

# 贵州西部喀斯特地区森林土壤重金属的累积特征及风险评价

卢中科<sup>1</sup>, 曾钦朦<sup>2</sup>, 孙建昌<sup>1</sup>, 侯娜<sup>1\*</sup>

(1. 贵州省核桃研究所, 贵阳 贵州 550005; 2. 贵州省林业科学研究院, 贵阳 贵州 550005)

**摘要:**探究贵州西部喀斯特地区森林土壤重金属的累积特征并对其污染程度进行评价,为该地区森林土壤健康状况及协调该地区经济发展与环境保护提供支持。以六枝花德河林场的亮叶桦林和青冈林土壤为研究对象,分析该区 20 个样地 0~60 cm 土层中 As、Hg、Cu、Zn、Cd、Cr、Pb 和 Ni 8 种重金属的含量并对其进行生态风险评价。结果表明,1)研究区亮叶桦林和青冈林土壤中 Hg 含量均较高,分别为 0.2、0.17 mg·kg<sup>-1</sup>,严重超过贵州省背景值,其污染主要集中在土壤表层(0~10 cm 土层)。而 As 含量仅在青冈林土壤中较高,为 64.73 mg·kg<sup>-1</sup>,且 As 随土壤加深含量增加;此外,Cd、Cu、Hg 和 Ni 含量变异程度大,受外源因子干扰强烈。2)森林土壤不同海拔的 Hg 含量均较高,在海拔 1 300 m 达到超富集水平(EF=3.11);青冈林土壤中 As 含量在海拔 1 200 m 达到超富集水平(EF=6.008),8 种重金属含量与海拔分布无明显关系。3)经相关性分析和主成分分析后,Hg 和 As 与其他 6 种重金属的相关性较低,说明 Hg 和 As 与其他 6 种重金属的来源不同,而 Zn、Ni、Pb 和 Cu 4 种重金属相关性较高,为同一来源。4)研究区亮叶桦林和青冈林的风险指数分别为 99.46 和 107.63,均处于轻度生态风险,其中,Hg 的潜在风险因子分别为 72.76、62.03,均属中等生态风险,其余 7 种重金属为轻度生态风险,但仍有必要加强该区域重金属的监测工作。

**关键词:**喀斯特地区;森林土壤;土壤重金属;风险评价

**中图分类号:**S714.5

**文献标志码:**A

**文章编号:**1001-7461(2023)06-0081-08

## Accumulation Characteristics and Risk Assessment of Soil Heavy Metals in Forest in Karst Area of Western Guizhou

LU Zhong-ke<sup>1</sup>, ZENG Qin-meng<sup>2</sup>, SUN Jian-chang<sup>1</sup>, HOU Na<sup>1\*</sup>

(1. Guizhou Institute of Walnut, Guiyang 550005, Guizhou, China; 2. Guizhou Academy of Forestry, Guiyang 550005, Guizhou, China)

**Abstract:** The distribution characteristics of heavy metals in forest soils in the Karst area of western Guizhou was investigated and the pollution levels were evaluated to provide support for a comprehensive understanding of the health status of forest soils in the area to coordinate with local economic development and environmental protection. Taking the soils of *Betula luminifera* and *Cyclobalanopsis glauca* forests in the Liuzhihuade River Forest Farm as the research objects, the contents of 8 heavy metals, including As, Hg, Cu, Zn, Cd, Cr, Pb and Ni, in the 0—60 cm soil layer of 20 samples in the study area were analyzed, and the ecological risk assessments were carried out. The results showed that 1) the Hg contents in the soils of *B. luminifera* and *C. glauca* forests in the study area were higher, which were 0.2 mg·kg<sup>-1</sup> and 0.17 mg·kg<sup>-1</sup>, respectively, seriously exceeding the background value in Guizhou Province. The pollution was mainly concentrated in the surface soil (0—10 cm soil layer). The content of As was 64.73 mg·kg<sup>-1</sup> only in the soil of *C. glauca* forest, and As increased with soil depth. In addition, the contents of Cd, Cu, Hg and

收稿日期:2022-08-22 修回日期:2023-02-09

基金项目:贵州省科技厅重大专项(黔科合重大专项字[2019]3006);贵州省科技厅重大专项(黔科合重大专项字[2019]3006-2);贵州省科技厅优秀青年科技人才项目(黔科合平台人才[2019]5643)。

第一作者:卢中科,硕士,研究实习生。研究方向:森林培育与栽培生理生态。E-mail:2538057145@qq.com

\* 通信作者:侯娜,博士,高级工程师。研究方向:林木遗传育种研究。E-mail:849741705@qq.com

Ni varied greatly and were strongly disturbed by external factors. 2) The Hg content was high at each altitude, reaching the super enrichment level ( $EF=3.11$ ) at 1 300 m above sea level. The content of As in the soil of *C. glauca* forest reached the super enrichment level ( $EF=6.008$ ) at 1 200 m above sea level, and the contents of 8 heavy metals had no significant relationship with the altitude distribution. 3) Correlation and principal component analyses demonstrated that the correlation between Hg and As and other 6 heavy metals was low, indicating that Hg and As are different from the sources of other 6 heavy metals, while Zn, Ni, Pb and Cu and other 4 heavy metals had a high correlation and they are from the same source. 4) The risk indices of *B. lumini fera* forest and *C. glauca* forest in the study area were 99.46 and 107.63, respectively, which were in mild ecological risk, among which, the potential risk factors of Hg for two forests were 72.76 and 62.03 respectively, which were in medium ecological risks, and the remaining 7 heavy metals were in mild ecological risks. However, it is still necessary to strengthen the monitoring of heavy metals in this area.

