

汤波,赵晓光,冯海涛,等. 汉江上游铅锌尾矿库区土壤重金属富集特征与影响因素[J]. 江苏农业科学,2017,45(13):233-237.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.13.062

# 汉江上游铅锌尾矿库区土壤重金属富集特征与影响因素

汤波<sup>1,2</sup>, 赵晓光<sup>2</sup>, 冯海涛<sup>3</sup>, 王彦民<sup>1</sup>, 宋凤敏<sup>1</sup>, 李琛<sup>1</sup>, 赵佐平<sup>1</sup>

(1. 陕西理工学院化学与环境学院/陕南秦巴山区生物资源综合开发协同创新中心, 陕西汉中 723001;

2. 西安科技大学地质与环境学院, 陕西西安 710054; 3. 西安地质调查中心, 陕西西安 710054)

**摘要:**运用土壤重金属富集因子分析法及风险评价编码法(RAC),对汉江上游某铅锌尾矿区土壤重金属污染特征及潜在生态风险进行研究,分析其影响因素。结果表明,铜(Cu)、锌(Zn)、铅(Pb)、钴(Co)、钡(Ba)、锰(Mn)、锆(Ge)、钒(V)8种重金属含量平均值均超过当地土壤背景值,Ge元素达到显著污染程度,Pb、Zn、Cu达到中度污染程度,Co、Ba、Mn、V属于无污染或轻微污染程度;8种重金属元素的主要存在形态为残渣态,Zn可交换态比例相对最高,为6.0%~41.5%,Ge相对最低,为1.6%~5.9%;Zn、Cu、Pb的生态风险评价为中等风险,Co、Ba、Mn、Ge、V的生态风险评价为低风险;重金属富集程度主要受地形特征、距尾矿库直线距离、主导风向等因素影响,而重金属生物有效性还受重金属元素总量值、地表植被密度、种类丰富度等因素的影响。

**关键词:**铅锌尾矿;重金属;污染特征;富集因子;风险评价编码;生态风险评价

**中图分类号:** X131.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)13-0233-05

在矿产开采和矿石冶炼过程中,大量的尾矿砂、废石等固体废弃物被抛入环境中,由于尾矿砂中残余大量重金属,可通过地表径流、风力传送、雨水淋滤等自然作用,自尾矿废石、废弃堆污染源向四周渗透扩散,进入土壤、水体和植物等生态系统,给矿区及周围环境带来严重污染<sup>[1-2]</sup>。近年来,朱佳文等分别对湘西铅锌矿区、秦岭金矿区、会泽铅锌矿区、重庆锰铝矿区等重金属矿区污染及其周边土壤生态环境进行了研究,对矿产开发过程中重金属污染途径、机理及影响因素进行了探讨<sup>[1,3-5]</sup>,这对受污染矿山的治理具有重要的指导意义,对即将开发的矿山预防污染也具有重要的参考价值<sup>[5-6]</sup>。

汉江是长江最大的支流,源自于秦岭南麓陕西省宁强县境内,东流经陕西省汉中市、安康市,直至湖北省丹江口,长约925 km,被称为汉江上游,而“南水北调中线工程”的引水处就位于丹江口。研究区位于汉江发源地宁强县,境内富含金属、非金属矿藏数10种,主要有铁(Fe)、铜(Cu)、锰(Mn)、锌(Zn)、铅(Pb)、金(Au)等,多为小矿,具有开采历史悠久、矿区分散、缺乏总体规划等特征,再加上矿区雨量充沛,地表雨水径流活跃,矿区土壤存在一定的重金属污染风险。因此,对该区域内的土壤重金属污染进行调查并控制、修复,对确保南水北调中线工程水源地的水质安全及生态安全具有极其重要的意义<sup>[7]</sup>。

收稿日期:2016-04-27

基金项目:陕西省教育厅专项科研计划(编号:14JK1136);黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室基金(编号:K318009902-1420)。

作者简介:汤波(1980—),女,陕西汉中中人,硕士,讲师,从事土壤面源污染、矿山环境污染及修复治理研究。E-mail: czhat@163.com。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

