

doi: 10.12029/gc20240424004

胡兆鑫, 罗为群, 吴泽燕, 谢运球, 刘绍华, 涂纯. 2025. 基于土地利用的广西田东县土壤重金属污染风险评价与来源解析[J]. 中国地质, 52(4): 1408–1424.

Hu Zhaoxin, Luo Weiqun, Wu Zeyan, Xie Yunqiu, Liu Shaohua, Tu Chun. 2025. Pollution risk assessment and source analysis of soil heavy metals in Tiandong County, Guangxi based on land use[J]. Geology in China, 52(4): 1408–1424(in Chinese with English abstract).

基于土地利用的广西田东县土壤重金属污染风险 评价与来源解析

胡兆鑫^{1,2}, 罗为群^{1,2}, 吴泽燕^{1,2}, 谢运球^{1,2}, 刘绍华^{1,2}, 涂纯^{1,2}

(1. 中国地质科学院岩溶地质研究所, 自然资源部/广西岩溶动力学重点实验室, 联合国教科文组织国际岩溶研究中心, 广西桂林 541004; 2. 广西平果喀斯特生态系统国家野外科学观测研究站/百色平果喀斯特生态系统广西野外科学观测研究站, 广西平果 531406)

摘要:【研究目的】查明广西田东县土壤重金属含量特征, 评价土壤重金属污染风险, 揭示土壤重金属来源, 为当地绿色农业开发、土壤重金属污染防治及土地资源管理提供科学依据。【研究方法】系统采集 2779 件表层土样和 704 件深层土样, 组合形成表层分析样 704 件、深层分析样 176 件, 分析测试了 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 共 8 种重金属元素含量, 运用统计分析方法对重金属含量特征进行分析; 对于水田、旱地、果园和建制镇等人类活动影响强烈区, 依据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)和《土壤环境质量建设用土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)对表层土壤重金属污染风险进行评价; 对于有林地、灌木林地、其他林地、其他草地、其他园地和裸地等人类活动影响较弱区, 以深层土壤重金属元素含量作为背景值, 利用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法对表层土壤重金属污染风险进行评价; 采用相关分析、插值分析、因子分析和绝对主成分—多元线性回归模型(APCS—MLR)对表层土壤重金属来源进行解析。【研究结果】表层土壤中重金属平均含量明显高于全国表层土壤背景值, 深层土壤中重金属平均含量明显高于全国深层土壤背景值, 岩溶区土壤重金属元素平均含量明显高于非岩溶区土壤; 水田、旱地、果园和建制镇重金属污染风险评价结果显示, 旱地污染风险较高, 旱地中 Cd 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例为 33.59%; 有林地、灌木林地、其他林地、其他草地、其他园地和裸地重金属污染风险评价结果显示, 除 Cd 外, 其他重金属污染程度以无和轻度为主, Cd 轻度、中度和重度污染样品占比分别为 43.52%、15.09% 和 10.64%; 研究区表层土壤重金属来源于成土母质和人类活动, 成土母质源和人类活动源对重金属的平均贡献率分别为 78.58% 和 21.42%。【结论】研究区土壤重金属具有高含量特征, Cd 为研究区首要防控污染元素, 重金属含量总体受地质背景控制, 人类活动带来了重金属的进一步累积。

关键词: 广西田东县; 岩溶; 重金属; 污染风险评价; 来源; 环境地质调查工程

创 新 点: (1) 对不同土地利用类型土壤重金属污染进行分类评价, 实现了重金属污染的精细、精准化评价; (2) 利用绝对主成分—多元线性回归模型(APCS—MLR)量化了成土母质源和人类活动源对研究区土壤重金属的贡献。

中图分类号: X53; X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1000-3657(2025)04-1408-17

Pollution risk assessment and source analysis of soil heavy metals in Tiandong County, Guangxi based on land use

收稿日期: 2024-04-24; 改回日期: 2024-06-07

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFF1300702)、中国地质调查局项目(DD20160324, DD20230453)和广西科技基地和人才专项(桂科 22-035-130-05)联合资助。

作者简介: 胡兆鑫, 男, 1990 年生, 硕士, 主要从事土壤地球化学研究; E-mail: hzhaixin@mail.cgs.gov.cn。

<http://geochina.cgs.gov.cn> 中国地质, 2025, 52(4)

HU Zhaoxin^{1,2}, LUO Weiqun^{1,2}, WU Zeyan^{1,2}, XIE Yunqiu^{1,2}, LIU Shaohua^{1,2}, TU Chun^{1,2}

(1. Institute of Karst Geology, CAGS/ Key Laboratory of Karst Dynamics, MNR & GZAR/International Research Centre on Karst under the Auspices of UNESCO, Guilin 541004, Guangxi, China; 2. Pingguo Guangxi, Karst Ecosystem, National Observation and Research Station/Pingguo Baise, Karst Ecosystem, Guangxi Observation and Research Station, Pingguo 531406, Guangxi, China)

Abstract: This paper is the result of environmental geological survey engineering.

[Objective] This study aims to characterize the heavy metal content in soil, assess topsoil pollution risk and apportion the sources of topsoil heavy metals, thereby providing a scientific basis for green agriculture development, soil heavy metal pollution prevention and land resource management in Tiandong County, Guangxi. **[Methods]** A total of 2779 topsoil and 704 subsoil samples were collected systematically, which were formed into 704 topsoil and 176 subsoil analysis samples. The content of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn was determined. Statistical analysis methods were applied to analyze the characteristics of heavy metal content. For paddy fields, drylands, orchards, and towns with strong human activity impacts, topsoil heavy metal pollution risk was assessed against the “Soil Environmental Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land (Trial)” (GB15618—2018) and “Soil Environmental Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Construction Land (Trial)” (GB36600—2018). For forest land, shrub land, other woodlands, other grasslands, other orchards, and bare land with weak human activity impacts, topsoil heavy metal pollution risk was assessed by using the single-factor pollution index and the Nemerow comprehensive pollution index, with subsoil metal content as the background. The heavy metal sources were analyzed using correlation analysis, factor analysis, and the Absolute Principal Component-Multiple Linear Regression (APCS-MLR) model.

[Results] The average content of heavy metals in topsoil and subsoil was both significantly higher than the corresponding national background values. The average content of heavy metal elements in karst soil were significantly higher than that in non-karst soil. The risk assessment for paddy fields, dry land, orchards, and towns showed that the dry land posed the highest pollution risk. In dry land, 33.59% of soil samples exceeded Cd pollution risk screening value. The risk assessment for forest land, shrub land, other woodlands, other grasslands, other orchards, and bare land showed that pollution by heavy metals other than Cd was largely absent or mild. The proportions of samples with mild, moderate and severe Cd pollution were 15.06%, 19.20% and 10.74%, respectively. Topsoil heavy metals in the study area originated from soil parent material and anthropogenic sources, contributing 78.58% and 21.42%, respectively. **[Conclusion]** Soil heavy metals in the study area exhibited high content. Cd was the primary pollution prevention and control element in the study area. The heavy metal content was primarily controlled by the geological background, with human activities contributing to their further accumulation.

Key words: Tiandong County, Guangxi; karst; heavy metals; pollution risk assessment; sources; environmental geological survey engineering

Highlights: (1) A categorical assessment of heavy metal pollution across different land use types was conducted, enabling a refined and precise evaluation of heavy metal pollution; (2) The contributions of soil parent material and anthropogenic sources to soil heavy metals in the study area were quantified using the APCS-MLR model.

About the first author: HU Zhaoxin, male, born in 1990, master, mainly engaged in soil geochemistry research; E-mail: hzhaoxin@mail.cgs.gov.cn.

Fund support: Supported by the projects of National Key Research and Development Program of China (No.2022YFF1300702), China Geological Survey (No.DD20160324, No.DD20230453) and Guangxi Scientific Base and Talents Project (No.Guikue 22-035-130-05).

