

# 北京市得田沟金矿和崎峰茶金矿周边土壤 重金属形态分析和潜在风险评价

陈 岩<sup>1</sup>, 季宏兵<sup>1,2\*</sup>, 朱先芳<sup>1</sup>, 黄兴星<sup>3</sup>, 乔敏敏<sup>1</sup>

(1.首都师范大学资源环境与旅游学院, 首都圈生态环境过程实验室, 北京 100048; 2.中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; 3.北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083)

**摘 要:**对密云水库上游已关闭的得田沟金矿和崎峰茶金矿周边土壤中重金属的总量和形态分布进行分析,并通过富集因子法和风险评价编码法(RAC)对其污染状况进行了评价。结果表明,除 As 和 Pb 外的重金属平均含量都高于北京市土壤背景值,重金属的空间分布具有一定的差异性。土壤中 Pb 的铁锰氧化物结合态占总量的 50%,其次为残渣态占 33%;Cu 的残渣态为 72%,其次有机结合态为 21%;Zn 和 Mn 均以铁锰氧化物结合态和残渣态为主,分别占总量的 93%和 87%,其他重金属元素则以残渣态为主要形态。大多数重金属含量和可提取态含量的最大值都出现在堆积过尾矿石处(Z8、Z9 和 Z10),污染程度较重。基于总量的富集因子结果表明,研究区内 Cr 有显著污染,Hg、Cu、Cd 和 Ni 为中度污染,其他元素轻微污染或无污染;基于形态的 RAC 表明该地区重金属元素具有较低的风险水平。

**关键词:**金矿;土壤;重金属;形态;风险评价编码(RAC)

**中图分类号:**X820.4   **文献标志码:**A   **文章编号:**1672-2043(2012)11-2142-10

## Fraction Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Soils Around the Gold Mine of Detiangou-Qifengcha, Beijing City, China

CHEN Yan<sup>1</sup>, JI Hong-bing<sup>1,2\*</sup>, ZHU Xian-fang<sup>1</sup>, HUANG Xing-xing<sup>3</sup>, QIAO Min-min<sup>1</sup>

(1.Laboratory of Metropolitan Eco-Environmental Processes, College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China; 2.State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 3.Civil & Environmental Engineering School, University of Sciences & Technology Beijing, Beijing 100083, China)

**Abstract:** Contents and species of heavy metals in the soils around the closed gold mines of Detiangou-Qifengcha in the upstream of Miyun Reservoir were determined to evaluate the level of contamination by the enrichment factor and risk assessment code(RAC). The results showed that the contents of all heavy metals(except of As and Pb) were higher than the background values of Beijing soils, and the spatial distributions of heavy metals were of some differences. Pb mainly existed in Fe-Mn oxides fraction, it accounted for more than 50% of total contents, and the residual form was 33% as followed. Cu was mostly presented in residual state and it was about 72%, and the second was organic matter fraction, it accounted for 21%. Zn and Mn were dominated by Fe-Mn oxides fraction and residual fraction, they accounted for more than 93% and 87%, respectively. However, other heavy metals were dominated by the residual states. The maximal total concentrations and extractable values of most heavy metals were found in around the stacked tailings, so the soils were suffered pollution from stacked tailings. The enrichment factors indicated that Cr was moderately severe pollution, Hg, Cu, Cd and Ni were moderate pollution, and other heavy metals were no pollution or minor pollution. RAC showed heavy metals in this area were lower risk.

**Keywords:** goldmine; soil; heavy metals; speciation; risk assessment code(RAC)

收稿日期:2012-02-20

基金项目:国家自然科学基金项目(41173113)

作者简介:陈 岩(1986—),女,河南省南阳人,硕士研究生,主要从事环境地球化学研究。E-mail: zuiaichiyu0914@126.com

\* 通信作者:季宏兵 E-mail: jih\_0000@126.com

矿产资源的开发推动了国民经济的发展,同时也对周围环境造成了污染。金属矿产资源的开采会导致矿石及围岩中的重金属元素以“三废”排放并污染矿区河流、大气及土壤等,进而通过水生系统、土壤-植物系统进入食物链,最终危害人类健康<sup>[1]</sup>。而且矿山关闭后的几十年甚至几百年,采矿废石和尾矿等固体废弃物的堆放和淋溶对环境生态系统的影响依然存在<sup>[2-3]</sup>。因此,矿山活动造成的环境污染已经引起了密切关注。

近年来国内外学者对不同金属矿区的重金属污染进行了大量研究<sup>[4-5]</sup>。在过去很长一段时间内,研究矿山重金属污染的生态效应都是用重金属元素总量的高低来衡量的,当物质形态被引入到环境领域后,只用总量分析重金属元素在环境中的活性、生物可利用性、毒性等生态环境效应是不确切的<sup>[6-7]</sup>。重金属进入到土壤后,以不同的化学形态存在于土壤中,各形态之间受土壤理化性质及环境因素的影响处于动态平衡之中,随着环境条件的变化而互相转化<sup>[8-9]</sup>。重金属元素的生物活性和毒性以及它们在生物体内、生态环境中的迁移转化过程与其在环境中存在的形态密切相关<sup>[10]</sup>。因此,对土壤中重金属元素含量的研究不仅要关注其总量,更要关注其形态分量,特别是有效态或者可交换态<sup>[7]</sup>。

密云水库是北京市唯一的地表水水源地,其水质的状况直接影响到北京市居民的饮水安全。密云水库上游矿产资源丰富,其中金属矿产包括金矿、铁矿、铜矿等。金属矿的开采会对土壤造成不同程度的污染,特别是金矿的开采会使得该地区的土壤受到重金属污染。本文以密云水库上游得田沟-崎峰茶金矿周边土壤为研究对象,分析了土壤中重金属含量水平和形态特征,并利用富集因子法和风险评价编码法(RAC)评价重金属污染状况,对研究重金属环境生物效应及其迁移转化规律具有重要意义,同时为矿区土壤中重金属的污染治理和修复以及水源地上游的环境保护提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

得田沟和崎峰茶金矿位于北京市怀柔区境内(现已关闭),密云水库主要支流白河上游。该矿床是华北地块北缘巨型EW向金矿带的组成部分,金矿以含金石英脉型为主,其次为蚀变岩型。金以自然金为主要赋存形式,其次为碲金矿、碲金银矿等碲化物,少部分

