

网络出版时间:2013-07-18 16:03

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/61.1390.S.20130718.1603.025.html>

小峪河金矿区土壤、植被重金属污染研究

薛喜成, 陈 菲

(西安科技大学 地质与环境学院, 陕西 西安 710054)

【摘 要】 【目的】研究秦岭小峪河金矿区土壤、植物重金属污染状况, 以期为矿山污染环境的恢复治理提供参考。**【方法】**在小峪河的上游、中游、下游分别采集土壤样品和植物样品(艾草和碱草), 分析其 Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 5 种重金属含量及形态分布特征, 并采用潜在危害生态指数法对土壤重金属的生物有效性进行评价, 采用单项污染指数法和内梅罗污染综合指数法对植物重金属的污染状况进行评价。**【结果】**土壤中各重金属含量总体表现为下游>中游>上游, 其中 Cu、Pb、Zn、Cd 受矿山开发活动影响较大, 而 Cr 受影响较小。小峪河上游、中游、下游重金属污染程度分别为轻微污染、轻微污染、中等污染, 且主要污染物为 Cd、Cu、Zn。对土壤重金属形态与生物有效性分析可知, 5 种重金属的生物有效性为 $Cd > Pb > Cu \approx Zn > Cr$ 。在艾草和碱草中, Zn、Pb、Cu 含量均较高, 而 Cd 和 Cr 含量均较低, 且从小峪河上游到下游呈累积现象。相同植物对不同重金属吸收能力不同, 不同植物对相同重金属吸收能力也存在差异。艾草和碱草均受到了重金属的严重污染, 污染程度为 $Pb > Cd > Cr > Cu > Zn$, 其中 Pb 单项污染指数已达到 29.67~306.67, 是最主要的污染物。**【结论】**小峪河金矿区土壤、植被重金属污染严重, 亟需恢复治理。

【关键词】 小峪河金矿区; 重金属; Tessier 五步连续提取法; 形态分布; 生物有效性

【中图分类号】 X53

【文献标志码】 A

【文章编号】 1671-9387(2013)08-0141-08

Heavy metal pollution on soil and vegetation in Xiaoyu gold mining area

XUE Xi-Cheng, CHEN Fei

(College of Geology and Environment, Xi'an University of Science and Technology, Xi'an, Shaanxi 710054, China)

Abstract: 【Objective】 This research focused on heavy metal pollution on soil and vegetation in Qinling Xiaoyu gold mining area. **【Method】** Samples were collected from soil and vegetation (Wormwoods and Lyme grass) in Xiaoyu River from upstream to downstream to analyze the components and contents of Cu, Pb, Zn, Cd and Cr in soil and vegetation, and by taking potential ecological index the soil heavy metals biological effectiveness was evaluated. In addition, heavy metal pollution in vegetation was evaluated using the single pollution index method and integrated pollution index method. **【Result】** The concentrations heavy metals in soil was in a decreasing order of downstream>middle>upstream. Content of Cu, Pb, Zn and Cd were greatly influenced by mining activities where Cr was less influenced. The heavy metal pollution degrees of upstream, midstream, and downstream of Xiaoyu River slight, slight and moderate, respectively, and the main pollutants were Cd, Cu and Zn, respectively. The migration order of heavy metals was $Cd > Pb > Cu \approx Zn > Cr$. In Wormwoods and Lyme grass, Zn, Pb and Cu contents were high, Cr and Cd contents were low and the pollutants accumulated from upstream to downstream. The absorbing abilities of the same plant were different when absorbing different heavy metals, indicating it was difficult to absorb same metal

* [收稿日期] 2012-11-01

[基金项目] 陕西省自然科学基金项目(SJ08-ZT08-3); 西安科技大学博士研究基金项目(B2009-18)

[作者简介] 薛喜成(1958—), 男, 山西芮城人, 教授, 博士, 主要从事矿山环境研究。E-mail: xuexc331@163.com

[通信作者] 陈 菲(1988—), 女, 江苏海门人, 硕士, 主要从事矿山环境研究。E-mail: 475252113@qq.com

using different plants. Lyme grasses and Wormwoods both were badly polluted by heavy metals, and the degree of pollutants were in a decreasing order of $Pb > Cd > Cr > Cu > Zn$, among which Pb was the main pollutant with single pollution index of 29. 67—306. 67. 【Conclusion】 The soil and vegetation in Xiaoyu gold mining area were severely polluted.