2015年8月,采用“S”形多点采样法,分别在陕西省宁强县山坪铅锌矿尾矿坝的坝顶、坝坡、下游及周边农田采集深度为0~20 cm的表层土壤样品19个、尾砂样品2个,每个样品采3个点,剔除表层杂草、枯枝等,混匀,装入密封塑料袋中;样品经风干,磨碎,过100目尼龙筛,用密封袋保存,待测。采用全球定位系统(GPS)对采样点进行定位,详细记录采样点周边植被及地形状况(图1)。

### 1.2 样品测定

尾砂主量元素采用X射线荧光(XRF)法测试<sup>[8]</sup>。土壤颗粒组成采用比重法进行分析,土壤颗粒分级采用国标制;pH值采用电位法测定,液土质量比为2.5:1;有效磷、碱解氮、有机质含量分别采用钼蓝比色法、碱解氮扩散法、重铬酸钾氧化法测定<sup>[9]</sup>。土壤采用HNO<sub>3</sub>-HF-HClO<sub>4</sub>电热板湿法<sup>[10]</sup>消解,采用电感耦合等离子发射光谱仪(ICP-SPS8000)测定Cu、Zn、Pb、钴(Co)、钡(Ba)、Mn、锆(Ge)、钒(V)8种重金属元素的含量,采用修正的BCR顺序提取技术<sup>[11]</sup>分析重金属形态,通过测定消解空白和参考标准样(国家标准物质中心GBW0704)对土壤样品的测定进行质量控制,每种元素质量分数测定的相对标准偏差小于10%。经测定,重金属元素形态分析的回收率为86%~108%。

### 1.3 重金属元素富集特征及风险评价

**1.3.1 富集特征** 富集因子是评价人类活动对土壤重金属富集程度影响的参数<sup>[12]</sup>,是将样品中元素浓度与基线中元素浓度进行对比,以此判断表生环境介质中元素的人为污染状况。一般选择铝(Al)、Fe等表生过程中地球化学性质稳定的元素作为标准化元素进行参比<sup>[12-13]</sup>。富集因子计算公式为:

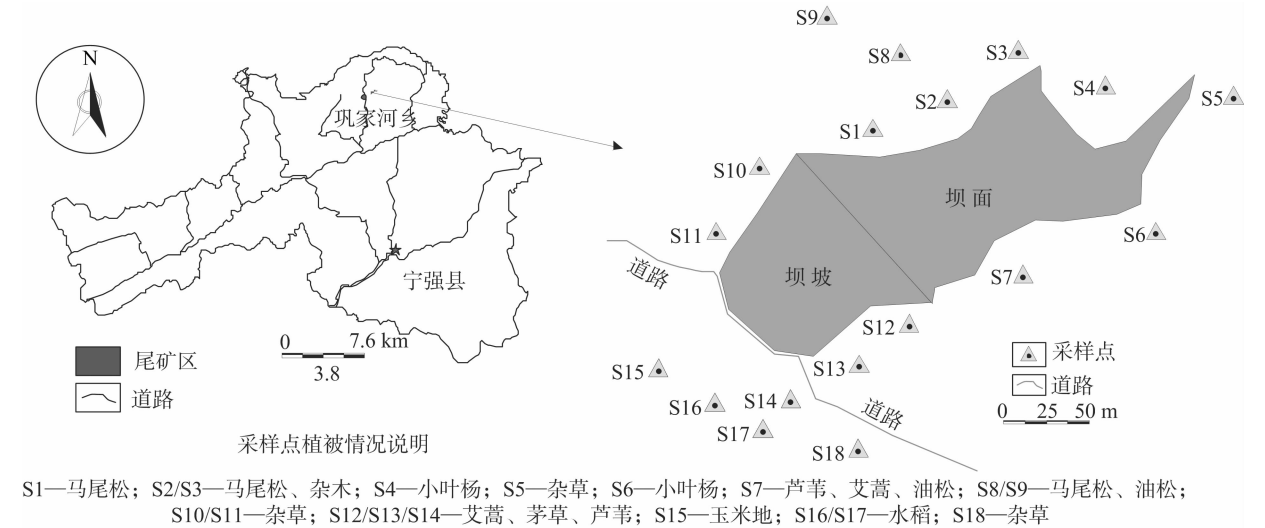


图1 陕西山坪铅锌矿尾矿库区周围土壤采样点示意及植被情况

$$EF = (C_{is}/C_{ns}) / (C_{ib}/C_{nb})$$

式中,  $C_{is}$ 、 $C_{ns}$  分别为元素  $i$  的样品含量、标准化元素含量;  $C_{ib}$ 、 $C_{nb}$  分别为元素  $i$  的背景值含量、标准化元素含量。根据富集因子大小, 将污染程度划分为 5 个级别:  $EF < 2$ , 无污染或轻微污染;  $2 \leq EF < 5$ , 中度污染;  $5 \leq EF < 20$ , 显著污染;  $20 \leq EF < 40$ , 强烈污染;  $EF \geq 40$ , 极强污染<sup>[14]</sup>。

1.3.2 重金属风险评价编码法(RAC) 重金属风险评估编码法是近年来用于重金属风险表征的常用方法<sup>[13]</sup>, 该方法根据重金属乙酸可提取态在重金属总量中所占的比例来评价其潜在环境风险的高低, 比例越高, 表示重金属的生态有效性越高, 对环境的风险越大<sup>[15]</sup>。RAC 法将重金属中乙酸可提取态含量百分比  $P$  划分为 5 个等级:  $P < 1\%$ , 无风险;  $1\% \leq P < 10\%$ , 低风险等级;  $10\% \leq P < 30\%$ , 中等风险等级;  $30\% \leq P < 50\%$ , 高风险等级;  $P \geq 50\%$ , 很高风险等级。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2013、Minitab 16 软件对数据进行处理, 采用 Origin 8.0 软件进行制图。

2 结果与分析

2.1 矿物主成分与土壤的理化性状

结果表明, 尾矿主要的矿物组成成分为绿泥石, 占整个

矿物组成的 27%, 其次是石英、伊利石、方解石、长石, 分别占总量的 24%、16%、9%、8%。由表 1 可见, 土壤粒径主要为 2 ~ 0.05、0.05 ~ 0.01 mm, 平均占比分别为 34.6%、31.8%, 这表明土壤颗粒的孔隙度相对较大, 黏性较差, 透水性较好, 土壤肥力易流失, 而且重金属容易淋滤<sup>[16]</sup>。由表 2 可见, 土壤有机质、有效氮、有效磷、速效钾的含量差异很大, 这可能是由研究区的土壤利用类型、地表植被差异性引起的; 土壤有机质、速效钾含量平均值处于Ⅲ级肥力水平, I、Ⅱ级肥力水平的土壤达标率分别为 36.9%、26.3%, 其中, 速效钾的 I 级达标率为 0; 土壤有效氮、有效磷含量平均值均处于Ⅱ级肥力水平, I、Ⅱ级肥力水平的土壤达标率分别为 47.4%、52.7%; 土壤 pH 值范围 5.5 ~ 7.6, 平均 pH 值为 6.4, 属中性偏弱酸性土壤, 这容易增加重金属对土壤生态环境的潜在危害。

表 1 土壤粒径的分布情况

粒径 (mm)	分布范围 (%)	平均值 (%)	标准差 (%)
2.00 ~ 0.05	15.2 ~ 47.8	34.6	10.6
0.05 ~ 0.01	20.3 ~ 46.9	31.8	3.8
0.01 ~ 0.001	19.3 ~ 49.5	27.3	0.7
< 0.001	1.4 ~ 16.1	6.3	6.1

表 2 土壤的理化性质及肥力状况

项目	含量范围	平均值 ± 标准差	土壤肥力分级及样品达标率 <sup>[17]</sup> (%)		
			I 级	Ⅱ级	Ⅲ级
有机质(g/kg)	2.1 ~ 18.5	9.3 ± 4.6	> 15(21.1)	10 ~ 15(15.8)	< 10(63.1)
有效氮(mg/kg)	38.3 ~ 118.5	71.1 ± 26.6	> 90(26.3)	60 ~ 90(21.1)	< 60(52.6)
有效磷(mg/kg)	2.5 ~ 18.5	7.8 ± 5.1	> 10(21.1)	5 ~ 10(31.6)	< 5(47.3)
速效钾(mg/kg)	33.7 ~ 105.2	66.8 ± 20.7	> 120(0.0)	80 ~ 120(26.3)	< 80(73.7)
pH 值	5.5 ~ 7.6	6.4 ± 0.7			