**Key words:** Karst area; forest soil; soil heavy metals; risk assessment

森林是陆地生态系统的重要组成部分,具有涵养水源、保护生物多样性及维持生态系统稳定等功能<sup>[1]</sup>,土壤作为森林植被生存的物质基础,能够稳定森林生态环境<sup>[2]</sup>。近几十年来,人类活动(重金属冶炼、煤矿开采等)产生的重金属随环境介质被引入周边土壤中,而重金属元素在土壤中性质稳定、不易降解,影响森林生态系统的稳定,导致一系列的环境问题<sup>[3]</sup>。

目前,国内外学者对土壤重金属的研究主要集中在农田、城市湿地、干旱区及湿润区的生态系统<sup>[4-8]</sup>,对森林土壤重金属的研究较少<sup>[9-10]</sup>。喀斯特地区生态环境较为脆弱,其土层瘠薄、水土流失严重,贵州是中国南方喀斯特地貌的核心地区,石漠化问题严重<sup>[2,11]</sup>,因此,重金属污染对该地区的生态恢复和重建带来了巨大挑战。近年来,有学者对喀斯特地区土壤重金属进行研究,主要集中在自然保护区、矿产区的土壤重金属来源和污染现状等方面<sup>[13-15]</sup>,也有学者在土壤重金属对人体健康风险评价方面<sup>[16]</sup>,而对喀斯特地区森林土壤重金属的研究鲜有报道;因此,开展森林土壤重金属风险评价尤为重要。

六枝特区矿产资源丰富,早期人类开采活动加重了该区的重金属污染<sup>[17]</sup>,因此,亟待开展该区森林土壤重金属研究,对该区森林生态的可持续发展及重金属污染修复具有重要意义。本研究以不同森林类型(青冈林和亮叶桦林)为研究对象,对该区域森林土壤重金属的累积特征、海拔分布进行分析,并评估土壤重金属风险水平,为了解喀斯特地区森林土壤健康状况、协调地区经济发展与环境保护提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

试验地位于贵州六盘水市六枝特区花德河国有林场( $26^{\circ}02'30''-26^{\circ}17'30''N, 105^{\circ}00'26''-106^{\circ}26'$

$15^{\circ}E$ )。海拔 745~1 674 m,地貌类型以山地为主,属中亚热带季风湿润气候,平均气温  $15^{\circ}C$ ,年日照时数 1 250 h,无霜期为 283 d,年降水量 1 400 mm。土壤以黄壤为主,另有少量黄棕壤、草甸土, pH 5.5~6.5,呈微酸性。该区硬阔林和软阔林均为天然次生林。其中,硬阔林以青冈(*C. glauca*)为建群种,软阔林以亮叶桦(*B. lumini fera*)为建群种。

### 1.2 研究方法

1.2.1 样地设置 根据典型性和代表性原则,采取踏查的方式,于 2020 年 11—12 月在 2 种森林群落类型中,选择坡向、坡度、海拔等立地条件基本相同或相似的中上坡位,分别设立 10 个  $20\text{ m}\times 20\text{ m}$  的样地,样地概况见表 1。

1.2.2 土壤样品采集、处理及养分测定 2020 年 11—12 月,用土钻采用“梅花五点法”采集样品<sup>[18]</sup>,分别在每个样地的四角和中心采集 0~10、10~20、20~60 cm 的样品,将同一样地土层的土壤混合均匀,用取样袋装带回实验室处理。Hg 和 As 采用非色散原子荧光光谱仪测定<sup>[19]</sup>, Cu、Zn、Cr、Cd、Pb、Ni 经混酸( $HNO_3-HF-HClO_4$ )开放式消煮<sup>[20]</sup>,采用电感耦合等离子体原子发射光谱仪测定,每个样品 3 次重复。

1.2.3 分析方法 采用 Hakanson 潜在生态风险指数法进行生态风险分析<sup>[21-22]</sup>, As、Hg、Cu、Zn、Cd、Cr、Pb、Ni 的毒性系数参考孙慧等<sup>[5]</sup>,潜在生态风险指数评价等级划分参考刘楠婷等<sup>[15]</sup>;利用 Zoller 富集因子法评价重金属污染程度<sup>[23]</sup>,选取 Zr 作为参比元素<sup>[24]</sup>,以贵州土壤重金属元素含量作为背景值<sup>[16]</sup>。

1.2.4 数据处理 通过 Excel 与 RStudio 软件进行数据统计分析及图表制作,采用 SPSS Statistics 26 软件进行方差分析、主成分分析(PCA)及相关性分析。

表 1 样地基本情况  
Table 1 Basic situations of the sample plots

样地号	海拔/ m	纬度	经度	坡度/ (°)	坡向/ (°)	坡位	土壤质地	群落组成	植被盖度 (%)
R1	1 451	26°11'18"	105°45'14"	23	阳坡	上坡	壤土	亮叶桦、杉木( <i>Cunninghamia lanceolata</i> )、檫木( <i>Sassafras tzumu</i> )	85
R2	1 510	26°6'44"	105°21'44"	5	阳坡	中坡	砂壤土	亮叶桦、檫木、泡桐( <i>Paulownia fortunei</i> )	80
R3	1 540	26°6'44"	105°21'19"	27	阴坡	上坡	砂土	亮叶桦、杉木、山莓( <i>Rubus corchorifolius</i> )	75
R4	1 460	26°6'46"	105°21'26"	18	半阴坡	上坡	砂土	亮叶桦、粗叶悬钩子( <i>Rubus alceaefolius</i> )、南方荚蒾( <i>Viburnum fordiae</i> )	95
R5	1 520	26°6'22"	105°21'24"	21	阴坡	中坡	砂壤土	亮叶桦、杉木、寒莓( <i>Rubus buergeri</i> )	85
R6	1 375	26°4'43"	105°27'07"	8	阴坡	中坡	砂土	亮叶桦、盐肤木( <i>Rhus chinensis</i> )、山莓	65
R7	1 390	26°4'32"	105°26'57"	13	半阳坡	中坡	砂土	亮叶桦、木姜子( <i>Litsea pungens</i> )、山莓	65
R8	1 470	26°4'33"	105°26'55"	24	阳坡	上坡	砂壤土	亮叶桦、木姜子、白叶莓( <i>Rubus in-nominatus</i> )	95
R9	1 360	26°5'16"	105°25'55"	29	阴坡	中坡	砂壤土	亮叶桦、油茶( <i>Camellia oleifera</i> )	90
R10	1 400	26°4'57"	105°25'22"	11	阴坡	中坡	砂土	亮叶桦、杉木、马尾松( <i>Pinus massoniana</i> )	80
Y1	1 420	26°3'52"	105°15'13"	20	阳坡	上坡	砂土	青冈、滑竹( <i>Yushania polytricha</i> )	95
Y2	1 250	26°3'33"	105°15'4"	10	阳坡	中坡	砂壤土	青冈、小米柴( <i>Lyonia ovalifolia</i> )、川莓( <i>Rubus setchuenensis</i> )	80
Y3	1 240	26°3'16"	105°15'2"	5	阳坡	坡顶	壤土	青冈、越桔( <i>Vaccinium vitis-idaea</i> )	85
Y4	1 190	26°3'4"	105°14'55"	18	阳坡	中坡	壤土	青冈、杨梅( <i>Myrica rubra</i> )	85
Y5	1 200	26°2'55"	105°14'56"	10	阳坡	中坡	砂壤土	青冈、杨梅	80
Y6	1 430	26°2'59"	105°16'28"	26	半阳坡	中坡	砂壤土	青冈、大风艾( <i>Blumea balsamifera</i> )、紫茎( <i>Stewartia sinensis</i> )	95
Y7	1 300	26°2'11"	105°19'52"	27	阴坡	中坡	砂壤土	青冈、寒莓	80
Y8	1 360	26°2'19"	105°19'39"	12	阴坡	中坡	砂壤土	青冈、锐齿栎( <i>Quercus aliena</i> var. <i>acuteserrata</i> )	60
Y9	1 370	26°2'24"	105°19'32"	27	阴坡	中坡	砂壤土	青冈、小米柴	60
Y10	1 350	26°2'32"	105°19'10"	26	阴坡	中坡	砂壤土	青冈、小米柴	65