Key words: Xiaoyu gold mining area; heavy metal; Tessier sequential extraction method; configuration analysis; biological effectiveness

随着工业化的发展,矿产资源在人类生产生活中的作用日益重要,已成为社会经济发展的重要基础,目前我国 95% 的能源和 80% 的原材料是依靠矿产资源来提供的^[1]。然而掠夺式的开采方式与环保意识的缺失,带来了环境污染、地质灾害、生态破坏等严重问题,其中矿冶活动是重金属污染的主要来源,多年来矿山重金属污染治理一直是国内外研究的热点和难点^[2-5]。在矿产资源开发过程中,废石尾砂、选矿废水、废气浮尘中的重金属元素成为了矿区环境的主要污染源,通过灌溉、大气降尘导致矿区土壤重金属污染^[6]。重金属污染对土壤的危害是不可逆的,一旦重金属元素进入土壤后很难通过自然过程从土壤环境中消失或者稀释,不但影响土壤生态系统的功能,而且可以通过进入土壤-植物-人类系统对人体健康产生风险^[7-8]。重金属元素以不同的地球化学形态存在于土壤中,其形态分布决定了其生物有效性。一般采用连续提取形态分析法来评估重金属元素生物直效性以反映重金属元素的迁移转化规律^[9-11]。

小峪河金矿区位于陕西省凤县境内,该县是全国著名的金属矿产资源大县之一,境内有 5 个国家有色金属规划矿区。由于特殊的地质条件,小峪河

流域金矿资源丰富,自上游至下游依次分布有庞家河金矿、小峪河金矿、三台山金矿等,多年的金矿开采与选矿活动,已在河流两侧形成采矿渣石堆 12 处、尾矿库 7 处,研究区土壤、植物存在较高的重金属污染风险。因此,探明小峪河金矿区矿业开采活动对周边土壤、植被的重金属污染情况十分必要。本试验以小峪河金矿开采区为研究对象,对其上游、中游、下游周边土壤及典型植物中重金属含量、分布特征进行分析,并对重金属的污染现状进行评价,阐明了各类重金属元素在矿区土壤-植物系统中的迁移转化规律,旨在为当地矿山环境保护及矿山环境修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集与预处理

根据金矿分布情况,分别在小峪河的上游、中游和下游选择 1 个采样区,系统采集采样区周边土壤、植物样品(图 1)。采用蛇形布点法采集土壤样品,每个采样区布设 8 个点,采样深度为 0~20 cm,将采集土样混合样并用四分法保留 1 kg,装入聚乙烯塑料样品袋中。在相应土壤采样区同步采集植物样本,选取当地的优势植物碱草、艾草为植物样品。

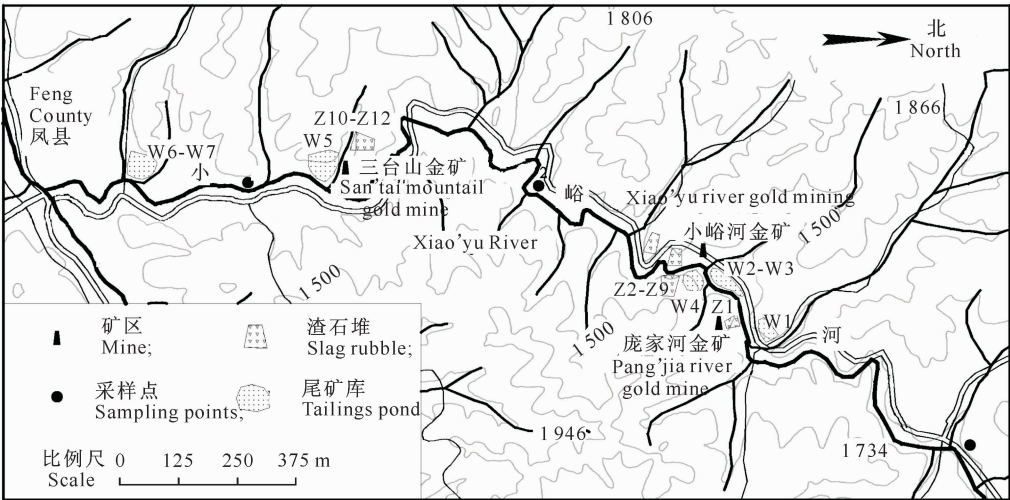


图 1 小峪河金矿区采样点分布图
Fig. 1 Map of sampling site of Xiaoyu gold mining area

将土壤样品自然风干后,去杂质并碾碎,用玛瑙研钵碾碎后过孔径0.147 mm的尼龙筛,105 ℃恒温烘干 24 h。植物样品洗净、切碎、自然风干后,105 ℃恒温箱中烘干 5 h,用植物粉碎机粉碎并通过孔径 0.147 mm 尼龙筛。

