

广西西江流域农业土壤镉的空间分布与环境风险

翟丽梅¹, 廖晓勇^{1*}, 阎秀兰¹, 陈同斌¹, 刘宏斌², 谢 华³ (1.中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081; 3.广西壮族自治区环境保护科学研究院, 广西 南宁 530022)

摘要: 对广西西江流域农业土壤中 Cd 的空间分布规律进行了调查研究并分析了水稻中 Cd 超标情况. 结果表明, 农业土壤 Cd 含量变异较大, 为 0.01~33.6mg/kg, 且含量自上游到下游呈明显递减趋势. 插值图显示, 高 Cd 含量斑块主要分布在上游矿业活动密集的 0~80km 区域内, 土壤 Cd 含量显著高于其他区域($P<0.05$), 整个调查流域内有 32% 的土壤样品属于重度污染. 流域内水稻籽粒 Cd 含量为 0~6.37mg/kg, 成人水稻籽粒 Cd 摄入量为 0~4159 $\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$. 距上游矿区 0~80km 范围内的风险指数均值达 6.49, 属于高 Cd 风险区域.

关键词: 流域; 农业土壤; Cd; 环境风险

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2009)06-0661-07

Spatial variation and environment risk of cadmium in agricultural land in the Xijiang River draining of Guangxi Province. ZHAI Li-mei¹, LIAO Xiao-yong^{1*}, YAN Xiu-lan¹, CHEN Tong-bin¹, LIU Hong-bin², XIE Hua³ (1. Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3. Guangxi Research Academy of Environmental Sciences, Nanning 530022, China). *China Environmental Science*, 2009, 29(6): 661~667

Abstract: Xijiang River draining is one of the main food grain and mine producing region in Guangxi province. In order to identify soil cadmium (Cd) spatial distribution patterns and food safety risk, soil and crop in this region were analyzed. Soil Cd concentration was in range of 0.01~33.6mg/kg and distribution of Cd decreased with distance from the upstream. The soil Cd concentration along the river channel which located 0 to 80km away from the mining area had significant differences ($P<0.05$) compared with that in 80~610km away from the mining area along the river channel. Based on the Cd spatial distribution in agricultural soils, hot spot areas with high Cd concentrations were in the dense mining area which located in the upper course of the draining. The results of Nemero single contamination index assessment suggested that 32.2% of the soil samples belong to the grade of high pollution. The results also showed that the rice Cd concentration was in the range of 0.01~6.37mg/kg and the daily dietary intake of Cd from rice varied from 0.47~4159 $\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$. Average risk index of soil Cd reached 6.49 in the dense mining area located in the upstream and this was high environmental risk area in the investigated river draining.

Key words: river draining; agricultural land; Cd; environmental risk

自然界中 Cd 常伴生在 Pb、Zn 等金属矿石中, 这些矿石的开采、冶炼和加工均会引起伴生的 Cd 进入土壤环境^[1-2]. 目前矿区周围农田土壤 Cd 污染的问题引起了广泛关注^[3-5], 由于 Cd 的强迁移特性, 矿业活动中释放的 Cd 往往会引起更大范围的污染^[6].

西江是珠江流域的主干流, 在广西的流域面积占整个自治区面积的 86%, 该流域是广西主要

的粮食产区. 位于西江上游的河池地区是我国有色金属的重要产地, 然而当地不合理的矿产开采导致大量的矿业废弃物释放到环境中^[7], 因此这一流域内农业土壤环境及农产品安全状况是一个非常值得关注的问题. 本课题组前期调查发现,

收稿日期: 2008-11-21

基金项目: “十一五” 国家科技支撑计划项目(2006BAK02A16-4)

* 责任作者, 副研究员, liaoxy@igsnr.ac.cn

Cd 是该产地矿石中主要的有害伴生金属元素之一,尾砂中 Cd 含量在 32.6~244mg/kg.本研究拟通过对流域大范围农业土壤和农作物的实地取样调查,考察矿业活动对流域内 Cd 的空间扩散影响以及人群健康危害状况.

