小秦岭某金矿区农田土壤重金属污染的潜在生态危害评价

徐友宁, 张江华, 赵阿宁, 柯海玲
XU You- ning, ZHANG Jiang- hua, ZHAO A- ning, KE Hai- ling

中国地质调查局西安地质调查中心, 陕西 西安 710054
Xi'an Center of China Geological Survey, Xi'an 710054, Shaanxi, China

摘要: 土壤重金属元素污染的潜在生态危害程度及空间分布是土壤污染防治的前提和基础。为揭示土壤中重金属元素的潜在生态危害程度, 在前期土壤污染调查评价的基础上, 采用Hakanson的潜在生态危害指数, 以研究区西邻无工矿影响的农田土壤重金属元素含量均值作为参比值, 对矿区农田土壤进行了重金属元素污染的潜在生态环境危害评价。结果表明, Hg是农田土壤中潜在生态危害最严重的元素, 其次是Cd和Pb。Hg、Pb、Cd对土壤污染危害的贡献率之和达97.41%, 仅Hg的贡献率就达84.37%。多个重金属元素潜在生态危害很强、极强的土壤样品占样品总数的49.62%, 影响面积达74.54%。从西北向东南, 土壤重金属元素潜在生态危害程度激增, 这种空间分布与目前金矿选冶的布局一致。土壤重金属元素潜在生态环境危害的后果已被前期研究成果所证实。

关键词: 农田土壤; 重金属污染; 潜在生态危害; 小秦岭某金矿区
中图分类号: X142 **文献标志码**: A **文章编号**: 1671- 2552(2008)08- 1272- 07

Xu Y N, Zhang J H, Zhao A N, Ke H L. Evaluation of the potential ecological risk of heavy metals in farmland soils in a certain gold mining area, Xiaoqinling, China. Geological Bulletin of China, 2008, 27(8):1272- 1278

Abstract: In order to reveal the potential ecological risk grades of heavy metals in soils, the authors used Hakanson's potential ecological risk index and take the means of heavy metal contents in farmland soils unaffected by industrial and mining operations west of the study area in Xiaoqinling as evaluation reference values to evaluate the potential ecological risk of heavy metals in farmland soils in mining areas on the basis of the previous soil pollution investigation and. The element with the most serious potential ecological risk in farmland soils is Hg, and next come Cd and Pb. The total contribution rate of Hg, Pb and Cd to soil pollution risk is 97.41%, and the contribution rate of Hg alone reaches 84.37%. The soil samples of several elements with high and very high potential ecological risk account for 49.62% of the total samples, with an influence area up to 74.54%. From northwest to southeast in the study area, the degree of potential ecological risk of heavy metals in soils increases dramatically. This spatial distribution is consistent with the distribution of gold ore dressing and smelting in the study area. The consequences of the potential eco- environmental risk of heavy metals in soils have been proved by previous research.
Key words: farmland soil; heavy metals contamination; potential ecological risk; some gold mining area in Xiaoqinling

矿产资源开发不可避免地会导致资源毁损、地质灾害、矿区环境污染等矿山环境地质问题[1], 其中部分负面影响可以通过后期修复与治理减少或减轻对环境的影响与破坏, 但是部分矿山环境地质问题一旦产生, 其危害往往难以消除或减轻。小秦岭金矿带金矿开采活动导致南部山区矿渣型泥石流灾害及

收稿日期: 2008- 06- 02; **修订日期**: 2008- 07- 04
地调项目: 中国地质调查局国土资源调查项目《小秦岭金矿区环境地质问题调查与评价》(编号: 1212010741003)、重点矿区环境地质问题专题调查》(编号: 200412300057)、陕西潼关金矿区环境地质问题专题调查》(编号: 200412300057- 1)资助。
作者简介: 徐友宁(1963-), 男, 博士, 研究员, 从事矿山环境地质调查与研究。E- mail: ksdzhj@sohu.com
© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