1 引言

土壤是生态环境的重要组成部分(刘品祯等, 2018), 也是人类赖以生存的宝贵资源(许青阳等,

2025)。在土壤污染的众多来源中, 重金属污染高居首位(赵岩等, 2024)。由于土壤重金属污染具有不可逆性、耐久性和难恢复性等特点(Chai et al., 2021), 土壤重金属污染已成为受全世界广泛关注

的难题(毕书海等, 2025)。土壤中的重金属过量累积不仅会对生态环境造成严重破坏, 还会通过食物链逐级富集传递, 威胁人类健康, 引发诸如发育受损、智力下降、短期健忘症、认知障碍和心血管等疾病(Cheng et al., 2020; Jiang et al., 2020; Anaman et al., 2022; Fei et al., 2022; 唐瑞玲等, 2024)。据 2014 年发布的《全国土壤污染状况调查公报》, 全国土壤总超标率达 16.1%, 其中, 土壤重金属 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的点位超标率分别为 2.7%、7.0%、1.1%、2.1%、1.6%、4.8%、1.5% 和 0.9%, 土壤环境状况总体不容乐观^①(陈能场等, 2017; 李杰等, 2018)。

土壤中重金属含量主要受到成土母质和人类活动的影响(Lü et al., 2014; 唐豆豆等, 2018; 马宏宏等, 2020), 通常成土母质是土壤中重金属含量的主要控制因素(于元赫等, 2018), 但是在某些区域人类活动对土壤中重金属的贡献率能够超过成土母质(Chen et al., 2005)。中国是世界上岩溶区面积最大的国家, 其中以云南、贵州、广西、湖南、湖北、四川、重庆和广东等西南 8 省(区、市)分布最广, 裸露型岩溶分布面积达 53.56 万 km², 约占土地总面积的 27.41%(Jiang et al., 2014; 蒋忠诚等, 2016; 胡兆鑫等, 2024)。广西是中国岩溶发育最强烈的地区(李国芬, 1996; 杨琼等, 2021), 岩溶区面积 9.87 万 km²(张鹏和丘萍, 2014), 约占全区总面积的 41.57%(蒋忠诚, 2004)。岩溶区由于独特的成土母质, 使得其形成的土壤具有明显的重金属富集特征, 是地质成因土壤重金属高背景区的主要类型之一(Lü et al., 2013; Martín et al., 2013; Lu et al., 2018)。据全国第一次土壤污染详查资料, 广西表层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 分别是全国表层土壤的 2.0、4.5、1.6、1.1、2.6、1.3、1.4 和 1.4 倍, 是中国典型的重金属地质高背景区(Chen et al., 2015; 马宏宏等, 2020)。已有研究表明, 岩溶区土壤重金属多数处于一种“高背景、低活性”的状态(胡鹏杰等, 2023; 王惠艳等, 2023), 科学准确地评估岩溶地区土壤重金属污染风险对于区域土地资源安全利用具有重要意义。已有岩溶地区土壤重金属污染评价尺度多为乡镇及以下级别, 评价对象多为耕地(唐豆豆等, 2018; 王惠艳等 2023; 唐瑞玲等, 2024), 鲜见岩溶县域尺度的全地类土壤重金属污染风险评

价。而且, 已有土壤重金属污染风险评价多采用宏观区域上的土壤重金属背景值作为参比背景值(陈彪等, 2022; 覃星铭等, 2022; 戴文婷等, 2024; 许青阳等, 2025), 但是背景值严格来说是一个范围, 而不是一个单一的值(Reimann and Garrett, 2005), 而且不同地区地质背景不同, 土壤重金属背景值也往往存在差异(吕悦风等, 2019)。此类“一刀切”式的取单一背景值进行污染评价很难反映重金属污染的真实情况, 尤其是在需要对土壤重金属污染进行精准防控的县域尺度上, 这种评价方法更具有局限性。

田东县位于广西百色国家农业科技园区内, 是广西主要的“南菜北运”生产基地之一, 其中“田东香芒”获国家地理标志产品保护认证, 被农业部命名为“中国芒果之乡”和“第二批全国创建无公害农产品(种植业)生产示范基地县”, 先后入选“国家现代农业示范区”、“国家农业绿色发展先行区”和“农业绿色发展先行先试支撑体系建设试点县”。田东县岩溶区面积达 1071 km², 占土地总面积的 38%, 为广西岩溶县(碳酸盐岩出露面积占土地总面积超过 30% 的县)之一(曹建华等, 2004)。田东县作为全国重要的无公害农业基地, 准确识别其土壤重金属污染风险和来源, 对于当地农业绿色发展具有重要意义。因此, 本文以广西岩溶县田东县为研究对象, 利用田东县土地质量地球化学调查数据, 系统分析田东县土壤重金属含量特征, 通过不同土地利用类型土壤的分类评价, 实现重金属污染的精细、精准化评价, 同时解析重金属来源, 以期在当地绿色农业开发、土壤污染精准防控及土地资源精细化管理提供依据。

2 材料与方法

2.1 研究区概况

田东县为广西壮族自治区百色市辖县, 位于广西西部, 地处右江河谷腹部, 土地总面积 2816 km²。田东县属亚热带季风气候, 年均气温 21.9℃, 年平均降雨量 1200 mm(罗正华, 2023)。地势南北高, 中间低, 海拔最高 1022 m, 平均 637 m。北面以低山丘陵地貌为主, 南面以峰丛洼地、谷地及溶岭谷地地貌为主。县内主要河流为右江河水系及红水河支流, 河流总长度 277 km, 年均流量 371 m³/s。

区内出露地层主要为泥盆系、石炭系、二叠系、三叠系、白垩系、古近系和第四系,以三叠系分布最广,岩性主要为碎屑岩、灰岩和白云岩。田东县大地构造位于华南褶皱系右江褶皱带二级构造单元内,地处桂西拗陷和靖西—田东隆起两个三级构造单元的交接地带。断裂构造以北部的北西向断裂和南部的北东向断裂为主,比较典型的有右江大断裂和高楼—那良断裂。区内岩浆岩不发育,仅在北部那拔镇和义圩镇一带有辉绿岩出露。田东县土壤类型主要为红壤、赤红壤和水稻土。根据第二次全国土地调查结果,田东县水田、旱地、果园、其他园地、有林地、其他林地、灌木林地、其他草地和裸地面积占比分别为 7.16%、18.06%、2.99%、2.31%、23.45%、15.12%、15.43%、4.84% 和 6.61%,其他地类总面积占比 4.02%。田东县粮食作物以水稻、玉米为主,经济作物以竹子、甘蔗、蔬菜、水果等为主。

2.2 样品采集与测试分析

样品采集按照《多目标区域地球化学调查规范(1:250000)》(DZ/T 0258—2014)执行,采用双层网格法采集表层和深层土壤样品。表层土壤样以 1 km×1 km 网格为采样小格,以 2 km×2 km 网格为采样大格,基本采样密度 1 个/km²,采样深度 0~20 cm,在采样点周围 100 m 范围内采集 3~5 个子样合并成 1 个样品。深层土样以 2 km×2 km 网格为采样小格,以 4 km×4 km 网格为采样大格,基本采样密度 1 个/4 km²,采样深度 150~200 cm。采集的土壤样品在室内阴干后过 20 目尼龙筛,表层样品按 4 km² 采样大格、深层样品按 16 km² 采样大格将大格中样品等重量组合成 1 件不低于 200 g 的分析样品。此次研究共采集表层土样 2779 件、深层土样 704 件(图 1),组合形成表层分析样 704 件、深层分析样 176 件(表 1)。

样品测试分析由广东省地质实验测试中心完成,其中 As 和 Hg 通过王水溶样法采用原子荧光光谱仪(AFS-XGY-1011A)测定,检出限分别为 0.12 mg/kg 和 0.0004 mg/kg; Pb 和 Zn 通过粉末压片法采用 X 射线荧光光谱仪(S4 PIONEER)测定,检出限均为 2 mg/kg; Cd 通过 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 溶样法采用等离子体质谱仪(DRC-e)测定,检出限为 0.01 mg/kg; Cr、Cu 和 Ni 通过 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 溶样法采用等离子体光谱仪(Optima 8300)测定,检出

