

张云霞, 宋 波, 杨子杰, 等. 广西某铅锌矿影响区农田土壤重金属污染特征及修复策略[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(2): 239–249.

ZHANG Yun-xia, SONG Bo, YANG Zi-jie, et al. Characteristics and remediation strategy of heavy-metal polluted agricultural soil near a lead and zinc mine in Guangxi[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(2): 239–249.

广西某铅锌矿影响区农田土壤重金属污染特征及修复策略

张云霞¹, 宋 波^{1,2*}, 杨子杰¹, 王佛鹏¹, 周 浪¹, 周子阳¹, 宾 娟¹

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004; 2. 桂林理工大学广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541004)

摘 要: 为了解铅锌矿影响区农田土壤重金属分布特征及探究污染农田的修复措施, 以广西某铅锌矿影响区为研究对象, 分别采集影响区自然土壤和农田耕作层土壤样品 41 个和 277 个, 同时分别采集 62 个蔬菜和 35 个粮食样品, 分析重金属含量。结果表明, 铅锌矿影响区耕作层土壤 As、Cd、Pb、Cu、Zn 和 Cr 含量范围分别为 4.50~104.8、0.031~36.26、24.80~2989、16.90~251.6、79.90~11 500 和 24.0~222.0 mg·kg⁻¹; 与土壤基线值相比, 6 种重金属的超标率分别为 1.4%、91.7%、60%、60%、60%和 0。与《食品中污染物限量》(GB 2762—2017) 中限值相比, 大米样本 As、Pb、Cd 含量超标率分别为 93%、86%、64%, 玉米样本 Pb、Cd 含量超标率为 100%、100%, 叶菜类蔬菜 As、Pb、Cd 含量超标率分别为 50%、100%、60%, 根茎类蔬菜 As、Pb、Cd 含量超标率为 23%、100%和 100%, 瓜果类蔬菜 As、Pb、Cd 含量超标率为 14%、96%和 100%。通过分析土壤和农产品重金属超标情况, 确定 As、Pb、Cd 为优先控制的重金属, 依据研究区土壤重金属污染空间分布特性, 划为 3 个分区: 轻度污染区(Cd 污染区), 建议采取活化剂+植物萃取去除污染物; 中度污染区则采用钝化剂与低积累农作物结合的方式; 重度污染区则不宜种植进入食物链的农作物, 建议采取施加活化剂与种植超富集植物结合的方式降低土壤重金属含量。

关键词: 铅锌矿; 农田土壤; 重金属污染; 修复措施

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2018)02-0239-11 doi:10.11654/jaes.2017-1134

Characteristics and remediation strategy of heavy-metal polluted agricultural soil near a lead and zinc mine in Guangxi

ZHANG Yun-xia¹, SONG Bo^{1,2*}, YANG Zi-jie¹, WANG Fo-peng¹, ZHOU Lang¹, ZHOU Zi-yang¹, BIN Juan¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: The aim of this study was to investigate the distribution characteristics of heavy metals in farmland areas affected by a lead-zinc mine and to explore remediation measures of polluted farmland. Heavy metal concentrations were surveyed using 41 background soil and 277 agricultural soil samples as well as 62 vegetable and 35 food samples collected near a lead-zinc mine in Guangxi Province. The results showed that the concentrations of heavy metals in soils were 4.500~104.8 (As), 0.031~36.26 (Cd), 24.80~2989 (Pb), 16.90~251.6 (Cu), 79.90~11 500 (Zn), and 24.00~222.0 (Cr) mg·kg⁻¹, which exceeded the baseline values of the six heavy metals by 1.4%, 91.7%, 60%,

收稿日期: 2017-08-19 录用日期: 2017-10-30

作者简介: 张云霞(1992—), 女, 安徽滁州人, 硕士研究生, 从事污染土壤修复和区域环境调查。E-mail: 15755373612@163.com

* 通信作者: 宋 波 E-mail: songbo@glut.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41261082); 科技成果转化与推广计划(桂科转 1599001-1); “八桂学者”建设工程专项; 广西自然科学基金项目(2013GXNSFEA053002)

Project supported: Natural Science Foundation of China(41261082); Promotion Plan Transformation of Scientific and Technological Achievements(1599001-1); Special Funding for Guangxi ‘BaGui scholars’ Construction Projects; Science Foundation of Guangxi(2013GXNSFEA053002)

60%, 60%, and 0, respectively. The concentrations of As, Pb, and Cd in rice, and Pb and Cd in maize exceeded the Maximum Levels of Contaminants in Foods (MLC, GB 2762—2017) by 93%, 86%, 64%, 100%, and 100%, respectively. As, Pb, and Cd, exceeded the MLC by 50%, 100%, and 60% in leaf vegetables, 23%, 100%, and 100% in root vegetables, 23%, 100%, and 100% in root/stem vegetables, and 14%, 96%, and 100% in fruit vegetables, respectively. As, Pb, and Cd are thus the priority heavy metals for treatment. According to the spatial distribution characteristics of the surveyed heavy-metal pollutants in the area, three remediation strategies are recommended. In areas lightly polluted by Cd, the use of an activator and plant extracts to remove pollutants is recommended. In moderately polluted areas, the combination of a passivator with low-accumulating crops is recommended. In heavily polluted areas, the combination of an activator with hyperaccumulation plants is suggested, and main food crops should be avoided.

Keywords: lead zinc mine; farmland soil; heavy metal pollution; remediation

我国铅锌矿矿产资源丰富, 广泛分布在华南、西北地区, 且铅锌矿伴生组分多, 贫矿多, 富矿和易选矿少, 导致资源开发难度大^[1-2]。过去由于技术不成熟和管理不善等原因, 矿山开采的过程中产生大量尾砂和选矿废水, 给周围的土壤和环境造成了严重影响^[3]。尾砂中含有大量的重金属, 通过物理化学作用迁移到河流和土壤中, 被污染的水体又通过灌溉方式污染农田, 并通过食物链进入人体, 进而危害人类健康^[4]。土壤是农业生产的基础, 是人类最基本的生存条件。已有研究表明, 我国农田土壤重金属污染现象日益严重^[5]。

近年来, 土壤重金属污染问题被广泛关注, 国内外学者对土壤重金属的污染及其产生的环境效应、污染评价和修复措施做了大量的工作。王海东等^[6]利用地统计分析技术对芜湖市土壤重金属来源及环境风险进行了分析评价; 李春芳等^[7]研究了龙口污水灌溉区农田土壤重金属污染空间分布特征, 表明利用地统计方法结合 GIS 技术是土壤重金属污染调查的一种有效的方法。Khalid 等^[8]综述了全球土壤重金属污染问题, 并提出物理化学修复与生物修复相结合的修复方法。在众多的重金属土壤修复方式中, 植物修复渐渐表现出广阔的应用前景^[9]。研究发现, 重金属高积累油菜-水稻轮作, 不仅使得油菜积累量增加, 而且使得糙米中镉的含量低至 $0.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[10]; 利用玉米 (*Zea mays*) 与超积累植物东南景天 (*Sedum alfredii*) 套作对污染污泥进行修复, 玉米籽粒中 Zn、Cd、Cu 浓度均符合粮食卫生标准, 但东南景天中 Zn、Cd 浓度显著增高, 其中 Zn 浓度达到 $9910 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[11]。农作物与超富集植物间作是一种经济有效的途径, 不仅提高了修复效果, 在农产品安全方面还可以发挥积极作用, 甚至减缓了农作物或超富集植物连续种植引起的连作效应问题等^[12]。但在实际应用之前, 还有诸多问题需要探讨。