呈超显微分散态赋存于硫化物中<sup>[11]</sup>。金矿采选主要是混汞和氰化物法,尾砂中不仅含有汞和氰化物等剧毒物质,而且金矿本身含有铜、铅、锌、铬等重金属元素,在雨水冲刷下渗入地下会污染土壤和地下水。该地区虽然没有进行采选,但长期堆放大量的尾矿石则可能对土壤造成污染。

### 1.2 样品采集与分析测定

于2011年7月采集了北京市得田沟-崎峰茶金矿及尾矿石的周边土壤,共计23个表层土壤样品(Z1~Z23),采样深度为0~20 cm,所有采样点用GPS定位,如图1所示。采集后的土壤样品于55℃干燥直至恒重,将干燥后的土壤样品破碎,用四分法处理,取其中一份用研钵磨至过200目尼龙筛,最后将样品保存备用。

土壤中重金属总量根据国家地质实验测试中心标准Q/GD001—2002岩石、土壤、水系沉积物中微量元素密闭溶样-电感耦合等离子体发射光谱法(ICP-OES)测定。即称取样品0.0100 g于封闭溶样器内的Teflon内管中,加入1 mL HF(1.15 g·mL<sup>-1</sup>),0.5 mL HNO<sub>3</sub>(1.41 g·mL<sup>-1</sup>),于190℃保温24 h。然后取出Teflon内管,在电热板上于200℃蒸发至干。加入0.5 mL HNO<sub>3</sub>蒸发至干,此步骤重复一次。加入5 mL HNO<sub>3</sub>(8 mol·L<sup>-1</sup>),于130℃保温3 h,取出,冷却后用超纯水定容到50 mL,保存在冰箱中待测。用ICP-OES(Varian 720ES, USA)测定Cu、Zn、Cr、Mn、Ni、Ti、V、Pb和Cd。

取0.3000 g样品,加入10 mL王水(50%),于95℃水浴中2 h,在此期间振荡4次,定容到50 mL。移取25 mL,加入5 mL HCl(1.19 g·mL<sup>-1</sup>)和5 mL 硫脲(0.05 g·mL<sup>-1</sup>),定容到50 mL容量瓶,放置30 min待测。用原子荧光光谱(AFS-920,北京吉天)测As和Hg。

金属形态的提取采用改进的Tessier五步连续萃取法<sup>[12]</sup>,其形态分为离子交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化结合态、有机结合态和残渣态,用ICP-OES(Varian 720ES, USA)测定各提取液中的金属含量。取一定量风干土壤,用1.6%(V/V)盐酸除去无机碳,然后经烘箱60℃烘干后带有固体模块的Liqui TOC仪(Elementar, Germany)测定土壤总有机碳含量<sup>[13]</sup>。称取5 g土壤样品,加入25 mL 1 mol·L<sup>-1</sup>的KCl溶液形成悬浊液,静止30 min,用pH计测定pH值<sup>[14-15]</sup>。

为保证分析结果的准确性,实验分析过程中同时分析了土壤标准参考样品(GSS-3)中重金属元素的含量,各元素的分析误差均在5%以内。

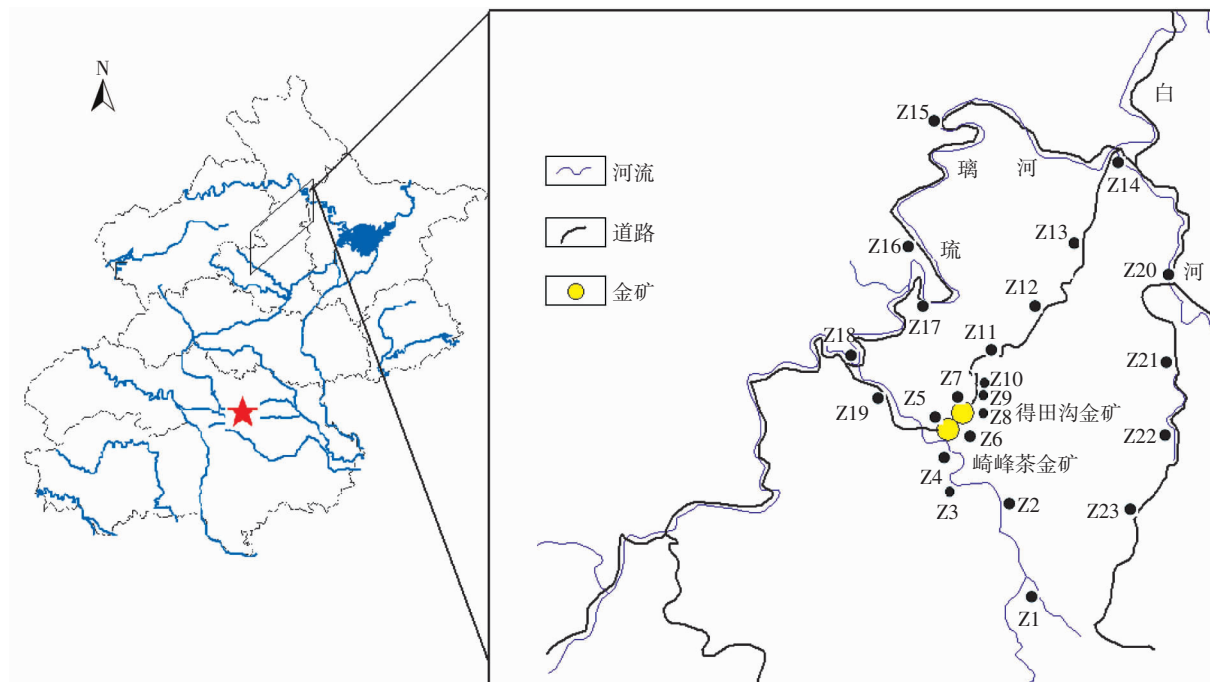


图 1 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤采样点位置示意图

Figure 1 Diagram of sampling sites around Detiangou-Qifengcha gold mine

### 1.3 数据处理

金属元素的相关性分析和聚类分析采用统计软件 SPSS16.0 完成,制图采用 Origin8.0 软件完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 金属元素分布特征