注: 土壤肥力分级及样品达标率括号内的数据为土壤样点的达标率。

2.2 尾砂堆积对土壤重金属元素含量的影响

由表 3 可见, 与陕西省土壤元素背景值<sup>[18]</sup>相比, Cu、Zn、Pb、Co、Ba、Mn、Ge、V 这 8 种重金属元素含量的平均值均超过当地土壤背景值, 分别是背景值的 2.6、4.7、4.4、1.9、1.5、1.8、14.0、1.5 倍, 说明陕西省山坪铅锌尾矿库的尾砂堆积对

周边土壤重金属含量影响十分明显, 尤其是 Ge 元素, 其次是 Zn、Pb、Cu; Pb、Cu、Zn、Co 的变异系数相对较大, 分别为 87.5%、71.8%、59.9%、52.1%, 说明这 4 种元素的分布受到外界干扰最为明显, 与该尾矿尾砂主要重金属含量的测定结果基本吻合, 这说明影响尾矿周边重金属分布差异的主要来

表 3 尾砂堆积对土壤重金属元素含量的影响

元素	含量范围 (mg/kg)	平均值 ± 标准差 (mg/kg)	变异 系数 (%)	陕西省环境 土壤背景值 (mg/kg)
Cu	18.6 ~ 190.5	56.0 ± 40.2	71.8	21.4
Zn	91.3 ~ 643.2	306.5 ± 183.6	59.9	69.4
Pb	31.0 ~ 366.1	97.7 ± 85.5	87.5	21.4
Co	9.7 ~ 52.1	19.9 ± 10.3	52.1	10.6
Ba	220.4 ~ 875.1	550.0 ± 195.0	35.5	513.0
Mn	5 49.6 ~ 1 817.0	981.3 ± 313.8	32.0	557.0
Ge	12.3 ~ 52.0	25.1 ± 10.1	40.1	1.8
V	39.0 ~ 196.6	100.3 ± 46.5	46.3	66.9

源可能是尾矿的堆放<sup>[19]</sup>。

表 4 土壤重金属含量与 pH 值、有机质(OM)的相关性

元素	相关系数									
	Cu	Zn	Pb	Co	Ba	Mn	Ge	V	pH 值	有机质含量
Cu	1.000									
Zn	0.125	1.000								
Pb	0.738 **	0.120	1.000							
Co	0.701 **	0.037	0.482 *	1.000						
Ba	0.214	0.150	0.362	-0.309	1.000					
Mn	0.249	0.598 **	-0.010	0.083	-0.032	1.000				
Ge	0.654 **	0.305	0.662 **	0.710 **	0.105	0.232	1.000			
V	0.832 **	0.046	0.585 **	0.416	0.456 *	0.227	0.469 *	1.000		
pH 值	0.027	0.248	0.183	0.199	-0.348	0.163	0.237	-0.270	1.000	
有机质含量	-0.534 *	-0.029	-0.408	-0.119	-0.495 *	-0.160	-0.171	-0.634 **	0.671 **	1.000

注: \*、\*\* 分别表示因子间显著相关( $P < 0.05$ )、极显著相关( $P < 0.01$ )。

## 2.4 土壤重金属元素的富集状况

采用 Fe 作为参比元素,与陕西省土壤重金属背景值进行参比,得到各取样点重金属的富集系数。由图 2 可知,Co、Ba、Mn、V 这 4 种元素的富集系数均小于 2,属无污染或轻微污染;Ge 元素平均富集系数相对最大,为 13.38,达到显著污染,而在采样点 S12、S18 的富集系数分别为 25.28、22.48,达到强烈污染;Pb、Zn、Cu 的平均富集系数分别为 4.43、4.40、2.48,达到中度污染,而 Pb 元素在采样点 S11、S12、S13、S18, Zn 元素在采样点 S7、S10、S12、S13, Cu 在采样点 S13、S18 处均达到显著污染。这说明即使是相同的重金属元素,在不同土壤采样点其富集程度存在较大差异,可能与研究区的地形特征、主导风向、地表植被类型、覆盖程度及与尾矿库直线距离等因素相关,如采样点 S12、S13、S18 处的重金属富集系数明显高于多数其他采样点,而这些点距离尾矿坝相对较近,均位于尾矿坝的下风向,地势较低,是雨水径流集中的洼地。