20 世纪 70 年代, 广西某废弃铅锌矿溃坝导致下游地区严重的重金属污染^[13]。林炳营^[14]关于研究区的

研究表明, 1986 年矿山复产前影响区重污染区土壤中总镉含量为 $24.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 有效态镉含量为 $7.79 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 所产水稻镉含量均严重超标。覃朝科等^[15]对该地区铅锌矿现状分析做了大量工作, 表明该地区环境受到矿业活动的影响, 存在安全隐患。但对研究区农田耕作层土壤重金属污染总体程度以及受污染土壤修复的研究较少。为此, 本文基于地统计理论并结合 GIS 技术, 分析砷 (As)、镉 (Cd)、铅 (Pb)、铜 (Cu)、锌 (Zn) 和铬 (Cr) 等 6 种重金属的空间分布特征; 选用单因子污染指数法以及内梅罗综合指数法对耕作层土壤重金属污染程度进行评价。结合尾砂重金属含量、灌溉水水质监测结果以及农田种植区农作物中重金属含量特征, 探讨 Cd、As、Pb 的富集特性, 提出土壤重金属污染的治理对策与修复建议, 为后续的土壤修复工程提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

铅锌矿 (主要伴生镉、砷) 位于广西壮族自治区东北部, 平均海拔 150 m, 矿区面积为 21 km^2 , 20 世纪 50 年代正式投入开采, 2012 年停产, 开发早期, 未经处理的含重金属废水排放入河流, 矿业开采活动产生的尾砂被堆放在河流上游形成尾砂库, 尾砂库内有泉涌, 常年有泉水涌出, 经尾砂库流入河流中, 长达 60 余年。大约在 20 世纪 70 年代一次强降雨造成尾砂库坍塌, 尾砂沿河谷泄入河流中, 导致该村落大面积农田受到污染^[16]。研究区位于铅锌矿下游约 6 km 的农田种植区 (图 1), 地形呈现东北部海拔较高, 西南地区海拔较低的特征。研究区处于中亚热带季风区, 热量丰富, 年平均温度 28.5°C , 雨量充沛, 成土母质为石灰岩, 土壤类型主要以沙壤土和黄壤土为主, 耕性良好, 农田灌溉水源为图 1 中所示的河流, 河流发源于上游的铅锌矿, 主种水稻、玉米、大豆等。

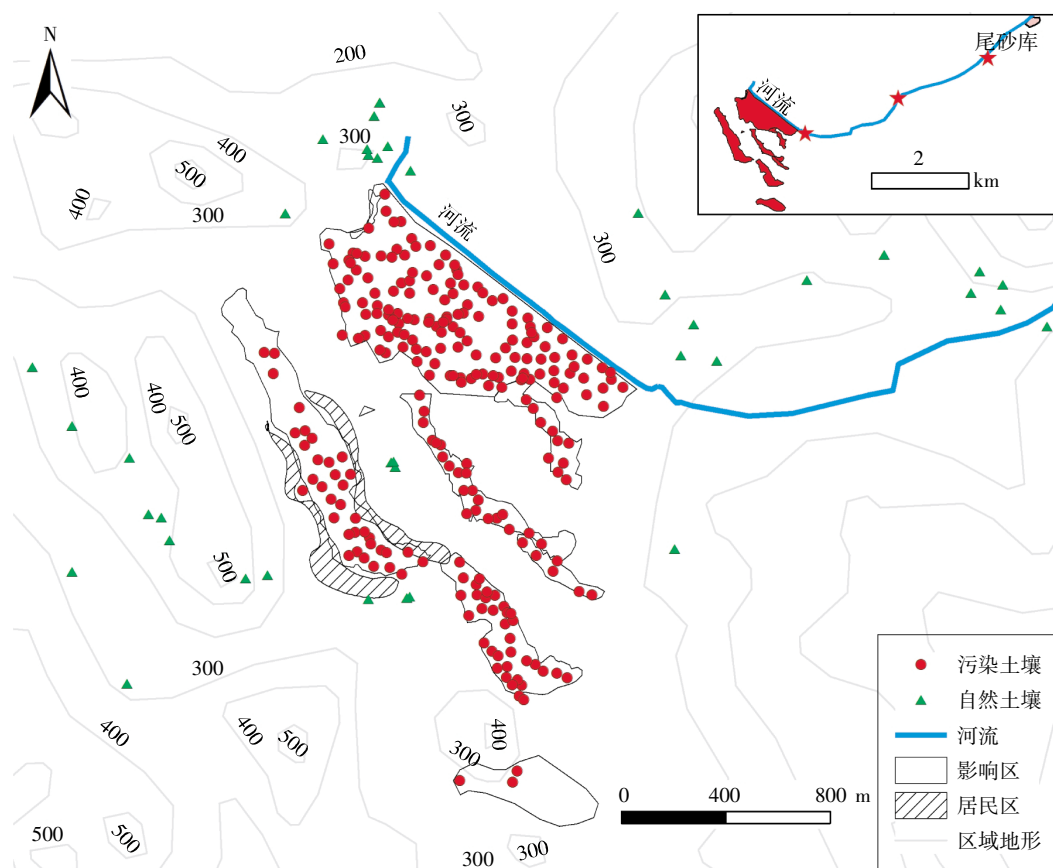


图1 研究区与样点分布图

Figure 1 Distribution of sampling sites

1.2 样品采集与分析

2013 年 6—7 月,结合前人^[14]对研究区的调查情况,在分析影响区土地利用类型、面积以及地质背景的基础上,采用棋盘式布点法对影响区农田土壤进行采样(图 1),共采集农田土壤 277 个(旱地 248 个,水田 29 个),受人类活动影响较小的林地或山地自然土壤样品共 41 个。污染土壤采样点设在地势平坦的农田内,每个采样点划定 10 m×10 m 的样方,样方内采用对角线五点采样法。采集土样时,剔除土壤中大颗粒的沙砾、杂草和植物根系等杂物,用木质铲取深度为 0~20 cm 的耕作层土壤,将 5 处土壤均匀混合后利用四分法取大约 1 kg 装入贴好标签的聚乙烯塑料袋中,带回实验室,并记录样方周围环境情况。样品在室内风干后,去除碎石与植物组织等杂物,四分法取适量样品,用陶瓷研钵研磨过 0.149 mm 孔径尼龙筛,待测。土壤样品的采集、混合、粉碎和研磨等处理均使用木头、塑料或玛瑙等工具。

采集土壤样品的同时采集当季的农产品包括蔬菜样品 62 个(白菜类 5 个,绿叶菜类 9 个,豆类 16

个,青椒 6 个,姜 6 个,芋头 12 个,红薯 8 个),粮食样品 35 个(大米样品 18 个,其中 14 个样品来自当地农户家中,玉米样品 17 个)。粮食样品取可食部分,大米去壳,称重后在 60 ℃下烘干,磨碎备用。蔬菜依可食部分分为叶菜类、根茎类、瓜果类,采集时摘取蔬菜成熟新鲜的可食部分置于封口袋中,在实验室用自来水和去离子水反复清洗,晾干后称鲜重,用不锈钢刀切成小块在 60 ℃下烘干,粉碎待测。

