

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有明显递减趋势。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 μ g/(人·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 μ g/(人·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, liaoxxy@igsnrr.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.

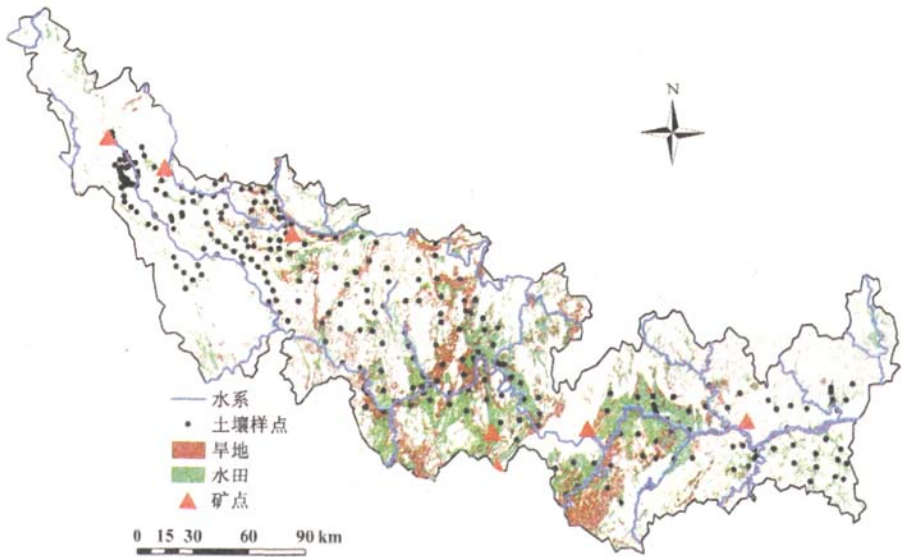


图 1 广西西江流域采样点分布示意
Fig.1 Sampling locations in Xijiang River draining of Guangxi

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 HNO₃-H₂O₂ 法消解^[8],植物用 HNO₃-HClO₄ 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 软件的克立格(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 $P_i < 1$,表明该区域为非污染;当 $1 < P_i < 2$,表明该区域为轻度污染;当 $2 < P_i < 3$,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]:

$$DIM = DCCF \cdot CCF$$

(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.

$$\text{Risk Index} = \frac{\text{DIM}}{\text{RfDo}}$$

(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 Comparson 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.

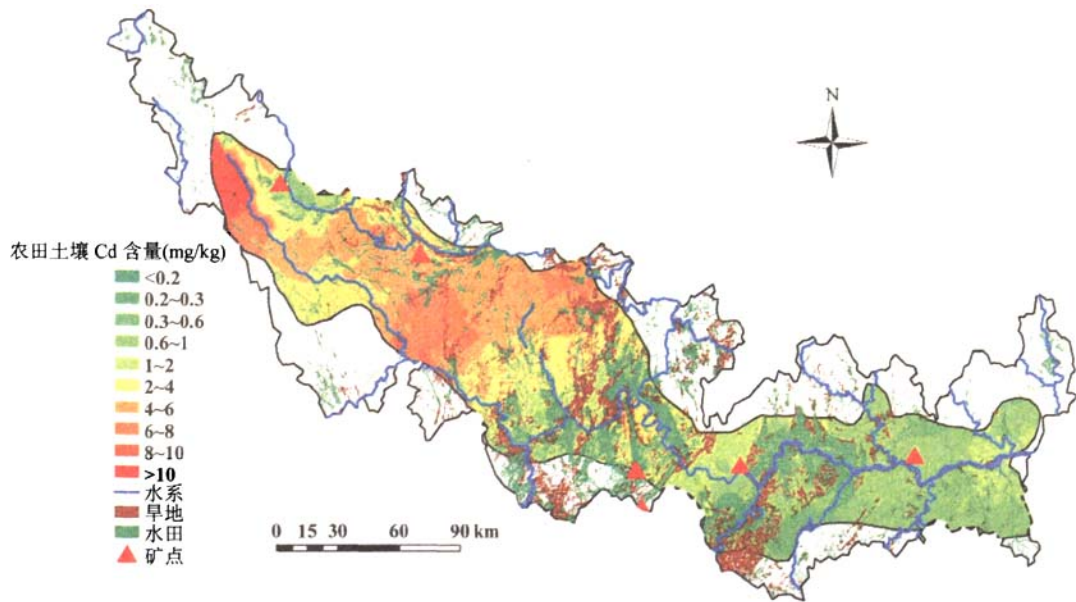


图 2 广西西江流域土壤 Cd 含量空间分布
Fig.2 Geographical distribution of Cd contents in Xijiang River draining of Guangxi