1 材料与方法

1.1 调查区概况

西江流域位于广西壮族自治区,包括红水河、黔江和浔江 3 个主要河段的沿江区域,其中红水河属于西江流域的上游,黔江和浔江属于西

江流域的中游.流域上游的河池地区是我国西南地区重要的有色金属生产基地,矿产资源丰富,已发现矿物近 230 种,金属矿物占 1/4.

1.2 样品采集

流域上游的矿业密集区(距矿区 80km 左右的流域范围)内,每隔 5km 取 1 个表层土壤(0~20cm)样品,其他区域取样间隔为 10km.每个农业土壤样点都采集相应的水稻样品.整个调查范围内共取土壤样品 339 个(农田和自然土壤)(图 1),取水稻样品共 202 个.整个调查流域河段内由上游至下游均匀取河流沉积物样 11 个.

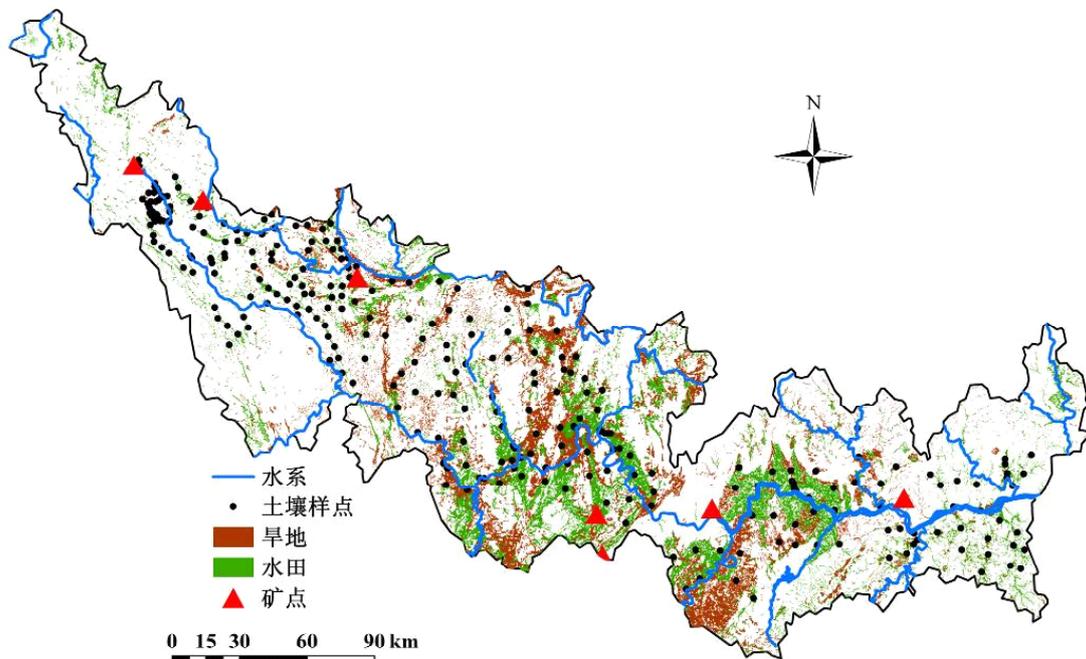


图 1 广西西江流域采样点分布示意

Fig.1 Sampling locations in Xijiang River draining of Guangxi

1.3 样品分析

土壤与沉积物样品经风干,过 100 目筛.水稻样品用自来水洗去附着的泥土后,用去离子水冲洗,在 60℃ 下干燥 48h,粉碎.土壤用 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 法消解^[8],植物用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 法消解^[9].分析中所用试剂均为优级纯.采用原子吸收-石墨炉法(德国 Analytic Jena 公司, Vario 6.0 AAS)测定 Cd 含量.分别采用国家标准物质 GBW-07401(土壤)和 GBW-07602(植物)进行质量控制,分析误差均在质量控制范围.

1.4 数据统计分析与计算方法

数据的统计分析主要采用 SPSS 16.0.采用

ArcGIS V9.0 软件的克里格(Kriging)法进行土壤重金属浓度插值图绘制.