注: R1—R10 表示亮叶桦林样地, Y1—Y10 表示青冈林样地。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属的含量特征

2.1.1 土壤重金属描述统计分析 由表 2 可知,研究区亮叶桦林 0~60 cm 土壤中各重金属含量分别为 As(3.28 mg·kg<sup>-1</sup>)、Hg(0.2 mg·kg<sup>-1</sup>)、Cu(15 mg·kg<sup>-1</sup>)、Zn(22.99 mg·kg<sup>-1</sup>)、Cd(0.41 mg·kg<sup>-1</sup>)、Cr(9.66 mg·kg<sup>-1</sup>)、Pb(20.85 mg·kg<sup>-1</sup>)和 Ni(6.26 mg·kg<sup>-1</sup>),其中,Hg 含量是背景值的 1.09~2.55 倍,超标倍数较大,其余 7 种重金属含量均未超标,Cu 含量和 Cd 含量变异系数分别为 56.45%、57.53%,属中度变异,其余 6 种重金属含量属低度变异;青冈林 0~60 cm 土壤中各重金属含量分别是 As(64.73 mg·kg<sup>-1</sup>)、Hg(0.17 mg·kg<sup>-1</sup>)、Cu(11.4 mg·kg<sup>-1</sup>)、Zn(20.95 mg·kg<sup>-1</sup>)、Cd(0.13 mg·kg<sup>-1</sup>)、Cr(18.88 mg·kg<sup>-1</sup>)、Pb(20.61 mg·kg<sup>-1</sup>)和 Ni(15.96 mg·

kg<sup>-1</sup>),其中,As 含量是背景值的 1.54~5.68 倍,超标严重,Hg 含量是背景值的 0.55~2.91 倍,部分存在严重超标,其余 6 种重金属含量均未超标,Cd 含量变异系数为 112.1%,属高度变异,Hg 含量和 Ni 含量的变异系数分别是 56.95%、50.27%,属中度变异,其余 5 种重金属含量为低度变异。同时,Cd 含量在该区森林土壤中变异系数最高。统计结果显示,Hg 含量在该区域森林土壤中均较高,As 含量仅在青冈林土壤中较高;Cd、Cu、Hg 和 Ni 含量变异程度高,受外源因子干扰强烈。

2.1.2 不同深度土层重金属含量特征分析 如图 1 所示,在 0~60 cm 深度土壤中亮叶桦林土壤重金属 Cr、Pb、Hg、As、Cu 和 Cd 含量随土壤深度增加而减小,Ni 和 Zn 随土壤深度增加而增加;青冈林土壤中,随土层加深,Pb 和 Cd 含量降低,Ni、As 和 Cu 含量增加,Cr 含量呈先增后降趋势,Hg 和 Zn 含量呈先降后增趋势。与亮叶桦林相比,青冈林不同深

度土壤中 Cr、Ni 和 As 含量均较高,且差异显著 ( $P<0.05$ ),而 Cu 和 Cd 含量均较低 ( $P<0.05$ )。结果显示,该区土壤中,重金属 Hg 污染主要集中在

土壤表层(0~10 cm);As 污染主要集中在青冈林,且随土壤加深污染程度加剧。此外,除人为活动原因外,不同的森林群落也会影响土壤中重金属的富集。

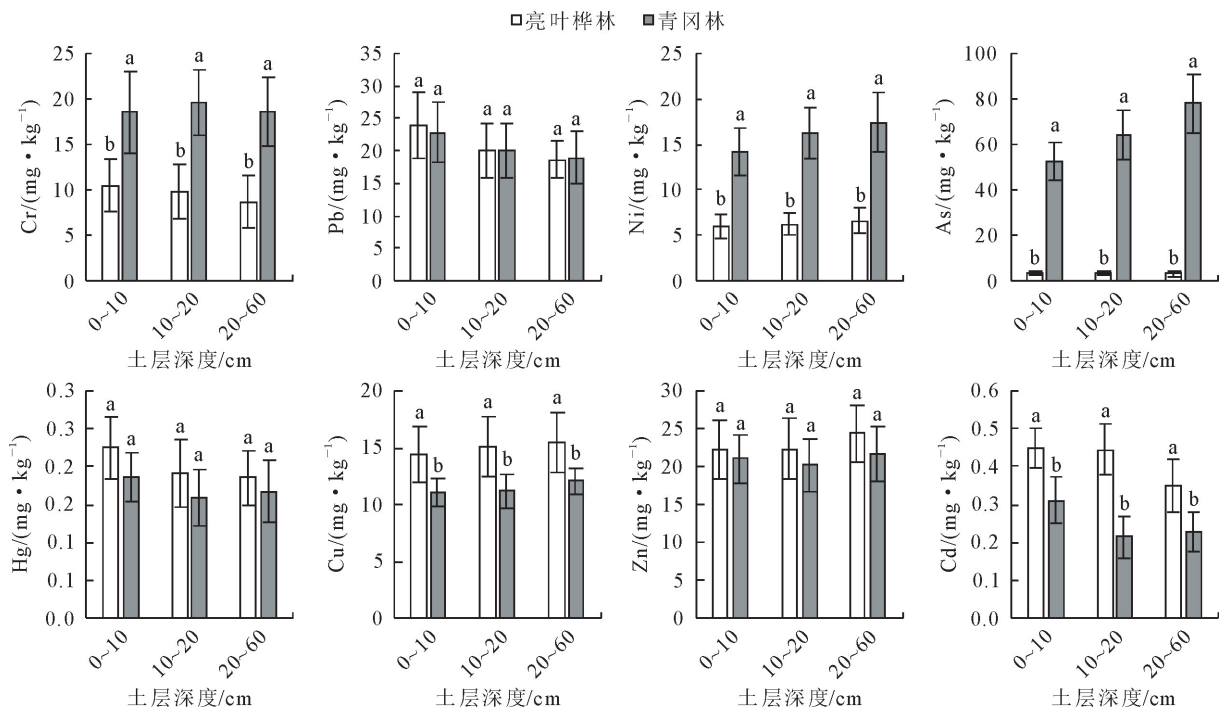
表 2 不同森林类型 0~60 cm 土壤的重金属描述统计

Table 2 Descriptive statistics of heavy metals in soils between 0 to 60cm of different forests