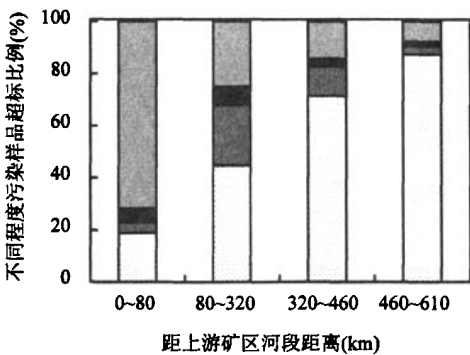


图 3 广西西江流域不同河段土壤 Cd 污染单因子评价结果
Fig.3 Single factor evaluation index of Cd in surface soils in Xijiang River draining of Guangxi, China

□ 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%。上游 0~80km 范围内的水稻籽粒 Cd 含量均值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 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 (<i>P</i> <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 0~4159μg/(人·d)范围内,均值高达 129μg/(人·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[μg/(人·d)]				风险指数				显著性检验 (<i>P</i> <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 1μg/kg/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 km² 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 3000km².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.

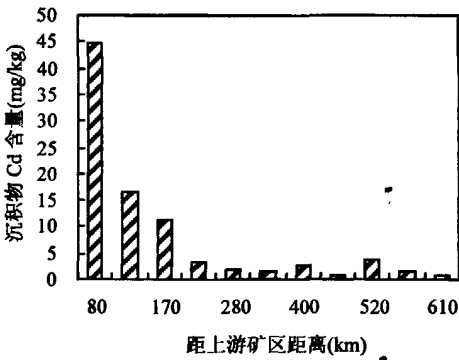


图 4 广西西江河流沉积物 Cd 含量
Fig.4 Concentration of Cd in sediments sampled from Xijiang River draining of Guangxi

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^[12,19].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 454μg/(人·d).已有研究结果表明,当人体每天的 Cd 暴露量达到 30~50μg/(人·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 30μg/(人·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。

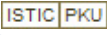
参考文献:

- [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。

作者: 翟丽梅, 廖晓勇, 阎秀兰, 陈同斌, 刘宏斌, 谢华, ZHAI Li-mei, LIAO Xiao-yong, YAN Xiu-lan, CHEN Tong-bin, LIU Hong-bin, XIE Hua

作者单位: 翟丽梅, 廖晓勇, 阎秀兰, 陈同斌, ZHAI Li-mei, LIAO Xiao-yong, YAN Xiu-lan, CHEN Tong-bin(中国科学院地理科学与资源研究所, 北京, 100101), 刘宏斌, LIU Hong-bin(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京, 100081), 谢华, XIE Hua(广西壮族自治区环境保护科学研究院, 广西, 南宁530022)

刊名: 中国环境科学 

英文刊名: CHINA ENVIRONMENTAL SCIENCE

年, 卷(期): 2009, 29(6)

引用次数: 0次

参考文献(23条)

1. Bi X Y, Feng X B, Yang Y G Quantitative assessment of cadmium emission from zinc smelting and its influences on the surface soils and mosses in Hezhang County, Southwestern China 2006(22)
2. Satarug S, Baker J R, Urbenjapol S A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population 2003(1/2)
3. Cui Y J, Zhu Y G, Zhai R H Exposure to metal mixtures and human health impacts in a contaminated area in Nanning China 2005(06)
4. Li J, Xie Z M, Xu J M Risk assessment for safety of soils and vegetables around a lead/zinc mine 2006(1/2)
5. Luo X S, Zhou D M, Liu X H Solid/solution partitioning and spaciation of heavy metals in the contaminated agricultural soils around a copper mine in eastern Nanjing city, China 2006
6. Simon IV[, Ortiz I, Garcia I Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcollar, Spain) 1999(1-3)
7. 宋书巧, 梁利芳, 周永章 广西刁江沿岸农田受矿山重金属污染现状与治理对策[期刊论文]-矿物岩石地球化学通报 2003(02)
8. 陈同斌, 范稚莲, 雷梅 磷对超富集植物蜈蚣草吸收砷的影响及其科学意义[期刊论文]-科学通报 2002(08)
9. 廖晓勇, 陈同斌, 谢华 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[期刊论文]-环境科学学报 2004(03)
10. GB 156182-1995. 土壤环境质量标准
11. Tripathi R M, Raghunath R, Krishnamoorthy T M Dietary intake of heavy metals in Bombay city, India 1997(03)
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[期刊论文]-资源科学 2006(01)
13. 中国环境监测总站 中国土壤元素背景值 1990
14. World Health Organization Codex maximum level for cadmium in cereals, Pulses and Legumes CAC/GL 39
15. GB 2715-2005. 粮食卫生标准
16. United States Environmental Protection Agency Risk-based concentration table
17. 周兴, 宋书巧 刁江流域重金属污染土地合理利用探讨[期刊论文]-广西师院学报 1999(04)
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 1992
19. Blake L, Goulding K W T Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal

20. [Ishihara T. Kobayashi E. Okubo Y Association between cadmium concentration in rice and mortality in the Jinzu River basin, Japan 2001 \(01\)](#)

21. [Watanabea T. Zhang Z W. Qu J B Background lead and cadmium exposure of adult women in Xian City and two farming villages in Shanxi Province, China 2000 \(01\)](#)

22. [Hellstrom L. Persson B. Brudin L Cadmium exposure pathways in a population living near a battery plant 2007 \(2/3\)](#)

23. [Oliver M A Soil and human health: a review 1997 \(04\)](#)

相似文献(10条)

1. 期刊论文 [徐玉裕. 曹文志. 黄一山. 林璐. 李大朋. 王吉苹. XU Yu-yu. CAO Wen-zhi. HUANG Yi-shan. LIN Lu. LI Da-peng. WANG Ji-ping 五川流域农业土壤反硝化作用测定及其调控措施 -农业环境科学学报2007, 26 \(3\)](#)
反硝化作用是土壤氮素转化的一个重要过程, 为探明五川流域内的农业土壤的反硝化作用强度及其影响因素, 利用乙炔抑制-原状土柱培养法对其进行测定. 通过3次试验测定, 发现五川流域农业土壤具有较强烈的反硝化作用强度, 在种植季节, 土壤平均反硝化作用强度为 $0.1 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 最高达到 $0.6 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. 其中蔬菜地反硝化作用强于其他土地利用类型. 反硝化作用同土壤的 NO_3^- 含量、含水量、温度以及pH都存在正相关关系, 它们是流域土壤反硝化作用的主要影响因素. 五川流域农业土壤经由反硝化作用氮损失量占流域平均施肥量的16%, 高于国内其他地区. 针对五川流域的环境和农业经济特点, 提出了控制反硝化作用的措施: 在温度较低的夜间进行施肥灌溉宜以防止氮肥损失, 用农村富余的厩肥代替化肥以减轻反硝化作用的发生, 同时加大节水灌溉力度.

2. 期刊论文 [杨国义. 张天彬. 万洪富. 罗薇. 高原雪. YANG Guo-yi. ZHANG Tian-bin. WAN Hong-fu. LUO Wei. GAO Yuan-xue 广东省典型区域农业土壤中重金属污染空间差异及原因分析 -土壤2007, 39 \(3\)](#)
分析了广东东翼(汕头)、西翼(湛江)和珠江三角洲(东莞、惠州、中山和顺德)等典型区域农业土壤中8种重金属(Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、As和Hg)元素的含量. 结果表明, 578个农业土壤表层样中, 有230个样品的重金属含量超过国家土壤环境质量二级标准值, 超标率39.79%, Pb没有超标, Ni超标最严重; 果园土比水稻土、菜园土污染严重; 不同区域的土壤污染程度是珠江三角洲>东翼(汕头)>西翼(湛江), 珠江三角洲的西、北江流域(中山、顺德)土壤重金属污染程度要比东江流域(东莞、惠州)严重. 人为因素、成土母质和不同流域水质差异是造成广东典型区域农业土壤重金属污染的原因.

3. 期刊论文 [郭义龙. 林壹兵. 胡少宜 漳州市农业土壤重金属现状、分析及防治 -土壤2003, 35 \(2\)](#)
调查漳州市农业土壤重金属Hg、As、Cr、Cd、Pb背景值及污染现状. 调查结果, 漳州市农业土壤重金属背景值相对较低. 其现状为, Hg、As、Cd、Pb含量高于背景值1~4倍(Cr除外), 特别是Hg和As为高污染元素. 按土壤类型划分, 水稻土土壤重金属含量高于赤红壤土类(Hg除外); 按土地利用方式划分, 水田>菜地>果园; 按流域划分, 九龙江流域农业土壤重金属含量高于非九龙江流域(Cr除外). 污染源以农业污染为主, 工业污染相对较轻.