土壤质量评价标准采用国家土壤环境质量标准(GB 156182-1995)中的二级标准(农用地标准)^[10],评价方法采用内梅罗污染指数法, P_i 为重金属单因子污染指数(C_i/S_i , C_i 为重金属元素的实测浓度; S_i 为重金属元素的评价标准):当 $P_i \leq 1$,表明该区域为非污染;当 $1 < P_i \leq 2$,表明该区域为轻度污染;当 $2 < P_i \leq 3$,表明该区域为中度污染; $P_i > 3$ 为重污染.人体通过谷类作物摄入 Cd 的计算方法^[11]:

$$\text{DIM} = \text{DCCF} \cdot \text{CCF} \quad (1)$$

式中:DIM 为人体每天摄入的重金属量,μg;DCCF 为食物中的重金属浓度,mg/kg;CCF 为人体每天摄入的食物量,g/d.假设中国成年人(平均体重 70kg)每天摄入谷物和蔬菜的平均量为 652, 300g/d,以鲜重计^[12].

本研究中的人体健康风险指数(Risk Index)定义为人体每天通过食物摄入的 Cd 量与人体每天 Cd 摄入安全量(RfDo)的比值.

$$\text{Risk Index} = \frac{\text{DIM}}{\text{RfDo}} \quad (2)$$

本研究中的剂量主要针对人体健康产生危

害的剂量,因此风险指数<1 时,认为对人体健康是安全的.本研究中主要针对水稻籽粒中的 Cd 含量进行摄入量的计算.

2 结果

2.1 农业土壤 Cd 含量

339 个表层土壤样品的 Cd 含量变幅较大,呈偏态分布,偏度系数达到 3.78,峰度为 17.4,经对数转换后,接近正态分布.土壤 Cd 含量分布在 0~33.6mg/kg 范围内(表 1).所取土壤样品中有 72.9%的 Cd 含量超过了广西土壤 Cd 含量背景值(0.27mg/kg)^[13].

表 1 广西西江流域土壤 Cd 含量分布特征(mg/kg)

Table 1 Statistics of soil Cd concentrations in the Xijiang River draining of Guangxi, China(mg/kg)

不同距离范围	样品数	最小值	25%	中值	75%	最大值	算术		几何		显著性检验结果
							均值	标准差	均值	标准差	
0~610km ^a	339	n.d.	0.25	0.66	2.59	33.6	2.47	4.54	0.77	3.17	
0~80km ^b	96	0.01	1.41	3.04	5.64	33.6	4.92	6.23	2.54	3.74	A
80~320km ^c	145	n.d.	0.32	0.75	1.83	24.0	2.00	3.77	0.73	5.22	B
320~460km ^d	35	0.05	0.12	0.29	0.66	8.76	0.91	1.75	0.36	3.48	BC
460~610km ^e	63	0.04	0.13	0.19	0.43	12.74	0.70	1.91	0.25	3.17	C
背景值 ^[17]	150	0.01	0.03	0.07	0.14	13.4	0.27	0.64	0.08	4.00	

注: n.d.低于检测下限;^a整个调查流域范围;^b包括距上游矿区0~80km河段内土壤;^c包括距上游矿区80~320km河段内土壤;^d包括距上游矿区320~460km河段内土壤;^e包括距上游矿区460~610km河段内土壤;显著性检验结果一栏中不同字母表示差异显著(P<0.05)

调查流域内随着距上游矿区距离的增加,土壤 Cd 含量呈现降低的趋势(表 1).距上游矿区 0~80km 范围内的土壤 Cd 含量显著高于(P<0.05)其他河段;距上游矿区 80~320km 河段内土壤 Cd 含量与距上游矿区 320~460km 河段差异不显著,但显著高于距上游矿区 460~610km 河段内土壤 Cd 含量(P<0.05).距上游矿区 0~80km 这一河段范围内的流域土壤 Cd 含量几何均值(2.54mg/kg)已超过我国农业土壤

环境质量 III 级标准(1mg/kg)^[10].