土壤样品采用美国国家环保署推荐的 USEP-A3050B(EPA,1996)消解,蔬菜及粮食采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 方法消解,用原子荧光光谱法(AES-9700)测定 As 含量,用石墨炉原子吸收光谱法(AA700,美国 P.E. 公司)测定 Cd、Pb 含量,用电感耦合等离子体发射光谱法(Optima 7000DV)测定 Cu、Zn、Cr 含量,粮食中重金属含量以干重计,蔬菜中重金属含量以鲜重计。分析过程中加入国家标准土壤样品(GSS-4)、植物标准样品(GSV-1)和空白样品进行质量控制,分析过程中所用试剂均为优级纯,所用的水均为超纯水,样品回收率均在 90%~110%之间(表 1)。测定偏差控制在±

表 1 样品各元素回收率(%)

Table 1 Sample Recovery of element(%)

元素	As	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr
土壤	93.60	93.40	90.50	92.10	92.00	91.30
农产品	105.2	91.00	90.10	97.60	97.50	91.70

10%以内,选 10%的样品做重复测试,相对误差在±5%以内。

2015 年 11 月—2016 年 5 月,每周采集从该铅锌矿发源的河流水,取样口设在铅锌矿尾砂库蓄水池、污水处理口以及河流段(图 1)。监测项目为 As、Pb、Cd。

1.3 评价方法

不同的评价方法适用的对象和范围不同^[17-18]。结合研究区土样数据,本研究采用单因子污染指数法进行评价,其表达式^[19]为:

$$P_i = C_i / S_i$$

式中: P_i 为土壤中污染物 i 的环境质量指数; C_i 为污染物 i 的实测浓度; S_i 为污染物 i 的评价标准。本研究采用研究区自然土壤基线值作为评价标准。若 $P_i > 1.0$ 说明土壤中该重金属含量超标,土壤被污染;当 $P_i \leq 1.0$ 时,说明该重金属含量尚在背景值含量 95%的置信区间范围内,可认为未受污染; P_i 的值越大,表明该重金属累积情况越严重。

综合污染评价采用兼顾单元素污染指数平均值和最大值的内梅罗综合污染指数法^[20]。该表达式为:

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{P_{\text{ave}}^2 + P_{\text{max}}^2}{2}}$$

式中: $P_{\text{综合}}$ 为土壤综合污染指数; P_{max} 为农田耕作层土壤中重金属的最大单项污染指数; P_{ave} 为农田耕作层土壤重金属的单项污染指数的平均值。若 $P_{\text{综合}} \leq 1$ 为未污染;若 $1 < P_{\text{综合}} \leq 2$ 为轻度污染;若 $2 < P_{\text{综合}} \leq 3$ 为中度污染; $P_{\text{综合}} > 3$ 为重度污染。

1.3 数据处理

采用 ArcGIS 10.2 绘制样点分布图和重金属污染空间分布图;正态分布检验和数据统计分析运用 SPSS 18.0 来完成。样本均值采用符合正态分布的算术均值或几何均值表征;非正态分布的数据进行正态转换,相关性分析计算 Pearson 相关系数, $P < 0.05$ 表示差异有统计学意义。夏增禄^[21]指出对于正态分布的数据,土壤基线值等于土壤背景值加上 2 倍的算术标准差,对于对数正态分布的数据,土壤基线值等于其几何均值乘以几何标准差的平方。

2 结果与讨论

2.1 河流重金属含量特征

研究区上游铅锌矿选厂尾矿废渣和尾矿废水对土壤环境造成污染,也有矿石粉尘污染、噪声污染和化学药剂有毒异味气体污染等“三废”的污染^[15]。铅锌矿于 2012 年停止生产后,不再产生“三废”的排放,相关部门对尾砂库和排放废水进行整治。研究区河流水质监测统计结果(表 2)表明,与《农田灌溉水质标准》(GB 5084—2005)规定的参考值比较,3 个监测点半年连续监测结果显示,As、Pb、Cd 含量均未超标,符合农田灌溉水水质标准,该地区土壤主要污染源已被切断。

2.2 土壤重金属背景值与基线值

研究区自然土壤重金属含量统计结果(表 3)表明,研究区自然土壤重金属数据均符合正态分布或对数正态,As、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的含量均值分别为 24.87、52.02、0.114、133.5、31.81、184.6 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。As、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的含量分别是广西土壤背景值的 1.86、2.54、1.44、2.08、1.51、3.63 倍。单样本 T 检验结果表明,与广西土壤背景含量存在显著差异($P < 0.01$),可能与地质背景高有关。根据研究区自然土壤 6 种重金属的均值以及标准差算出 As、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 的

表 2 河流水质监测统计结果($n=22$)Table 2 River water quality monitoring statistics($n=22$)

监测点	As/ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$			Pb/ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$			Cd/ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$		
	均值±标准差	超标率	参考值	均值±标准差	超标率	参考值	均值±标准差	超标率	参考值
X1	0.522 8±0.211 4	0	50	4.955±2.319	0	200	6.191±1.972	0	10
X2	0.562 7±0.274 2	0	50	12.32±8.818	0	200	3.750±1.733	0	10
X3	0.236 4±0.125 5	0	50	8.591±4.847	0	200	5.397±1.996	0	10

注:X1 为铅锌矿尾砂库蓄水池;X2 为污水处理口;X3 为河流段。

Note: X1 for the lead-zinc mine tail cavern reservoir; X2 for the sewage treatment port; X3 for the river section.

表 3 研究区自然土壤重金属含量

Table 3 The content of heavy metals in the natural soil of the study area

元素	样本数	算术均值±标准差/ mg·kg ⁻¹	几何均值/mg·kg ⁻¹ (几何标准差)	分布类型
As	41	24.87±14.37	20.54(1.95)	正 态
Pb	41	61.01±50.20	52.05(1.68)	对数正态
Cd	41	0.114±0.060	0.100(1.68)	正 态
Cr	41	133.5±63.20	124.6(1.51)	正 态
Cu	41	31.81±12.30	28.88(1.63)	正 态
Zn	41	184.6±100.1	154.9(1.92)	正 态

基线值分别为 53.04、146.9、0.23、257.4、55.92、380.8 mg·kg⁻¹。

2.3 土壤重金属含量统计分析与污染评价

影响区农田耕作层土壤重金属含量及相关统计值见表 4。As、Pb、Cd、Cu、Zn 和 Cr 经对数转换后均符合正态分布,铅锌矿影响区耕作层土壤中 As、Pb、Cd、Cu、Zn 和 Cr 含量均值分别为 16.87、271.9、1.116、64.96、541.4 mg·kg⁻¹ 和 114.1 mg·kg⁻¹。结果表明,除了 As 和Cr, 影响区农田土壤 4 种重金属含量显著高于研究区自然土壤背景值($P<0.05$)。由表 1 可以看出 6 种重金属含量的变异离散差别较大, 变异系数 Cd (3.13)>Zn (1.12)>Pb (1.03)>Cu (0.62)>As (0.56)>Cr (0.27),6 种重金属含量存在不同程度的变异, 其中 Cd、Pb 和 Zn 属于高度变异,样本数据差异大,空间分布不均,表明其受外界因素影响大^[2]。