mg · kg<sup>-1</sup>

重金属	森林类型	范围	平均值	中值	标准差 SD	变异系数 C. V(%)	贵州省背景值	与背景值倍数
As	R	2.16~4.78	3.28	3.18	0.76	23.20	20	0.11~0.24
	Y	30.74~113.53	64.73	62.61	26.53	40.98		1.54~5.68
Hg	R	0.12~0.28	0.2	0.2	0.06	28.58	0.11	1.09~2.55
	Y	0.06~0.32	0.17	0.14	0.1	56.95		0.55~2.91
Cu	R	8.22~33.78	15	10.54	8.46	56.45	32	0.26~1.06
	Y	5.67~15.81	11.4	11.9	3.26	28.62		0.18~0.49
Zn	R	11.43~42.23	22.99	22.79	8.62	37.50	99.5	0.11~0.42
	Y	5.05~31.54	20.95	19.88	7.54	35.98		0.05~0.32
Cd	R	0.08~0.73	0.41	0.4	0.23	57.53	0.66	0.12~1.11
	Y	0.01~0.42	0.13	0.08	0.15	112.10		0.02~0.64
Cr	R	4.02~13.36	9.66	10.68	2.79	28.85	95.5	0.04~0.14
	Y	11.01~27.69	18.88	19.02	5.11	27.09		0.12~0.29
Pb	R	14.64~29.58	20.85	20.65	4.12	19.75	35.2	0.42~0.84
	Y	14.62~26.75	20.61	20.7	3.92	19.01		0.42~0.76
Ni	R	3.28~10.46	6.26	6.16	1.97	31.47	39.1	0.08~0.27
	Y	6.13~33.43	15.96	15.17	8.02	50.27		0.16~0.85

注:R 表示亮叶桦林,Y 表示青冈林。



不同小写字母表示土壤重金属含量在不同森林间显著差异 ( $P<0.05$ )。

图 1 不同深度土壤重金属浓度随不同森林类型的变化

Fig. 1 Variation of heavy metal concentrations in 0—10,10—20 and 20—60 cm deep soil layers among the different forests

2.1.3 土壤重金属随海拔分布格局 由图 2 可见, As 与 Hg 含量富集程度显著高于其余 6 种重金属, As 含量富集在海拔 1 190~1 440 m,在 1 200 m 达到超富集水平 ( $EF=6.008$ ),主要体现在青冈林土壤中;Hg 的富集集在 1 300~1 550 m,在 1 300 m

达到超富集水平 ( $EF=3.11$ ),青冈林和亮叶桦林土壤中均有体现。在各海拔分布下土壤重金属 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量均较低,EF 值与海拔无明显相关关系 ( $R^2=0.00$ ),总体来看,土壤重金属含量以及富集因子 EF 的变化与海拔之间无明显规律。

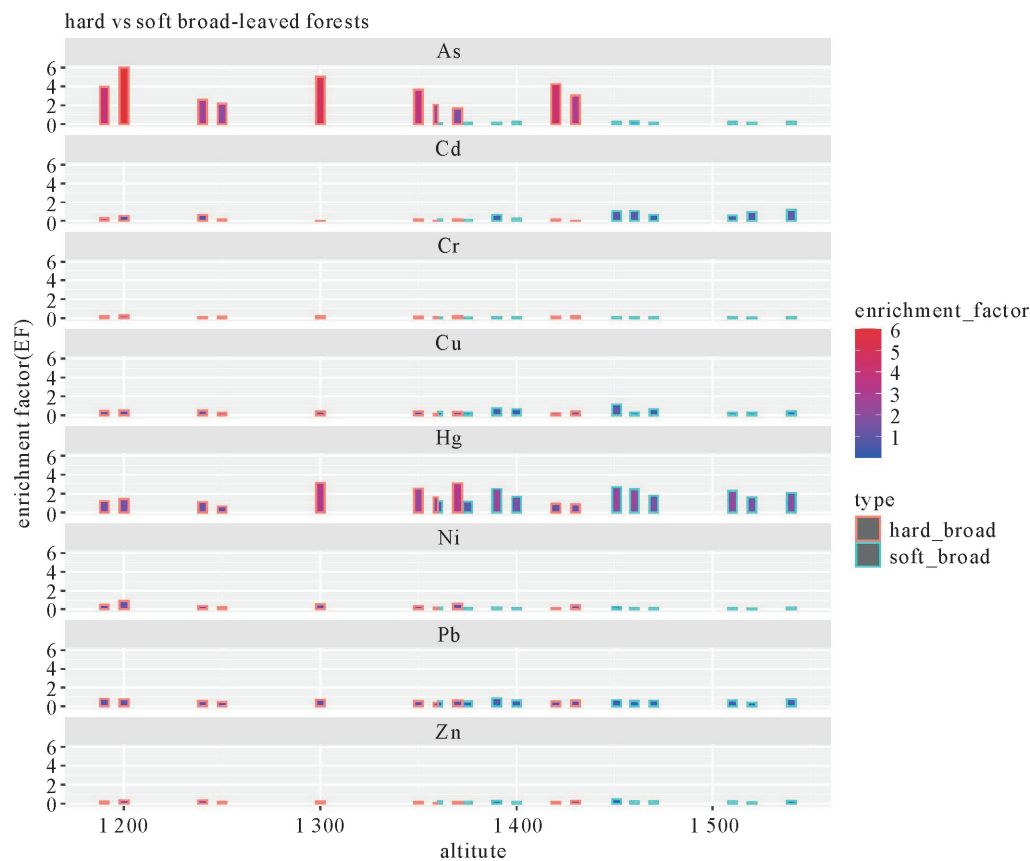


图 2 不同森林类型在不同海拔下土壤重金属含量的相对丰度(EF)分布

Fig. 2 Variations of important soil heavy metal content EFs along with elevation in different forests