对流域内远离矿区与非河水灌溉区域的农业土壤 Cd 含量与自然土壤 Cd 含量的比较结果(表 2)表明,流域内距上游矿区 0~80km 以外河段的自然土壤 Cd 含量均值为 1.73mg/kg,这一区域农业土壤的 Cd 含量均值为 1.43mg/kg,根据成对 t-检验分析结果,耕地与自然土壤土壤 Cd 含量的差异不显著(P>0.05).

表 2 农业土壤与自然土壤 Cd 含量对比

Table 2 Comparison of Cd concentration between the arable soil and natural soil

土壤类型	样品数	土壤 Cd 含量(mg/kg)				成对 t-检验
		最大值	中值	最小值	均值	
农业土壤 ^a	211	23.0	0.46	n.d.	1.43±3.00	P>0.05
自然土 ^b	41	12.7	0.54	n.d.	1.73±2.77	P>0.05

注: n.d.低于检测下限;^a包括距上游矿区0~80km以外河段内的农田土壤;^b包括距上游矿区0~80km以外河段内的未经人为干扰的自然土壤

2.2 土壤 Cd 的空间分布与风险评估

基于 GIS 的流域内土壤 Cd 含量分布图如图 2 所示.流域内土壤 Cd 含量整体分布特点为:由上游至中游方向土壤 Cd 含量呈总体递减趋势,但不同河段的具体分布特点为:距上游矿区 0~80km 范围内是土壤 Cd 污染的主要区域,土壤 Cd 含量向下游呈现明显的递减趋势,同时

呈现沿河流分布的特点;距上游矿区 80~320km 范围内的土壤 Cd 含量并未呈现延上游河段继续降低的趋势,而是又出现了大面积的超标现象,并且土壤 Cd 含量超标现象并未呈现明显的沿河流分布的特点;距上游矿区 320km 以下流域范围的土壤 Cd 含量分布较均匀,未出现明显的土壤 Cd 含量增高的现象.