## 2.5 山坪铅锌尾矿周围表土层土壤的金属形态分布特征

重金属形态可分为可交换态即弱酸提取态(F1)、可还原态即铁锰氧化态(F2)、可氧化态即有机物及硫化物结合态(F3)、残渣态即重金属元素总量与前 3 种形态之差(F4)。弱酸提取态一般认为是可交换态与碳酸盐结合态的总和,被称作金属的有效态或者活性形态,在金属形态中所占比例越高,说明其在土壤中的迁移能力越强,生物利用性越强<sup>[17]</sup>。以可还原态与可氧化态存在的金属并非稳定地固定在土壤中,可还原态金属在土壤环境条件改变时可氧化分解并释放迁移,

## 2.3 土壤重金属含量与 pH 值、有机质的相关性

由表 4 可知,土壤有机质与 8 种重金属元素均呈负相关关系,其中,与 Cu、Ba 呈显著负相关( $P < 0.05$ ),与 V 呈极显著负相关( $P < 0.01$ ),这可能是土壤中有有机质与金属元素形成络合物,从而影响土壤中重金属元素的迁移转化<sup>[20]</sup>;pH 值与 Ba、V 呈负相关关系,与 Cu、Zn、Pb、Co、Mn、Ge 呈正相关关系,相关性均不显著( $P > 0.05$ );土壤中 Pb、Cu、Co、Ge、V 这 5 种元素相互间多呈显著或极显著正相关,说明这 5 种元素在相同的地球化学环境条件下累积或迁移方式可能类似,具有相同的自然或人为产生来源<sup>[21]</sup>;Zn、Mn 元素间呈极显著正相关( $P < 0.01$ ),但与其他 6 种元素相关性不显著( $P > 0.05$ ),这可能是由于 Zn、Mn 的地球化学性质接近,其累积、迁移特征与其他 6 种重金属元素有明显差异<sup>[22]</sup>。

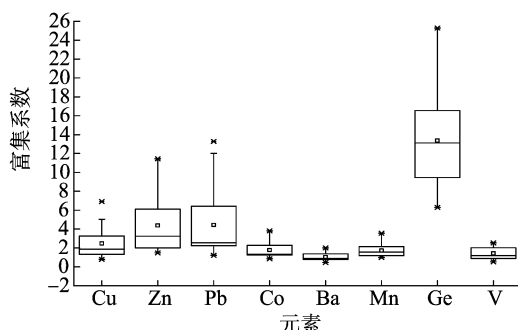


图2 土壤重金属元素的富集系数

从而对生物群落及土壤环境产生重大影响,可氧化态金属可与土壤中有有机质形成络合物,影响土壤重金属的迁移转化及生物有效性<sup>[18]</sup>。

由图 3 可知,Zn、Cu、Pb 这 3 种元素的弱酸提取态比例相对较高,平均含量分别为 20.0%、15.1%、14.2%,其他元素的弱酸提取态含量均低于 10%;在酸性条件下,8 种元素的迁移能力顺序为 Zn(20.0%) > Cu(15.1%) > Pb(14.2%) > Co(7.8%) > Ba(7.3%) > Mn(6.3%) > V(5.4%) > Ge(3.9%);Zn、Pb、Ba、V 这 4 种元素的易还原态与易氧化态比例相对较高,2 种形态总和分别占总量的 42.8%、49.6%、41.0%、41.0%;在还原条件下,8 种重金属元素的迁移顺序为 Pb(27.2%) > V(21.3%) > Zn(20.8%) > Ba(19.7%) > Mn(17.1%) > Cu(16.5%) > Co(15.4%) > Ge(7.4%),在