2.2 土壤重金属的来源分析

2.2.1 土壤重金属含量间的相关性分析 该区亮叶桦林土壤重金属的相关关系如表 3 所示,Hg 与 Zn、Cd、Pb 和 Cr 的相关系数较大,分别为 0.74、0.75、0.64 和 0.82,呈显著正相关( $P<0.05$ ),其中,Hg 与 Cr 在  $P=0.01$  水平上呈极显著正相关,

表明 Hg、Zn、Cd、Pb、Cr 5 种重金属的来源相同;Zn 与 Ni 之间的相关系数为 0.92,也呈极显著正相关关系( $P<0.01$ ),说明 Zn 与 Ni 也是同一来源。而 As 与其余 7 种重金属之间的相关性均较低,说明该区亮叶桦林土壤中 As 与其余 7 种重金属的来源不同。

表 3 亮叶桦林土壤重金属含量间的相关性分析

Table 3 Correlation analysis of heavy metals in *B. luminiifera* forest soil

重金属	As	Hg	Cu	Zn	Cd	Cr	Pb	Ni
As	1							
Hg	0.618	1						
Cu	0.035	0.512	1					
Zn	0.359	0.738 *	0.732 *	1				
Cd	0.608	0.745 *	0.218	0.569	1			
Cr	0.456	0.821 **	0.331	0.59	0.551	1		
Pb	0.272	0.638 *	0.506	0.589	0.261	0.574	1	
Ni	0.242	0.557	0.581	0.923 **	0.395	0.399	0.486	1

注: \*  $P<0.05$ ; \*\*  $P<0.01$ 。下同。

该区青冈林土壤中重金属含量相关性如表 4 所示,Cu 与 Zn、Pb 的相关系数分别为 0.9 和 0.77,呈极显著正相关( $P<0.01$ );Ni 与 Cr、Pb 也呈极显著正相关( $P<0.01$ ),相关系数分别为 0.79 和 0.8,说明 Cu 和 Zn、Pb 属同一来源,Ni 和 Cr、Pb 属同一来源,

而 As 和 Hg 与其余 6 种重金属相关性较低,表明 As 和 Hg 与其余 6 种重金属的来源不同。总体来看,该区土壤中 As 的来源不同于其余 7 种重金属,不同森林群落对重金属的累积有一定影响,通过植物吸收、分解后导致不同重金属间的相关性有差异。



表 4 青冈林土壤重金属含量相关性分析

Table 4 Correlation analysis of heavy metals in *C. glauca* forest soil

重金属	As	Hg	Cu	Zn	Cd	Cr	Pb	Ni
As	1							
Hg	0.059	1						
Cu	0.388	0.04	1					
Zn	0.45	-0.199	0.904**	1				
Cd	0.299	-0.409	0.628	0.696*	1			
Cr	0.564	0.254	0.374	0.431	-0.046	1		
Pb	0.611	0.2	0.765**	0.638*	0.249	0.710*	1	
Ni	0.552	0.362	0.691*	0.593	0.343	0.794**	0.795**	1

2.2.2 土壤重金属的主成分分析 经过 KMO 检验后亮叶桦林和青冈林的 KMO 值分别为 0.553、0.541,均>0.5,可进行主成分分析,结果如表 5 所示,在软阔林和硬阔林中均获得了 PC1、PC2 个主成分因子,前 2 个主成分因子的方差贡献率分别为 75.83%和 77.37%,基本可以代表数据所包含的信息。亮叶桦林中,PC1 的方差贡献率为 58.46%,其中,Hg、Zn 的载荷较大,分别为 0.93 和 0.92,说明 Hg 和 Zn 的来源可能一致,而 PC2 的方差贡献率为 17.38%,仅 As 的载荷较大,为 0.85,说明 As 的来源与其余重金属的来源不同,这与相关性分析的结果一致;青冈林中,PC1 的方差贡献率为 54.59%,Zn、Ni、Pb、Cu 的载荷值分别为 0.85、0.89、0.89 和 0.87,说明这 4 种土壤重金属的来源可能一致。PC2 的方差贡献率为 22.78%,仅 Hg 的载荷值较大,为 0.8,说明 Hg 来源不同于其余重金属,主成分分析结果进一步表明 As 与 Hg 的来源与其余 6 种重金属不同,Zn、Ni、Pb 和 Cu 等 4 种重金属的来源相同。

表 5 不同森林类型土壤重金属的 PCA 分析

Table 5 PCA analysis of heavy metals in different forests

重金属	软阔林		硬阔林	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Hg	0.93	0.22	0.11	0.80
Zn	0.92	-0.29	0.85	-0.41
Cr	0.79	0.24	0.72	0.50
Ni	0.77	-0.39	0.89	0.29
Pb	0.71	-0.21	0.89	0.21
Cd	0.71	0.48	0.53	-0.75
Cu	0.65	-0.59	0.87	-0.26
As	0.37	0.85	0.69	0.13
方差贡献率(%)	58.46	17.38	54.59	22.78
累积方差贡献率(%)	58.46	75.83	54.59	77.37

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

对该区森林土壤重金属进行生态风险因子和潜

在生态风险指数评价,结果如表 6 所示,As、Hg、Cu、Zn、Cd、Cr、Pb 和 Ni 的潜在风险因子( $E_r^i$ )在亮叶桦林中的平均值分别为 1.64、72.76、2.34、0.23、18.52、0.2、2.96 和 0.8,由高到低依次为 Hg、Cd、Pb、Cu、As、Ni、Zn、Cr;在青冈林中分别为 32.36、62.03、1.78、0.21、5.88、0.4、2.93 和 2.04,由高到低依次为 Hg、As、Cd、Pb、Ni、Cu、Cr、Zn;综合来看,研究区土壤中 Hg 为中等生态危害,其余 7 种重金属均为轻度生态危害。以多个重金属的潜在生态危害指数(RI)来看,研究区亮叶桦林和青冈林的分风险指数分别为 99.46 和 107.63,亮叶桦林生态风险指数略低于青冈林生态风险指数,均处于轻度生态危害,且土壤中 Hg 污染应引起重视。

3 结论与讨论

3.1 结论

六枝特区亮叶桦林和青冈林土壤中 Hg 含量均较高,分别为 0.2、0.17 mg·kg<sup>-1</sup>,严重超过贵州省背景值,其污染主要集中在土壤表层(0~10 cm 土层)。而 As 含量仅在青冈林土壤中较高,为 64.73 mg·kg<sup>-1</sup>,污染程度随土壤深度加深而加剧;土壤中 Cd、Cu、Hg 和 Ni 含量变异程度高,受外源因子干扰强烈。