限分别为 1.02 mg/kg、0.17 mg/kg 和 1.8 mg/kg。测试时严格按照《多目标区域地球化学调查规范》(DZ/T 0258—2014)的要求,采取实验室内部质量控制和外部质量控制手段监控分析质量。在内部质量控制中,各项指标的准确度、精密度合格率均为 100%,重复性检验合格率均为 100%;在外部质量控制中,各项指标的准确度、精密度总体合格率均大于 90%,标准控制样的测定值和标准值相关系数均大于 0.90。样品分析的各项质量参数达到规范要求,分析测试结果可靠。

2.3 数据处理与图件制作

运用 Excel 对所获得的测试分析数据和重金属污染风险评价结果进行统计分析;利用 ArcGIS 软件制作研究区土壤采样点分布示意图;利用 GeoChem Studio 软件通过泛克里格插值法获得研究区土壤重金属含量和绝对主成分得分空间插值图层,转换成 shp 格式后利用 ArcGIS 进行相关图件的制作。

2.4 重金属污染风险评价方法

对于水田、旱地和果园等农用地土壤,依据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)进行评价;对于建设用地(建制镇)土壤,依据《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)进行评价;对于有林地、灌木林地、其他林地、其他草地和其他园地等其他农用地土壤以及其他土地(裸地)土壤,采用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法进行评价。

单因子污染指数法以单项重金属含量为基础,可以简单有效地评价单项重金属污染情况(吕悦风等, 2019; 杨振宇等, 2023),其计算公式为(息朝庄等, 2023):

$$P_i = C_i / B_i \quad (1)$$

式中: P_i 为重金属元素 i 单因子污染指数; C_i 为重金属元素 i 的实测含量; B_i 为重金属元素 i 的背景值,背景值的选取是重金属污染风险评价的关键,此次研究以深层土壤重金属元素含量作为对应表层土壤的重金属元素背景值。单因子污染指数分级见表 2。

内梅罗综合污染指数法是在单因子污染指数评价的基础上对多因子综合评价的方法(简锐风等,

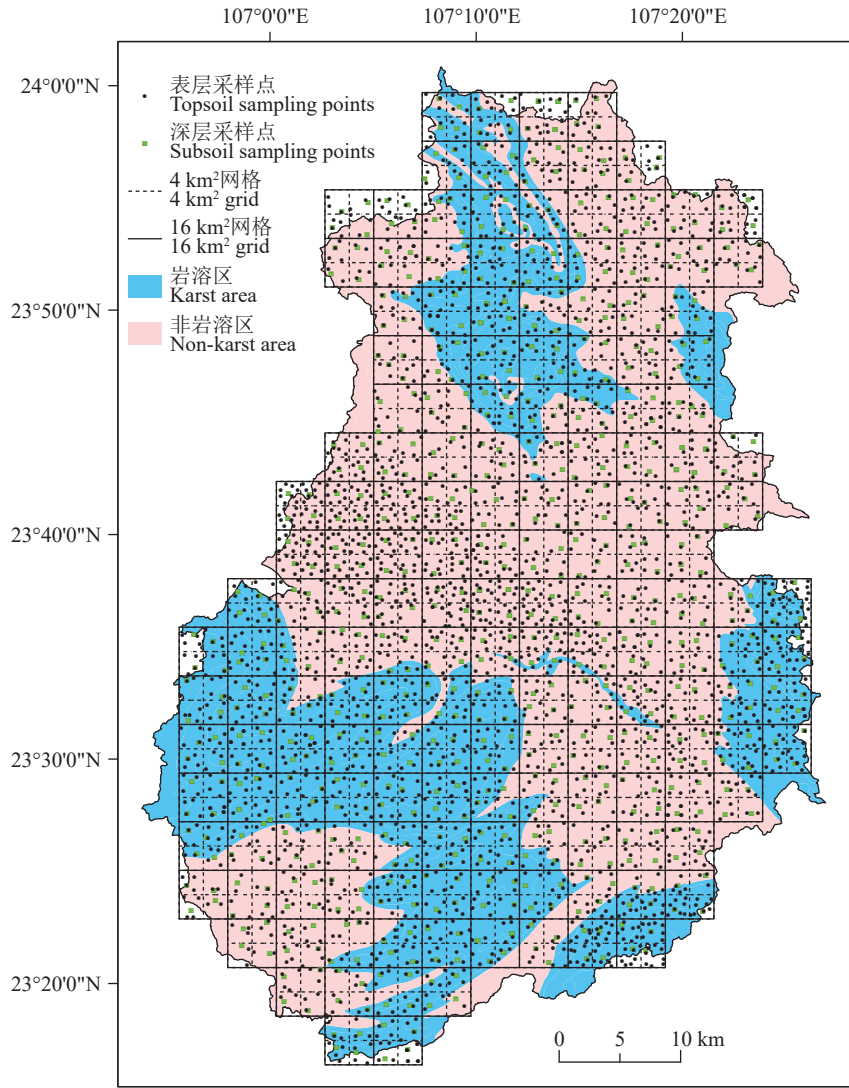


图 1 研究区土壤采样点位分布示意图
Fig.1 Distribution of soil sampling sites in the study area

表 1 分析样数量统计 (件)

Table 1 Statistics of analysis sample quantity											
土地利用类型	水田	旱地	果园	其他园地	有林地	灌木林地	其他林地	其他草地	裸地	建制镇	合计
表层	岩溶区	2	57	0	1	30	94	15	19	48	266
	非岩溶区	33	71	21	2	213	18	76	1	0	438
	小计	35	128	21	3	243	112	91	20	48	704
深层	岩溶区	0	13	0	0	11	25	2	4	13	68
	非岩溶区	8	20	3	0	55	4	17	0	0	108
	小计	8	33	3	0	66	29	19	4	13	176

表 2 污染指数分级

Table 2 Classification of pollution index			
污染指数	≤1	>1~2	>2~3
污染等级	无污染	轻度污染	中度污染
			>3
			重度污染

2023), 通过叠加区域内各样点中多种主要重金属污染程度(杨振宇等, 2023), 其计算公式为(王昌宇等, 2021):

元素的实测含量, 从整体上评价研究区域的重金属

$$P_{\text{综}} = [(P_{\text{ave}}^2 + P_{\text{max}}^2) / 2]^{1/2} \quad (2)$$

式中: $P_{\text{综}}$ 为内梅罗综合污染指数; P_{ave} 和 P_{max} 为各重金属元素单因子污染指数平均值和最大值; 内梅罗综合污染指数分级见表 2。

2.5 重金属来源解析

土壤重金属源解析包括土壤重金属来源的识别和不同来源贡献率的定量计算(刘楠等, 2023), 利用 SPSS 软件对研究区表层土壤重金属数据进行相关性分析和因子分析, 计算绝对主成分得分并制作绝对主成分得分空间插值图, 结合重金属元素含量特征, 识别表层土壤中重金属的主要来源, 运用绝对主成分-多元线性回归模型 (APCS-MLR) 定量计算每种来源对重金属的贡献率。

APCS-MLR 模型的计算过程如下 (Jin et al., 2019; 戴文婷等, 2024):

(1) 对原始数据进行 Z-Score 标准化, 引入 0 浓度样品并进行标准化:

$$Z_j^i = (C_j^i - \bar{C}_j) / \sigma_j \quad (3)$$

$$Z_j^0 = (0 - \bar{C}_j) / \sigma_j \quad (4)$$

式中, Z_j^i 为重金属元素含量标准化值; Z_j^0 为 0 浓度样品标准化值; C_j^i 为重金属元素 j 在第 i 个样品中的含量; $\bar{C}_j$ 和 σ_j 分别为重金属元素 j 的含量平均值和标准差。