氧化条件下的迁移顺序为 Pb(22.4%) > Zn(22.0%) > Cu(21.6%) > Ba(21.3%) > V(19.7%) > Co(18%) > Mn(11.6%) > Ge(8.7%);Mn 元素的还可还原态含量为 8.5% ~ 26.5%,明显高于可氧化态的 6.1% ~ 18.4%,这可能是铁锰有机络合物与水溶铁锰氧化态之间相互竞争的结果<sup>[19]</sup>;8 种

重金属元素的残渣态中,Ge 元素的残渣态比例相对最高,为 68.8% ~ 88.3%,均值为 80.0%,其弱酸提取态比例相对最低,为 1.6% ~ 7.7%,均值为 3.9%,其迁移能力相对最弱,生物可利用性相对最低。

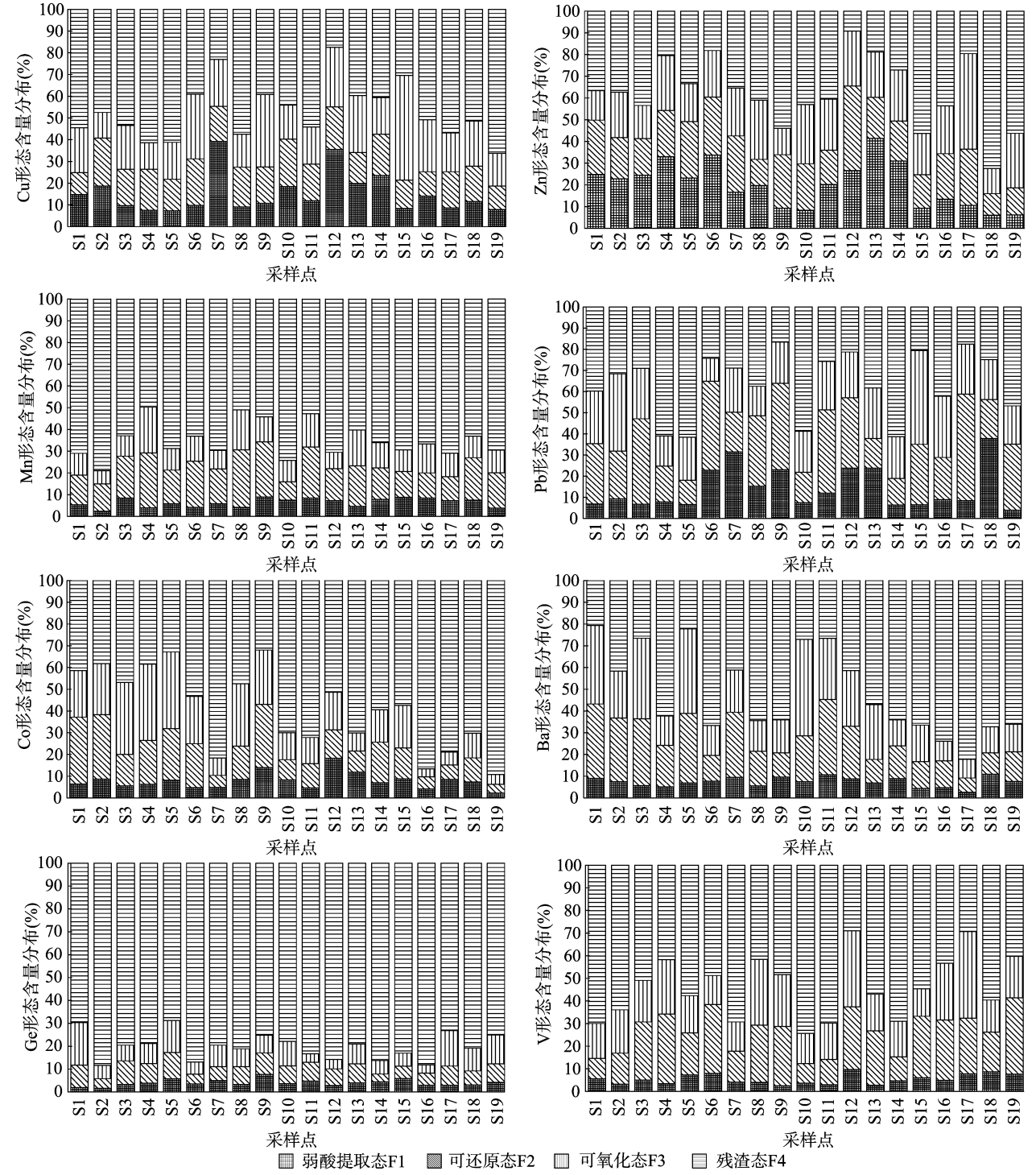


图3 陕西省山坪铅锌尾矿周围表层土壤的金属形态含量分布

2.6 陕西省山坪尾矿土壤的重金属风险评价

由表 5 可知,Zn、Cu、Pb 3 种重金属元素的弱酸可提取态均值超过 10%,生态风险评价等级为中等,而个别采样点如 Cu 在 S7、S12 处,Zn 在 S4、S6、S13、S14 处,Pb 在 S7、S18 处的

弱酸可提取态值超过 30%,达到高生态风险等级;Co、Ba、Mn、Ge、V 的弱酸可提取态均值在 1% ~ 10%之间,生态风险等级为低风险,而 Co 在 S9、S12、S13 处,Ba 在 S11、S18 处的可提取态均值超过 10%,达到中等生态风险等级;有多种金

属元素(至少 2 种)在点 S7、S12、S13、S14、S18 等处的生态风险相对较大,与这些采样点具有共同或类似特点有关,主要体现在:一是重金属总量值在这些区域分布很高;二是部分采样点位于尾矿库的坝底,地势较低;三是部分采样点的地表植被密度较大,植被种类比较丰富,这导致植被的根系活动频繁,激发了重金属的生物有效性。

表 5 RAC 生态风险评价结果