1.2 土样与植物重金属含量的测定

将土壤和植物样品经 HNO₃-HF(HNO₃ 与 HF 的体积比为 3 : 1)微波消解后^[12],Cu、Zn 含量依据 GB/T 17138—1997 测定,Pb、Cd 含量依据 GB/T/17140—1997 测定,Cr 含量依据 HJ 491—2009 测定。采用 Tessier 五步连续提取法分析样品中 5 种重金属形态^[13-14]。每个样品设 3 组平行试验,每组样品均做空白对照,相对误差控制在 5% 以内。

1.3 土壤重金属污染评价

1.3.1 土壤重金属污染现状评价 土壤重金属污染评价采用潜在危害生态指数法。该方法作为国际上土壤中重金属研究的先进方法之一,不仅考虑土壤重金属的含量,而且将重金属的生态效应、环境效

应与毒理学联系在一起,采用具有可比的、等价属性指数分级法进行评价。重金属综合潜在生态危害指数涉及到单项污染指数 C_f^i 、重金属毒性响应系数 T_r^i 以及单项潜在生态危害指数 E_r^i ,其计算公式如下:

$$C_f^i=C_s^i/C_n^i。$$
 (1)

式中: C_f^i 为土壤中重金属元素 i 相对于环境背景值的单项污染指数, C_s^i 为土壤中重金属元素 i 的实测值(mg/kg), C_n^i 为重金属元素 i 的背景参比值(mg/kg)。

$$E_r^i=T_r^i\cdot C_f^i。$$
 (2)

式中: E_r^i 为土壤中重金属元素 i 的单项潜在生态危害指数; T_r^i 为重金属元素 i 的毒性响应系数(表 1),其反映了重金属的毒性水平以及生物对重金属污染的敏感程度。

土壤中多种重金属的综合潜在生态危害指数 RI 的计算公式为:

$$RI=\sum_{i=1}^nE_r^i=\sum_{i=1}^nT_r^i\cdot C_f^i=\sum_{i=1}^nT_r^i\cdot C_s^i/C_n^i。$$
 (3)

E_r^i 和 RI 的分级标准见表 2。

表 1 不同重金属元素的毒性响应系数

Table 1 Toxic response factor of different heavy metals

重金属元素 Heavy metals	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr
毒性响应系数 Toxic response factor	5	1	5	30	2

表 2 单项和综合潜在生态危害指数的分级标准

Table 2 Classification standard of individual and comprehensive potential ecological harm index

单项潜在生态危害指数 Single potential ecological risk index	生态危害程度 Ecological hazards	综合潜在生态危害指数 Synthesis of potential risk index	生态危害程度 Ecological hazards
$E_r^i<40$	轻微 Potential	$RI<150$	轻微 Potential
$40\leq E_r^i<80$	中等 Middle	$150\leq RI<300$	中等 Middle
$80\leq E_r^i<160$	强 High	$300\leq RI<600$	强 High
$160\leq E_r^i<320$	很强 Strong	$RI\geq 600$	很强 Strong
$E_r^i\geq 320$	极强 Serious		

1.3.2 土壤重金属形态及生物有效性分析 由于重金属元素在环境中以有不同形态存在,且各个形态在环境中的活性和生态毒性差异巨大,故仅用土壤中的重金属含量来评价土壤质量是不准确的。因此,有必要对土壤重金属元素形态及生物有效性进行分析。本研究采用 Tessier 五步连续提取法^[13]对土壤中 Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 各个形态含量进行了分析。采用 Tessier 五步连续提取法可将重金属元素形态分为可交换态(T_1)、碳酸盐结合态(T_2)、铁锰氧化物结合态(T_3)、有机结合态(T_4)和残渣态(T_5),其中可交换态重金属最易被生物吸收;碳酸盐结合态重金属对水环境 pH 值变化最为敏感,容易重新释放进入水相;铁锰氧化物结合态重金属在还原和酸性条件下能够被活化;有机结合态重金属

相对较为稳定,不易被生物所吸收;残渣态重金属所占比例越高,其对应元素对外界环境介质的影响越小^[15]。根据重金属元素的形态,可将重金属的生物有效性分为可利用态、中等利用态和难利用态 3 类,分别可用生物活性系数 K_1 、 K_2 、 K_3 表示,其计算公式为:

$$K_1=\frac{T_1+T_2}{T_1+T_2+T_3+T_4+T_5},$$
 (4)

$$K_2=\frac{T_3+T_4}{T_1+T_2+T_3+T_4+T_5},$$
 (5)

$$K_3=\frac{T_5}{T_1+T_2+T_3+T_4+T_5},$$
 (6)