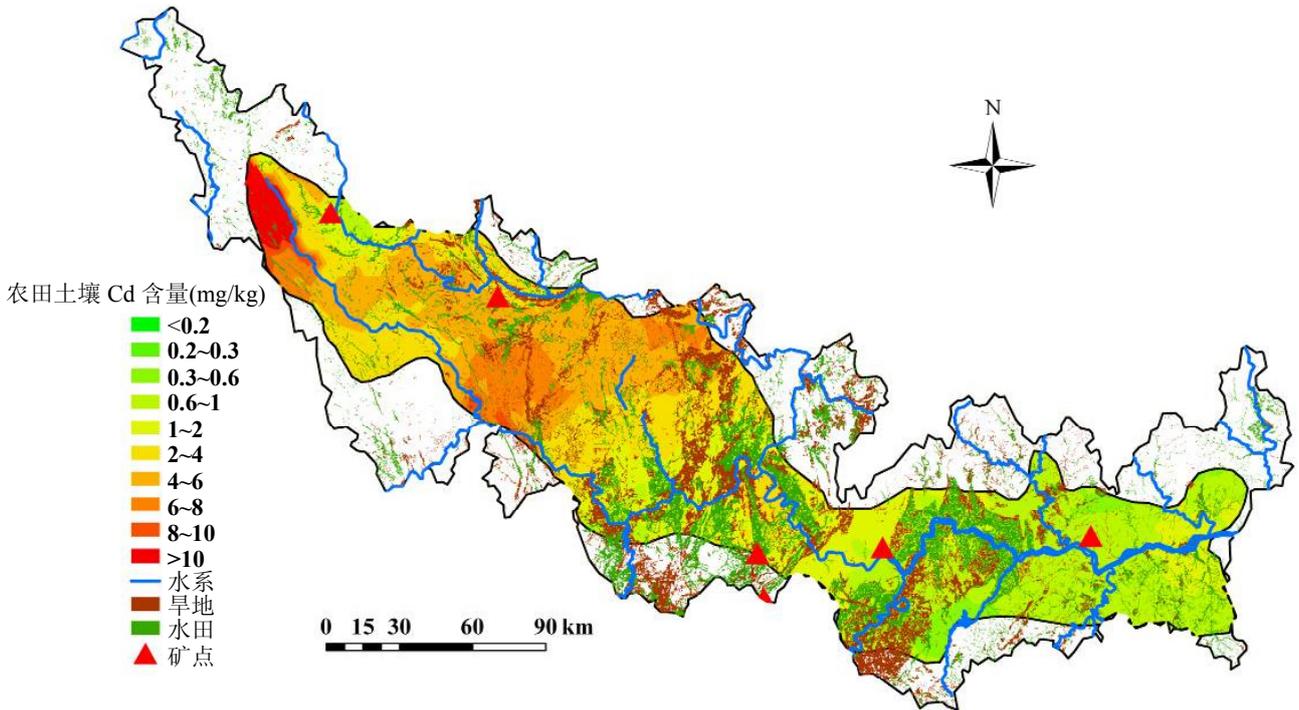


图 2 广西西江流域土壤 Cd 含量空间分布

Fig.2 Geographical distribution of Cd contents in Xijiang River draining of Guangxi

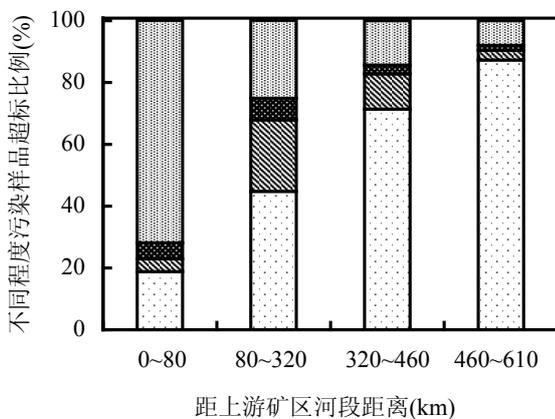


图 3 广西西江流域不同河段土壤 Cd 污染单因子评价结果

Fig.3 Single factor evaluation index of Cd in surface soils in Xijiang River draining of Guangxi, China

□ 非污染样品 ▨ 轻度污染样品
 ■ 中度污染样品 ▩ 重度污染样品

根据国家土壤环境质量二级标准^[10]计算出的土壤 Cd 单因子污染指数表明,整个调查流域农业土壤重度污染样品占 32.2%,中度污染样品占 5.89%,轻度污染样品占 17.5%.调查流域范围内距上游矿区 0~80km 流域范围内的土壤 Cd 重度污染样品所占比例最高,达到 87.3%(图 3),其余 3 段河段(80~320km、320~460km、460~610km)流域内的土壤样品都是以非污染样品为主,中度、轻度和重度污染样品所占比例分别依次降低.

2.3 水稻籽粒中 Cd 含量及健康风险

调查结果表明(表 3),流域内水稻籽粒 Cd 含量最大值达到 6.37mg/kg,均值为 0.20mg/kg,中值为 0.03mg/kg.根据 WHO 规定水稻籽粒中 Cd 的安全限量(0.1mg/kg)^[14],整个流域内水稻籽粒的

Cd 超标率达 23%,矿业密集区(距上游矿区 0~80km 流域范围内)水稻籽粒 Cd 超标率达 60%. 显著性检验结果表明,调查流域内距上游矿区 0~80km 范围内的水稻籽粒 Cd 含量与下游 3 段 河流流域范围内土壤 Cd 含量差异显著($P<0.05$), 上游 0~80km 范围内的水稻籽粒 Cd 含量均值 (0.70mg/kg)是整个调查流域内的中游水稻籽粒 Cd 含量(0.10mg/kg)的 7 倍.