4. 学位论文 [陈小红 红古区农业土壤的综合评价及改良利用研究 2007](#)
本文提出了土壤资源改良利用的具体措施. 结果表明:
1. 兰州市红古区主要的土壤类型有: 灌淤土、黄绵土、灰钙土、潮土, 其中灌淤土是红古区四大土类中的主要土类, 集中分布于大通河和湟水河的河谷一、二级阶地. 灌溉便利, 主要生产粮食作物和经济作物. 灰钙土占全区土地面积的81.72%, 川水地面积约 107.5 hm^2 , 主要分布于海拔为 $1590 \sim 1770 \text{ m}$ 的位置. 黄绵土全区均有分布, 其中川水地中主要分布于湟水河流域, 面积为 126.4 hm^2 , 占川水地总面积的3.11%. 潮土的面积在该区为最小, 面积仅有 18.6 hm^2 , 占川水地面积0.46%, 主要分布在红古乡新庄村和窑街镇红山村一带.
2. 全区现有灌淤土面积 3814.1 hm^2 , 占川水地面积的93.79%, 其中红吃劲土壤面积 3597 hm^2 , 占川水地面积的88.46%, 是红古区的主要土壤类型. 调查发现, 在 $32 \sim 77 \text{ cm}$ 深度, 红吃劲土壤剖面存在一层粘土层, 保水保肥性较强, 透水透气性较差, 土壤固气相比比例不协调, 导致果树叶片变黄、农作物烂根和死苗.
3. 红古区耕层土壤小于 0.01 mm 粒级占总粒级的33.46%, 大于 0.01 mm 的占总粒级66.54%, 中壤土占85.92%, 轻壤土占14.08%, 土壤剖面从上往下是由轻壤向重壤过渡.
4. 红古区耕层土壤pH值平均为8.26, 碳酸钙含量变幅在 $8.44 \sim 14.17\%$, 平均为11.44%, 微碱性石灰土壤与pH值密切相关, 对土壤磷的活性和利用率影响较大, 导致农业低产.
5. 红古区土壤剖面全盐量耕作层平均为 $(0 \sim 20 \text{ cm}) 0.1667\%$, 犁底层平均为 0.1733% , 心土层平均为 0.1974% , 底土层平均为 0.1571% . 表明心土层有明显的盐分沉积作用, 在干旱和排水不良的环境条件下, 容易返盐和导致产生次生盐渍化.
6. 红古区农业土壤 $(0 \sim 20 \text{ cm})$ 养分状况为: 缺氮、少磷、钾丰富, 有机质偏低. 各乡镇土壤养分分布次序平安镇>花庄镇>河嘴乡>红古乡>海石镇>窑街镇>坪台地. 经回归分析发现, 土壤养分含量、分布与作物产量有显著的线性相关关系.
7. 根据土壤资源评价原则和红古区四种土类的发生、发展的成土过程、数量、质量、分布、理化性质与环境的相关性, 红古区耕作土壤可分为四等: 一等耕作土壤包括灌淤土类中的红吃劲土、黄吃劲土、灰茬土三个土种, 共计 3636.2 hm^2 , 占耕作土壤面积的54.43%, 分布在河谷1~2阶地, 海拔在 $1590 \sim 1770 \text{ m}$. 二等耕作土壤包括厚层灌淤漏砂土、薄层灌淤漏砂土、薄层灌淤淤砂土、底砂上潮土、中位湿潮土、川台水地黄绵土、川台水地绵白土七个土种, 共计 1534.3 hm^2 , 占耕作土壤面积的22.97%, 主要分布在1~4阶地, 海拔在 $1590 \sim 1940 \text{ m}$. 三等耕作土壤包括耕种山台灰钙土、耕种山台黄绵土, 共计 1742.4 hm^2 , 占耕作土壤面积的26.08%, 在全区山地、丘陵、台地都有分布, 海拔约 $1800 \sim 2100 \text{ m}$. 四等耕作土壤包括盐化灌淤土中的氯化物硫酸盐和硫酸盐两个土种, 现有面积 17.7 hm^2 , 占耕地面积的0.026%.
8. 各种农业土壤类型的改良措施:
8.1灌淤土: 对厚层灌淤土而言, 需加客土、掺砂、增加有机质; 对薄层灌淤土而言, 应筑坝围田, 加深土体厚度; 对地下水位高的盐化灌淤土而言, 降低地下水位, 进行少量多次灌溉, 控制渠道渗漏.
8.2灰钙土: 对有水源的川台地和山坡地而言, 应大力发展灌溉农业, 增加有机肥料, 提高地力; 对无水源的地区而言, 通过地膜覆盖和梯田种植等农业措施, 提高土壤蓄水能力; 对丘陵地区农田而言, 水土流失严重, 肥力下降明显, 应退耕还林还草.
8.3潮土: 一是挖排水沟, 降低地下水位; 二是伏翻晒地, 中耕除草; 三是增施有机肥料, 提倡高茬收割和秸秆还田; 四是根据土壤情况调整作物布局, 做到用养结合.
8.4黄绵土: 兴修梯田, 植树种草, 做好水土保持, 加强抗旱保墒的耕作措施, 进行绿肥和豆类作物的种植.