与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准相比(表 4),除了 As 和 Cr 外,其余重金属几何均值均高于该标准规定的限值。从超标情况看,6 种重金属均有不同程度的超标,As、Pb、Cd、Cu、Zn 和 Cr 的超标率分别为 4%、56%、83%、56%、68%和 12%。与土壤基线值相比(表 4),As、Pb、Cd、Cu、Zn 和 Cr 的超

标率分别为 1.4%、60%、91.7%、60%、60%和 0, 其中 Cd 超标情况最为明显, 超标倍数为 4.85,Pb、Cu 和 Zn 的几何均值是其相应基线值的 1.85、1.16 倍和 1.42 倍。

不同的评价标准因其适用的范围不同得出的结论也可能不同,两种评价标准都表明该研究区土壤中 Cd 含量超标最严重,Pb、Cu 和 Zn 含量次之,As 含量总体上并不高,但在局部区域存在一定程度的超标现象,而 Cr 含量则基本与自然土壤重金属含量水平一致。说明研究区部分农田土壤存在重金属含量超标情况且 Cd 为主要污染物。这可能与当地的铅锌矿开采活动有关^[2],可能是在选矿过程中导致选矿废水进入灌溉水中,也可能是尾砂溃坝导致的重金属污染^[12]。

以研究区周边自然土壤均值和标准差得出的土壤基线值作为评价标准,计算出研究区农田土壤重金属单因子污染指数(表 4)。该研究区 Cd、Pb 超标情况严重,单因子污染指数分别为 8.87、4.09,均大于 3; Cu、Zn 单因子污染指数分别为 1.42、2.41,均大于 1; As 的单因子污染指数范围为 0.10~2.0,呈现局部污染现象,Cr 的单因子污染指数小于 1,处于警戒尚清洁状态。说明该研究区土壤受到 As、Cd、Pb、Cu、Zn 的污染,存在隐患。通过计算得到研究区的综合污染指数($P_{综合}$)的范围和均值为 0.28~38.97 和 3.18,属于重度污染($P_{综合}>3$)。以上结果表明,研究区存在严重的重金属复合污染问题,主要污染物为 Cd、Pb、Cu、Zn。局部存在 As 超标现象。

根据研究区农田土壤重金属含量,利用 ArcGIS 软件结合 Kriging 插值法^[24]得到 6 种重金属的空间分布图(图 2),空间分布图中插值分级根据元素含量最小值、研究区自然土壤含量、土壤基线值、《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准限值、元素含量最大值的数值大小进行分级。从图 2 中可以看出各

表 4 农田土壤重金属含量及污染指数

Table 4 Heavy metal content and pollution index in farmland soil

元素	范围/ mg·kg ⁻¹	算术均值± 标准差/mg·kg ⁻¹	几何均值/mg·kg ⁻¹ (几何标准差)	变异 系数	基线值		《土壤环境质量标准》 (GB 15618—1995)		P_i		污染 程度
					参考值/mg·kg ⁻¹	超标率/%	参考值/mg·kg ⁻¹	超标率/%	范围	均值	
As	4.500~104.8	19.02±10.58	16.87(4.18)	0.56	53.04	1.4	40	4	0.10~2.0	0.36	安全
Pb	24.80~2989	601.3±622.0	271.9(1.62)	1.03	146.9	60	250	56	0.20~20.3	4.09	污染
Cd	0.031~36.26	2.054±2.967	1.116(3.31)	3.13	0.23	91.7	0.3	83	ND~157.6	8.87	污染
Cu	16.90~251.6	79.31±49.49	64.96(1.90)	0.62	55.92	60	50	56	0.30~4.50	1.42	污染
Zn	79.90~11 500	917.3±1031	541.4(2.97)	1.12	380.8	60	200	68	0.20~30.2	2.41	污染
Cr	24.00~222.0	114.1±30.74	110.1(1.31)	0.27	257.4	0	150	12	ND~0.90	0.41	安全

重金属空间分布差异大,但仍具有一定的规律性,结合土壤重金属含量,元素的变异性、相关性分析以及地形特征,对该研究区土壤重金属含量空间分布进行

描述。Cd 是该地区污染最严重的元素,污染面积最大,超过 9/10 的农田土壤存在超标($>0.23\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)现象,Pb、Cu 和 Zn 次之,3/5 左右的农田土壤存在超标