(2) 用标准化后的数据进行因子分析, 计算绝对主成分得分:

$$\text{APCS}_k^i = \text{FAC}_k^i - \text{FAC}_k^0 \quad (5)$$

式中, APCS_k^i 为第 i 个样品在第 k 个因子上的绝对主成分得分; FAC_k^i 为第 i 个样品在第 k 个因子上的得分; FAC_k^0 为 0 浓度样品在第 k 个因子上的得分。

(3) 以 APCS_k^i 为自变量、重金属元素原始含量 C_j^i 为因变量, 进行多元线性回归分析, 利用回归系数计算每个样品重金属元素含量的预测值:

$$\text{EC}_j^i = b_0^j + \sum_{k=1}^p b_k^j \times \text{APCS}_k^i \quad (6)$$

式中, EC_j^i 为重金属元素 j 在第 i 个样品中的预测含量; b_0^j 为重金属元素 j 的多元线性回归常数; p 为因子个数; b_k^j 为已知源 k 对重金属 j 的多元线性

回归系数。

(4) 计算已知源、未知源的贡献率(Chen et al., 2023):

$$\text{PCA}_k = |b_k \times \overline{\text{APCS}}_k| / (|b_0^j| + \sum_{k=1}^p |b_k^j \times \overline{\text{APCS}}_k|) \times 100\% \quad (7)$$

$$\text{PCA}_0 = |b_0^j| / (|b_0^j| + \sum_{k=1}^p |b_k^j \times \overline{\text{APCS}}_k|) \times 100\% \quad (8)$$

式中, PCA_k 为已知源 k 的贡献率; $\overline{\text{APCS}}_k$ 为第 k 个因子绝对主成分得分平均值; PCA_0 为未知源的贡献率。

3 结果与讨论

3.1 重金属含量特征

3.1.1 土壤重金属含量总体特征

从研究区土壤样品重金属元素含量统计(表 3)中可以看出, 表层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值分别为 17.59 mg/kg、1.93 mg/kg、90.39 mg/kg、37.69 mg/kg、0.17 mg/kg、36.60 mg/kg、30.61 mg/kg 和 122.59 mg/kg, 深层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值分别为 20.16 mg/kg、1.69 mg/kg、95.03 mg/kg、41.52 mg/kg、0.19 mg/kg、40.09 mg/kg、29.51 mg/kg 和 123.92 mg/kg。与全国土壤背景值相比(奚小环等, 2021), 表层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值分别为全国表层土壤背景值的 1.93、12.88、1.43、1.64、3.33、1.41、1.22 和 1.83 倍, 深层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的含量平均值分别为全国深层土壤背景值的 2.12、17.60、1.46、1.89、6.62、1.43、1.28 和 1.94 倍。岩溶区表层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的含量平均值分别为非岩溶区表层土壤的 3.89、18.11、2.27、2.10、2.90、2.47、2.11 和 3.45 倍, 岩溶区深层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的含量平均值分别为非岩溶区深层土壤的 3.66、16.20、1.88、2.12、1.80、3.57、2.30 和 2.03 倍; 除 Cd、Pb 外, 其余 6 种重金属在表层土壤中平均含量均低于深层土壤。综上, 研究区土壤重金属具有明显的高含量特征, 且岩溶区土壤重金属元素含量明显高于非岩溶区, 尤其以 Cd 最为突出。

变异系数可以用来表征重金属元素在空间上

表 3 研究区土壤重金属元素含量统计

Table 3 Statistics of heavy metal element content in the soil of the study area

项目		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
表层 (n=704)	最小值	2.54	0.07	33.30	13.30	0.04	11.50	11.00	35.30
	最大值	128.00	20.70	479.00	142.00	2.40	190.00	105.00	636.00
	平均值	17.59	1.93	90.39	37.69	0.17	36.60	30.61	122.59
	岩溶区平均值	32.71	4.69	138.54	55.93	0.28	58.09	45.52	219.62
	非岩溶区平均值	8.41	0.26	61.16	26.61	0.10	23.54	21.56	63.67
	标准差	17.88	4.06	65.66	21.19	0.17	25.12	19.87	124.29
	变异系数	101.67	210.37	72.64	56.22	103.47	68.64	64.89	101.39
深层 (n=176)	最小值	2.93	0.03	51.30	16.00	0.04	15.20	11.60	39.00
	最大值	133.00	19.60	285.00	114.00	1.07	117.00	95.50	664.00
	平均值	20.16	1.69	95.03	41.52	0.19	40.09	29.51	123.92
	岩溶区平均值	36.37	3.98	133.20	61.48	0.33	61.38	42.81	212.30
	非岩溶区平均值	9.95	0.25	71.00	28.95	0.09	26.68	21.13	68.27
	标准差	21.02	3.67	48.35	21.90	0.18	23.50	18.98	118.85
	变异系数	104.53	217.81	50.99	52.88	99.97	58.74	64.45	96.11
全国土壤背景值	A层	11.20	0.10	61.00	22.60	0.07	26.90	26.00	74.20
	C层	11.50	0.08	60.80	23.10	0.04	28.60	24.70	71.10

注：重金属元素含量统计值和背景值单位均为 mg/kg，变异系数单位为%。

的离散程度(赵秀芳等, 2020; 李航等, 2022), 变异系数越大离散程度越高(程贤达等, 2023), 表明空间分布越不均匀。研究区表层和深层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的变异系数均在 50% 以上, 表明这 8 种重金属元素在研究区分布较不均匀; 其中, As、Cd、变异系数超过 100%, 表明这 2 种重金属元素在研究区分布极不均匀。表层土壤中 8 种重金属的变异系数由大到小为: Cd>Hg>As>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu; 深层土壤中 8 种重金属的变异系数由大到小为: Cd>As>Hg>Zn>Pb>Ni>Cu>Cr。综上, 研究区土壤重金属空间分布总体较不均匀, 尤其以 Cd 最为突出。

3.1.2 不同土地利用土壤重金属含量特征

表 4 为研究区不同土地利用土壤样品重金属平均含量统计。从整个研究区来看, 灌木林地和裸地土壤中 8 种重金属平均含量明显高于其他地类土壤, 建制镇深层土壤中 8 种重金属平均含量明显低于其他地类深层土壤; 水田表层土壤中 Cd、Hg 和 Pb 平均含量高于深层土壤, 旱地和有林地表层土壤中 Cd 和 Pb 平均含量高于深层土壤, 果园表层土壤中 As、Cd 和 Hg 平均含量高于深层土壤, 灌木林地表层土壤中 Cd、Cr、Pb 和 Zn 平均含量高于深层土壤, 其他林地表层土壤中 Hg 和 Pb 平均含量高于深层土壤, 其他草地表层土壤中 As、Cd、Cu、Hg、Ni 和 Zn 平均含量高于深层土壤, 裸地表层土壤中 Pb 和 Zn 平均含量高于深层土壤; 建制镇表层

土壤中 8 种重金属平均含量均高于深层土壤。

从岩溶区来看, 灌木林地和裸地土壤中 As、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb 和 Zn 平均含量明显高于其他地类土壤, 旱地表层土壤中 Cu 平均含量高于其他地类表层土壤, 其他林地深层土壤中 Cu 平均含量高于其他地类深层土壤; 旱地表层土壤中 Cd、Cr 和 Pb 平均含量高于深层土壤, 有林地表层土壤中 Cd 和 Pb 平均含量高于深层土壤, 灌木林地表层土壤中 Cd、Cr、Ni、Pb 和 Zn 平均含量高于深层土壤, 其他林地表层土壤中 Cd、Hg 和 Pb 平均含量高于深层土壤, 其他草地表层土壤中 As、Cd、Cu、Hg、Ni 和 Zn 平均含量高于深层土壤, 裸地表层土壤中 Pb 平均含量高于深层土壤。