研究土壤中重金属总量可以揭示区域的污染状况。表 1 揭示了密云水库上游得田沟和崎峰茶金矿周边土壤的重金属总量分布状况。土壤中金属元素含量的平均值(除 Pb、As 外)均大于北京市土壤背景值<sup>[16]</sup>,其中,Cu 和 Cr 最高值分别是北京市土壤背景值的 15 倍和 20 倍,表明矿区周边土壤的重金属元素出现了不同程度的累积,且 Cu 和 Cr 的累积程度最大。元素的最大值(除 Ni 和 As 外)都出现在堆过尾矿石的地方(Z8、Z9 和 Z10),表明尾矿石的堆积影响到此处土壤的重金属含量。以堆放尾矿石的位置为中心,周边土壤中金属含量(除 As 和 Hg)都有明显减小的趋势。土壤中重金属含量明显低于小秦岭某金矿区土壤<sup>[17]</sup>,这主要是因为本研究区没有进行金矿的冶炼,重金属污染主要是通过尾矿石的风化淋溶进入土壤。

变异系数反映了各个样点之间的平均变异程度<sup>[18]</sup>。表层土壤中 Cu 的含量显示强变异(变异系数为 115%),其他重金属元素的变异系数也均超过 20%,

达到中等变异强度,表明研究区表层土壤重金属空间分布具有一定的差异性<sup>[19]</sup>。Cu、Cr 和 Pb 的最高值与最低值之比分别高达 30、15 倍和 9 倍,表明这些重金属元素受到当地人类活动的影响较大。尽管 Cd 和 Hg 的总量较小,但由于其本身的毒性很强,会对生态系统产生极大的危害。

### 2.2 相关性分析和聚类分析

金属元素、TOC 和 pH 值以及金属元素之间的相关性分析如表 2。Cu、Zn、Cd、Mn、Ti、V 含量之间存在显著正相关( $P < 0.01$ ),Cr 与 Ni 也呈显著性正相关( $P < 0.01$ ),金属元素的显著相关性表明土壤中有着共同的人为和自然污染源<sup>[20]</sup>。Cu 和 Ni、Ni 和 Ti、Zn 和 Cr 分别呈现低度正相关性( $P < 0.05$ )。As、Hg 和 Pb 分别与其他大多数元素呈负相关性,表明这几种元素的来源不同于其他金属元素。TOC 与 Mn、Ti、V 呈低度负相关,与其他金属元素之间的相关性不明显。pH 值与金属元素之间也没有出现明显的相关性。

对 23 个采样点中的 11 种金属元素进行聚类分析如图 2 所示。金属元素可分为四大组:Cu、V、Mn、Ti、Zn、Cd 为第一组;Cr、Ni 为第二组;Pb 为第三组,As、Hg 为第四组。这与相关性分析结果类似。

### 2.3 土壤重金属形态分布及特征

离子交换态的重金属主要是吸附在粘土、腐殖质

及其他成分上的重金属,土壤中该形态重金属含量较低,易于迁移转化或被生物吸收和利用;碳酸盐结合态是与碳酸盐共沉淀存在的那部分金属,通过较为温和的酸,即可将它们释放出来<sup>[21]</sup>;铁锰氧化物结合态属于较强的离子键结合的化学形态,只有当氧化还原电位降低或缺氧时,这种结合形态的重金属才会被还原,对生态系统有潜在的危害<sup>[22]</sup>;有机结合态是指被土壤中的有机质络合或螯合的那部分重金属,不易被生物吸收利用,较稳定,但在碱性或氧化条件下,可转化为活性态,对生物具有潜在的危害;残渣态主要来源于天然矿物,稳定存在于硅酸盐、原生及次生矿物晶格里,来源于土壤矿物,性质十分稳定,活性与毒性最小,通常被认为不具有生物有效性<sup>[23]</sup>。前四种化学形态被称为可提取态和有效态,可提取态和有效态的

重金属含量越高,越易释放出来造成二次污染,其重金属元素的生物有效性越大<sup>[22]</sup>。

土壤中 Cu、Zn、Cr、Pb、Cd、Mn、Ni、Ti、V 9 种金属元素形态含量的分布情况如图 3。金属元素(除 Pb 外)主要以残渣态为主(平均值>60%),其中 Cr、Ni、Ti、V 和 Cd 的残渣态甚至占总量的 85%以上,Ti 几乎以残渣态的形式存在。Cu 的有机结合态也占了相当一部分比例(8%~47%,平均值为 23%),这可能与 Cu 易形成难分解的有机络合物的性质有关<sup>[24-25]</sup>,同时 Cu 的铁锰氧化物结合态也存在一定比例(0.14%~42%,平均值为 15%)。Zn 的铁锰氧化物结合态次之(3%~25%,平均值为 11%),各形态含量的分配顺序为:残渣态>铁锰氧化物结合态>有机结合态>碳酸盐结合态>离子交换态,这与 Francesco Nannoni 的分析结果

表 1 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤中金属元素的含量  
Table 1 Concentration of metals in soils around Detiangou-Qifengcha gold mine

| 元素 | 范围/mg·kg <sup>-1</sup> | 平均值/mg·kg <sup>-1</sup> | 变异系数/% | 标准差/mg·kg <sup>-1</sup> |
|----|------------------------|-------------------------|--------|-------------------------|
| Cu | 10.59~296.10           | 62.36                   | 115    | 71.74                   |
| Zn | 76.16~204.33           | 111.95                  | 28     | 31.53                   |
| Cr | 40.35~572.36           | 187.70                  | 59     | 111.47                  |
| Mn | 432.19~1 299.7         | 799.52                  | 26     | 205.52                  |
| Ni | 19.21~130.75           | 68.97                   | 44     | 30.59                   |
| Ti | 2 711.69~8 773.16      | 4 421.96                | 34     | 1 506.37                |
| V  | 64.23~464.56           | 150.48                  | 67     | 100.33                  |
| Pb | 5.5~45.67              | 18.38                   | 52     | 9.57                    |
| Cd | 0.16~0.53              | 0.33                    | 24     | 0.08                    |
| As | 2.64~8.29              | 4.52                    | 37     | 1.69                    |
| Hg | 0.04~0.39              | 0.14                    | 51     | 0.07                    |