5. 期刊论文 [夏天翔, 李文朝, 潘继征, XIA Tianxiang, LI Wenchao, PAN Jizheng 抚仙湖流域不同农业模式砾质土壤](#)

[环境质量及其氮磷流失风险评估 -湖泊科学2008, 20\(1\)](#)

于2006年8月分层采集抚仙湖流域有机及传统农业农田砾质土壤,对土壤样品的机械组成、重金属含量、养分剖面积累进行测定分析;通过室内降雨模拟,对不同土壤样品氮磷流失风险进行评估。结果表明:①有机及传统农业模式下,砾质土壤机械组成发生明显变化,0-20 cm土层砂粒含量明显降低;②除传统农业土壤Cd为二级标准,其他土壤重金属含量均符合国家土壤环境质量(GB/15618-1995)一级标准;③有机及传统农业模式下0-20 cm土层有机质、全氮养分明显积累,但不同农业模式间无明显差异;有机农业土壤全磷、水溶性氮磷积累程度显著高于传统农业土壤;④有机农业土壤在780mm模拟降雨条件下,氮、磷流失风险更大,氮、磷流失总量分别是传统农业土壤的1.9倍、19.8倍。

6. 期刊论文 [郑国璋, ZHENG Guo-zhang 泾河流域农业土壤重金属污染调查与评价 -干旱区研究2008, 25\(5\)](#)

通过对泾河流域主要农业区土壤样品的采集、监测,依据泾河流域土壤重金属元素背景值和国家《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)二级标准作为评价标准,分析了对土壤环境及人体危害较大的Cd, As, Cr, Pb等重金属元素的累积和污染程度。结果表明:以泾河流域土壤重金属元素背景值为评价标准,泾河流域农业土壤重金属累积污染程度具有 $Pb>As>Cd>Cr$ 的特征;泾河流域农业土壤重金属Pb, As, Cd累积污染程度较高,主要是由于人类长期不合理使用化肥所致。以国家土壤环境质量二级标准为评价指标,泾河流域农业土壤重金属污染程度具有 $As>Cd>Cr>Pb$ 的特征;泾河流域农业土壤样品重金属单项污染指数Pi和综合污染指数P均小于0.7,土壤环境中的重金属含量现状适宜于无公害农产品和果品基地建设的要求。

7. 期刊论文 [郭阜卓, 薛茜 河道清淤对两岸农业土壤的环境影响评价 -人民长江2002, 33\(3\)](#)

河流上游地区水土流失的影响,导致下游河道淤积越来越严重,河流的清淤整治工作非常迫切。随着河道水体及底泥受到污染,清淤淤泥对两岸农业土壤的环境影响问题较为突出。以海河流域青龙湾减河清淤对两岸农业土壤的环境影响评价为例,分析河道清淤淤泥及浸出液的变化规律。青龙湾减河清淤淤泥符合农用污泥污染物控制标准,可作为农田污泥处理,堆放在河岸两侧。底泥堆放后短期内对两岸农业土壤基本不会造成污染,但经过长期的雨水淋溶,污染物呈累积性析出,需采取一定的工程措施加以防护。

8. 期刊论文 [葛成军, 安琼, 董元华, 俞花美, GE Cheng-jun, AN Qiong, DONG Yuan-hua, YU Hua-mei 南京某地农业土壤](#)

[中有机污染分布状况研究 -长江流域资源与环境2006, 15\(3\)](#)