8 种重金属含量与海拔分布无明显关系,其中,森林土壤中不同海拔点的 Hg 含量均较高,在海拔 1 300 m 达到超富集水平(EF=3.11);青冈林土壤中 As 含量在海拔 1 200 m 达到超富集水平(EF=6.008)。

通过相关性分析和主成分分析可知,Hg 和 As 的来源与其余 6 种重金属不同,主要受人为因素影响。

六枝特区亮叶桦林和青冈林的风险指数分别为 99.46 和 107.63,均处于轻度生态危害,其中,Hg 的潜在风险因子在亮叶桦林和青冈林中分别为 72.76、62.03,均属中等生态危害。

表 6 喀斯特不同森林类型土壤重金属潜在生态风险评估  
Table 6 Ecological risk assessment of heavy metals in different forests in Karst area

重金属元素	As	Hg	Cu	Zn	Cd	Cr	Pb	Ni
$E_r^i$ 毒性系数	10	40	5	1	30	2	5	5
亮叶桦林 <i>B. luminiifera</i> forests	1.64	72.76	2.34	0.23	18.52	0.20	2.96	0.80
青冈林 <i>C. glauca</i> forests	32.36	62.03	1.78	0.21	5.88	0.40	2.93	2.04
$RI$ 亮叶桦林 <i>B. luminiifera</i> forests	99.46							
青冈林 <i>C. glauca</i> forests	107.63							

3.2 讨论

土壤重金属在环境中迁移运动,以其生矿物或内生沉淀物、络合物等形式存在,贵州作为喀斯特矿产资源较为丰富的地区,随着工业化及人类采矿加剧,导致过量重金属进入周围环境中<sup>[25]</sup>,使得喀斯特地区土壤质量和生产能力下降。土壤重金属具有不易降解、不可逆性及长期性的特点,对人类生存有潜在风险<sup>[26]</sup>;而森林生态系统通过林冠、地表凋落物的截留及吸附作用<sup>[27]</sup>,可降低重金属污染。通过对森林土壤重金属的累计特征及潜在风险分析,有助于了解森林土壤的健康状况并制定相应的环境保护策略。本研究中,研究区 Hg 在土壤表层相对富集,并且变异程度较大,而土壤中 Hg 的来源为成土母质、煤燃烧及有色金属冶炼<sup>[28]</sup>,但成土母质层对 Hg 来源影响较小,主要受人为因素影响,并且 Hg 在向下迁移过程中,受土壤环境影响,迁移能力较弱,导致 Hg 在土壤表层富集<sup>[29]</sup>。此外,Hg 含量在每个海拔分布均相对富集,且大部分超过贵州省背景值,这是因为研究区周边矿石资源丰富,人为活动频繁开采所致<sup>[15]</sup>,这也导致 Hg 积累存在潜在风险,呈中等生态危害,并且相关性和主成分分析结果也表明,Hg 与其余重金属的来源不同,说明人为活动导致大量 Hg 被引入到周边环境。

本研究中,As 虽处于轻度生态危害,但在青冈林中 As 的含量是背景值的 1.54~5.68 倍,超标严重,并且 As 与其余重金属的来源不同,说明该地区分布 As 矿丰富,煤的燃烧及工业冶炼活动频繁,虽有研究表明青冈阔叶林对重金属 As 的截留能力较强<sup>[30]</sup>,但截留能力有限,对于高浓度的 As 污染,净化效果较弱。但亮叶桦林中,As 的含量较低,表明亮叶桦对 As 的截留和吸附能力要高,使得研究区 As 整体处于轻度生态风险。研究区亮叶桦林土壤中 Cr 的含量要低于青冈林,且差异明显 ( $P < 0.05$ ),是因为亮叶桦林对 Cr 的综合修复能力比青冈林大<sup>[31]</sup>。此外,研究区土壤中 Cd 和 Pb 含量均较低,可能是周围环境引入源较少,加之阔叶林林冠层对大气沉降中 Cd 和 Pb 的截留及富集<sup>[30,32]</sup>。

有研究表明,“冷捕集效应”是高山地区土壤中

的重金属浓度和富集因子随海拔高度增加的可能因素之一<sup>[33-34]</sup>,但是,本研究发现,土壤重金属浓度并未发生类似的现象,即重金属浓度以及 EF 与海拔之间无线性相关性 ( $R^2 = 0.00$ ),原因可能是研究区周边人为采矿活动频繁,工业冶炼的引入及化石燃料的燃烧导致研究区土壤重金属的海拔分布没有明显的规律性。通过土壤重金属潜在生态风险分析,研究区整体处在轻度生态风险,这是由于研究区阔叶林对重金属的截留及吸附功能,综合修复重金属污染,从而降低重金属的潜在风险,但森林对重金属的净化能力有限,对于该地区的 Hg 及 As 污染,相关部门应引起重视。

参考文献:

[1] 樊志颖,李江荣,高郅,等. 色季拉山森林土壤重金属空间分布特征及污染评价[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2020,48(8):93-100.  
FAN Z Y, LI J R, GAO T, et al. Spatial distribution characteristics and pollution assessment of heavy metals in forest soils of the Sygera mountain[J]. Journal of Northwest A&F University: Natural Science Edition, 2020, 48(8): 93-100. (in Chinese)

[2] 杨皓,范明毅,黄先飞,等. 喀斯特山区燃煤型电厂周边农业土壤中重金属的污染特征及评价[J]. 生态环境学报, 2016, 25(5):893-902.  
YANG H, FAN M Y, HUANG X F, et al. Pollution characteristics and evaluation for agriculture soils around the coal-fired power plant located in Karst mountainous area[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(5): 893-902. (in Chinese)

[3] ESMAEILI A, MOORE F, KESHAVARZI B, et al. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran[J]. Catena, 2014, 121: 88-98.