表 3 广西西江流域水稻籽粒 Cd 含量

Table 3 Statistics of Cd concentrations in rice from Xijiang River draining of Guangxi, China

不同距离范围	样本数	水稻籽粒 Cd 含量 (mg/kg)				显著性检验 ($P<0.05$)
		最小值	最大值	中值	均值	
0~610km ^a	202	n.d.	6.37	0.03	0.20±0.64	
0~80km ^b	40	n.d.	6.37	0.25	0.70±1.26	A
80~320km ^c	91	n.d.	2.49	0.34	0.10±0.28	B
320~460km ^d	25	n.d.	0.44	0.013	0.07±0.12	B
460~610km ^e	46	n.d.	0.09	0.012	0.02±0.019	B

WHO 水稻籽粒 Cd 含量标准 0.1mg/kg^[14]

中国水稻籽粒 Cd 含量标准为 0.2mg/kg^[15]

注: n.d.低于检测下限;^a整个调查流域范围;^b包括距上游矿区0~80km河段内土壤;^c包括距上游矿区80~320km河段内土壤;^d包括距上游矿区320~460km河段内土壤;^e包括距上游矿区460~610km河段内土壤;显著性检验结果一栏中不同字母表示差异显著($P<0.05$)

流域内水稻籽粒 Cd 含量的分布特点与土壤中 Cd 的分布特点相似,水稻籽粒 Cd 含量由上游至中游呈现递减现象,Cd 含量超标的水稻籽粒主要分布在流域上游区域,中游区域水稻籽粒超标现象较少.其中距上游矿区 0~80km 流域范围内水稻籽粒 Cd 含量超标现象尤为突出.流域内水稻籽粒超标现象除了出现在矿区周围还呈现沿河流分布的特点.

由表 4 可见调查流域范围内人体通过水稻籽粒每天的 Cd 摄入量分布在 0~4159 $\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$ 范围内,均值高达 129 $\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$.流域内人体健康风

险指数最大值达到了 59.4,通过水稻籽粒摄入 Cd 的人体健康风险指数的均值大于 1.对调查流域内不同河段范围内的水稻籽粒摄入风险的对比结果表明,距上游矿区 0~80km 流域范围内的人体通过水稻摄入 Cd 的量与下游三段河流范围(80~320km、320~460km、460~610km)均存在显著差异($P<0.05$),0~80km 范围内人体通过水稻籽粒 Cd 摄入量的均值为整个流域范围内的 3.52 倍,这一范围内人体水稻籽粒 Cd 摄入风险均值达 6.49,这一河段范围内以下的 3 段不同河段内水稻籽粒 Cd 的人体健康风险指数均小于 1.

表 4 广西西江流域 Cd 健康风险

Table 4 Daily Cd intake and risk index of rice from Xijiang River draining of Guangxi, China

研究区域	样本数	人体 Cd 摄入量 $[\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})]$				风险指数				显著性检验 ($P<0.05$)
		最小值	最大值	中值	均值	最小值	最大值	中值	均值	
0~610km ^a	202	n.d.	4159	19	129	n.d.	59.4	0.28	1.84	
0~80km ^b	40	n.d.	4159	164	454	n.d.	59.4	2.34	6.49	A
80~320km ^c	91	n.d.	1623	22.2	67.4	n.d.	23.2	0.32	0.96	B
320~460km ^d	25	n.d.	289	8.31	46.2	n.d.	4.13	0.12	0.66	B
460~610km ^e	46	n.d.	59.2	7.40	12.6	n.d.	0.85	0.11	0.18	B

注: n.d.低于检测下限;RfDo 为 $1\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ ^[16],^a整个调查流域范围;^b包括距上游矿区0~80km河段内土壤;^c包括距上游矿区80~320km河段内土壤;^d包括距上游矿区320~460km河段内土壤;^e包括距上游矿区320~460km河段内土壤;显著性检验栏中不同字母表示差异显著

3 讨论

对西江流域内近 4 万 km^2 的农业土壤 Cd 污染的调查结果表明,该地区农业土壤存在严重的超标问题.根据 GIS 估算结果,流域内农业土壤 Cd 含量超 1mg/kg 的面积超过了 3000km^2 .根据农业土壤 Cd 空间分布的特点可以看出,矿业活动释放的含 Cd 污染物是导致流域内农业土壤 Cd 污染的主要来源之一.本研究流域内的上游矿业活动产生的尾砂中 Cd 含量高达 244mg/kg ,根据流域内不同河段沉积物取样结果表明(图 4),位于矿区下游的河流沉积物中的 Cd 含量随着距矿区距离的增加呈明显降低的趋势,流域内的 Cd 污染河段主要分布在距上游矿区 80km 范围,最高含量达 44.6mg/kg ,这一分布特点与流域内距上游矿区 0~80km 范围内的农业土壤 Cd 超标现象分布特点较一致,这与河段内进入到河流中的含 Cd 污染物通过农业灌溉与洪水这两个途径进入了当地农业土壤有关^[17],矿业活动也由此引起了更大范围的农业土壤 Cd 超标问题.综上所述,流域上游矿业活动释放的污染物随河流而迁移,是造成大面积农业土壤污染的一个重要原因.