从非岩溶区来看, 水田表层土壤中 Cu、Hg、Ni 和 Zn 平均含量高于其他地类表层土壤, 旱地表层土壤中 Cd 平均含量高于其他地类表层土壤, 果园表层土壤中 Cr 平均含量高于其他地类表层土壤, 其他草地表层土壤中 Pb 平均含量高于其他地类表层土壤, 建制镇深层土壤中 8 种重金属平均含量明显低于其他地类深层土壤; 水田、旱地和园地等农用地深层土壤中 Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 平均含量总体高于有林地、灌木林地和其他林地等其他农用地深层土壤, 果园深层土壤中 Hg 平均含量高于其他地类深层土壤, 有林地深层土壤中 Cd 平均含量高于其他地类深层土壤, 有林地深层土壤中 As 平均含量高于其他地类深层土壤; 水田表层土壤

表 4 研究区不同土地利用土壤重金属平均含量统计

Table 4 Statistics on the average content of heavy metals in soil of different land uses in the study area												
	层位	重金属	水田	旱地	果园	其他园地	有林地	灌木林地	其他林地	其他草地	裸地	建制镇
全区	表层 (n=704)	As	8.80	16.10	11.47	8.49	8.80	37.26	10.36	24.36	41.27	8.74
		Cd	0.32	0.67	0.21	0.16	0.36	6.57	0.26	1.46	7.92	0.29
		Cr	66.45	78.79	64.19	55.90	64.98	173.02	60.67	88.11	147.42	60.70
		Cu	31.17	45.22	28.49	35.33	28.38	51.33	31.10	49.59	49.89	28.30
		Hg	0.18	0.14	0.12	0.09	0.09	0.31	0.11	0.22	0.35	0.17
		Ni	26.94	35.96	25.28	21.83	24.35	65.27	25.82	41.83	65.44	23.23
		Pb	22.70	24.02	22.04	21.23	22.41	56.82	21.20	23.67	59.94	22.73
		Zn	79.36	90.46	68.97	63.47	65.56	282.14	65.12	112.21	300.00	69.57
	深层 (n=176)	As	9.31	18.97	10.46	-	11.39	38.88	11.99	18.38	48.61	3.08
		Cd	0.18	0.45	0.20	-	0.33	5.10	0.26	0.41	8.01	0.06
		Cr	75.06	80.65	80.33	-	76.39	151.76	67.24	121.75	150.70	56.10
		Cu	32.65	47.93	36.93	-	34.89	52.60	31.88	45.13	55.40	18.60
		Hg	0.08	0.15	0.12	-	0.11	0.37	0.09	0.19	0.45	0.06
		Ni	33.08	37.69	35.27	-	29.51	65.51	27.92	39.93	68.05	18.00
		Pb	20.65	22.18	27.20	-	22.15	52.07	19.58	24.53	58.02	18.70
		Zn	80.75	90.80	90.40	-	70.52	265.19	69.15	73.98	299.82	44.00
岩溶区	表层 (n=266)	As	23.10	24.90	-	16.40	16.04	42.18	20.70	25.33	41.27	-
		Cd	1.55	1.08	-	0.25	1.03	7.79	0.61	1.53	7.92	-
		Cr	110.20	100.23	-	65.60	89.95	193.89	76.79	89.44	147.42	-
		Cu	39.55	67.59	-	65.50	43.04	55.74	65.63	51.03	49.89	-
		Hg	0.280	0.200	-	0.130	0.179	0.357	0.172	0.231	0.348	-
		Ni	40.05	49.19	-	29.40	33.81	72.91	47.44	43.05	65.44	-
		Pb	35.00	26.04	-	20.90	28.77	63.76	23.35	23.68	59.94	-
		Zn	149.95	117.26	-	81.00	93.22	324.16	99.30	115.63	300.00	-
	深层 (n=68)	As	-	32.11	-	-	19.39	43.77	21.35	18.38	48.61	-
		Cd	-	0.89	-	-	0.49	5.89	0.39	0.41	8.01	-
		Cr	-	96.53	-	-	95.88	165.28	84.90	121.75	150.70	-
		Cu	-	75.48	-	-	65.87	56.50	80.65	45.13	55.40	-
		Hg	-	0.23	-	-	0.20	0.42	0.13	0.19	0.45	-
		Ni	-	52.52	-	-	48.96	71.88	55.40	39.93	68.05	-
		Pb	-	23.02	-	-	25.87	57.48	18.90	24.53	58.02	-
		Zn	-	119.48	-	-	94.42	297.26	109.80	73.98	299.82	-
非岩溶区	表层 (n=438)	As	7.93	9.03	11.47	4.54	7.78	11.61	8.32	5.83	-	8.74
		Cd	0.24	0.34	0.21	0.12	0.27	0.22	0.19	0.14	-	0.29
		Cr	63.80	61.59	64.19	51.05	61.47	63.99	57.49	62.80	-	60.70
		Cu	30.66	27.27	28.49	20.25	26.32	28.28	24.28	22.30	-	28.30
		Hg	0.17	0.09	0.12	0.07	0.08	0.08	0.10	0.07	-	0.17
		Ni	26.14	25.34	25.28	18.05	23.01	25.35	21.55	18.50	-	23.23
		Pb	21.96	22.39	22.04	21.40	21.51	20.59	20.78	23.30	-	22.73
		Zn	75.08	68.94	68.97	54.70	61.67	62.68	58.38	47.30	-	69.57
	深层 (n=108)	As	9.31	10.42	10.46	-	9.79	8.32	10.89	-	-	3.08
		Cd	0.18	0.16	0.20	-	0.30	0.13	0.25	-	-	0.06
		Cr	75.06	70.33	80.33	-	72.49	67.28	65.16	-	-	56.10
		Cu	32.65	30.03	36.93	-	28.69	28.23	26.14	-	-	18.60
		Hg	0.08	0.10	0.12	-	0.10	0.07	0.09	-	-	0.06
		Ni	33.08	28.06	35.27	-	25.62	25.73	24.69	-	-	18.00
		Pb	20.65	21.65	27.20	-	21.40	18.23	19.66	-	-	18.70
		Zn	80.75	72.16	90.40	-	65.74	64.78	64.36	-	-	44.00

注: 重金属元素平均含量单位均为 mg/kg。

中 Cd、Hg 和 Pb 平均含量高于深层土壤,旱地表层土壤中 Cd 和 Pb 平均含量高于深层土壤,果园表层土壤中 As、Cd 和 Hg 平均含量高于深层土壤,有林地表层土壤中 Pb 平均含量高于深层土壤,灌木林地表层土壤中 As、Cd、Cu、Hg 和 Pb 平均含量高于深层土壤,其他林地表层土壤中 Hg 和 Pb 均含量高

于深层土壤,建制镇表层土壤中 8 种重金属平均含量均高于深层土壤。

3.2 重金属污染风险

3.2.1 农用地（水田、旱地、果园）和建设用地重金属污染风险

表 5 为研究区农用地(水田、旱地、果园)和建

表 5 农用地(水田、旱地、果园)和建设用地表层土壤污染风险

Table 5 Pollution risk of heavy metals in surface soil for agricultural and construction land

	土地利用	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
超筛选值比例/%	水田	2.86	2.86	0.00	0.00	2.86	0.00	0.00	0.00
	旱地	8.59	33.59	1.56	0.00	0.00	6.25	0.00	4.69
	果园	4.76	4.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	建制镇	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	全区	6.95	24.06	1.07	0.00	0.53	4.28	0.00	3.21
超管制值比例/%	水田	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	旱地	0.78	7.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	果园	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	建制镇	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	全区	0.53	4.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