重金属元素	弱酸可提取态比例(%)	平均值(%)	RAC 生态风险评价等级
Cu	7.3 ~ 39.3	15.1	中
Zn	6.0 ~ 41.5	20.0	中
Pb	3.9 ~ 37.8	14.2	中
Co	2.2 ~ 18.2	7.8	低
Ba	2.5 ~ 10.9	7.3	低
Mn	2.3 ~ 8.8	6.3	低
Ge	1.6 ~ 5.9	3.9	低
V	2.6 ~ 9.7	5.4	低

### 3 结论

陕西省山坪铅锌尾矿周边表层土壤中的重金属含量与陕西土壤元素背景值相比,铜(Cu)、锌(Zn)、铅(Pb)、钴(Co)、钡(Ba)、锰(Mn)、锗(Ge)、钒(V)这 8 种重金属的含量平均值均超过当地土壤背景值含量,说明山坪铅锌尾矿库的尾砂堆积对周边土壤的重金属含量影响十分明显,尤其是 Ge 元素超过背景值 13 倍,其次是 Zn、Pb 和 Cu;从 19 个采样点的重金属含量变异系数看,Pb、Zn、Cu、Co 的变异系数分别为 87.5%、71.8%、59.9%、52.1%,相对较大,说明其分布受到外界干扰最为明显。

富集系数评价结果表明,Co、Ba、Mn、V 4 种元素属无污染或轻微污染;Ge 元素平均富集系数相对最大,达到显著污染,在采样点 S12、S18 达到强烈污染;其次为 Pb、Zn、Cu,达到中度污染,在个别采样区达到显著污染;位于尾矿库坝底、地势较低、尾矿坝下风向的采样点 S12、S13、S18 的重金属富集系数明显高于多数其他采样点。

Zn、Cu、Pb 这 3 种元素的弱酸提取态比例相对最高,生物有效性最强,对生态环境的危害最大;Zn、Pb、Ba、V 这 4 种元素的可还原态与可氧化态比例之和相对较高,均超过 40%,在土壤环境条件改变时可能会发生释放迁移,从而对生物群落及土壤环境产生重大影响;Ge 元素的残渣态比例相对最高,均值为 80.0%,而弱酸提取态比例相对最低,均值为 3.9%,Ge 元素含量超过背景值 13 倍,应引起足够重视。