1.4 植物重金属污染评价

植物重金属污染评价采用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法进行。单项污染指数法是根

据植物样品中各个重金属含量与其相应农业分类标准的比值,确定植物重金属污染现状,计算公式为:

$$P_i=C_i/S_i。$$
 (7)

式中: P_i 为植物样品中重金属元素 i 的单项污染指数, C_i 为植物样品中重金属元素 i 含量的实测值(mg/kg), S_i 为植物样品中重金属元素 i 的评价标准值(mg/kg)。当 $P_i\leqslant 1$ 时,表示植物未受污染; $P_i>1$ 时,表示植物受到污染,且 P_i 值越大,重金属元素对植物的污染越严重。对人类可食用的艾草及家畜可食的羊草进行重金属污染评价时,以食品中污染物限量标准 GB 2762—2005(表 3)作为评价标准值。

为了全面反映各重金属元素对植物的不同作用,突出高含量重金属元素对植物的影响,采用内梅罗综合污染指数法进行综合评价。该方法含有评价

参数最大的单项污染指数,其突出了单项污染指数最大污染物对植物的影响,克服了平均值法各个污染物平均分担的缺陷,是当前国内外最常用的进行综合污染指数计算的方法之一^[15]。内梅罗综合污染指数法的计算公式为:

$$P=\sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\max}+\left(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^n\frac{C_i}{S_i}\right)}{2}}。$$
 (8)

式中: P 为内梅罗综合污染指数, $\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\max}$ 为污染物所有单项污染指数中的最大值, $\frac{1}{n}\sum_{i=1}^n\frac{C_i}{S_i}$ 为污染物所有单项污染指数的平均值。 P 的分级标准参考评价农作物重金属污染的综合污染指数分级标准进行(表 4)。

表 3 食品中重金属污染物的标准限值

Table 3 Maximum levels of heavy metal contaminants in foods					mg/kg
检测项 Detections	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr
标准限值 Standard limits	10	50	0.3	0.05	0.5

表 4 评价农作物重金属污染综合污染指数的分级标准

等级划分 Classification	综合污染指数 Integrated pollution index	污染程度 Pollution level
1	$P\leqslant 1$	未污染 Uncontaminated
2	$1<P\leqslant 2$	轻微 Light
3	$2<P\leqslant 3$	中等 Middle
4	$P>3$	严重 Heavy

2 结果与分析

2.1 小峪河金矿区土壤重金属含量分析

由表 5 可知,研究区土壤中 Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 含量分别为 32.12~330.13, 46.33~239.73, 79.37~735.63, 0.00~0.38, 51.90~86.00 mg/kg;平均含量依次为 151.53,149.69,387.93, 0.19,69.38 mg/kg;变异系数分别为 1.04,0.65, 0.85,1.00,0.25;重金属平均含量分别是陕西土壤

中对应重金属背景值的 7.08,6.99,5.59,2.02, 1.14 倍。小峪河金矿区土壤重金属元素含量呈现累积现象,重金属含量表现为下游>中游>上游,其中中游和下游 Cu、Pb、Zn 含量较高,且明显超出陕西省土壤中对对应重金属背景值,在上游未检出 Cd。Cu、Pb、Zn、Cd 变异系数较大,说明其含量受矿山开发活动影响较大;Cr 的变异系数较小,说明其主要来源于自然环境,受矿山开发活动影响较小。

表 5 小峪河金矿区土壤重金属的含量

采样区 Sampling area	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr
上游/(mg·kg ⁻¹) Upstream	32.12	46.33	79.37	—	51.90
中游/(mg·kg ⁻¹) Midstream	92.33	163.00	348.80	0.19	70.23
下游/(mg·kg ⁻¹) Downstream	330.13	239.73	735.63	0.38	86.00
平均值/(mg·kg ⁻¹) Average value	151.53	149.69	387.93	0.19	69.38
标准差/(mg·kg ⁻¹) Standard deviation	157.58	97.38	329.88	0.19	17.07
变异系数 Coefficient of variation	1.04	0.65	0.85	1.00	0.25
陕西土壤背景值/(mg·kg ⁻¹) Shaanxi soil background value	21.40	21.40	69.40	0.09	61.00
超标倍数 Times of ultra standard	7.08	6.99	5.59	2.02	1.14

注:“—”为未检出。
Note:“—” means not detected.