设用地(建制镇)土壤重金属污染风险评价结果。从整个研究区来看,除 Cu、Pb 外,其余 6 种重金属均存在不同程度污染风险,其中,As、Cd 还存在超过土壤污染风险管制值的情况,8 种重金属元素超过土壤污染风险筛选值的样品比例大小为: Cd>As>Ni>Zn>Cr>Hg>Cu=Pb。其中,Cd 污染风险较高,Cd 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例为 24.06%,超过土壤污染风险管制值的样品比例达 4.81%。从不同土地利用来看,水田存在轻微的 As、Cd 和 Hg 污染风险,As、Cd 和 Hg 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例均为 2.86%,水田中不存在超过土壤污染风险管制值的样品;果园存在轻微的 As 和 Cd 污染风险,As 和 Cd 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例均为 4.76%,果园中不存在超过土壤污染风险管制值的样品;旱地存在较高的 Cd 污染风险,Cd 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例为 33.59%、超过土壤污染风险管制值的样品比例为 7.03%,旱地中还不同程度存在 As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 污染风险,As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例分别为 8.59%、1.56%、6.25% 和 4.69%;建制镇不存在重金属污染风险,样品中重金属含量均未超过土壤污染风险筛选值。综上,研究区农用地和建设用地上污染风险最高的土地利用类型为旱地,污染风险最低的土地利用类型为建制镇;污染风险最高的重金属为 Cd,污染风险最低的重金属为 Cu、Pb;应当加强旱地土壤 Cd 污染监测和农产品协同监测。

3.2.2 其他农用地和其他土地重金属污染风险

表 6 为研究区其他农用地(有林地、灌木林地、其他林地、其他草地、其他园地)和其他土地(裸地)表层土壤重金属污染风险评价结果。从整个研究

区来看,内梅罗综合污染指数平均值为 1.83,总体为轻度污染,无、轻度、中度和重度污染样品占比分别为 21.28%、59.38%、11.03% 和 8.32%。8 种重金属元素单因子污染指数平均值大小为: Cd>Pb>Zn>As>Hg>Ni>Cr>Cu,其中,Cd 单因子污染指数平均值为 2.02,总体为中度污染;As、Hg、Pb 和 Zn 单因子污染指数平均值分别为 1.02、1.00、1.09 和 1.03,总体为轻度污染;Cr、Cu 和 Ni 单因子污染指数平均值分别为 0.94、0.93 和 0.94,总体为无污染。As、Cd、Hg、Ni 和 Zn 污染程度最高为重度,Cr、Cu 和 Pb 污染程度最高为中度。其中,As、Cd、Hg、Ni 和 Zn 重度污染样品占比分别为 2.51%、10.64%、1.16%、0.19% 和 0.77%;As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 中度污染样品占比分别为 2.90%、15.09%、1.93%、0.77%、2.13%、0.93%、0.16% 和 2.71%,轻度污染样品占比分别为 29.40%、43.52%、28.05%、33.08%、33.27%、32.88%、55.32% 和 38.88%,无污染样品占比分别为 65.18%、30.75%、70.02%、66.15%、63.44%、65.96%、43.52% 和 57.64%。综上,除 Cd 外,研究区其他农用地和其他土地土壤重金属污染程度以无和轻度为主;Cd 污染风险较高,应当引起重视。

从不同土地利用来看,有林地内梅罗综合污染指数平均值为 1.61,总体为轻度污染,无、轻度、中度和重度污染样品占比分别为 24.28%、62.55%、9.47% 和 3.70%;Cd 和 Pb 单因子污染指数平均值分别为 1.81 和 1.03,总体为轻度污染;As、Cr、Cu、Hg、Ni 和 Zn 单因子污染指数平均值均分别为 0.87、0.85、0.88、0.93、0.88 和 0.92,总体为无污染;As、Cd 和 Hg 污染程度最高为重度,Cu、Ni 和 Pb 污染程度最高为中度,Cr 和 Zn 污染程度最高为

表 6 其他农用地和其他土地表层土壤污染风险

Table 6 Pollution risk of heavy metals in surface soil for other agricultural land and other land

		单因子污染指数								内梅罗综合污染指数	
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn		
平均值	有林地（n=243）	0.87	1.81	0.85	0.88	0.93	0.88	1.03	0.92	1.61	
	灌木林（n=112）	1.34	2.08	1.15	0.99	1.02	1.04	1.18	1.15	2.02	
	其他林地（n=91）	0.88	1.71	0.88	0.96	1.10	0.95	1.11	0.99	1.65	
	其他草地（n=20）	1.18	1.58	0.84	0.92	1.18	0.86	1.05	1.01	1.56	
	其他园地（n=3）	0.59	1.11	0.81	1.02	0.91	0.89	1.10	0.98	1.20	
	裸地（n=26）	1.31	3.74	1.04	1.01	1.09	1.09	1.19	1.32	3.03	
	全区（n=517）	1.02	2.02	0.94	0.93	1.00	0.94	1.09	1.03	1.83	
各污染等级 占比/%	有林地	无污染	74.07	31.69	81.89	75.72	68.31	73.25	48.56	64.20	24.28
		轻度污染	22.63	46.91	18.11	23.87	30.04	26.34	51.03	35.80	62.55
		中度污染	2.06	15.23	0.00	0.41	0.82	0.41	0.41	0.00	9.47
		重度污染	1.23	6.17	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	0.00	3.70
	灌木林地	无污染	49.11	30.36	43.75	56.25	57.14	52.68	33.04	41.96	16.96
		轻度污染	42.86	43.75	47.32	42.86	38.39	46.43	65.18	50.89	55.36
		中度污染	2.68	9.82	8.93	0.89	3.57	0.89	1.79	6.25	11.61
		重度污染	5.36	16.07	0.00	0.00	0.89	0.00	0.00	0.89	16.07
	其他林地	无污染	71.43	27.47	79.12	63.74	63.74	65.93	40.66	67.03	16.48
		轻度污染	25.27	38.46	20.88	35.16	32.97	32.97	59.34	31.87	64.84
		中度污染	3.30	28.57	0.00	1.10	1.10	0.00	0.00	0.00	13.19
		重度污染	0.00	5.49	0.00	0.00	2.20	1.10	0.00	1.10	5.49
	其他草地	无污染	40.00	25.00	85.00	60.00	40.00	75.00	50.00	55.00	20.00
		轻度污染	50.00	60.00	15.00	40.00	55.00	25.00	45.00	40.00	60.00
		中度污染	10.00	5.00	0.00	0.00	5.00	0.00	5.00	5.00	15.00
		重度污染	0.00	10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.00
	其他园地	无污染	100.00	33.33	100.00	66.67	66.67	100.00	33.33	33.33	0.00
		轻度污染	0.00	66.67	0.00	33.33	33.33	0.00	66.67	66.67	100.00
		中度污染	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		重度污染	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	裸地	无污染	54.17	35.42	45.83	47.92	62.50	54.17	45.83	45.83	27.08
		轻度污染	33.33	27.08	54.17	50.00	29.17	39.58	50.00	37.50	39.58
		中度污染	4.17	6.25	0.00	2.08	6.25	6.25	4.17	12.50	12.50
		重度污染	8.33	31.25	0.00	0.00	2.08	0.00	0.00	4.17	20.83
	全区	无污染	65.18	30.75	70.02	66.15	63.44	65.96	43.52	57.64	21.28
		轻度污染	29.40	43.52	28.05	33.08	33.27	32.88	55.32	38.88	59.38
		中度污染	2.90	15.09	1.93	0.77	2.13	0.97	1.16	2.71	11.03
		重度污染	2.51	10.64	0.00	0.00	1.16	0.19	0.00	0.77	8.32