Zn、Cu、Pb 生态风险评价等级为中等,在个别采样点达到高生态风险等级;Co、Ba、Mn、Ge、V 的生态风险等级为低风险,但 Co、Ba 在个别采样点达到中等生态风险等级;有多种金属元素在点 S7、S12、S13、S14、S18 等处的生态风险相对最大,说明重金属总量值高、地势较低、易形成径流洼地的土壤有利于金属生态有效性的增加,这与重金属富集系数的分析结论基本吻合。此外,区域地表植被密度较大、植被种类比较丰富,也可能激发重金属的生物有效性。

### 参考文献:

- [1] 朱佳文. 湘西花垣铅锌矿区重金属污染土壤生态修复研究[D]. 长沙:湖南农业大学,2012.
- [2] 于常武. 碱性钼尾矿及其影响水体中重金属迁移转化规律研究[D]. 大连:大连理工大学,2010.
- [3] 徐友宁,张江华,柯海玲,等. 某金矿区农田土壤镉污染及其环境效应[J]. 中国地质,2013,40(2):636-643.
- [4] 陆泗进,王业耀,何立环. 会泽某铅锌矿周边农田土壤重金属生态风险评价[J]. 生态环境学报,2014,23(11):1832-1838.
- [5] 周正国. 镉锰尾矿对环境的影响及其资源化利用研究[D]. 重庆:重庆大学,2009.
- [6] 付善明. 广东大宝山金属硫化物矿床开发的环境地球化学效应——兼论锌的生态环境地球化学迁移[D]. 广州:中山大学,2007.
- [7] 宋凤敏,张兴昌,王彦民,等. 汉江上游铁尾矿库区土壤重金属污染分析[J]. 农业环境科学学报,2015,34(9):1707-1714.
- [8] 中国环境监测总站. 土壤元素的近代分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社,1992:214-221.
- [9] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社,2000:30-58.
- [10] 钱翌,张玮,冉德超. 青岛城市土壤重金属的形态分布及影响因素分析[J]. 环境化学,2011,30(3):652-657.
- [11] 王利军,卢新卫,雷凯,等. 渭河宝鸡段表层沉积物重金属污染研究[J]. 农业环境科学学报,2011,30(2):334-340.
- [12] 黄兴星,朱先芳,唐磊,等. 密云水库上游某铁矿区土壤重金属含量及形态研究[J]. 中国环境科学,2012,32(9):1632-1639.
- [13] 陈岩,季宏兵,朱先芳,等. 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[J]. 农业环境科学学报,2012,31(11):2142-2151.
- [14] Sutherland R A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii[J]. Environmental Geology, 2000, 39(6): 611-627.
- [15] 孙瑞端,陈华清,李杜康. 基于土壤中铅化学形态的生态风险评价方法比较[J]. 安全与环境工程,2015,22(5):47-51.
- [16] 苗旭锋,肖细元,郭朝晖,等. 矿冶区重金属污染土壤肥力特征及生态修复潜力分析[J]. 环境科学与技术,2010,33(7):115-119.
- [17] 国家环境保护局,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,1990:330-496.
- [18] 王志楼,谢学辉,王慧萍,等. 典型铜尾矿库周边土壤重金属复合污染特征[J]. 生态环境学报,2010,19(1):113-117.
- [19] 海米提·依米提,祖皮艳木·买买提,李建涛,等. 焉耆盆地土壤重金属的污染及潜在生态风险评价[J]. 中国环境科学,2014,34(6):1523-1530.
- [20] 于洋,高宏超,马俊花,等. 密云县境内潮河流域土壤重金属分析评价[J]. 环境科学,2013,34(9):3572-3577.
- [21] 冉永亮,邢维芹,梁爽,等. 华北平原地区某铅锌冶炼厂附近土壤重金属有效性研究[J]. 生态毒理学报,2010,5(4):592-598.
- [22] 刘恩峰,沈吉,朱育新. 重金属元素 BCR 提取法及在太湖沉积物研究中的应用[J]. 环境科学研究,2005,18(2):57-60.