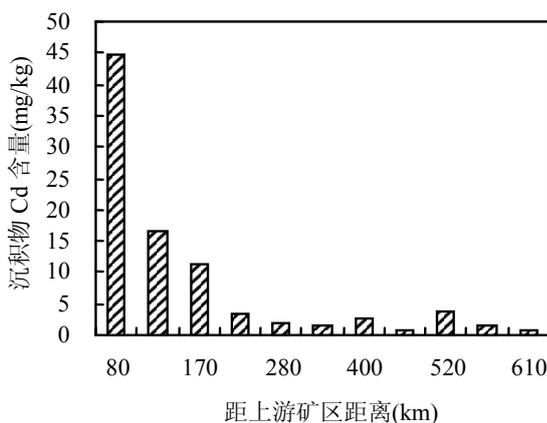


图 4 广西西江河流沉积物 Cd 含量

Fig.4 Concentration of Cd in sediments sampled from Xijiang River draining of Guangxi

除了距上游段矿区 0~80km 流域范围内的土壤 Cd 污染问题,80~320km 也出现了农业土壤 Cd 含量超标问题,而这一区域的农业土壤并未受

洪水淹没也未利用河水灌溉,其超标现象分布均匀,没有出现局部的高值污染区.根据对不同影响因素下的土壤 Cd 含量的对比结果表明(表 2),农业土壤与当地的自然土壤 Cd 含量差异不显著,同时根据广西不同地区土壤 Cd 含量背景值的比较结果表明,河池地区与柳州地区是广西西江流域内 2 个土壤 Cd 背景值相对较高的区域^[18],因此调查流域距矿区上游 80~320km 这一区域土壤 Cd 含量大面积的超标现象可能与当地土壤背景值较高有关.

流域内农业土壤 Cd 含量与水稻籽粒 Cd 含量的分布特点较一致,水稻籽粒 Cd 含量与农业土壤 Cd 含量超标都主要分布在调查流域距上游矿区 80km 的流域范围内.这一分布特点与土壤中的 Cd 移动性强,与其他重金属污染物相比更容易进入植物体有关^[2,19].长期摄入 Cd 含量超标的食物会对人体健康产生严重危害^[20-21],因此生活在 Cd 污染区域内的人群食用本地生产的粮食作物对人体健康存在潜在危害^[22-23].距上游矿区 0~80km 流域范围内的水稻籽粒 Cd 的含量对该区域人体健康存在严重风险,人体 Cd 摄入量的均值已达 $454\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$.已有研究表明,当人体每天的 Cd 暴露量达到 $30\sim 50\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$ 时,容易得骨骼易碎、癌症、肾功能紊乱和过度紧张等疾病,并且人体每天 Cd 摄入量的安全量应该保持在 $30\mu\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})$ 以下^[11],而本调查流域上游区域水稻籽粒 Cd 摄入量均值已经达到了该安全摄入量的 15 倍(表 4).由此可见,调查流域内距上游矿区 0~80km 范围内的农业土壤 Cd 污染程度已经很严重.而距上游矿区 80~610km 流域范围的水稻籽粒 Cd 含量对人体健康的风险指数均值小于 1,因此距上游矿区 80~610km 范围内的区域水稻籽粒 Cd 含量风险较低.由以上分析可知,流域内农业土壤 Cd 污染风险已经对距上游矿区 0~80km 流域内的人体健康存在较高风险,因此调查流域范围内的农业土壤 Cd 污染的防治与治理已迫在眉睫.

4 结语

广西西江流域农业土壤 Cd 污染问题突出,这主要与上游矿业密集区的矿业活动密切相关.