表 2 金属元素之间、金属元素与 TOC、pH 值的相关系数  
Table 2 Correlation coefficients of metals, TOC and pH

|     | Cu       | Zn       | Cr       | Mn       | Ni       | Ti      | V        | Pb     | Cd      | As    | Hg     | pH     | TOC |
|-----|----------|----------|----------|----------|----------|---------|----------|--------|---------|-------|--------|--------|-----|
| Cu  | 1        |          |          |          |          |         |          |        |         |       |        |        |     |
| Zn  | 0.880**  | 1        |          |          |          |         |          |        |         |       |        |        |     |
| Cr  | 0.404    | 0.482*   | 1        |          |          |         |          |        |         |       |        |        |     |
| Mn  | 0.902**  | 0.836**  | 0.531**  | 1        |          |         |          |        |         |       |        |        |     |
| Ni  | 0.446*   | 0.536**  | 0.842**  | 0.580**  | 1        |         |          |        |         |       |        |        |     |
| Ti  | 0.851**  | 0.742**  | 0.236    | 0.845**  | 0.492*   | 1       |          |        |         |       |        |        |     |
| V   | 0.953**  | 0.808**  | 0.263    | 0.855**  | 0.398    | 0.927** | 1        |        |         |       |        |        |     |
| Pb  | -0.04    | -0.176   | 0.184    | -0.078   | -0.08    | -0.266  | -0.12    | 1      |         |       |        |        |     |
| Cd  | 0.724**  | 0.603**  | 0.012    | 0.632**  | 0.204    | 0.749** | 0.747**  | -0.082 | 1       |       |        |        |     |
| As  | -0.465*  | -0.583** | -0.543** | -0.421*  | -0.604** | -0.453* | -0.516*  | 0.111  | -0.109  | 1     |        |        |     |
| Hg  | -0.542** | -0.594** | -0.302   | -0.597** | -0.25    | -0.501* | -0.533** | 0.137  | -0.480* | 0.250 | 1      |        |     |
| pH  | -0.08    | -0.006   | 0.204    | 0.055    | 0.097    | -0.196  | -0.16    | 0.173  | -0.067  | 0.139 | -0.144 | 1      |     |
| TOC | -0.457*  | -0.237   | -0.096   | -0.504*  | -0.04    | -0.428* | -0.449*  | 0.032  | -0.158  | 0.066 | 0.076  | -0.031 | 1   |

注:\*\*表示在 0.01 水平上具有显著相关性;\*表示在 0.05 水平上具有显著相关性。

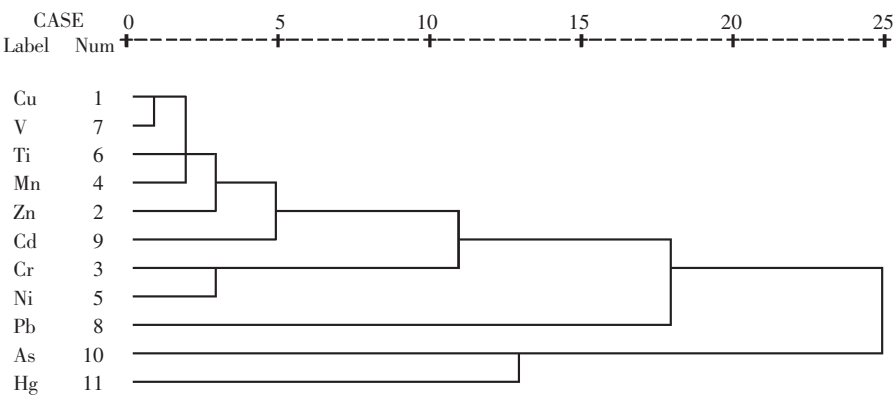


图 2 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤金属元素总量的聚类树谱

Figure 2 Denrogram of metals in surface soils around Detiangou-Qifengcha gold mine

一致,土壤中 Zn 与铁(锰)氧化物具有很强的结合力<sup>[8]</sup>。Mn 在土壤中比较稳定,残渣态和铁锰氧化物结合态达到了 90%左右。Pb 的铁锰氧化物结合态显著高于其他重金属,占总量的 50%以上,这是因为土壤中 Fe 和 Mn 的氢氧化物对 Pb<sup>2+</sup>有很强的专项吸附能力<sup>[26]</sup>。Cd 的离子交换态占总量 0.05%~4.75%,且 Cd 本身毒性很强,可被生物直接利用,对生物造成很大的危害。

土壤中金属元素的迁移能力大小可以通过迁移系数来描述,迁移系数则由离子交换态在总量中的比例决定<sup>[27-28]</sup>。土壤中的迁移系数从大到小为 Cd>Pb>Mn>Zn>Ni>Cu>V>Cr>Ti,表明 Cd 和 Pb 的迁移能力最强,迁移系数为 0.02,Cu、V 和 Ti 的迁移系数约为 0.000 1,几乎不迁移,对生物危害最小。金属元素可提取态大小顺序为:Pb>Mn>Cu>Zn>Ni>Cd>V>Cr>Ti。可提取态以 Pb 为最高,占总量 32%~90%,Mn 和 Cu 的可提取态分别占总量的 10%~84%和 10%~62%,表明 Pb、Mn、Cu 的可提取态含量即生物有效性大于其他重金属元素。可提取态的比例越大,其潜在生态危害越大。大部分重金属元素的可提取态的最大浓度分布在堆积过尾矿石的地方,表明了尾矿石的堆放造成了周边土壤污染。

2.4 潜在风险评价

2.4.1 重金属富集因子

富集因子是评价人类活动(如矿产开采)对土壤中重金属富集程度影响的重要参数,由此来判断某地区元素的富集程度和污染状况<sup>[29]</sup>。富集因子的计算公式如下:

$$EF=\frac{\left(\frac{C_i}{C_n}\right)_{\text{sample}}}{\left(\frac{C_i}{C_n}\right)_{\text{baseline}}}$$

式中: $C_i$ 为元素*i*的浓度; $C_n$ 为标准化元素的浓度;Sample 和 baseline 分别表示样品实测浓度和背景浓度。

标准化元素常选择表生过程中地球化学性质稳定的元素,如 Fe、Al、Ti 等。Sutherland<sup>[30]</sup>根据富集因子的大小,将元素的污染程度划分 5 个级别,如表 3 所示。

本文中 Ti 和 V 选用中国土壤环境背景值<sup>[31]</sup>,其他元素均以北京市土壤背景值为参比<sup>[21]</sup>。本研究以 Ti 为标准化元素,各金属元素的富集系数如图 4 所示。从图 4 可以看出,金属元素的富集程度由高到低依次为:Cr>Hg>Cu>Cd>Ni>Zn>V>Mn>Pb>As。Cr 的富集程度最大,平均富集系数为 5.53,在采样点 9 处达到了最高值( $EF=13.70$ ),除在采样点 Z1、Z8 和 Z18 属于轻微污染外,其他采样点都达到了中度污染或显著污染,其中约 2/3 的采样点属于显著污染,且多集中在曾经堆积尾矿石处及下游地区。其次是 Hg,平均富集系数为 4.67,最高值出现在 Z22( $EF=12.47$ ),约 1/3 的采样点呈显著污染水平。Cu、Cd 和 Ni 平均富集系数相差不大,分别为 2.47、2.45 和 2.23,但 Cu 在大多数采样点为轻微污染到中等污染,而在尾矿石堆积处的采样点 Z9 和 Z10 呈显著污染水平。V 只在尾矿石堆积处为中度污染,其他区域都是无污染或者轻微污染。其他重金属元素的平均富集系数都较低,重金属元素没有明显的富集,表明没有受到污染。因此,堆放大量的尾矿石对附近及其下游地区土壤中造成了一定程度的污染,这与廖海军的研究结果基本一致<sup>[32]</sup>。