2.2 小峪河金矿区土壤重金属污染评价及生物有效性分析

2.2.1 土壤重金属污染现状评价 采用潜在生态危害指数法对土壤重金属污染程度进行评价,结果(表 6)显示,小峪河金矿区上、中、下游土壤重金属综合潜在生态危害指数分别为 17. 05,116. 24,264. 40,土壤中 Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 的单项潜在生态

危害指数分别为 7. 50~77. 13,2. 16~11. 20,5. 71~52. 99,0~120. 31,1. 66~2. 75。研究区上、中、下游 3 个采样区土壤综合潜在生态危害程度分别为轻微生态危害、轻微生态危害和中等生态危害;各重金属元素单项潜在生态危害指数由大到小排序为 Cd>Cu>Zn>Pb>Cr,且 Cd 属于中等危害程度,主要污染物为 Cd、Cu、Zn。

表 6 基于潜在生态危害指数的小峪河金矿区重金属污染评价结果

采样区域 Sample area	单项潜在生态危害单项指数 Single potential ecological risk index					综合潜在生态危害指数 Synthesis of potential risk index	生态危害程度 Ecological hazards
	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr		
上游 Upstream	7. 50	2. 16	5. 71	—	1. 66	17. 05	轻微 Potential
中游 Midstream	21. 57	7. 61	25. 13	59. 68	2. 24	116. 24	轻微 Potential
下游 Downstream	77. 13	11. 20	52. 99	120. 31	2. 75	264. 40	中等 Middle
平均值 Average value	35. 40	7. 00	27. 95	60. 00	2. 22	132. 57	

2.2.2 土壤重金属形态及生物有效性分析 本研究采用 Tessier 五步连续提取法对土壤中 Cu、Pb、

Zn、Cd、Cr 各个形态进行了分析,结果见表 7。

表 7 小峪河金矿区不同土壤重金属各形态所占比例

Table 7 Distribution of heavy metals in soil in Xiaoyu gold mining area						%
重金属形态 Heavy metal forms	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	
可交换态(T ₁) Exchangeable (T ₁)	17. 55	18. 37	26. 10	49. 28	2. 65	
碳酸结合态(T ₂) Bound to carbonates (T ₂)	5. 96	8. 31	5. 63	19. 74	5. 94	
铁锰氧化物结合态(T ₃) Bound to Fe-Mn oxides (T ₃)	6. 28	40. 18	12. 02	11. 00	8. 06	
有机结合态(T ₄) Bound to organic matter (T ₄)	26. 64	3. 26	8. 46	10. 75	19. 14	
残渣态(T ₅) Residual (T ₅)	43. 57	29. 89	47. 80	9. 23	64. 20	

由表 7 可知,Cu 主要以有机结合态和残渣态存在,各形态分配顺序为 T₅>T₄>T₁>T₃>T₂;Pb 主要以铁锰氧化物结合态存在,各形态分配顺序为 T₃>T₅>T₁>T₂>T₄;Zn 主要以可交换态和残渣态存在,各形态分配顺序为 T₅>T₁>T₃>T₄>T₂;Cd 主要以可交换态存在,各形态分配顺序为 T₁>T₂>T₃、T₄、T₅;Cr 主要以残渣态存在,各形态分配顺序 T₅>T₄>T₃>T₂>T₁。

由表 8 可知,Cu 和 Zn 的生物活性系数变化规

律基本相似,均表现为 K₃>K₁>K₂,说明其不易被外界生物重新利用;Pb 的生物活性系数表现为 K₂>K₁>K₃,说明土壤中 Pb 在受到外界环境变化时易再次释放到外界环境介质中,对环境造成污染;Cd 的生物活性系数 K₁ 明显大于 K₂ 和 K₃,说明在外界环境变化时 Cd 容易重新进入到环境介质中,造成二次污染;Cr 的生物活性系数 K₃ 最大,说明其最稳定,受外界环境影响最小,不易被生物重新利用。

表 8 小峪河金矿区土壤重金属的生物有效性分布

Table 8 Distribution of heavy metal bioavailability in soil in Xiaoyu gold mining area					
生物活性系数 Biological activity coefficient	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr
K ₁	0. 235	0. 267	0. 317	0. 599	0. 085
K ₂	0. 200	0. 470	0. 191	0. 309	0. 192
K ₃	0. 565	0. 263	0. 492	0. 092	0. 723

2.3 小峪河植物重金属含量分析

2.3.1 重金属含量 为了进一步探索土壤对植物的重金属污染影响,采集了当地优势植物碱草和艾草,并对其重金属含量进行了测定,结果(图 2)显示,小峪河金矿区植物中的重金属含量差异较大,其中 Zn、Pb、Cu 含量普遍较高,Cr 和 Cd 含量相对较