其隐患严重[2]。这种物理性灾害因其明显而容易引起政府及矿山企业的重视,通过合理堆渣、修建拦渣挡墙能够消除。但是矿石采、选、冶活动排放的“三废”中所含的重金属元素通过各种方式造成土壤污染,其污染具有隐蔽性,肉眼难以观测,只有通过对土壤样品的采样、分析和对比评价后才能发现其是否受到了重金属元素的污染。这种缓变型地球化学灾害[3]通过土壤-植物系统而进入人体食物链[4],最终对人体产生致癌、致畸、致病变等效应[3],显现出化学性污染的后果。

研究区位于中国第二大黄金产区——小秦岭金矿带西段山外的农业生产区,面积约300 km^2,是小麦、玉米等大宗农作物的主要种植区。历史上大多矿山企业采用混汞-浮选法[5-9]提金,分散在各乡镇村庄近百处家庭作坊采用小汞碾、小氰化、小浮选等“三小”提金活动,致使矿区环境污染十分严重[10],矿业污水灌溉、大气降尘、尾渣扬尘降雨淋溶等造成土壤垂向上Hg、Pb、Cd、Cu、Zn的污染深度亦十分严重[11],土壤污染导致小麦、玉米、蔬菜及水果中Hg、Pb、Cd污染明显[9,12]。由于不同重金属元素对农作物及人体健康的毒性不同[13],即使土壤中具有相同含量的Hg、Pb、Cd、Cr、As、Cu、Zn,它们对农作物及人体健康的危害也是有差别的。因此,研究土壤重金属元素污染的潜在生态环境风险,要比直接评价土壤重金属元素的超标倍数能更好地说明不同重金属元素的危害。在评价受污河流、土壤重金属元素的潜在生态危害时,Hakanson[13]的潜在生态危害指数法是较为流行的方法。目前,前人的研究主要集中在水土环境的重金属元素污染评价及其环境效应方面[6-12],尚无关于水土环境重金属元素污染潜在生态危害评价方面的报道,研究土壤重金属元素污染的潜在生态环境危害可进一步为土壤污染防治提供科学依据。

1　潜在生态危害评价方法

重金属元素是具有潜在危害的重要污染物,与其他污染物的不同之处在于它们对环境危害的持久性、生物地球化学的可循环性及潜在的生态危害[14]。瑞典科学家Hankinson的潜在生态危害指数法不仅可以反映某种特定环境中的单一重金属元素的影响,还反映了多种重金属元素的复合影响,并且用定量的方法划分出潜在生态危害的程度,因而被广泛应用于沉积物及土壤重金属元素的污染评价中[14-20]。

Hakanson潜在生态危害指数(RI)不仅考虑了重金属元素的污染程度,还考虑了不同的重金属元素对生物的毒性程度,因而比单纯采用重金属元素污染程度能更好地反映重金属元素的潜在危害。Hakanson将单一的重金属元素潜在生态环境危害指数(E_r^i)定义为重金属元素的污染程度(C_f^i)与重金属元素的毒性系数(T_r^i)的乘积,即 $E_r^i = C_f^i \times T_r^i$。多种重金属元素潜在生态危害指数(RI)是各单一重金属元素的潜在生态环境危害指数(E_r^i)之和,即 $RI = \sum_{i=1}^{n} E_r^i$。

潜在生态危害指数(RI)受下列因素的控制和影响:生态危害指数、重金属元素的毒性水平、重金属元素的种类及敏感性条件。

(1)生态危害指数:潜在生态危害指数值(E_r^i)随土壤重金属元素污染程度(C_f^i)的加重而增大,即:

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i \qquad (1)$$

式中,C_s^i为土壤中重金属元素浓度的实测值,C_n^i为评价土壤重金属元素污染的参比值。

Hakanson采用工业化以前未受污染的背景值作为参比值,但如今几乎很难找到不受污染的土壤。本文采用与研究区土壤环境地球化学背景相似的西邻地区基本未受工矿活动影响的农田土壤中重金属元素的含量均值作为评价参比值(表1)。