[4] 李一蒙,马建华,刘德新,等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(3):1037-1044.  
LI Y M, MA J H, LIU D X, et al. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risks of urban soils in Kaifeng city, China [J]. Environmental Science, 2015, 36 (3): 1037-1044. (in Chinese)

[5] 孙慧,毕如田,郭颖,等. 广东省土壤重金属溯源及污染源解析[J]. 环境科学学报, 2018, 38(2):704-714.  
SUN H, BI R T, GUO Y, et al. Source apportionment analysis of trace metal contamination in soils of Guangdong Province, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38 (2): 704-

714. (in Chinese)
- [6] 周建军, 周桔, 冯仁国. 我国土壤重金属污染现状及治理战略[J]. 中国科学院院刊, 2014, 29(3): 315-320, 350, 272.  
ZHOU J J, ZHOU J, FENG R G. Status of China's heavy metal contamination in soil and its remediation strategy[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2014, 29(3): 315-320, 350, 272. (in Chinese)
- [7] 陈卫平, 杨阳, 谢天, 等. 中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策[J]. 土壤学报, 2018, 55(2): 261-272.  
CHEN W P, YANG Y, XIE T, *et al.* Challenges and countermeasures for heavy metal pollution control in farmlands of China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, 55(2): 261-272. (in Chinese)
- [8] LI Z, MA Z, VANDER KUIJP T J, *et al.* A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2014, 483: 468-469.
- [9] 叶俊, 任大军, 张晓晴, 等. 中国部分林地土壤重金属含量特征及污染评价[J]. 科学技术与工程, 2020, 20(6): 2507-2514.  
YE J, REN D J, ZHANG X Q, *et al.* Heavy metal contents distribution and contamination assessment in some Chinese forest soils[J]. Science Technology and Engineering, 2020, 20(6): 2507-2514. (in Chinese)
- [10] 余斐, 叶彩红, 许窈孜, 等. 韶关市花岗岩地区森林土壤重金属污染评价[J]. 生态环境学报, 2022, 31(2): 354-362.  
YU F, YE C H, XU T Z, *et al.* Evaluation of heavy metal pollution in woodland soil of granite area in Shaoguan city[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2022, 1(2): 354-362. (in Chinese)
- [11] 俞月凤, 彭晚霞, 宋同清, 等. 喀斯特峰丛洼地不同森林类型植物和土壤 C、N、P 化学计量特征[J]. 应用生态学报, 2014, 25(4): 947-954.  
YU Y F, PENG W X, SONG T Q, *et al.* Stoichiometric characteristics of plant and soil C, N and P in different forest types in depressions between Karst hills, Southwest China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(4): 947-954. (in Chinese)
- [12] 罗倩, 张珍明, 向准, 等. 梵净山自然保护区林地土壤重金属分布与富集特征[J]. 西南农业学报, 2017, 3(10): 2352-2359.  
LUO Q, ZHANG Z M, XIANG H, *et al.* Distribution and enrichment characteristics of heavy metals in soil of woodland in Fanjing mountain nature reserve[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2017, 3(10): 2352-2359. (in Chinese)
- [13] 喻子恒, 黄国培, 张华, 等. 贵州丹寨金汞矿区稻田土壤重金属分布特征及其污染评估[J]. 生态学杂志, 2017, 36(8): 2296-2301.  
YU Z H, HUANG G P, ZHANG H, *et al.* Distribution and pollution assessment of heavy metals in paddy soil in Danzhai Au-Hg mining area, Guizhou, China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2017, 36(8): 2296-2301. (in Chinese)
- [14] 陈晓燕, 刘桂华, 范成五, 等. 黔东南州黎平县耕地土壤重金属生态风险的评价[J]. 西南农业学报, 2019, 32(6): 1412-1416.  
CHEN X Y, LIU G H, FAN C W, *et al.* Ecological risk assessment of heavy metals in farmland soil in Liping county of Qiandongnan prefecture[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2019, 32(6): 1412-1416. (in Chinese)
- [15] 刘南婷, 刘鸿雁, 吴攀, 等. 典型喀斯特地区土壤重金属累积特征及环境风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(5): 797-809.  
LIU N T, LIU H Y, WU P, *et al.* Accumulation characteristics and environmental risk assessment of heavy metals in typical Karst soils[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2021, 38(5): 797-809. (in Chinese)
- [16] 张瑞雪, 翟全德, 叶慧君, 等. 贵州省区域煤矿排水重金属污染特征及健康风险评价[J]. 安全与环境学报, 2021, 21(3): 1333-1341.  
ZHANG R X, QU Q D, YE H J, *et al.* Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals from coal mine drainage of different regions in Guizhou Province[J]. Journal of Safety and Environment, 2021, 21(3): 1333-1341. (in Chinese)
- [17] 盘远方, 李娇凤, 黄昶吟, 等. 桂林岩溶石山不同坡向灌丛植物多样性与土壤环境因子的关系[J]. 广西植物, 2019, 39(8): 1115-1125.  
PAN Y F, LI J F, HUANG C Y, *et al.* Relationship between plant diversity of shrubs and soil environmental factors along with slope aspects in Karst hills of Guilin, Southwest China[J]. Guihaia, 2019, 39(8): 1115-1125. (in Chinese)
- [18] 罗海波, 刘方, 龙健, 等. 贵州山区煤矸石堆场重金属迁移对水稻土质量的影响及评价[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 71-74, 79.  
LUO H B, LIU F, LONG J, *et al.* Impacts of heavy metal migration from gangue yard on paddy soil quality in hilly areas of Guizhou Province and its evaluation[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2010, 24(3): 71-74, 79. (in Chinese)
- [19] 陈新闻, 郭建英, 董智, 等. 绿洲边缘新月形沙丘表层沉积物粒度与重金属分布特征[J]. 环境科学学报, 2015, 35(11): 3662-3668.  
CHEN X C, GUO J Y, DONG Z, *et al.* Grain size and heavy metals distribution characteristics on surface sediments of the barchans in the edge of oasis[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(11): 3662-3668. (in Chinese)
- [20] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [21] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 3(2): 112-115.  
XU Z Q, NI S J, TUO X G, *et al.* Calculation of heavy metals toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 3(2): 112-115. (in Chinese)
- [22] ZOLLER W H, GLADNEY E S, DUCE R A. Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the south pole[J]. Science, 1974, 183(4121): 198-200.
- [23] 王玉军, 陈能场, 刘存, 等. 土壤重金属污染防治的有效措施: 土壤负载容量管控法——献给 2015“国际土壤年”[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(4): 613-618.  
WANG Y J, CHEN N C, LIU C, *et al.* Effective measures to prevent heavy metal pollution: management and control methods based loading capacity of soil: to international year of soils, IYS 2015[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(4): 613-618. (in Chinese)