低;上游植物重金属含量较低,中游和下游植物重金属含量则明显增加,重金属含量变化总趋势为下游>中游>上游。同种植物中不同重金属含量差异明显,其中 Zn、Pb、Cu 含量较高,Cr 和 Cd 含量较低;不同植物中同种重金属含量有差异,例如碱草中 Pb 含量大于艾草,艾草中 Zn 含量大于碱草

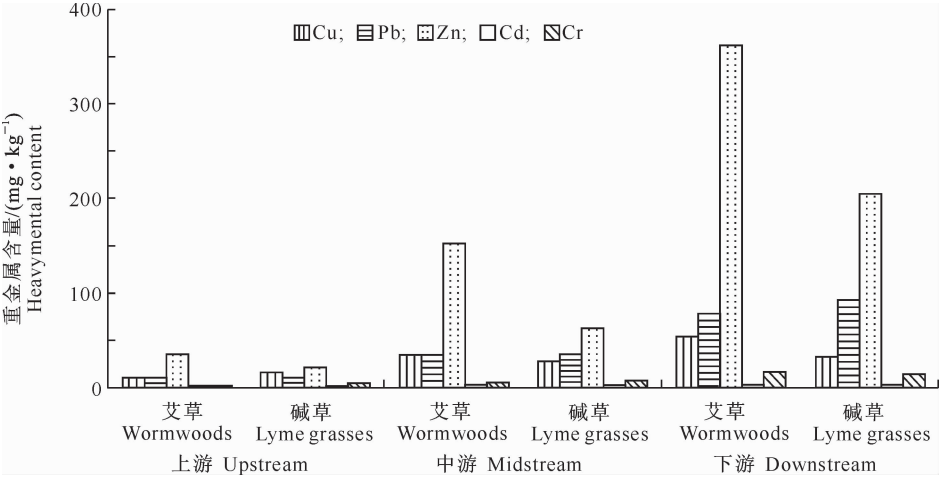


图 2 小峪河金矿区植物重金属含量的比较

Fig. 2 Contents of heavy metals in plants of Xiaoyu gold mining area

2.3.2 重金属富集系数 富集系数(Enrichment Coefficient, EC)是植物体内的重金属含量与相应的土壤重金属含量之比,它表示植物对土壤重金属吸收能力的强弱。计算获得的艾草、碱草的重金属富集系数见表 9。从表 9 可以看出,相同植物对不同重金属吸收能力存在差异,由重金属富集系数平均值可知,艾草吸收重金属的能力依次为 Cd>Zn>Cu>Pb>Cr,碱草吸收重金属能力依次为 Cd>

Cu>Pb>Zn>Cr。不同植物对相同重金属吸收能力存在差异,艾草、碱草对 Cd 的吸收能力较强,其次为 Cu、Pb、Zn,对 Cr 的吸收能力较低,碱草对 Pb、Cu 的吸收能力高于艾草,但对 Zn、Cd 的吸收能力小于艾草。小峪河金矿区不同采样区植物对重金属吸收能力不同,艾草和碱草对 Pb、Cr 的吸收能力基本表现为下游>中游>上游。艾草和碱草中 Cd 的富集系数均大于 1,可以作为 Cd 的超积累植物。

表 9 小峪河金矿区植物重金属的富集系数

Table 9 Heavy metal enrichment coefficients in plants in Xiaoyu gold mining area

重金属 Heavy Mental	上游 Upstream		中游 Midstream		下游 Downstream		平均 Average value	
	艾草 Wormwoods	碱草 Lyme grasses	艾草 Wormwoods	碱草 Lyme grasses	艾草 Wormwoods	碱草 Lyme grasses	艾草 Wormwoods	碱草 Lyme grasses
Cu	0.311	0.467	0.379	0.298	0.167	0.098	0.286	0.288
Pb	0.192	0.220	0.206	0.213	0.325	0.384	0.241	0.272
Zn	0.441	0.252	0.437	0.179	0.493	0.279	0.457	0.237
Cd	1.750	1.500	12.032	12.032	6.631	5.968	6.804	6.500
Cr	0.067	0.096	0.071	0.107	0.174	0.145	0.104	0.116

2.4 小峪河金矿区植物重金属污染现状评价

分别采用单因子污染指数法和内梅罗综合污染

指数法对植物重金属污染现状进行了评价,结果见表 10。

表 10 小峪河金矿区植物重金属污染现状评价结果

Table 10 Assessment of heavy mental pollution in plants in Xiaoyu gold mining area