表1显示,邻区的土壤重金属元素含量随深度增加而呈现下降的趋势,说明表土(0~20 cm)中较高含量的重金属元素并不是成土作用形成的。在同地点不同深度的土壤中,Cr、As、Cu、Zn的含量几乎没有变化,Hg、Pb、Cd的含量明显低于土壤环境质量二级标准的限值[21]而高于陕西关中塿土背景值(1978年)[22]。20~40 cm、40~60 cm土壤中,Hg与关中背景值含量基本相同,Pb、As略高,而Cd、Cr、Cu、Zn略低于关中的背景值。表明Hg、Pb、Cd的较高含量可能源于农业生产活动中的矿物肥料、农药、杀虫剂等,以及受区域大气降尘的影响。本文以邻区表层土壤(0~20 cm)重金属元素的含量均值作为研究矿区土壤重金属污染程度的参比值,就可以排除研究区相同面源污染因素(如农药、化肥的使用)的影响,高出的含量可以认为是矿业活动叠加影响的结果。

(2)重金属元素的毒性水平:Hakanson认为毒性高的重金属元素比毒性低的重金属元素对RI的贡献大,反映了农作物对土壤中重金属元素的响应。

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

表1 研究区农田土壤重金属元素污染评价的标准

Table 1 Evaluating standards of heavy metal contamination in farmland soils

元 素	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Zn
邻区(0~20cm)土壤参比值/mg·kg^{-1}	0.13	32.57	0.17	45.83	15.53	20.70	63.97
邻区(20~40cm)土壤均值/mg·kg^{-1}	0.07	22.33	0.08	49.90	14.37	19.37	60.00
邻区(40~60cm)土壤均值/mg·kg^{-1}	0.08	20.33	0.06	43.30	16.13	19.03	62.27
陕西关中塿土背景值/mg·kg^{-1}	0.086	16.3	0.118	65.7	12.7	23.5	65.8
土壤环境质量二级标准限值/mg·kg^{-1}(1)	1.0	350	0.6	250	25	100	300

注:(1)研究区位于金矿开采的山地区外的农业区,土壤pH范围为7~8.5,故采用国家土壤环境二级标准

Hakanson认为重金属元素的潜在毒性水平与其在生态环境中的丰度值成反比。这样就可以利用不同的重金属元素对农作物潜在的毒性能力,间接说明土壤中重金属元素的含量相同,其潜在危害是不同的。Hakanson的重金属元素毒性系数(T_r^i)见表2[14-16]。

(3)重金属元素的种类:受多种重金属元素污染的土壤中RI值应高于受少数几种重金属元素污染的RI值,即

$$RI=\sum_{i=1}^{n}E_r^i \qquad (2)$$

(4)敏感性条件:对重金属元素污染较敏感的区域土壤应有较高的RI值。

综上所述,土壤中多种重金属元素的综合污染指数RI的计算公式为:

$$RI=\sum_{i=1}^{n}E_r^i=\sum_{i=1}^{n}T_r^iC_r^i=\sum_{i=1}^{n}T_r^i\cdot C_s^i/C_n^i \qquad (3)$$

潜在生态危害系数(E_r^i)、潜在生态危害指数(RI)与污染程度[15,17]的关系见表3。

2 样品采集与测试

在300 km^{2}的农业生产区范围内,采集耕作层(0~20 cm)土壤样品133件。样品布设以查明农田土壤重金属元素污染现状为目的,原则上按1个样/km^{2}的网格布点,在矿业活动较少的西北角样品放稀至1个样/4 km^2。每个采样点以一点为中心采样,在周围50 m的范围内采集3处子样,通过混合、四分法,保留样重1 kg。在室温下自然风干,木棒碾碎,过60目筛。野外采用GPS定位,用表格法记录采样地点的土壤物理性状及周边环境的污染源情况。实验室用高铝钵研磨,过200目筛,供分析测试。Cd、Cu、Pb、Cr、Zn采用原子吸收分光光度计测定,Hg、As用原子荧光法测定。测试单位由具有国家计量认证和由国家试验测试认可委员会认可的西安地质矿产研究所实验测试中心完成。

表2 重金属元素的毒性响应系数

Table 2 Toxic response factor of heavy metals

重金属元素	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Zn
毒性响应系数	40	5	30	2	10	5	1