对某大型矿业企业周边农业土壤中两类POPs物质—15种多环芳烃和有机氯农药(DDTs和HCHs)的残留量进行了调查。结果表明,PAHs检出率为100%,总残留量范围为312.2~27 580.9 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,且以四环以上多环芳烃组分为主。不同样点土壤PAHs残留量受常年风向影响明显。农业土壤中有机氯农药六六六和滴滴涕均有检出,但残留水平不高,分别为3.60 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.81~9.43 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和11.13 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (3.31~43.81 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。土壤有机氯农药的残留以 p,p' -DDE和 p,p' -DDT为主。土壤中HCHs的各异构体组分含量特征为 $\alpha>\beta>\gamma>\delta$ 。部分采样点土壤仍可能有新的有机氯污染源。

9. 期刊论文 [曹霞 纸坊沟坝地水土资源开发与经济可持续发展 -甘肃农业2009, ""\(8\)](#)

淤地坝是黄土高原地区防治水土流失的一项重要措施,平凉市纸坊沟流域从1954年开始进行淤地坝及坝系建设,现已淤积坝地64.64公顷。经对坝地土壤研究表明,淤积形成的坝地土壤既非自然土壤又非农业土壤,其结构、养分及水分状况皆优于自然土壤,有利于作物有效利用水土资源,在小麦灌浆期(6月2日-7月5日)无降雨而严重干旱的情况下,坝地小麦比梯田小麦单产多60.5%,达到5151.6公斤/公顷。46.4公顷的坝地开发利用,年产值99.6万元,纯收入49.8万元;淤地坝建设是实现水土资源可持续利用、促进经济可持续发展的有效途径。

10. 学位论文 [丁海霞 绿洲农田土壤中主要微量元素的生物地球化学特征及环境影响研究——以张掖甘州区和临泽](#)

[县为例 2009](#)

本研究以甘肃张掖甘州区和临泽县农业土壤为研究对象,对研究区农业土壤中微量元素的全量、有效态含量、土壤理化性质及三者之间的关系进行了分析,并利用地统计学和GIS相结合的方法,对研究区土壤中微量元素的有效态含量进行了空间变异性和空间格局变化的结构分析,得出以下结论:

(1)研究区土壤偏碱性,有机质总体上较丰富,速效磷含量中等,但土壤肥力较弱,碳酸盐含量较高。

(2)与全国土壤微量元素全量的平均含量相比,研究区土壤中微量元素全量大致呈Zn、Fe、Mn含量偏低,Cu、Ni、Co含量偏高的趋势。与1986年的土壤普查结果比较,研究区土壤中有有效态Cu的含量有所提高,有效态Zn的缺乏现象有了一定的改观,但有效态Fe和有效态Mn的含量有所下降,且有效态Mn的降幅比较大。除个别样点外,有效态Cu、Zn、Fe、Mn的含量均高于其作物缺乏时的临界含量。微量元素分级结果表明,有效态Cu主要分布在丰和极丰两个级别,有效态Zn和有效态Fe主要分布在适中和丰两个级别,有效态Mn主要分布在缺和适中两个级别,有效态Ni的含量分布相对较为均匀。研究区土壤六种微量元素的活化率为 $Cu>Zn>Ni>Mn>Co>Fe$ 。

(3)线性回归分析表明,研究区土壤中Cu的有效性主要受土壤中有机质和碳酸盐含量的影响;Zn的有效性主要受土壤中有机质和速效磷含量的影响;Fe的有效性主要受土壤速效磷含量的影响;Mn的有效性主要受到土壤pH值和有机质含量的影响;影响土壤中Ni有效性的土壤理化性质主要为有机质和阳离子交换量;土壤中Co的有效性主要受到速效磷含量的影响。

(4)研究区土壤中Cu、Zn、Fe、Mn、Ni、Co六种元素的有效态含量均在比较大的空间范围内存在着空间自相关格局,但有效态Mn和有效态Zn的空间自相关性较弱,有效态Cu、Fe、Ni、Co具有比较明显的空间自相关性,且有效态Ni的空间自相关性比较强烈。研究区北部靠近合黎山和龙首山、戈壁边缘的农田土壤中六种微量元素的有效态含量均比较低,而在张掖市区和临泽县城附近的农田土壤中有有效态微量元素的含量比较高。

本文链接: http://d.g.wanfangdata.com.cn/Periodical_zghjks200906019.aspx

下载时间: 2010年6月15日