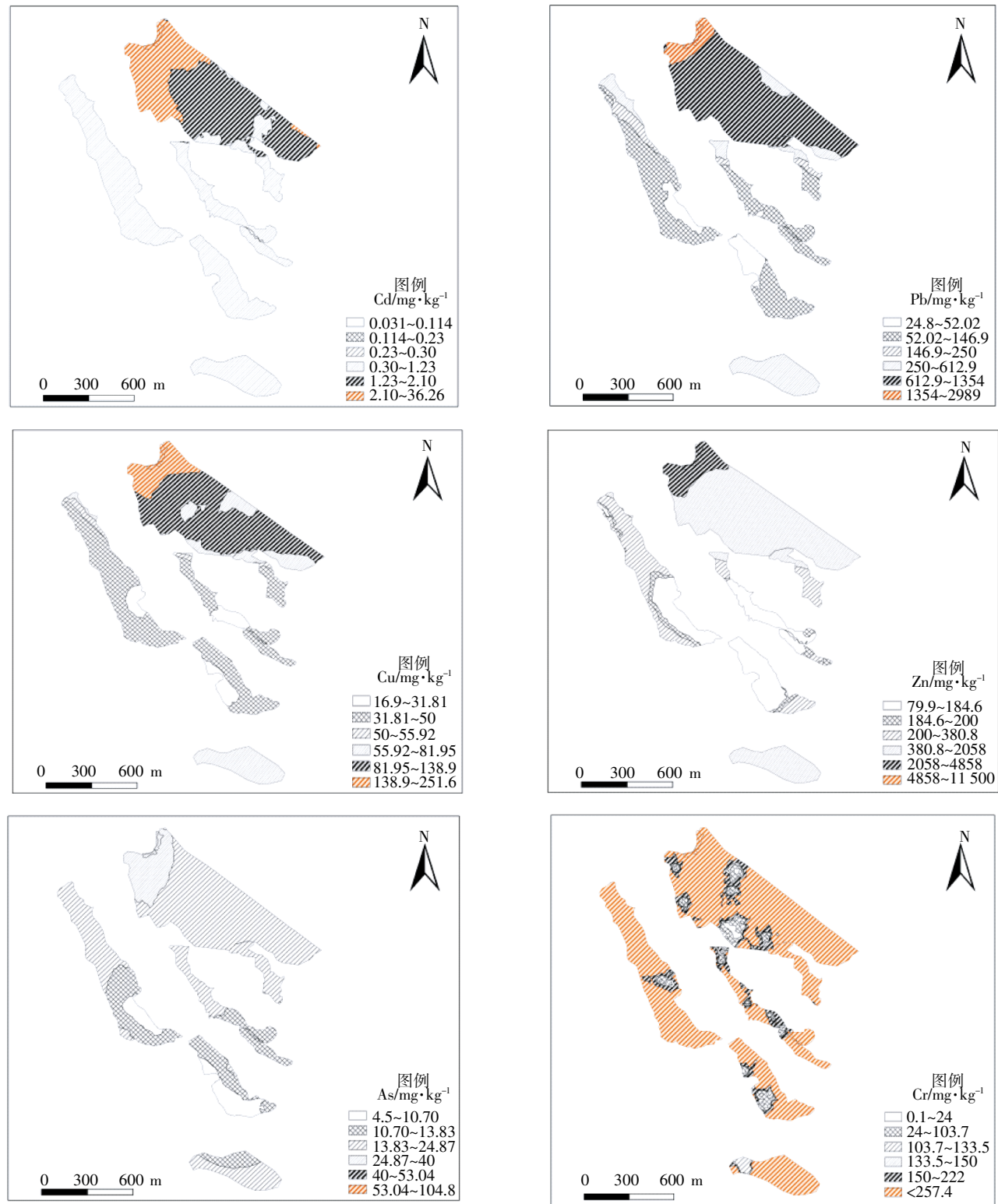


图 2 研究区农田土壤重金属空间分布图

Figure 2 Spatial distribution of heavy metals in farmland soils in study area

现象,且表现出相似的局部地域超标现象。4 种重金属含量高值都出现在西北部地区,西南地区含量较低,其含量分布沿着河流向下逐渐升高,距离河流较远的地区,重金属含量偏低,这与林炳营^[14]调查结果一致。As 表现出总体轻度超标和局部中度超标现象,主要集中在西北部地区。Cr 表现出无超标现象,空间分布较为均匀。以上结果表明,该地区主要存在 As、Cd、Pb、Zn 和 Cu 重金属超标,主要分布在西北部地区及河流流经的区域。该地区因地势相对比较低洼,排水不畅,在上个世纪 80—90 年代,含尾砂的洪水曾多次沉积于此,导致土壤砷、铅、镉等重金属超标严重。

表 5 中给出农田土壤中 6 种重金属含量的相关系数,可以在一定程度上反映不同重金属之间相互依存的关系。在 0.01 水平上,As—Cd—Pb—Cu—Zn 呈显著正相关,存在共同变化的趋势,说明这五种重金属之间存在相同的自然源或人为源^[13]。而 Cr 与其他五种

重金属则不存在显著相关关系,可能来源不同,主要来源于自然背景。结合铅锌矿成分、开采过程中产生的污染问题^[25-27],研究区主要污染来源于开采期间产生的废水和尾砂没有进行有效的管理和采取相应的治理措施,使得周围的土壤和水体受到污染。水体通过地势的作用流经研究区,用于灌溉农田,导致土壤污染。

2.4 农产品重金属含量特征

研究区农作物可食部分 As、Pb、Cd 含量状况(表 6)与《食品中污染物限量》(GB2762—2017)中规定的大米和玉米的限定值进行比较,可见,除玉米中 As 含量(0.076 mg·kg⁻¹)外,其他重金属含量均显著高于规定的限值,大米中 As、Pb、Cd 高值达 0.762、1.763、2.286 mg·kg⁻¹,是标准的 4.08、8.815、11.43 倍,玉米中 Pb、Cd 高值达 3.593、0.685 mg·kg⁻¹,是标准的 17.97、6.85 倍,大米 Cu、Zn 含量分别为 5.895、28.13 mg·kg⁻¹。表明研究区粮食作物存在严重的重金属超标,玉米中主要是 Pb 和 Cd 超标,而大米中 As、Pb、Cd 均超标。

不同类型蔬菜中重金属含量不同,叶菜类 As、Pb、Cd 含量均偏高,根茎类和瓜果类 Pb 含量均值偏高,Cd 和 As 含量偏低。与《食品中污染物限量》(GB 2762—2017)标准相比,蔬菜总体 As 含量显著高于限值,超标倍数为 17.38。根茎类、瓜果类和叶菜类 As 含量分别为 0.035、0.043 mg·kg⁻¹ 和 4.603 mg·kg⁻¹,仅叶菜类 As 含量显著高于限值,超标倍数为 92.06。根茎类、瓜果类和叶菜类中 Cd 含量均显著高于限值,其

表 5 重金属含量的相关性分析
Table 5 Correlation analysis of heavy metal content

元素	Pb	As	Cu	Zn	Cr
Cd	0.690**	0.439**	0.659**	0.746**	-0.057
Pb		0.673**	0.949**	0.970**	-0.107
As			0.722**	0.676**	0.006
Cu				0.933**	-0.093
Zn					-0.075

注:**表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关。
Note:** indicates a significant correlation at 0.01 level.

表 6 研究区农产品可食部分重金属含量
Table 6 The content of heavy metals in edible parts of agricultural products in the study area

元素	统计类型	根茎类(n=22)	瓜果类(n=26)	叶菜类(n=14)	蔬菜总计(n=62)	大米(n=18)	玉米(n=17)	粮食总计(n=35)
As	算数均值±标准差/mg·kg ⁻¹	0.035±0.055	0.043±0.116	4.603±11.23	0.869±4.917	0.313±0.166	0.076±0.071	0.187±0.171
	几何均值(几何标准差)/mg·kg ⁻¹	0.021(1.01)	0.011(1.47)	0.102(3.46)	0.021(1.98)	0.280(1.60)	0.057(2.19)	0.120(2.81)
	超标率	23%	14%	50%	—	93%	6.2%	—
Pb	算数均值±标准差/mg·kg ⁻¹	4.296±2.561	1.867±0.908	6.20±9.612	3.627±4.584	0.604±0.493	2.935±0.447	1.847±1.269
	几何均值(几何标准差)/mg·kg ⁻¹	3.446(0.745)	1.556(0.77)	2.03(1.55)	2.245(0.97)	0.362(3.88)	2.904(1.16)	1.099(1.49)
	超标率	100%	96%	100%	—	86%	100%	—
Cd	算数均值±标准差/mg·kg ⁻¹	0.759±0.473	0.865±1.268	2.339±6.427	1.091±2.825	0.858±0.832	0.490±0.063	0.662±0.589
	几何均值(几何标准差)/mg·kg ⁻¹	0.594(0.78)	0.500(1.03)	0.206(2.48)	0.456(1.36)	0.239(9.64)	0.486(1.13)	0.349(4.77)
	超标率	100%	100%	60%	—	64%	100%	—
Cu	算数均值±标准差/mg·kg ⁻¹	—	11.396±2.450	13.076±5.690	12.60±4.822	5.895±2.552	—	5.895±2.552
	几何均值(几何标准差)/mg·kg ⁻¹	—	11.26(0.22)	11.92(0.51)	11.73(0.43)	5.379(1.58)	—	5.379(1.58)
	超标率	—	—	—	—	—	—	—
Zn	算数均值±标准差/mg·kg ⁻¹	—	38.85±15.00	496.4±484.0	365.7±453.9	28.13±7.803	—	28.13±7.803
	几何均值(几何标准差)/mg·kg ⁻¹	—	37.37(0.40)	205.1(1.94)	126.1(1.79)	27.22(1.30)	—	27.22(1.30)
	超标率	—	—	—	—	—	—	—