3 结果与讨论

研究区133件土壤样品的重金属元素的含量范围、均值、众数、标准偏差等特征参数见表4。

表4显示,研究区土壤重金属元素含量高出邻区参比值的元素从大到小依次排序为Hg>Pb>Cd>Cu>Zn,即金矿区土壤污染最明显的是Hg,其次是Pb、Cd、Cu,而Cr、As几乎未污染。就土壤中平均含量而言,Hg、Pb、Cd、Cu、Zn元素受到了矿业活动的累积污染。

土壤中各重金属元素含量的相关性分析显示(表5),土壤中的Hg、Pb、Cu三者在0.01水平上极相

表3 E_r^i、RI与污染程度的关系

Table 3 Relationship of E_r^i, *RI* and pollution level

潜在生态危害系数	污染程度	潜在生态危害指数	污染等级
$E_r^i<40$	轻微的生态危害	$RI<150$	轻微的生态危害
$40\leqslant E_r^i<80$	中等的生态危害	$150\leqslant RI<300$	中等的生态危害
$80\leqslant E_r^i<160$	强的生态危害	$300\leqslant RI<600$	强的生态危害
$160\leqslant E_r^i<320$	很强的生态危害	$RI\geqslant 600$	很强的生态危害
$E_r^i\geqslant 320$	极强的生态危害		

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表4　研究区土壤重金属元素的含量及其主要特征值

Table 4　Heavy metals contents and their main eigenvalues in soils

元　素	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Zn
含量范围/mg·kg^{-1}	0.04~61.2	22~3470	0.00~45.2	31.5~69.8	3.15~35.7	31.0~600	46~781
均值/mg·kg^{-1}	2.75	216.93	0.55	44.72	14.04	54.13	118.06
众数/mg·kg^{-1}	0.40	32.00	0.20	42.40	15.30	30.00	65.00
标准偏差	7.17	487.83	3.91	6.64	4.30	71.18	85.26
含量极差/众数值	153	108	225	0.9	2.1	19.5	11.3
含量极差/均值	22.27	15.89	81.92	0.8	2.32	10.8	6.23
研究区均值/邻区参比值	21.15	6.66	3.24	0.98	0.90	2.61	1.85

关,Cd、Cr、As之间的关系不明显。

以邻区耕作层(0~20 cm)土壤的重金属元素含量作为参比值,对133件土壤样品进行单个重金属元素及多种重金属元素的潜在生态危害指数计算,其潜在生态危害指数和综合污染指数的主要特征值见表6。计算结果见图1。图1中,矩形框是箱图的主体,上中下3条线分别表示各重金属元素潜在生态危害评价结果的第75、50、25百分位数,小圆圈表示的是奇异值,即数值超过了第75百分位与第25百分位数值差的1.5倍。"☆"表示的是极值,即数值超过了第75百分位与第25百分位数值差的3倍。由图1可见,Hg、Pb、Cu与RI值呈偏态分布,代表极值与奇异值均分布在75百分位线的上方,箱体接近25百分位数,大量数据分布在低值区,极值和奇异值显示污染意义。Zn、Cr和As的分布比较规则,极值少,接近正态分布。

土壤中重金属元素综合潜在生态危害指数(RI)图显示,潜在生态危害很强、极强的土壤样品占全部样品的49.62%(图2)。Hg、Pb、Cd三种元素对土壤污染危害的贡献率之和达到了97.41%,仅Hg元素的贡献率就达到了84.37%(图3),可见Hg对农田土壤的潜在生态环境危害最为严重。潜在生态危害极强及很强的危害区面积占总面积的74.54%,仅极强的危害区面积就达126.40 km^2,占研究区面积的46.49%(图4)。

表5　研究区土壤重金属元素的相关关系

Table 5　Correlation of heavy metal contents in soils

元素	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Zn
Hg	1						
Pb	0.8546	1					
Cd	0.0182	0.0296	1				
Cr	0.2083	0.2492	0.1895	1			
As	-0.2751	-0.2711	0.1089	-0.2436	1		
Cu	0.7732	0.9654	0.0878	0.2620	-0.1839	1	
Zn	0.1824	0.2347	0.1022	-0.0588	0.0542	0.3294	1