采样区域 Sample area	植物 Vegetation	单项污染指数 Single pollution index					内梅罗综合污染指数 Integrated pollution index	污染程度 Pollution level
		Cu	Pb	Zn	Cd	Cr		
上游 Upstream	艾草 Wormwoods	1.00	29.67	0.70	35.00	7.00	26.8	严重 Heavy
	碱草 Lyme grasses	1.50	34.00	0.40	30.00	10.00	26.3	严重 Heavy
中游 Midstream	艾草 Wormwoods	3.50	111.67	3.05	45.00	10.00	82.7	严重 Heavy
	碱草 Lyme grasses	2.75	115.67	1.25	45.00	15.00	85.6	严重 Heavy
下游 Downstream	艾草 Wormwoods	5.50	260.00	7.25	50.00	30.00	190.5	严重 Heavy
	碱草 Lyme grasses	3.25	306.67	4.11	45.00	25.00	223.5	严重 Heavy

单项污染指数(表 10)显示,在艾草和碱草 2 类植物中,主要污染物为 Pb,其次为 Cd、Cr、Cu、Zn;对

比艾草和碱草的同一种重金属的单项污染指数,可见艾草的 Cu、Zn、Cd 污染程度总体大于碱草,碱草

的 Pb、Cr 污染程度总体大于艾草。内梅罗综合污染指数(表 10)显示,小峪河金矿区艾草和碱草重金属污染严重,且污染程度为下游>中游>上游;碱草吸收重金属能力大于艾草,故碱草污染程度总体大于艾草。综合分析认为,小峪河金矿区矿产资源开发目前已造成植物重金属含量严重超标,尤其是 Pb 污染严重,艾草、碱草已不能食用。

3 结 论

1)小峪河金矿区土壤重金属含量测定结果表明,土壤中 Cu、Pb、Zn、Cd 和 Cr 平均含量分别为 151.53,149.69,387.93,0.19,69.38 mg/kg,均明显高于陕西土壤中对重金属背景值。土壤重金属含量均表现为下游>中游>上游,Cu、Pb、Zn、Cd 变异系数较大,说明这种重金属含量变化受矿山开发活动影响较大;Cr 的变异系数较小,说明其主要来源于自然环境。

2)采用潜在生态危害指数法对土壤重金属污染程度进行了评价,结果显示,在小峪河金矿区上游、中游和下游,重金属污染程度分别为轻微污染、轻微污染、中等污染,且主要污染物为 Cd、Cu、Zn。

3)采用 Tessier 五步连续提取法对土壤重金属形态进行了分析,结果表明,Cu 主要存在形式为有机结合态和残渣态,Pb 主要存在形式为铁锰氧化物结合态,Zn 主要存在形式为可交换态和残渣态,Cd 主要存在形式为可交换态,Cr 主要存在形式为残渣态;计算不同重金属的生物活性系数可知,生物有效性由高到低为顺序 $Cd > Pb > Cu \approx Zn > Cr$ 。

4)在艾草和碱草 2 类植物中,Zn、Pb、Cu 含量较大,Cr、Cd 含量较小,且从矿区上游、中游至下游呈积累现象,即下游>中游>上游;同一植物对不同重金属吸收能力存在差异,艾草吸收重金属能力依次为 $Cd > Zn > Cu > Pb > Cr$,碱草吸收重金属能力依次为 $Cd > Cu > Pb > Zn > Cr$;不同植物对相同重金属吸收能力存在差异,碱草对 Pb、Cu 的吸收能力大于艾草,但对 Cd、Zn 的吸收能力小于艾草,艾草和碱草可以作为 Cd 的超积累植物用作矿区生态恢复。

5)植物重金属污染评价结果表明,在小峪河金矿区艾草、碱草均已受到重金属严重污染,污染程度为 $Pb > Cd > Cr > Cu > Zn$,其中 Pb 单项污染指数达到 29.67~306.67,是植物体内主要污染物,矿区环境急需恢复与治理。

[参考文献]