2.4.2 风险评价编码法

传统的对重金属总量进行风险评价,仅可了解重金属的污染程度,不能有效地评价重金属的迁移性和潜在生态危害<sup>[33]</sup>。而基于重金属形态学的评价则能更

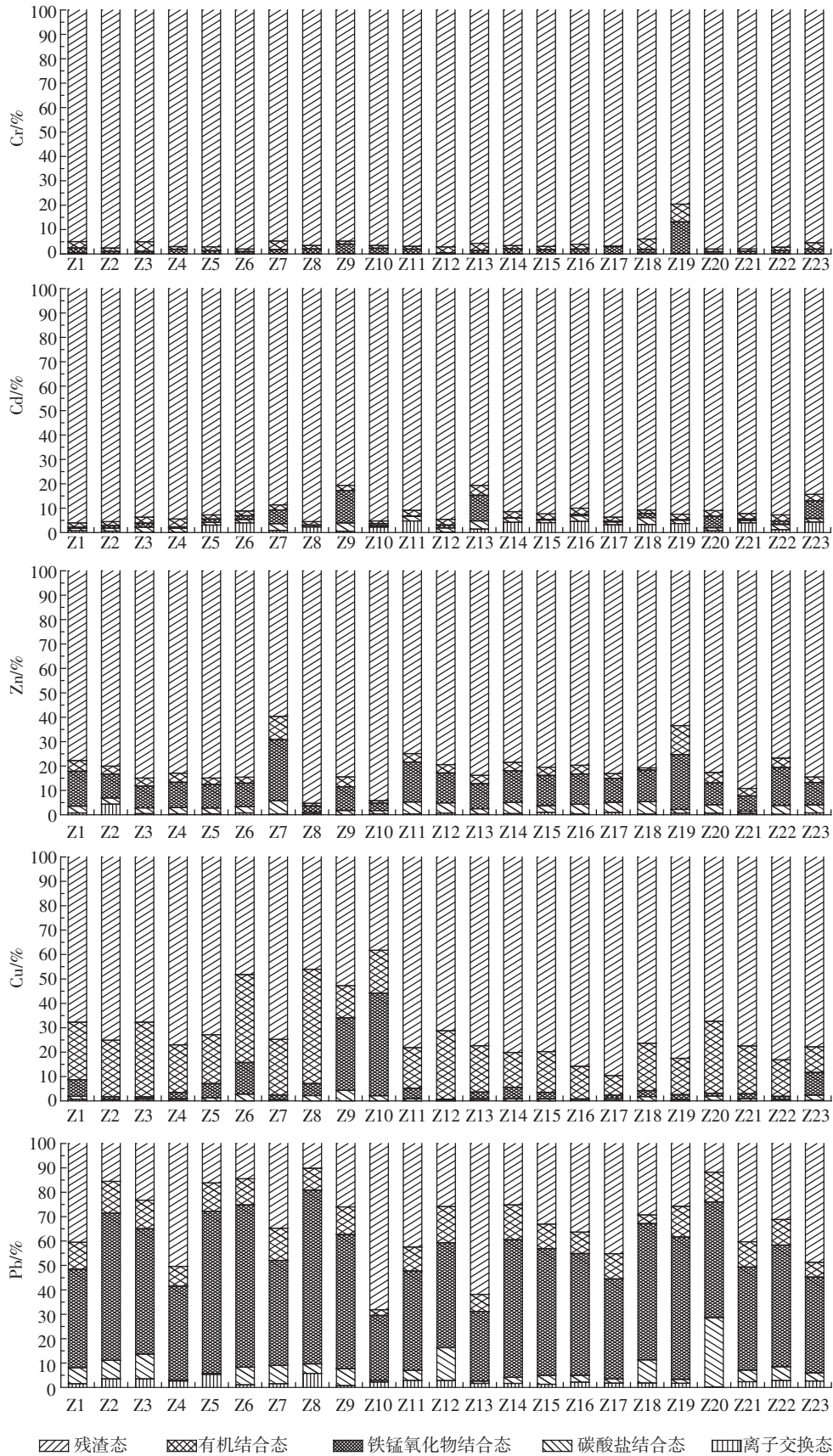
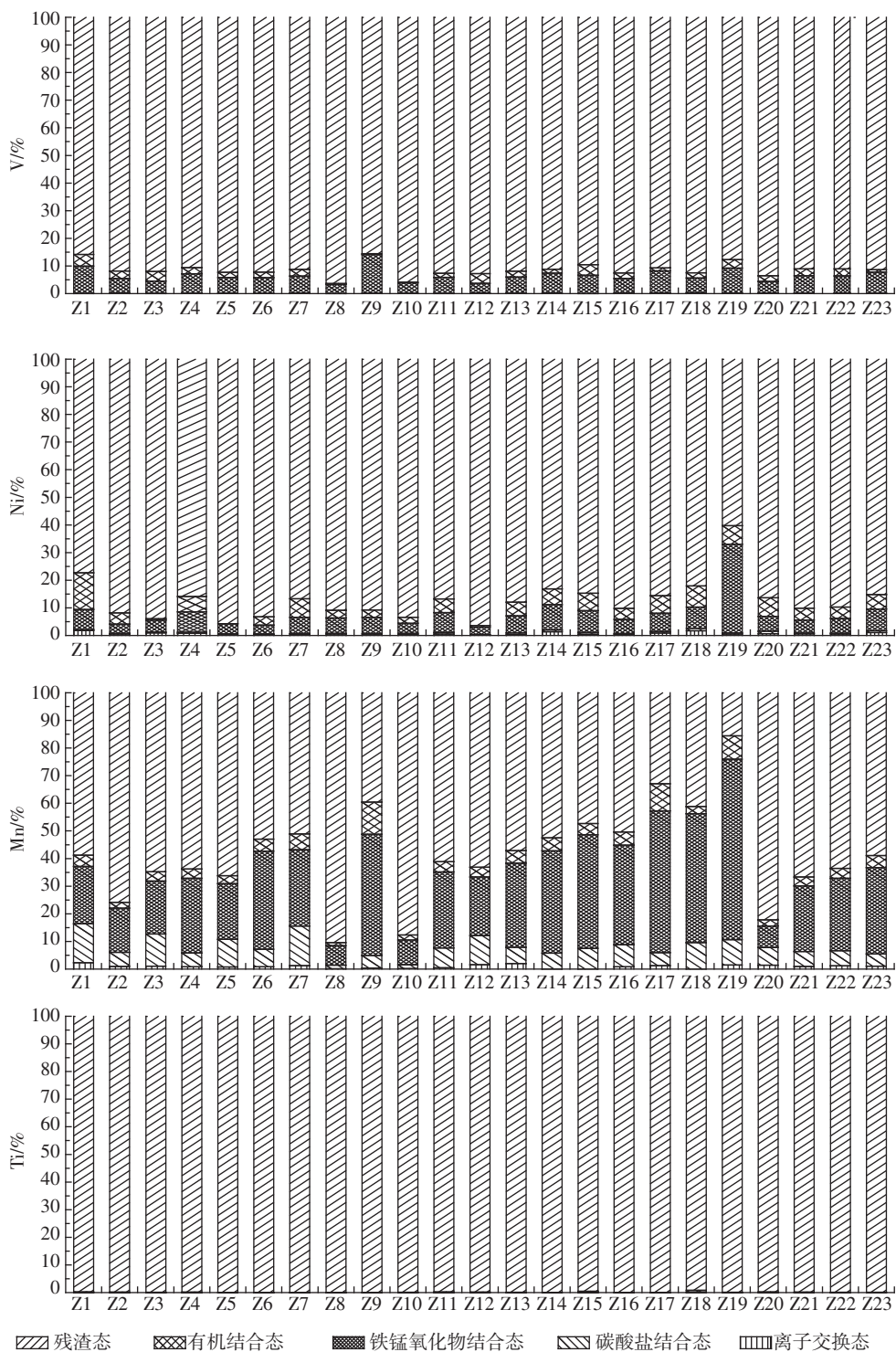