分析单个重金属元素潜在生态危害程度等级及其均值(表7)发现,Cr、As、Zn三元素潜在生态危害系数全部小于40,对土壤生态环境的危害轻微;Hg、Pb、Cd在各等级危害中均有分布(表7)。土壤中,Hg的生态危害最大,强的、很强和极强危害的样品数占总数的88.73%,仅极强生态危害的土壤样品数就占

表6　土壤重金属元素潜在生态危害评价结果的主要特征值

Table 6　Potential ecological risk of heavy metals in soils and their main eigenvalues

元　素	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Zn	*RI*
潜在危害系数范围	12.31~18830.77	3.38~532.70	0~7976.47	1.37~3.05	2.03~22.99	3.14~144.93	0.72~12.21	37.91~19457.27
均值	845.16	33.30	97.36	1.95	9.04	13.07	1.85	1001.74
众数	123.08	4.91	35.29	1.85	9.85	7.25	1.02	174.92
标准偏差	2205.77	74.89	689.76	0.29	2.76	17.19	1.33	2397.86
含量极差/众数值	152.9	107.80	226.03	0.91	2.13	19.56	11.26	111.02
含量极差/均值	22.27	15.90	81.93	0.86	2.32	10.84	6.21	19.39

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

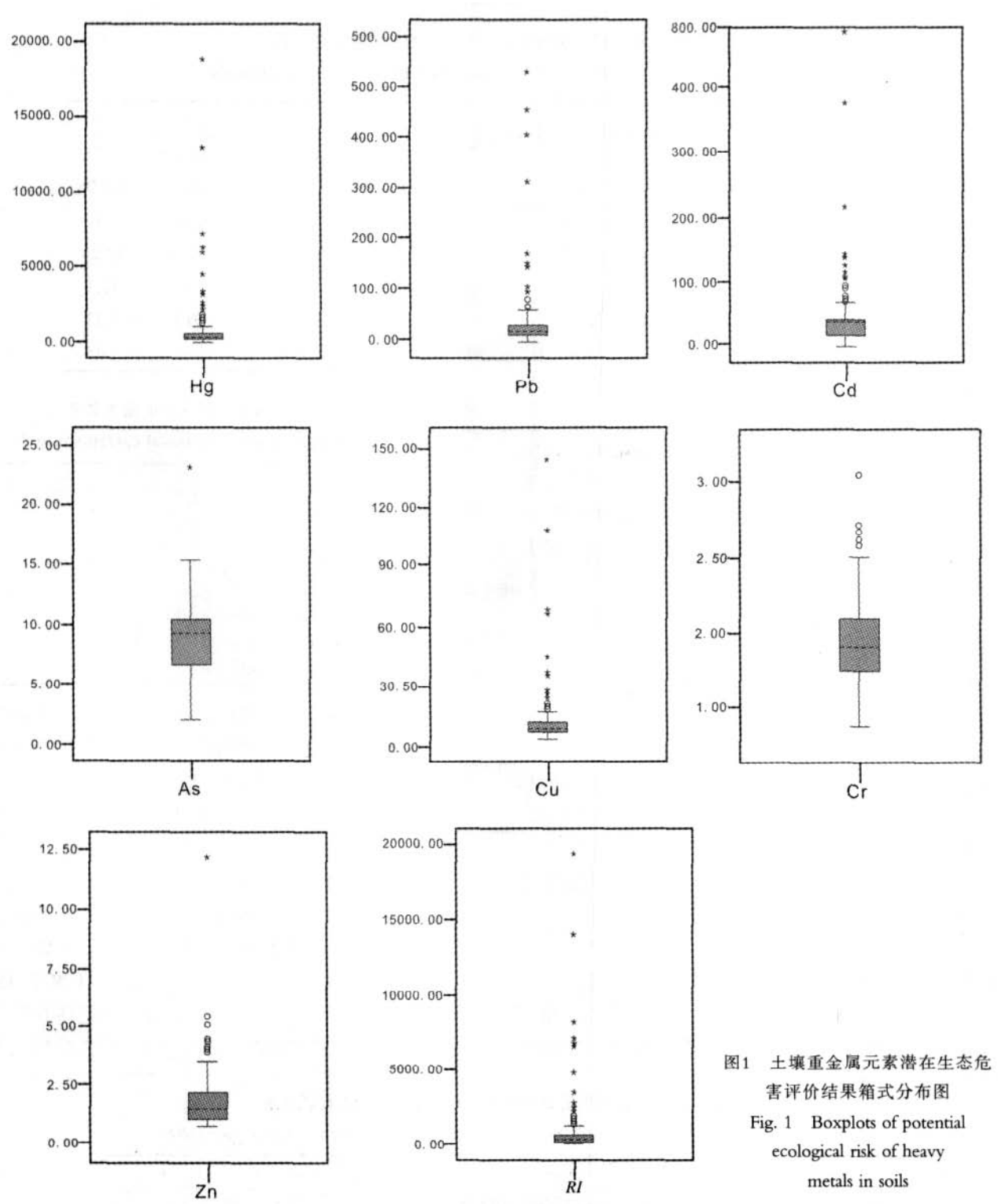


图1 土壤重金属元素潜在生态危害评价结果箱式分布图

Fig. 1 Boxplots of potential ecological risk of heavy metals in soils

总数的42.11%，其指数均值高达1807.80。Pb元素强的生态危害等级以上的土壤样品占总数的6.02%，Cd为9.77%，Cu为1.50%。可见就单元素而言，对农田土壤潜在生态环境危害最大的元素是Hg，其次是Cd、Pb，Cu危害较轻，Cr、As、Zn尚无危害，危害程度从大到小的排序为Hg>Cd>Pb>Cu>As>Cr>Zn。

图4显示，矿区土壤重金属元素潜在污染危害指数(RI)的空间分布规律性明显，B镇以东地区是土壤重金属元素污染危害很强分布的主要地区；A镇以东、B镇以西地区是强的危害分布区，呈南北带状

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

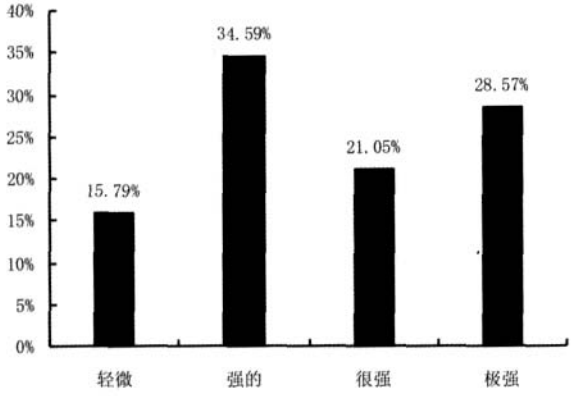


图2　土壤重金属元素综合潜在生态危害(*RI*)程度百分比

Fig. 2　Percentage of potential ecological risk (*RI*) of heavy metals in soils

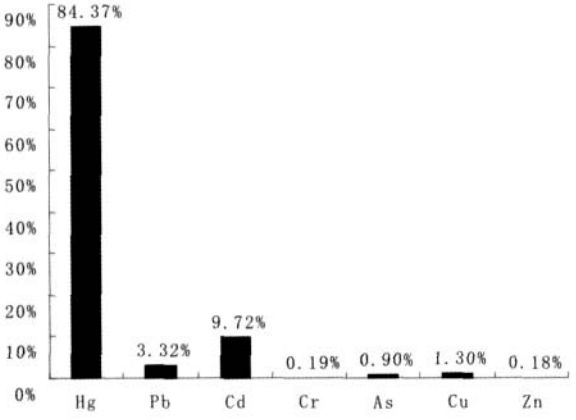


图3　不同重金属元素对潜在生态危害(*RI*)的贡献率

Fig. 3　Contribution rate of different heavy metals to potential ecological risk (*RI*)