- 量的尺度转换研究[J]. 中国水利, 2008, (5): 24-25.
- BAI Y G, ZHANG J H, WANG X Y, *et al.* Studies on scale convention of individual *Populus euphratica* and forest water consumption in Tarim Basin [J]. China Water Resources, 2008, (5): 24-25. (in Chinese)
- [8] 孙龙, 王传宽, 杨国亭, 等. 应用热扩散技术对红松人工林树干液流通量的研究[J]. 林业科学, 2007, 43(11): 8-14.
- SUN L, WANG C K, YANG G T, *et al.* Sapflow flux of *Pinus koraiensis* plantation measured by thermal dissipation probes [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2007, 43(11): 8-14. (in Chinese)
- [9] BARBOUR M M, HUNT J E, WALCROFT A S, *et al.* Components of ecosystem evaporation in a temperate coniferous rainforest, with canopy transpiration scaled using sapwood density[J]. New Phytologist, 2005, 165(2): 549-558.
- [10] CHABOT R, BOUARFA S, ZIMMER D, *et al.* Evaluation of the sap flow determined with a heat balance method to measure the transpiration of a sugarcane canopy [J]. Agricultural Water Management, 2005, 75(1): 10-24.
- [11] 岳广阳, 赵哈林, 张铜会, 等. 小叶锦鸡儿灌丛群落蒸腾耗水估算方法[J]. 植物生态学报, 2009, 33(3): 508-515.
- YUE G Y, ZHAO H L, ZHANG T H, *et al.* Estimation of transpiration in communities dominated by shrub *Caragana microphylla* [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2009, 33(3): 508-515. (in Chinese)
- [12] FIORA A, CESCATTI A. Vertical foliage distribution determines the radial pattern of sap flux density in *Picea abies* [J]. Tree Physiology, 2008, 28, 1317-1323.
- [13] 杨军军, 封建民, 何志斌. 基于热比率法的青海云杉林蒸腾量估算[J]. 植物生态学报, 2018, 42(2): 195-201.
- YANG J J, FENG J M, HE Z B. Estimating whole-tree water use of *Picea crassifolia* based on heat ratio method [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2018, 42(2): 195-201. (in Chinese)
- [14] 李浩, 胡顺军, 朱海, 等. 基于热扩散技术的梭梭树干液流特征研究[J]. 生态学报, 2017, 37(21): 7187-7196.
- LI H, HU S J, ZHU H, *et al.* Characterization of stem sap flow *Haloxylon ammodendron* by using thermal dissipation technology [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(21): 7187-7196. (in Chinese)
- [15] GRANIER A. Sap flow measurements in douglas-fir tree trunks by means of a new thermal method [J]. Annals of Forest Science, 1987, 44(1): 1-14.
- [16] FU S, SUN L, LUO Y. Combining sap flow measurements and modelling to assess water needs in an oasis farmland shelterbelt of *Populus simonii* Carr. in Northwest China [J]. Agricultural Water Management, 2016, 177: 172-180.
- [17] LÜTTSCWAGER D, JOCHHEIM H. The potential of remote sensing-based models on global water-use efficiency estimation: an evaluation and intercomparison of an ecosystem model (BESS) and algorithm (MODIS) using site level and upscaled eddy covariance data [J]. Forests, 2020, 11: 537.
- [18] 李双, 杜建括. 基于植物生物学参数的多枝桧柳耗水量估算方法[J]. 节水灌溉, 2018(7): 98-103.
- LI S, DU J K. An estimation method for water consumption of *Tamarix ramosissima* ledeb based on plant biological parameters [J]. Water Saving Irrigation, 2018(7): 98-103. (in Chinese)
- (上接第 88 页)
- [24] 迟清华, 酆明才. 应用地球化学元素丰度数据手册 [M]. 北京: 地质出版社, 2007: 80-96.
- [25] 苏维词, 朱文孝. 贵州喀斯特山区生态环境脆弱性分析 [J]. 山地学报, 2000, 18(5): 429-434.
- SU W C, ZHU W X. The eco-environmental fragility in Karst mountain regions of Guizhou Province [J]. Mountain Research, 2000, 18(5): 429-434. (in Chinese)
- [26] 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 C M, WANG L S, GONG Z Q, *et al.* Chemical forms of soil heavy metals and their environmental significance [J]. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(12): 1499-1502. (in Chinese)
- [27] 钱学诗, 钱壮壮, 王波, 等. 森林生态系统对降水过程中的重金属影响研究综述 [J]. 世界林业研究, 2022, 35(3): 8-13.
- QIAN X S, QIAN Z Z, WANG B, *et al.* A review of the effect of forest ecosystems on heavy metals in precipitation [J]. World Forestry Research, 2022, 35(3): 8-13. (in Chinese)
- [28] 李林, 周启星. 我国典型城市大气汞污染及对人体健康的影响 [J]. 生态毒理学报, 2014, 9(5): 832-842.
- LI L, ZHOU Q X. Atmospheric mercury pollution in typical cities of china and its influences on human health [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(5): 832-842. (in Chinese)
- [29] 曾昭婵, 李本云. 万山汞矿区土壤汞污染及其防治研究 [J]. 环境科学与管理, 2016, 41(5): 115-118.
- ZENG Z C, LI B Y. Preliminary study on soil mercury pollution and its prevention and control in Wanshan mercury mine area [J]. Environmental Science and Management, 2016, 41(5): 115-118. (in Chinese)
- [30] 康希睿, 张涵丹, 王小明, 等. 北亚热带 3 种森林群落对大气湿沉降重金属的调控 [J]. 生态学报, 2021, 41(6): 2107-2117.
- KANG X R, ZHANG H D, WANG X M, *et al.* Distribution of heavy metals in precipitation by three forest communities in northern subtropical region of China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(6): 2107-2117. (in Chinese)
- [31] 僮祥英, 邓锋, 文竹. 毕节煤矸石污染地优势木本植物土壤修复能力研究 [J]. 环境科学与技术, 2016, 39(12): 173-177, 193.
- TONG X Y, DENG F, WEN Z. Study on phytoremediation potential of dominant woody plants for the soil contaminated by coal gangue in Bijie [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 39(12): 173-177, 193. (in Chinese)
- [32] 魏星宇. 贵州草海流域不同土地类型重金属污染下的景观修复设计探究 [D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2021.
- [33] BING H, WU Y, ZHOU J, *et al.* Biomonitoring trace metal contamination by seven sympatric alpine species in Eastern Tibetan Plateau [J]. Chemosphere, 2016, 165: 388-398.
- [34] BING H, ZHOU J, WU Y, *et al.* Barrier effects of remote high mountain on atmospheric metal transport in the Eastern Tibetan Plateau [J]. Sci. Total Environ, 2018, 628-629: 687-696.