图 3 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤金属形态含量分布情况

Figure 3 Distributions of metals in various fractions in surface soils around Detiangou-Qifengcha gold mine



续图 3 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤金属形态含量分布情况

Continued figure 3 Distributions of metals in various fractions in surface soils around Detiangou-Qifengcha gold mine

好的预测出重金属的潜在生态风险,为重金属污染的预防与治理提供更科学的依据。基于形态学的 RAC 风险评价法<sup>[34]</sup>可以土壤金属生物可利用性进行评价,离子交换态和碳酸盐结合态之和所占比例<1%为对环境无风险,1%~10%为低风险,11%~30%为中等风

险,30%~50%为高风险,>50%视为极高风险。

研究区域内各金属元素的潜在风险指数如图 5 所示。RAC 指数范围分别为:Cu,0.53%~4.27%;Zn,1.00%~6.85%;Cr,0.02%~0.40%;Pb,2.60%~28.59%;Cd,1.72%~6.86%;Mn,1.41%~16.43%;Ni,0.31%~

表 3 富集因子分级表  
Table 3 Judge standard of contamination degree by enrichment factor

| 级别 | EF 值  | 污染程度                    |
|----|-------|-------------------------|
| 1  | <2    | EF<1 为无污染, 1<EF<2 为轻微污染 |
| 2  | 2~5   | 中度污染                    |
| 3  | 5~20  | 显著污染                    |
| 4  | 20~40 | 强烈污染                    |
| 5  | >40   | 极强污染                    |

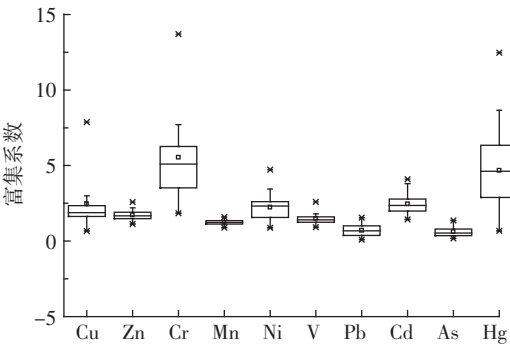


图 4 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤中金属元素的富集系数  
Figure 4 Enrichment factor of metals in soils around Detiangou-Qifengcha gold mine

2.57%; V, 0.03%~0.34%; Ti, 0.002%~0.11%。金属元素生态风险系数由强到弱为: Pb>Mn>Cd>Zn>Cu>Ni>Cr>V>Ti。Cr、V 和 Ti 对环境无风险; Cu 和 Ni 为无风险到低风险水平; Zn 和 Cd 为低风险水平; Pb 和 Mn 为低风险到中等风险, 但大部分采样点都属于低风险水平。虽然大多数重金属元素的总量在尾矿石堆积处(Z8, Z9 和 Z10)达到了最高值, 但尾矿石堆积处的风险程度并不高, Cu、Zn、Cd、Pb 和 Mn 处于低污染水平, Cr、V、Ni 和 Ti 无污染。重金属元素由尾矿石堆积处向四周扩散现象不明显, 对周边河流及农田的潜在

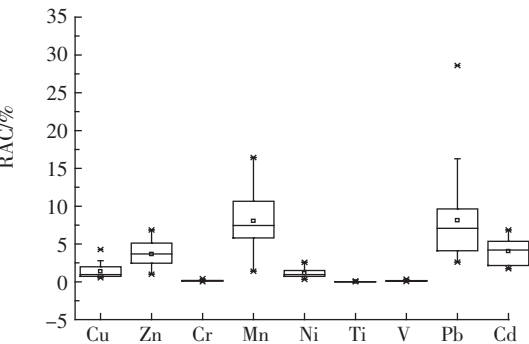


图 5 得田沟和崎峰茶金矿周围表层土壤中金属潜在风险指数  
Figure 5 Potential risk index of metals in soils around Detiangou-Qifengcha gold mine