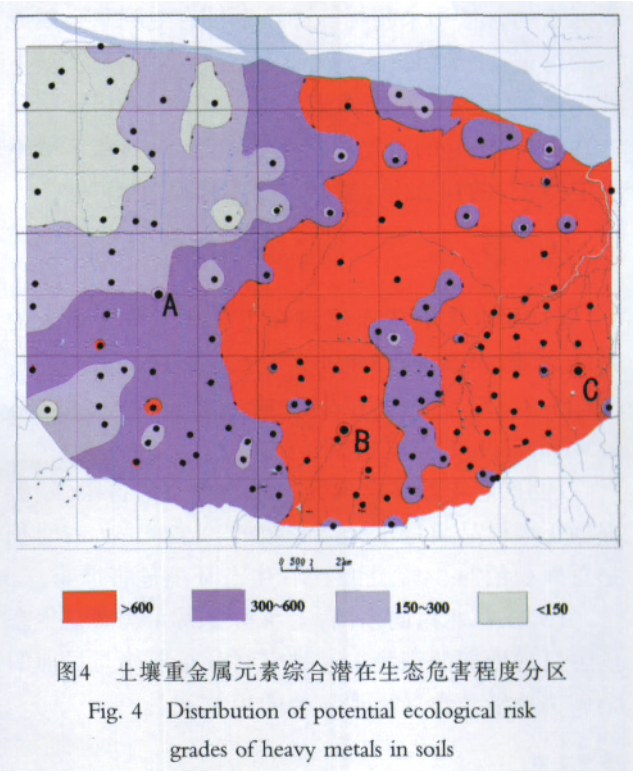


图4　土壤重金属元素综合潜在生态危害程度分区

Fig. 4　Distribution of potential ecological risk grades of heavy metals in soils

分布；研究区的西北角是土壤重金属元素污染危害轻微的地区。总体而言，从研究区西北角向东南，土壤重金属元素污染的潜在生态环境危害程度呈现递增的趋势，这种空间分布规律与目前金矿选冶活动的布局一致。

研究表明[12]，土壤重金属元素污染的潜在生态危害区内，小麦籽粒中Hg、Pb、Cd的含量均值分别是西北角土壤弱潜在生态危害区小麦籽粒含量均值的5.11、5.69和5.12倍，即Hg、Pb、Cd的元素含量显著高于未污染区(对照区)。依据国家食品卫生限量标准[23]，小麦籽粒中重金属元素的单项污染超标倍数[24]表明，土壤潜在生态危害区内15件小麦籽粒样品中Hg、Pb、Cd、Cu、Zn的超标率分别为86.67%、60%、33.33%、20%和6.67%，而土壤重金属元

表7　单个重金属元素的潜在生态危害(E_r^i)等级、均值及样本百分数

Table 7　Grades and means of potential ecological risk of heavy metals

元素	轻微		中等		强的		很强		极强	
	占总数/%	E_r^i 均值	占总数/%	E_r^i 均值	占总数/%	E_r^i 均值	占总数/%	E_r^i 均值	占总数/%	E_r^i 均值
Hg	6.02	24.62	5.26	61.10	26.32	128.70	20.30	223.70	42.11	1807.80
Pb	82.71	12.50	11.28	59.12	2.26	98.25	1.50	239.64	2.26	464.54
Cd	78.95	22.92	11.28	57.77	7.52	111.35	0.75	213.53	1.50	4174.41
Cr	100.00	1.95								
As	100.00	9.04								
Cu	96.24	10.19	2.26	60.15	1.50%	127.06				
Zn	100.00	1.85								

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

素弱生态环境危害区内的3件小麦样品中，7种重金属元素的含量均未超标，即小麦没有受到重金属元素的污染。土壤污染区内小白菜、油麦菜、青菜、萝卜叶中Hg均值含量高出弱生态危害区的8.38倍。污染区萝卜叶中Hg的平均超标倍数(46.2)是对照区萝卜叶中(3.25)的14.22倍，显然与土壤Hg污染有关[9]。

4 结 语

(1)研究区农田土壤潜在生态环境危害最大的是Hg元素，其次是Cd和Pb，Cu、Cr、As、Zn危害轻微。Hg、Pb、Cd对土壤潜在生态危害的贡献率之和达97.41%，仅Hg的贡献率就达84.37%。

(2)矿区土壤多金属元素潜在生态危害很强、极强的土壤样品数量占样品总数的49.62%，所占面积是总面积的74.54%，土壤潜在生态环境危害严重。

(3)从西北角向东南，土壤重金属元素潜在生态危害呈现增加的态势。这种空间分布规律与目前的金矿选冶活动布局呈现显著的相关关系。

参考文献：

[1]徐友宁,何芳,袁汉春,等.中国西北地区矿山环境地质问题调查与评价[M].北京：地质出版社,2006.