研究区内籽粒 Cd 含量超标的水稻也主要分布在上游.高 Cd 暴露风险区域主要集中在流域上游距矿区 80km 以内的范围,长期食用这一区域生产的水稻,可能对部分当地居民的健康产生危害.

参考文献:

- [1] Bi X Y, Feng X B, Yang Y G, et al. Quantitative assessment of cadmium emission from zinc smelting and its influences on the surface soils and mosses in Hezhang County, Southwestern China [J]. *Atmospheric Environment*, 2006,40(22):4228-4233.
- [2] Satarug S, Baker J R, Urbenjapol S, et al. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population [J]. *Toxicology Letters*, 2003,137(1/2):65-83.
- [3] Cui Y J, Zhu Y G, Zhai R H, et al. Exposure to metal mixtures and human health impacts in a contaminated area in Nanning China [J]. *Environment International*, 2005,31(6):784-790.
- [4] Li J, Xie Z M, Xu J M, et al. Risk assessment for safety of soils and vegetables around a lead/zinc mine [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2006,28(1/2):37-44.
- [5] Luo X S, Zhou D M, Liu X H, et al. Solid/solution partitioning and speciation of heavy metals in the contaminated agricultural soils around a copper mine in eastern Nanjing city, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006,A131:19-27.
- [6] Simon M, Ortiz I, Garcia I, et al. Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcollar, Spain) [J]. *Science of the Total Environment*, 1999,242(1-3):105-115.
- [7] 宋书巧,梁利芳,周永章,等.广西刁江沿岸农田受矿山重金属污染现状与治理对策 [J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2003,22(2):152-155.
- [8] 陈同斌,范稚莲,雷梅,等.磷对超富集植物蜈蚣草吸收砷的影响及其科学意义 [J]. *科学通报*, 2002,47(8):1156-1159.
- [9] 廖晓勇,陈同斌,谢华,等.磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响:田间实例研究 [J]. *环境科学学报*, 2004,24(3):455-462.
- [10] GB156182—1995 土壤环境质量标准 [S].
- [11] Tripathi R M, Raghunath R, Krishnamoorthy T M. Dietary intake of heavy metals in Bombay city, India [J]. *Science of the Total Environment*, 1997,208(3):149-159.
- [12] 封志明,史登峰.近 20 年来中国食物消费变化与膳食营养评价 [J]. *资源科学*, 2006,28(1):2-8.
- [13] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景值 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990.
- [14] World Health Organization (WHO). Codex maximum level for cadmium in cereals. Pulses and Legumes CAC/GL 39 [S].
- [15] GB2715—2005 粮食卫生标准 [S].
- [16] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Risk-based concentration table [M]. Philadelphia PA: USEPA, Washington Agency, Washington DC.
- [17] 周兴,宋书巧.刁江流域重金属污染土地合理利用探讨 [J]. *广西师院学报*, 1999,16(4):93-110.
- [18] 广西环境保护科学研究所.土壤背景值研究方法 & 广西土壤背景值 [M]. 南宁:广西科学技术出版社, 1992.
- [19] Blake L, Goulding K W T. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK [J]. *Plant and Soil*, 2002,240(2):235-251.
- [20] Ishihara T, Kobayashi E, Okubo Y, et al. Association between cadmium concentration in rice and mortality in the Jinzu River basin, Japan [J]. *Toxicology*, 2001,163(1):23-28.
- [21] Watanabe T, Zhang Z W, Qu J B, et al. Background lead and cadmium exposure of adult women in Xian City and two farming villages in Shanxi Province, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2000,247(1):1-13.
- [22] Hellström L, Persson B, Brudin L, et al. Cadmium exposure pathways in a population living near a battery plant [J]. *Science of the Total Environment*, 2007,373(2/3):447-455.
- [23] Oliver M A. Soil and human health: a review [J]. *European Journal of Soil Science*, 1997,48(4):573-592.

作者简介: 翟丽梅(1978-),女,河北唐山人,博士后,主要从事区域农田土壤重金属污染风险研究.发表论文 10 余篇.