轻度。灌木林地内梅罗综合污染指数平均值为 2.02, 总体为中度污染, 无、轻度、中度和重度污染样品占比分别为 16.96%、55.36%、11.61% 和 16.07%; Cd 单因子污染指数平均值为 2.08, 总体为中度污染; As、Cr、Hg、Ni、Pb 和 Zn 单因子污染指数平均值为 1.34、1.15、1.02、1.04、1.18 和 1.15, 总体为轻度污染; Cu 单因子污染指平均值为 0.99, 总体为无污染; As、Cd、Hg 和 Zn 污染程度最高为重度, Cr、Cu、Ni 和 Pb 污染程度最高为中度。其他林地内梅罗综合污染指数平均值为 1.65, 总体为轻度污染, 无、轻度、中度和重度污染样品占比分别为 16.48%、64.84%、13.19% 和 5.49%; Cd、Hg 和 Pb 单因子污染指数平均值分别为 1.71、1.10 和 1.11, 总体为轻

度污染; As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 单因子污染指数平均值分别为 0.88、0.88、0.96、0.95 和 0.99, 总体为无污染; Cd、Hg、Ni 和 Zn 污染程度最高为重度, As 和 Cu 污染程度最高为中度, Cr 和 Pb 污染程度最高为轻度。其他草地内梅罗综合污染指数平均值为 1.56, 总体为轻度污染, 无、轻度、中度和重度污染样品占比分别为 20.00%、60.00%、15.00% 和 5.00%; As、Cd、Hg、Pb 和 Zn 单因子污染指数平均值分别为 1.18、1.58、1.18、1.05 和 1.01, 总体为轻度污染; Cr、Cu 和 Ni 单因子污染指数平均值分别为 0.84、0.92 和 0.86, 总体为无污染; Cd 污染程度最高为重度, As、Hg、Pb 和 Zn 污染程度最高为中度, Cr、Cu、Ni 污染程度最高为轻度。其他园地内

梅罗综合污染指数平均值为 1.20, 总体为轻度污染, 轻度污染样品占比为 100.00%; Cd、Cu 和 Pb 单因子污染指数平均值均分别为 1.11、1.02 和 1.10, 总体为轻度污染; As、Cr、Hg、Ni 和 Zn 单因子污染指数平均值均分别为 0.59、0.81、0.91、0.89 和 0.98, 总体为无污染; Cd、Cu、Hg、Pb 和 Zn 污染程度最高为轻度, As、Cr 和 Ni 污染程度最高为无污染。裸地内梅罗综合污染指数平均值为 3.03, 总体为重度污染, 无、轻度、中度和重度污染样品占比分别为 27.08%、39.58%、12.50% 和 20.83%; Cd 单因子污染指数平均值为 3.74, 总体为重度污染, As、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 单因子污染指数分别为 1.31、1.04、1.01、1.09、1.09、1.19 和 1.32, 总体为轻度污染; As、Cd、Hg 和 Zn 污染程度最高为重度, Cu、Ni 和 Pb 污染程度最高为中度, Cr 污染程度最高为轻度。综上, 研究区其他农用地和其他土地中污染程度较高的土地利用类型为裸地和灌木林地, 污染程度较低的土地利用为其他园地和其他草地; 污染程度最高的重金属为 Cd。

单因子污染指数只能反映单个重金属的污染状况, 而内梅罗综合污染指数可以反映研究区土壤重金属总体污染状况, 两者结合使用可以进行有效互补。但对比此次研究中单因子污染指数和内梅罗综合污染指数评价可以发现, 由于本研究中 Cd 的单因子污染指数明显高于其他重金属的单因子污染指数, 导致研究区的内梅罗综合污染指数总体偏高。但实际上除了 Cd 外, 其他重金属污染程

度并不是很高, 研究区表层土壤重金属总体污染程度在一定程度上被 Cd 夸大了, 这也说明内梅罗综合污染指数法存在一定局限性。

3.3 重金属来源

3.3.1 重金属来源定性分析

通过相关性分析可以初步识别具有相同来源的重金属元素, 重金属之间相关系数越大, 具有相同来源的可能性就越大(刘楠等, 2023)。表 7 为研究区表层土壤重金属相关系数。结果表明, As–Cd–Cr–Cu–Hg–Ni–Pb–Zn 之间存在显著正相关关系($P < 0.01$), 但相关程度不同。As–Cd–Cr–Ni–Pb–Zn 之间相关系数均在 0.6 以上, 相关程度较高, 表明这 6 种重金属具有相同来源的可能性较大; As–Hg–Ni–Pb–Zn 之间相关系数均在 0.6 以上, 相关程度较高, 表明这 5 种重金属具有相同来源的可能性也较大; Cu–Ni 之间相关系数为 0.765, 相关程度也比较高, 说明这 2 种重金属有较大可能存在相同来源。

研究区表层土壤重金属数据因子分析 KMO 检验值为 0.837(>0.7), Bartlett 球度检验 $P < 0.001$, 说明各重金属元素相关性强, 适合做因子分析。以特征值大于 1 为限定条件共提取到 1 个因子, 各重金属元素因子载荷(表 8)均大于 0.6, 累积方差贡献率为 73.385%, 已经能够反映研究区表层土壤重金属的大部分信息。

图 2 为研究区表层土壤重金属含量与因子 1 绝对主成分得分空间插值图。从图中可以看出,

表 7 表层土壤重金属相关系数

Table 7 Correlations matrix for the heavy metals in topsoil

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
As	1							
Cd	0.632**	1						
Cr	0.643**	0.762**	1					
Cu	0.508**	0.426**	0.493**	1				
Hg	0.700**	0.583**	0.573**	0.397**	1			
Ni	0.721**	0.783**	0.778**	0.765**	0.603**	1		
Pb	0.786**	0.835**	0.812**	0.413**	0.663**	0.776**	1	
Zn	0.749**	0.933**	0.833**	0.550**	0.656**	0.894**	0.932**	1

注: **表示在置信度为 0.01 时, 相关性是显著的。

表 8 表层土壤重金属因子载荷

Table 8 Factor load of heavy metals in surface soil

元素	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
因子1	0.840	0.884	0.870	0.647	0.752	0.925	0.922	0.968