超标倍数为 7.59、28.83、11.70。根茎类、瓜果类和叶菜类中 Pb 含量均显著高于限值,其超标倍数为 2.53、2.88、7.80。研究区不同类型蔬菜各重金属含量经对数转换后均符合正态分布($P_{k-s}>0.05$),不同蔬菜类型 As 和 Cd 含量呈叶菜类>瓜果类>根茎类,Pb 含量呈叶菜类>根茎类>瓜果类。这与广西南丹矿业影响区不同蔬菜类型得出的结论一致^[28]。蔬菜中 Cu 和 Zn 的含量均值分别为 12.60、365.7 mg·kg⁻¹。结果表明,影响区蔬菜中 As、Pb、Cd 超标,存在健康安全隐患,应引起重视。

农产品中重金属含量及其对土壤重金属的富集能力,直接关系到农产品的生产和食用安全^[29]。相关研究^[12]结果表明,粮食中稻米对 As 的富集能力较强,而柑橘、玉米和绿豆对 As 的富集较弱。同种类型蔬菜对不同重金属、不同类型蔬菜对同一种重金属的富集能力都有差异,各品种蔬菜对不同重金属的富集系数由高到低依次为 Cd、Zn、Cu、Pb 和 As,各类型蔬菜对重金属的富集系数由高到低依次为叶菜类、根茎类和瓜果类^[28]。研究区土壤中 As 含量不高,但农产品中大米和叶菜类蔬菜的富集系数较高,导致其农产品中 As 含量偏高,超标现象严重。研究区土壤 Pb 和 Cd 含量较高,超标现象严重,而蔬菜 Cd 的富集系数较高,易受土壤中含量的影响。根茎类蔬菜和玉米未分析 Cu、Zn 含量。该地区农产品中 Cu 和 Zn 含量较高,但 Cu 和 Zn 是人体和动植物生长所必需的元素,在现行的标准中已取消了 Cu 和 Zn 的参考限值,故不对该区域 Cu 和 Zn 的污染状况进行评价。以上结果表明,研究区农产品 As、Pb、Cd 超标。Cd 超标最严重,Pb 次之,As 在大米和叶菜类蔬菜中超标,研究区可能存在食品安全隐患。

2.5 修复策略

根据河流灌溉水水质监测分析以及尾砂重金属含量结果,表明在人为管理选矿废水和尾砂库^[15]以及自然环境的净化作用下,研究区污染源已被切断。而被重金属污染的土壤需要治理修复,才能保证当地居民的生命健康。研究区农田呈块状分布,较为集中。经实地调查发现该地区主要种植玉米、柑橘、蔬菜、水稻等农产品,结合农田土壤重金属含量分析以及农产品中重金属含量分析结果,可以得出研究区土壤中主要的污染物为 Pb、Cd、Cu 和 Zn,As 局部存在明显的超标现象,农产品中超标的重金属则为 As、Pb、Cd。该地区土壤中 As 含量不高,但其在农产品中超标情况严重,As 从外界进入土壤之后,容易累积在耕作

层中,并通过作物吸收以及人体接触等途径进入人体^[30-32]。Cu 和 Zn 在研究区中含量较高,但两者都属于人体和动植物所需的元素,《食品中污染物限量》(GB 2762—2017)已取消了 Cu 和 Zn 的限量标准,故不对其进行污染评价,另外,鲜有报道指出由于 Cu 和 Zn 元素超标造成人体健康问题。综上所述,确定研究区需要优先控制的重金属为 As、Pb、Cd。

研究区农田土壤污染情况复杂,地势南高北低,重金属含量在空间分布上差异较大,但呈现区域集中的分布特点,有利于工程项目实施。由复合污染指数 CPI 的分布(图 3)可知,靠近河流一带,重金属复合污染指数高,根据污染指数高低将研究区划分为三个区域:重度污染区(CPI>5),为 As、Pb、Cd 复合污染区,需要修复的重金属污染物有 As、Pb、Cd;中度污染区(2<CPI<5),区域面积较大,优先控制污染物为 Pb、Cd,重金属含量相对较低;轻污染区(1<CPI<2),为单一的 Cd 污染,靠近居民区,当地种植蔬菜,易受土壤

针对单一的重金属污染,结合污染物的空间分布情况,在远离河流的轻污染区,为 Cd 污染且含量较低,污染区靠近居民生活区,主要种植蔬菜,易受土壤

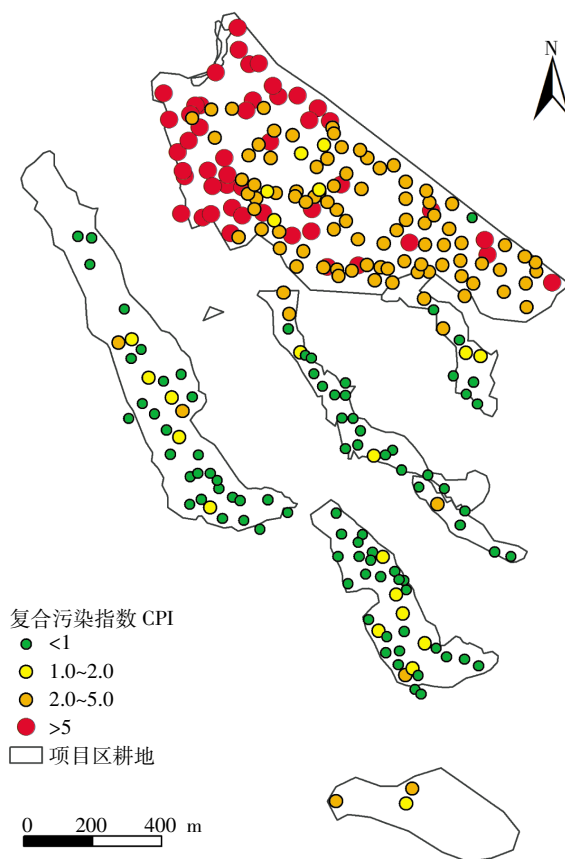


图3 研究区重金属综合污染指数分布图

Figure 3 Distribution of heavy metals in the study area

中Cd的影响,影响居民的生命健康。对于该区域建议采取彻底修复的方式^[33-34],采取活化剂与植物修复相结合的方式^[36-36],提高土壤中的Cd的生物活性,使其进入修复植物中,通过收割超富集植物^[37-38],将土壤中的镉去除,并在修复过程中调整当地蔬菜种植习惯,尽量种植根茎类蔬菜,不宜种植叶菜类蔬菜。

中度污染区,面积较大,距离居民区距离适中。为尽可能减少农民的收入损失,也有利于修复工程开展,采用低积累作物阻隔与超富集植物萃取两种技术的组合技术^[39],可以种植对Cd和Pb富集能力较弱的玉米等本土经济作物,并配合使用化学钝化技术。