生态危害不大, 这可能是与大部分尾矿石已被搬走, 并采取了一些工程措施有关。

3 结论

(1)得田沟和崎峰茶金矿周边土壤中的重金属元素含量(除 Pb、As 外)超过北京市土壤背景值, 重金属元素有一定的富集。重金属元素含量的最大值(除 Ni 和 As 外)都出现在尾矿石堆积处, 且以尾矿石堆积处为中心逐渐向四周减小。尾矿石的搬移及生态环境治理使得重金属元素没有向周围环境中大量的扩散。相关性分析和聚类分析结果表明, Cu、Zn、Cd、Mn、Ti 和 V 的来源相同, Cr 和 Ni 则有着共同的来源。

(2)土壤中大多数重金属元素主要以残渣态为主, 重金属元素中可直接被生物利用的可交换态含量较低。金属元素可提取态大小顺序为: Pb>Mn>Cu>Zn>Ni>Cd>V>Cr>Ti。重金属的可提取态以 Pb 为最高, 其次为 Mn 和 Cu, Pb、Mn、Cu 的生物有效性大于其他重金属元素。重金属元素(除 Ni 和 Ti 外)可提取态的最大浓度分布在堆放尾矿石处, 尾矿石中的重金属元素通过风化淋溶进入了土壤。

(3)金属元素的 RAC 风险系数由强到弱为: Pb>Mn>Cd>Zn>Cu>Ni>Cr>V>Ti。重金属元素在研究区域内处于较低风险污染水平。重金属元素的总量都在尾矿石堆积处达到了最高值, 但是尾矿堆积处的风险程度并不高, Cu、Zn、Cd、Pb 和 Mn 处于低污染水平, Cr、Ni 和 Ti 无污染。尽管由于尾矿石搬离和生态环境治理, 尾矿石中的重金属元素还没有明显向周边环境扩散, 但在尾矿石堆积处重金属含量偏高仍需引起注意, 防止对环境造成危害。

参考文献:

[1] 王庆仁, 刘秀梅, 崔岩山, 等. 我国几个工矿与污灌区土壤重金属污染状况及原因探讨[J]. 环境科学学报, 2002, 22(3): 354-358.  
WANG Qing-ren, LIU Xiu-mei, CUI Yan-shan, et al. Soil contamination and sources of heavy metals at individual sites of industry and mining associate with wastewater irrigation in China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(3): 354-358.

[2] Hochella M F, White A F. Mineral-water interface geochemistry: An overview[J]. *Review in Mineralogy*, 1990, 23(3): 1-16.

[3] 张汉波, 段昌群, 胡 斌, 等. 不同年代废弃的铅锌矿渣堆中重金属的动态变化[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 67-69.  
ZHANG Han-bo, DUAN Chang-qun, HU Bin, et al. Dynamic of heavy metals in a lead-zinc tailings deposited in different years[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(1): 67-69.

[4] 雷 鸣, 廖柏寒, 秦普丰, 等. 矿区污染土壤 Pb、Cd、Cu 和 Zn 的形态

- 分布及其生物有效性的研究[J]. 生态环境, 2007, 16(3): 807-811.
- LEI Ming, LIAO Bai-han, QIN Pu-feng, et al. Fraction distributions and availability of Pb, Cd, Cu, and Zn in contaminated soils around mine[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(3): 807-811.
- [5] Rojas J, Vandecasteele C. Influence of mining activities in the North of Potosi Bolivia on the water quality of the Chayanta River, and its consequences[J]. *Environ Monit Assess*, 2007, 132(1-3): 321-330.
- [6] 刘敬勇, 常向阳, 涂湘林. 矿山开发过程中重金属污染研究综述[J]. 矿产与地质, 2006, 12(6): 645-650.
- LIU Jing-yong, CHANG Xiang-yang, TU Xiang-lin. Review on heavy metal pollution in mine exploitation[J]. *Mineral Resources and Geology*, 2006, 12(6): 645-650.
- [7] 王亚平, 鲍征宇, 侯书恩. 尾矿库周围土壤中重金属存在形态特征研究[J]. 岩矿测试, 2000, 19(1): 7-13.
- WANG Ya-ping, BAO Zheng-yu, HOU Shu-en. Study on characteristics of heavy metal species in the soils near the tailings[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2000, 19(1): 7-13.
- [8] Francesco Nannoni, Giuseppe Protano, Francesco Riccobono. Fractionation and geochemical mobility of heavy elements in soils of a mining area in northern Kosovo[J]. *Geoderma*, 2011, 161(1-2): 63-73.
- [9] 吴志强, 顾尚义, 李海英, 等. 贵州黔西北铅锌矿区土壤重金属污染及生物有效性研究[J]. 安全与环境工程, 2009, 16(3): 1-5, 17.
- WU Zhi-qiang, GU Shang-yi, LI Hai-ying, et al. Research on the heavy metal contamination and bioavailability of contaminated soils in Pb-Zn mining areas of northwestern Guizhou Province[J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2009, 16(3): 1-5, 17.
- [10] 刘俊华, 王文华, 彭 安. 土壤中汞生物有效性的研究[J]. 农业环境保护, 2000, 19(4): 216-220.
- LIU Jun-hua, WANG Wen-hua, PENG An. Bioavailability of mercury in soil[J]. *Agro-environmental Protection*, 2000, 19(4): 216-220.
- [11] 王平安, 李中坚, 董法先, 等. 北京怀柔崎峰茶-得田沟金矿田稀土元素地球化学特征[J]. 地质力学学报, 1998, 4(2): 30-38.
- WANG Ping-an, Li Zhong-jian, Dong Fa-xian, et al. Rare geochemical features of the Qifengcha-DeTianguou Gold Field, Huirou, Beijing[J]. *Journal of Geomechanics*, 1998, 4(2): 30-38.
- [12] Akcay H, Oguz A, Karapire C. Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments[J]. *Water Research*, 2003, 37: 813-822.
- [13] Tang Z, Yang Z, Shen Z, et al. Distribution and sources of organochlorine pesticides in sediments from typical catchment of the Yangtze River, China[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, 53: 303-312.
- [14] ISO. Standard number No. 10390-2005. Soil quality: Determination of pH[S]. Geneva: International Standard Organization, 2005.
- [15] LI Qiang, WEN Huan-cheng, HU Cai-rong. Difference between international and domestic methods in determining soil pH[J]. *Soils*, 2007, 39(3): 488-491.
- [16] 李廷芳, 刘宝元. 北京地区土壤背景值图的编制 [J]. 地理学报, 1989, 44(1): 11-22.
- LI Ting-fang, LIU Bao-yuan. Mapping of soil background content in Beijing area[J]. *Acta Geographica Sinica*, 1989, 44(1): 11-22.
- [17] 徐友宁, 张江华, 赵阿宁, 等. 小秦岭某金矿区水土环境重金属污染及其效应[J]. 水文地质工程地质, 2009(4): 131-134.
- XU You-ning, ZHANG Jiang-hua, ZHAO A-ning, et al. Water and soil contamination and environmental effect in a certain gold area in Xiaolinling[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2009(4): 131-134.
- [18] 韩春梅, 王林山, 巩宗强, 等. 土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J]. 生态学杂志, 2005, 24(12): 1499-1502.
- HAN Chun-mei, WANG Lin-shan, GONG Zong-qiang, et al. Chemical forms of soil heavy metals and their environmental significance[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(12): 1499-1502.
- [19] 王 波, 王元仲, 李冬梅, 等. 迁安市农田重金属含量空间变异性[J]. 应用生态学报, 2006, 17(8): 1495-1500.
- WANG Bo, WANG Yuan-zhong, LI Dong-mei, et al. Spatial variability of farmland heavy metals contents in Qianan City[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(8): 1495-1500.
- [20] YAN Chang-zhou, LI Qing-zhao, ZHANG Xian, et al. Mobility and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Xiamen Bay and its adjacent areas, China[J]. *Environ Earth Sci*, 2010, 60(7): 1469-1479.
- [21] 邵孝侯, 邢光熹, 侯文华. 连续提取法区分土壤重金属元素形态的研究及其应用[J]. 土壤学进展, 1994, 22(3): 40-46.
- SHAO Xiao-hou, XING Guang-xi, HOU Wen-hua. Study on the chemical partitioning of heavy metal forms in soils[J]. *Progress in Soil Science*, 1994, 22(3): 40-46.
- [22] 陈春霄, 姜 霞, 战玉柱, 等. 太湖表层沉积物中重金属形态分布及其潜在生态风险分析[J]. 中国环境科学, 2011, 31(11): 1842-1848.
- CHEN Chun-xiao, JIANG Xia, ZHAN Yu-zhu, et al. Speciation distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Taihu Lake[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(11): 1842-1848.
- [23] 胡瑞霞, 高 柏, 孙占学, 等. 某铀矿山尾矿坝下游土壤重金属形态分析[J]. 金属矿山, 2009(2): 160-162.
- HU Rui-xia, GAO Bai, SUN Zhan-xue, et al. Analysis of the forms of heavy metals in the soil downstream of a Uranium Mine's tailing dam [J]. *Metal Mine*, 2009(2): 160-162.
- [24] 陈静生, 董 林, 邓宝山, 等. 铜在沉积物各项中分配的实验模拟与数值研究: 以鄱阳湖为例[J]. 环境科学学报, 1987, 7(2): 140-149.
- CHEN Jing-sheng, DONG Lin, DENG Bao-shan, et al. Modeling study on copper Partitioning in sediments: A case study of Poyang lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1987, 7(2): 140-149.
- [25] Pempkowiak J, Sikora A, Biemacka E. Speciation of heavy metals in marine sediments vs. their bioaccumulation by Mussels[J]. *Chemosphere*, 1999, 39(2): 313-321.
- [26] Xiang dong Li, Iain Thornton. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities[J]. *Applied Geochemistry*, 2001, 16(15): 1693-1706.
- [27] Maiz I, Arambarri I, Garcia R. Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 110(1): 3-9.
- [28] Pueyo M, Lopex-Sanchez J F, Rauret G. Assessment of  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NaNO}_3$  and  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn

- extractability in contaminated soils [J]. *Analytica Chimica Acta*, 2004, 504(2):217-226.
- [29] 崔龙鹏, 白建峰, 史永红, 等. 采矿活动对煤矿区土壤中重金属污染研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(6):896-904.
- CUI Long-peng, BAI Jian-feng, SHI Yong-hong, et al. Heavy metals in soil contaminated by coal mining activity[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(6):896-904.
- [30] Sutherland R A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii[J]. *Environmental Geology*, 2000, 39(6):611-627.
- [31] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1991, 12(4):12-20.
- WEI Fu-sheng, CHEN Jing-sheng, WU Yan-yu, et al. Study on the background contents on 61 elements of soils in China[J]. *Environmental Science*, 1991, 12(4):12-20.
- [32] 廖海军. 北京市密云水库上游土壤重金属污染调查评价[J]. 城市地质, 2007, 2(3):31-34.
- LIAO Hai-jun. Investigation and assessment of pollution of heavy metals in the soil of the Upstream Area of Miyun Reservoir, Beijing[J]. *Geological Institute of Beijing Municipality*, 2007, 2(3):31-34.
- [33] 王 静, 张杨珠. 土壤中重金属的形态区分法与环境风险评价方法研究进展[J]. 湖南农业科学, 2010(1):46-48, 53.
- WANG Jing, ZHANG Yang-zhu. Progress of differentiating methods for heavy metals forms in soil and risk assessment methods for environment [J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2010(1):46-48, 53.
- [34] Perin G, Craboledda L, Lucchese M, et al. Heavy metal speciation in the sediments of Northern Adriatic sea: A new approach for environmental toxicity determination[J]. *Heavy Metal in the Environment*, 1985, 2:454-456.

## 欢迎订阅 2013 年《农业环境与发展》

《农业环境与发展》创刊于 1984 年,农业部主管、是由农业部环境保护科研监测所与中国农业生态环境保护协会联合主办的综合指导类科技期刊,为中国科技核心期刊。传播农业可持续发展新思想、新观点、新方略,倡导农业生产、农民生活、农村生态协调发展理念,多视角、多层次、多学科地反映食品安全与健康、资源开发与利用、环境污染与防治、农业清洁生产与农村循环经济等热点问题,直接面向农业、环保、食品、能源、卫生等领域的科研、教学、生产、管理、技术推广人员与大众读者。同时,《农业环境与发展》将在重要版面上宣传各地农业环境保护成就。欢迎大家踊跃投稿,欢迎刊登广告。

《农业环境与发展》为双月刊,大 16 开,96 页,逢双月 25 日出版,刊号 ISSN 1005-4944, CN 12-1233/S,国内外公开发行,各地邮电局(所)均可订阅,邮发代号 6-40,2013 年每册定价 12.00 元,全年 72.00 元。有漏订者可直接与编辑部联系订阅。本刊现有过刊合订本,需订购者请与本刊编辑部联系。

编辑部地址:天津市南开区复康路 31 号

邮政编码:300191

电话:022-23611149

传真:022-23674336

电子信箱:caed@vip.163.com

网址:www.aed.org.cn