- [1] 刘敬勇,常向阳,徐湘林.矿产开发过程中重金属污染研究综述[J].矿产与地质,2006,20(6):645-650.
Liu J Y, Chang X Y, Xu X L. Review on heavy metal pollution in mine exploitation [J]. Mineral Resources and Geology, 2006, 20(6): 645-650. (in Chinese)
- [2] 仇荣量,仇浩,雷梅,等.矿山及周边地区多金属污染土壤修复研究进展[J].农业环境科学学报,2009,289(6):1085-1091.
Chou R L, Chou H, Lei M, et al. Advances in remediation of multi-metal contaminated soil in mine and surrounding area [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 289(6): 1085-1091. (in Chinese)
- [3] 钱建平,江文莹,牛云飞.矿山-河流系统中重金属污染的地球化学研究[J].矿物岩石地球化学通报,2010,29(1):74-82.
Qian J P, Jiang W Y, Niu Y F. Geochemistry of heavy metal pollution in mine-river system [J]. Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry, 2010, 29(1): 74-82. (in Chinese)
- [4] Dudka S, Adriano D C. Environment impacts of metal on mining and processing: A review [J]. Journal of Environment Quality, 1997, 26: 590-602.
- [5] Shatyck W, Weiss D, Appleby P G, et al. History of atmospheric lead deposition since 12,370 ¹⁴C yr BP from a peat bog, Jura Mountains, Switzerland [J]. Science, 1998, 281: 1635-1640.
- [6] 王显炜,徐友宁,杨敏,等.国内外矿山土壤重金属污染风险评价方法综述[J].中国矿业,2009,18(10):54-56.
Wang X W, Xu Y N, Yang M, et al. Overview of domestic and foreign mine soil heavy metal pollution risk evaluation method [J]. China Mining Magazine, 2009, 18(10): 54-56. (in Chinese)
- [7] 董霁红,卞正富,王贺封.矿山充填复垦场地重金属含量对比研究[J].中国矿业大学学报,2007,36(4):531-536.
Dong J H, Bian Z F, Wang H F. Comparison of heavy metal contents between different reclaimed soils and the control soil [J]. Journal of China University of Mining and Technology, 2007, 36(4): 531-536. (in Chinese)
- [8] 周启星,宋玉芳.污染土壤修复原理与方法[M].北京:科学出版社,2004:4-15.
Zhou Q X, Song Y F. Soil pollution restoration theory and method [M]. Beijing: Science Publishing House, 2004: 4-15. (in Chinese)
- [9] Adamo P, Denaix I, Temibile F, et al. Characterization of heavy metals in contaminated volcanic soils of the Solofrana river valley (southern Italy) [J]. Geoderma, 2003, 117: 347-366.
- [10] Qevauviler P. Operational defined extraction procedures for soil and sediment analysis: I. Standardization [J]. Trends in Analytical Chemistry, 1998, 17(5): 289-298.
- [11] 李小虎,汤中立,初凤友.大型金属矿山不同环境介质中重金属元素化学形态分布特征[J].地质科技情报,2008,27(4): 95-100.
Li X H, Tang Z L, Chu F Y. Chemical forms of heavy metals in soil and sediments around Jinchuan and Baiyin mines, Gansu

Province [J]. Geological Science and Technology Information, 2008, 27(4): 95-100. (in Chinese)

[12] 王俊伟, 钱 蜀, 李海霞, 等. 微波消解-ICP-MS 测定土壤和水系沉积物中的重金属 [J]. 四川环境, 2010, 29(6): 40-43.
Wang J W, Qian S, Li H X, et al. Determination of heavy metal in soils and sediments by microwave-assisted digestion and inductively coupled plasma-mass spectrometry [J]. Sichuan Environment, 2010, 29(6): 40-43. (in Chinese)

[13] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. Analytical Chemistry, 1979, 51: 844-851.

[14] Lin Q, Zheng C R, Chen H M, et al. Transformation of cadmium species in *Rhizosphere* [J]. Acta Pedol Since, 1998, 35(4): 461-467.

[15] 杨磊磊, 卢文喜, 黄 鹤, 等. 改进内梅罗污染指数法和模糊综合法在水质评价中的应用 [J]. 水电能源科学, 2012, 30(6): 41-44.
Yang L L, Lu W X, Huang H, et al. The application of improved Nemerow pollution index method and fuzzy comprehensive method in water quality assessment [J]. Hydroelectric Energy, 2012, 30(6): 41-44. (in Chinese)

(上接第 140 页)

[30] 苏大学. 我国草地资源快速消失与保护对策 [C]//现代草业科学进展. 中国国际草业发展大会暨中国草原学会第六届代表大会论文集. 北京:《中国学术期刊》电子杂志社, 2002: 28-31.
Su D X. Rangeland resources decreases fast and its protection strategy in China [C]//Collected Works for the Modern Pratacultural Science Development. China international pratacultural conference development and the sixth congress of Chinese grassland society. Beijing: China Academic Electronic Journal Publish House, 2002: 28-31. (in Chinese)

[31] 李 柯, 何凡能, 张学珍. 基于 MODIS 数据网格化重建历史耕地空间分布的方法 [J]. 地理研究, 2011, 30(12): 2282-2288.
Li K, He F N, Zhang X Z. An approach to reconstructing spatial distribution of historical cropland with grid-boxes by utilizing MODIS land cover dataset [J]. Geographical Research, 2011, 30(12): 2282-2288. (in Chinese)