而在靠近河流和尾砂库的重度污染区,该区域远离居民区,污染物浓度较高且为污染物种类较多的重金属复合污染。根据“土十条”中污染重的土壤不适合种植食用农作物,建议通过改变种植结构。作物种类是影响农产品重金属含量的重要因素,采用不进入食物链的经济作物进行植物阻隔,如种植观赏性花卉等。通过砷镉富集植物联合修复^[40-41],结合化学活化措施,如施加活化剂等,经过几年的修复后,促使土壤中As、Cd、Pb的含量大幅降低。再利用钝化措施,如施加钝化剂等与低积累作物或经济作物结合的方式,进一步稳定土壤中的重金属元素,达到对复合污染农田的修复。

3 结论

(1)该铅锌矿影响区耕作层土壤中As、Pb、Cd、Cu、Zn和Cr含量均值分别为16.87、271.9、1.116、64.96、541.4 mg·kg⁻¹和114.1 mg·kg⁻¹。与土壤基线值相比,土壤Cd、Pb、Cu、Zn、As的超标率分别为91.7%、60%、60%、60%和1.4%。与《食品中污染物限量》(GB 2762—2012)规定的限值相比,该影响区农产品中As、Cd、Pb均有不同程度的超标。研究区中,耕作层土壤重金属综合污染指数为3.18,为重度污染水平。

(2)研究区中,轻度污染区离居民区近,多种植蔬菜,采取活化剂与植物萃取结合的方式彻底移除污染物,中度污染区则采用钝化剂与低积累农作物结合的方式,重污染区则不宜种植进入食物链的农作物,建议采取施加活化剂与种植超富集植物的方式以降低土壤重金属含量。

参考文献:

[1] 刘 晓,张 宇,王 楠,等.我国铅锌矿资源现状及其发展对策研

究[J].中国矿业,2015,24(增刊1):6-9.

LIU Xiao, ZHANG Yu, WANG Nan, et al. Pb-Zn metal resources situation and suggestion for Pb-Zn metals industry development in China[J]. *China Mining Magazine*, 2015, 24(Suppl 1):6-9.

[2] 雷 力,周兴龙,文书明,等.我国铅锌矿资源特点及开发利用现状[J].矿业快报,2007,26(9):1-4.

LEI Li, ZHOU Xing-long, WEN Shu-ming, et al. Characteristics and present situation of development and utilization of lead and zinc mineral resources in China[J]. *Express Information of Mining Industry*, 2007, 26(9):1-4.

[3] Henriques F S, Fernandes J. Metal uptake and distribution in rush (*Juncus conglomeratus* L.) plants growing in pyrites mine tailings at Lousal, Portugal[J]. *Science of the Total Environment*, 1991, 102(91):253-260.

[4] Nriagu J O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals[J]. *Nature*, 1989, 338(6210):47-49.

[5] 蔡美芳,李开明,谢丹平,等.我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究[J].环境科学与技术,2014,37(增刊2):223-230.

CAI Mei-fang, LI Kai-ming, XIE Dan-ping, et al. The status and protection strategy of farmland soil polluted by heavy metals[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 37(Suppl 2):223-230.

[6] 王海东,方凤满,谢宏芳,等.芜湖市土壤重金属污染评价及来源分析[J].城市环境与城市生态,2010,23(4):36-40.

WANG Hai-dong, FANG Feng-man, XIE Hong-fang, et al. Pollution evaluation and source analysis of heavy metal in urban soil of Wuhu City[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2010, 23(4):36-40.

[7] 李春芳,王 菲,曹文涛,等.龙口市污水灌溉区农田重金属来源、空间分布及污染评价[J].环境科学,2017,38(3):1018-1027.

LI Chun-fang, WANG Fei, CAO Wen-tao, et al. Source analysis, spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in sewage irrigation area farmland soils of Longkou City[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(3):1018-1027.

[8] Khalid S, Shahid M, Niazi N K, et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2017, 182:247-268. Doi:10.1016/j.gexplo.2016.11.021

[9] McGrath S P, Zhao F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2003, 14(3):277-282.

[10] 于玲玲,朱俊艳,黄青青,等.油菜-水稻轮作对作物吸收累积镉的影响[J].环境科学与技术,2014,37(1):1-6.

YU Ling-ling, ZHU Jun-yan, HUANG Qing-qing, et al. Bioavailability of cadmium in the rotation system of oilseed rape and rice grown in Cd-contaminated soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 37(1):1-6.

[11] 黑 亮,吴启堂,龙新宪,等.东南景天和玉米套种对Zn污染污泥的处理效应[J].环境科学,2007,28(4):852-858.

HEI Liang, WU Qi-tang, LONG Xin-xian, et al. Effect of Co-plant *Scdum alfredii* and *Zea mays* on Zn-contaminated sewage sludge[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(4):852-858.

[12] 陈亮妹,马友华,王陈丝丝,等.不同污染程度农田土壤重金属修复技术研究[J].中国农学通报,2016,32(32):94-99.