[2]徐友宁,何芳.西北地区矿山泥石流分布及特点[J].山地学报,2007,25(6):729- 736.

[3]陈明,冯流,周国华，等.缓变型地球化学灾害：特征、模型和应用[J].地质通报，2005，24(10/11)：916- 921.

[4]周永章,宋书巧,杨志军,等.河流沿岸土壤对上游矿山及矿山开发的环境地球化学响应——以广西刁江流域为例[J].地质通报，2005,24:(10/11)：945- 951.

[5]王云,魏复盛.土壤环境元素化学[M].北京：中国环境科学出版社，1995:14.

[6]张成渝,张鑫,常祖峰.小秦岭金矿带混汞提金法中的汞污染及对策研究[J].地质灾害与环境保护,1999,10(2):18- 22.

[7]戴前进,冯新斌.混汞法采金地区的汞污染研究进展[J].环境污染治理技术与设备,2004,5(7):14- 17.

[8]徐友宁,柯海玲,刘瑞萍,等.潼关金矿区农田土壤汞污染评价[J].黄金,2006,27(7)：47- 50.

[9]徐友宁,柯海玲,刘瑞萍,等.陕西潼关金矿区农田土壤汞污染的环境效应[J].地质通报,2006,(11)：1349- 1353.

[10]徐友宁,柯海玲,赵阿宁,等.小秦岭某金矿区农田土壤重金属污染评价[J].土壤通报,2007,38(4)：732- 736.

[11]徐友宁,张江华,陈社斌,等.小秦岭金矿区不同污染方式土壤垂向上重金属含量特征[J].农业环境科学学报，2008,27(1)：200- 206.

[12]徐友宁,刘瑞平,柯海玲,等.金矿区农田土壤重金属污染环境效应分析[J].中国地质,2007,34(4)：716- 722.

[13]Lars Hakanson. An ecological risk index for aquaic pollution control- A sedimento logical approach[J].Water Research,1980,14:975.

[14]蒋增杰,方建光,张继红,等.桑沟湾沉积物重金属含量分布及潜在生态危害评价[J].农业环境科学学报，2008,27(1)：301- 305.

[15]赵沁娜,徐启新,杨凯.潜在生态危害指数法在典型污染行业土壤污染评价中的应用[J].华东师范大学学报(自然科学版)，2005,(1)：111- 116.

[16]贾振邦,梁涛,林健枝,等.香港河流重金属污染及潜在生态危害研究[J].北京大学学报(自然科学版),1997,33(4)：485- 492.

[17]刘文新,栾兆坤,汤鸿霄.乐安江沉积物中重金属污染的潜在生态风险评价[J].生态学报,1999,19(2)：206- 210.

[18]张鑫,周涛发,袁峰,等.铜陵矿区水系沉积物中重金属污染及潜在生态危害评价[J].环境化学,2005,24(1):106- 107.

[19]廖国礼,王云海,吴超.铅锌矿产资源开发重金属污染风险评价[J].中国安全生产科学技术,2005,1(5):39- 43.

[20]易秀.西安市污灌区土壤中重金属潜在生态危害评价[J].干旱区资源与环境,2007,21(3)：118- 120.

[21]国家环境保护局.GB15618- 1995:土壤环境质量标准[S].1995：3- 4.

[22]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.

[23]中华人民共和国卫生部.食品卫生限量标准：GB15201- 94,GB14961- 94, GB2762- 94, GB14935- 94, GB4810- 94,GB15199- 94, GB13106- 91[S].

[24]中华人民共和国农业部.NY/T395- 2000:农田土壤环境质量监测技术规范[S].2002.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net