建治, 李博文, 等. 印度芥菜-苜蓿间作对镉胁迫的生态响应[J]. 应用生态学报, 2009, 20(7): 1711-1715.
- LI Xin-bo, XIE Jian-zhi, LI Bo-wen, et al. Ecological responses of Brassica juncea-alfalfa intercropping to cadmium stress[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(7): 1711-1715.
- [17] 杨万勤, 张 健. 土壤生态研究 [M]. 成都: 四川科学技术出版社, 2008: 188-236.
- YANG Wan-qin, ZHANG Jian. Researches on soil ecology [M]. Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 2008: 188-236.
- [18] 杜 波, 杨万勤, 张 健, 等. 岷江下游五通桥区土壤的铅污染分布格局[J]. 武汉大学学报(理学版), 2008, 54(2): 171-176.
- DU Bo, YANG Wan-qin, ZHANG Jian, et al. Spatial heterogeneity and distribution of lead in topsoil of lower reaches of Minjiang River, Wutongqiao[J]. *Journal of Wuhan University (Natural Science Edition)*, 2008, 54(2): 171-176.
- [19] 简 毅, 杨万勤, 张 健, 等. 岷江下游(五通桥段)土壤污染特征及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(2): 256-262.
- JIAN Yi, YANG Wan-qin, ZHANG Jian, et al. Characteristics and ecological risk of soil pollution in the lower reaches (Wutongqiao Section) of Minjiang River[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(2): 256-262.
- [20] GB/T 17141—1997, 土壤质量铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法[S].
- GB/T 17141—1997, Soil quality-determination of lead, cadmium-graphite furnace atomic absorption spectrophotometry[S].
- [21] GB/T 5009.12—2003, 食品中铅的测定[S].
- GB/T 5009.12—2003, Determination of lead in foods[S].
- [22] NY/T 395—2000, 农田土壤环境质量监测技术规范[S].
- NY/T 395—2000, Procedural regulations regarding the environment quality monitoring of soil[S].
- [23] Zhuang P, Yang Q W, Wang H B, et al. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field[J]. *Water Air Soil Pollution*, 2007, 184: 235-242.
- [24] Liu H, Probst A, Liao B. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China)[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 339: 153-166.
- [25] Zheng N, Wang Q, Zhang X, et al. Population health risk due to dietary intake of heavy metals in the industrial area of Huludao City, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 387: 96-104.
- [26] Herbal Remedies Information. Ginger[EB/OL][2010-10-17]. <http://www.herbalremediesinfo.com/Ginger.html>.
- [27] The World's Healthiest Foods. Sweet potatoes [EB/OL][2010-10-17]. <http://www.whfoods.com/genpage.php?tname=foodspice&dbid=64>.
- [28] 肖新平, 李为政. 有时序多指标决策的关联分析法及灵敏度分析 [J]. 系统工程与电子技术, 1995, 17(8): 36-43.
- XIAO Xin-ping, LI Wei-zheng. The relative degree analysis method and sensitivity analysis for multiple attribute decision making with time series[J]. *Systems Engineering and Electronics*, 1995, 17(8): 36-43.
- [29] 邓聚龙. 灰色系统基本方法[M]. 武汉: 华中科技大学出版社, 2005.
- DENG Ju-long. The primary methods of grey system theory [M]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology Press, 2005.
- [30] GB 15618—1995, 土壤环境质量标准[S].
- GB 15618—1995, Environmental quality standard for soils[S].
- [31] Iyengar V, Nair P. Global outlook on nutrition and the environment: Meeting the challenges of the next millennium[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 249: 331-46.

- [32] NY 861—2004, 粮食(含谷物、豆类、薯类)及制品中铅、铬、镉、汞、砷、铜、锌等八种元素限量[S].
NY 861—2004. Limits of eight elements in cereals, legume, tubes and its products[S].
- [33] NY 5225—2004, 无公害食品生姜[S].
NY 5225—2004. Nuisance-Free food:Ginger[S].
- [34] NY 5003—2008, 无公害食品白菜类蔬菜[S].
NY 5003—2008. Nuisance-Free food:Chinese cabbage groups[S].
- [35] NY 5089—2005, 无公害食品绿叶类蔬菜[S].
NY 5089—2005. Nuisance-Free food:Green leafy vegetables[S].
- [36] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. *The Science of the Total Environment*, 2003, 311(1-3):205-219.
- [37] Luo L, Ma Y, Zhang S, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(8):2524-2530.
- [38] Farooq M, Anwar F, Rashid U. Appraisal of heavy metal contents in different vegetables grown in the Vicinity of an industrial area[J]. *Pakistan Journal of Botany*, 2008, 40(5):2099-2106.
- [39] 查燕, 杨居荣, 刘虹, 等. 污染稻麦籽实中镉和铅的分布及其存在形态[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2000, 36(2):268-273.
ZHA Yan, YANG Ju-rong, LIU Hong, et al. Distribution and exististing forms of cadmium and lead in polluted seeds of rice and wheat[J]. *Journal of Beijing Normal University(Natural Science)*, 2000, 36(2):268-273.
- [40] Falk H L. Conclusions of the committee on human health consequences of lead exposure from automobile emissions [J]. *Environmental Health Perspectives*, 1977, 19:243-246.
- [41] Thompson J A. Balance between intake and output of lead in normal individuals[J]. *British Journal Industrial Medicine*, 1971, 28:189.
- [42] 卫泽斌, 郭晓方, 丘锦荣, 等. 间套作体系在污染土壤修复中的应用研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(增刊):267-272.
WEI Ze-bin, GUO Xiao-fang, QIU Jin-rong, et al. Innovative technologies for soil remediation:Inter cropping or co-cropping [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(Suppl):267-272.

更正

《农业环境科学学报》2011年第3期第443页题目和作者单位应为:

镉长期暴露对中华稻蝗抗氧化机制的影响

李丽君^{1,2}, 郭亚平³, 刘平², 王跃¹, 马恩波^{1*}

(1.山西大学应用生物研究所, 太原 030006; 2.山西省农业科学院农业环境与资源研究所, 太原 030006; 3.山西大学生命科学学院, 太原 030006)

页下面脚注应为:

收稿日期:2010-09-07

基金项目:国家自然科学基金重大国际合作项目(30810103907);山西省留学人员管理委员会基金(2008114);山西省农业科学院博士基金(YBSJJ0702)

作者简介:李丽君(1963—),女,博士后,副研究员,主要研究方向为昆虫毒理学。E-mail:lilijunok2005@yahoo.com.cn。作者单位1与作者单位2对本研究贡献相同。

* 通讯作者:马恩波 E-mail:maenbo2003@sxu.edu.cn