- CHEN Liang-mei, MA You-hua, WANG Chen-sisi, et al. Remediation technology against heavy metal pollution in farmland soil with different pollution levels[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2016, 32(32):94-99.
- [13] 胡清菁, 张超兰, 靳振江, 等. 铅锌矿尾砂重金属污染物对不同土地利用类型土壤性质影响的典范对应分析[J]. 岩矿测试, 2014, 33(5):714-722.
- HU Qing-jing, ZHANG Chao-lan, JIN Zhen-jiang, et al. Canonical correspondence analysis for soil properties and heavy metal pollution from Pb-Zn mine tailings different land use types[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 33(5):714-722.
- [14] 林炳营. 广西某铅锌矿区土壤-作物镉污染研究[J]. 土壤通报, 1997, 28(5):235-237.
- LIN Bin-ying. Study on cadmium pollution of soil-crops from lead-zinc mining area in Guangxi[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1997, 28(5):235-237.
- [15] 覃朝科, 李 艺, 韦 松, 等. 阳朔铅锌矿的环境现状与尾矿废水处理模式分析[J]. 矿产与地质, 2005, 19(1):99-102.
- QIN Chao-ke, LI Yi, WEI Song, et al. Analysis on present environmental situation and treatment model of tailing waste water in Yangshuo lead-zinc deposit[J]. *Mineral Resources and Geology*, 2015, 19(1):99-102.
- [16] 李 强, 李忠义, 靳振江, 等. 基于典范对应分析的铅锌矿尾砂坝坍塌污染土壤特征研究[J]. 地质论评, 2014, 60(2):443-448.
- LI Qiang, LI Zhong-yi, JIN Zhen-jiang, et al. Relationships between soil and environment in pollution of agricultural soils from a tailing spill at a Pb-Zn mine based on canonical correspondence analysis[J]. *Geological Review*, 2014, 60(2):443-448.
- [17] 周金波, 汪 峰, 楼一鼎, 等. 宁波市农田土壤重金属污染状况调查[J]. 浙江农业科学, 2016, 57(8):1301-1303.
- ZHOU Jin-bo, WANG Feng, LOU Yi-ding, et al. Investigation on heavy metal pollution in farmland soils in Ningbo City[J]. *Zhejiang Nongye Kexue*, 2016, 57(8):1301-1303.
- [18] 余 璇, 宋柳霆, 滕彦国. 湖南省某铅锌矿土壤重金属污染分析与风险评估[J]. 华中农业大学学报, 2016, 35(5):27-32.
- YU Xuan, SONG Liu-ting, TENG Yan-guo. Pollution analysis and ecological environment risk assessment of heavy metals in soils of a Pb-Zn mine in Hunan Province[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2016, 35(5):27-32.
- [19] Zheng G Z, Yue L P, Li Z P, et al. Assessment on heavy metals pollution of agricultural soil in Guanzhong District[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2006, 16(1):105-113.
- [20] Cheng J L, Shi Z, Zhu Y W. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19(1):50-54.
- [21] 夏增禄. 土壤环境容量研究[J]. 环境科学, 1986, 7(5):34-44.
- XIA Zeng-lu. Study on soil environmental capacity[J]. *Environmental Sciences*, 1986, 7(5):34-44.
- [22] 刘 硕, 吴泉源, 曹学江, 等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(1):270-279.
- LIU Shuo, WU Quan-yuan, CAO Xue-jiang, et al. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City[J]. *Environmental Sciences*, 2016, 37(1):270-279.
- [23] 杨 振, 胡明安, 黄 松. 大宝山矿区河流表层沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 桂林理工大学学报, 2007, 27(1):44-48.
- YANG Zhen, HU Ming-an, HUANG Song, et al. Heavy metals pollution in stream sediments and potential ecological risk assessment in Dabaoshan mining area[J]. *Journal of Guilin University of Technology*, 2007, 27(1):44-48.
- [24] 熊春红. 基于GIS和数据挖掘技术评价江西主要茶区土壤和茶鲜叶重金属状况及其预测[D]. 南昌:南昌大学, 2011.
- XIONG Chun-hong. Assessment and prediction on heavy metals status for soils and fresh tea leaves in Jiangxi major tea regions based on GIS and data mining technology[D]. Nanchang:Nanchang University, 2011.
- [25] 邓敬石, 张宗华, 陈家栋. 浅谈含重金属离子的铅锌矿尾矿废水危害及治理[J]. 云南冶金, 2002, 31(2):20-22.
- DENG Jing-shi, ZHANG Zong-hua, CHEN Jia-dong. A preliminary discussion on the harmful effect and treatment of lead-zinc tailing wastewater containing heavy metal ions[J]. *Yunnan Metallurgy*, 2002, 31(2):20-22.
- [26] 杨清伟, 束文圣, 林 周, 等. 铅锌矿废水重金属对土壤-水稻的复合污染及生态影响评价[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(4):385-390.
- YANG Qing-wei, SHU Wen-sheng, LIN Zhou, et al. Compound pollution and ecological evaluation of heavy metals from mining waste water to soil-rice plant system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(4):385-390.
- [27] 韦金莲, 徐文彬, 韩兆元, 等. 铅锌矿选矿过程的重金属元素平衡及其环境效应[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(11):10-13.
- WEI Jin-lian, XU Wen-bin, HAN Zhao-yuan, et al. Element balance of heavy metals and their environmental effect during dressing process of plumbum-zinc ore[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2013, 35(11):10-13.
- [28] 陆素芬, 宋 波, 伏凤艳, 等. 南丹矿业活动影响区蔬菜重金属含量及健康风险[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(3):478-485.
- LU Su-fen, SONG Bo, FU Feng-yan, et al. Heavy metal content in vegetable and its health risk as affected by mining activities in Nandan County[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(3):478-485.
- [29] 梁 尧, 李 刚, 仇建飞, 等. 土壤重金属污染对农产品质量安全的影响及其防治措施[J]. 农产品质量与安全, 2013(3):9-14.
- LIANG Xiao, LI Gang, QIU Jian-fei, et al. Effects of heavy metal pollution on quality and safety of agricultural products and its control measures[J]. *Quality and Safety of Agro-products*, 2013(3):9-14.
- [30] 李莲芳, 曾希柏, 白玲玉, 等. 石门雄黄矿周边地区土壤重金属分布及农产品健康风险评估[J]. 应用生态学报, 2010, 21(11):2946-2951.
- LI Lian-fang, ZENG Xi-bo, BAI Ling-yu, et al. Soil arsenic content and its health risk assessment for agricultural products in the region surrounding Shimen arsenic, sulphide mine[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 21(11):2946-2951.
- [31] 廖晓勇, 陈同斌, 肖细元, 等. 污染水稻田中土壤含砷量的空间变异

- 特征[J]. 地理研究, 2003, 22(5):635-643.
- LIAO Xiao-yong, CHEN Tong-bin, XIAO Xi-yuan, et al. Spatial distributions of arsenic in contaminated paddy soils[J]. *Geographical Research*, 2003, 22(5):635-643.
- [32] 宋 波, 伏凤艳, 张学洪, 等. 桂林市菜地土壤和蔬菜砷含量调查与健康风险评估[J]. 环境科学学报, 2014, 34(3):728-735.
- SONG Bo, FU Feng-yan, ZHANG Xue-hong, et al. A survey of arsenic concentrations in vegetables and soils in Guilin and the human health risks assessment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(3):728-735.
- [33] 梅 娟. 铅锌矿尾砂污染农田的修复治理与利用研究[D]. 太原:山西大学, 2013.
- MEI Juan. Remediation and utilization of lead-zinc mine tailings contaminated agricultural soils[D]. Taiyuan: Shanxi University, 2013.
- [34] 邵玉芳. As 污染农田土壤的高效生物修复技术研究[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学, 2008.
- SHAO Yu-fang. Study on high efficiency bioremediation technologies of agricultural soil contaminated by arsenic[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2008.
- [35] 王海慧, 郇恒福, 罗 瑛, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术[J]. 中国农学通报, 2009, 25(11):210-214.
- WANG Hai-hui, HUAN Heng-fu, LUO Ying, et al. Soil contaminated by heavy metals and its phytoremediation technology[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(11):210-214.
- [36] 黄 雷, 张时伟, 赵 亮, 等. 农田土壤重金属修复技术探析[J]. 现代农业科技, 2016(12):225-226, 229.
- HUANG Lei, ZHANG Shi-wei, ZHAO liang, et al. Analysis of heavy metal repair technology in farmland soil[J]. *Xiandai Nongye Keji*, 2016(12):225-226, 229.
- [37] Krämer U. Metal hyperaccumulation in plants[J]. *Annual Review of Plant Biology*, 2010, 61(2):517.
- [38] Cunningham S D, Berti W R, Huang J W. Phytoremediation of contaminated soils[J]. *Trends in Biotechnology*, 1995, 13(9):393-397.
- [39] 覃朝科, 农泽喜, 黄 伟, 等. 广西某废弃铅锌矿重金属污染调查及治理对策[J]. 有色金属工程, 2016, 6(3):87-92.
- QIN Zhao-ke, NONG Ze-xi, HUANG Wei, et al. Investigation and treatment strategy of heavy metals pollution in a disused lead-zinc mine in Guangxi[J]. *Nonferrous Metals*, 2016, 6(3):87-92.
- [40] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报, 2002, 47(3):207-210.
- CHEN Tong-bin, WEI Chao-yang, HUANG Ze-chun, et al. Enrichment characteristics of arsenic super-rich plant *Pteris vittata* and its arsenic enrichment[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(3):207-210.
- [41] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J]. 生态学报, 2001, 21(7):1196-1203.
- WEI Chao-yang, CHEN Tong-bin. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: A review of studies in China and abroad[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7):1196-1203.