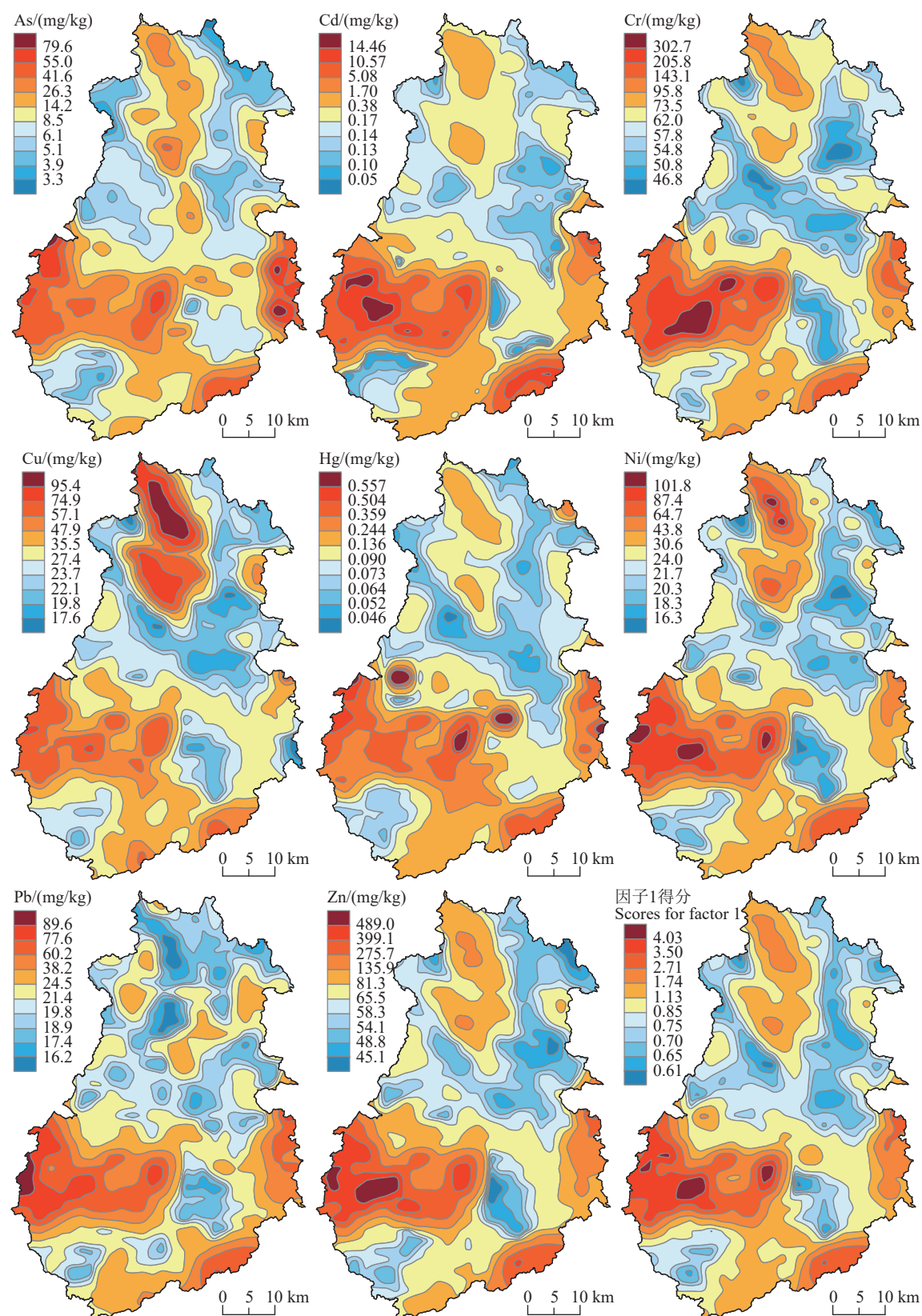


图 2 表层土壤重金属含量与因子 1 绝对主成分得分空间插值图
Fig.2 Spatial interpolation graph of topsoil heavy metal content and absolute principal component scores for factor 1

8 种重金属元素含量空间分布格局总体相似,受研究区岩溶区和非岩溶区分布格局(图 1)控制明显,含量高值区主要分布在岩溶区,含量低值区主要分布在非岩溶区;因子 1 绝对主成分得分空间分布格局也呈现相似特征,与研究区岩溶区非岩溶区分布格局高度吻合,得分高值区主要分布在岩溶区,得分低值区主要分布在非岩溶区。表层土壤重金属元素含量也显示(表 2),岩溶区土壤元素含量平均值明显高于非岩溶区土壤。以上种种证据表明研究区表层土壤重金属含量总体受地质背景控制。已有研究也表明,碳酸盐岩在风化成土过程中,由于岩溶作用,Ca 和 Mg 会被大量溶解带出,往往会造成重金属元素的残余富集(蒋敬业等, 2006; 胡鹏杰等, 2023)。因此,推断因子 1 反映了成土母质对土壤重金属元素含量的影响。

此次因子分析只解析出 1 个因子,共解释了表层土壤重金属 73.385% 的信息,反映了地质背景对重金属元素分布的影响,但还有 26.615% 的信息未被解析出,还存在着对重金属分布有较大影响的未知因素。地质背景和人类活动是土壤重金属两大主要来源,前者主要是由于成土母质本身重金属含量高或成土母质在风化成土过程发生重金属的相对富集,后者主要是由工矿活动、农业生产和人类生活等人类活动引起的重金属富集(唐豆豆等, 2018; 马宏宏等, 2020)。表层土壤直接暴露在地表,很容易受到各种人类活动的影响,因此推测这部分未被解析出的信息可能反映的是人类活动对土壤重金属元素含量的影响。

3.3.2 重金属来源定量计算

绝对主成分-多元线性回归模型(APCS-MLR)对重金属来源定量解析结果见表 9。从表中可以看出,构建的回归模型得到的各重金属元素预

测值(E)与实测值(O)的比值(E/O)均为 1.00,除 Cu 和 Hg 外,其余 6 种重金属元素的实测值与模型预测值的拟合回归系数(R^2)均在 0.70 以上,说明此次研究构建的绝对主成分-多元线性回归模型(APCS-MLR)拟合效果总体较好,计算结果基本可靠。

重金属来源贡献量计算结果显示,源 1 对 As、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的贡献率分别为 87.49%、62.24%、86.41%、94.51%、86.76%、81.78% 和 79.70%,均超过 50%,说明源 1 对这 7 种重金属含量起主导作用。相关性分析结果显示,这 7 种重金属之间相关系数均在 0.5 以上,相关程度较高,可能具有相同来源;表层土壤重金属含量特征与空间分布特征、因子 1 绝对主成分得分空间分布特征均表明,研究区表层土壤重金属含量总体受地质背景控制。因此,推断源 1 代表成土母质源。

未知源对 Cd 的贡献率占比较大,达 37.76%。研究区农用地(水田、旱地、果园)和建设用地(建制镇)中表层土壤中 Cd 超过筛选值的比例达 24.06%,其他农用地(有林地、灌木林地、其他林地、其他草地、其他园地)和其他土地(裸地)表层土壤中 Cd 无、轻度、中度和重度污染占比分别为 30.75%、43.52%、15.09% 和 10.64%,总体污染程度较高,表明 Cd 受人类活动影响较大;研究区表层土壤中 Cd 的平均含量明显高于深层土壤,其中水田、旱地、灌木林地和建制镇表层土壤中 Cd 含量超过深层土壤的 1.5 倍,而水田和旱地区农药化肥的不合理使用、建制镇区高频的交通运输均可能带来 Cd 的累积。因此,推断未知源为包含农业生产、交通等多种人类活动源的混合源。

研究区农用地(水田、旱地、果园)和建设用地(建制镇)中表层土壤中 Cu 超过筛选值的比例为 0,

表 9 APCS-MLR 模型计算结果

Table 9 Calculation results of the APCS-MLR

元素	源贡献率/%		实测值 (O)	预测值 (E)	E/O	回归系数 (R^2)
	源1	未知源				
As	87.49	12.51	17.59	17.59	1.00	0.70
Cd	62.24	37.76	1.93	1.93	1.00	0.78
Cr	86.41	13.59	90.39	90.40	1.00	0.76
Cu	49.74	50.26	37.69	37.69	1.00	0.42
Hg	94.51	5.49	0.17	0.17	1.00	0.57
Ni	86.76	13.24	36.60	36.60	1.00	0.86
Pb	81.78	18.22	30.61	30.62	1.00	0.85
Zn	79.70	20.30	122.59	122.61	1.00	0.94

其他农用地(有林地、灌木林地、其他林地、其他草地、其他园地)和其他土地(裸地)表层土壤中 Cu 的污染程度也较低,表明 Cu 受人类活动影响较小;表层土壤中 Cu 的平均含量总体低于深层土壤,只有其他草地和建制镇表层土壤 Cu 含量超过了深层土壤。研究认为 Cu 在含量较低时主要来源于成土母质(Martín et al., 2006),研究区表层土壤中 Cu 的重金属含量特征与空间分布特征也表明,研究区表层土壤中 Cu 含量总体受控于地质背景,但源解析结果却显未知源对 Cu 的贡献率超过了源 1 即成土母质源,也明显超过了未知源对其他重金属的贡献率,对 Cu 的含量起到了主导作用。APCS-MLR 模型计算结果显示, Cu 的拟合回归系数只有 0.42,拟合效果并不是十分理想,所以推测 Cu 的源定量计算结果可能与实际存在偏差,这可能也反映了 APCS-MLR 模型的局限性。

4 结论

(1)研究区土壤中 8 种重金属具有明显高含量特征,且岩溶区土壤重金属元素平均含量明显高于非岩溶区土壤,灌木林地和裸地土壤中 8 种重金属平均含量明显高于其他地类土壤,建制镇深层土壤中 8 种重金属平均含量明显低于其他地类深层土壤。表层、深层土壤中 8 种重金属元素含量的变异系数均在 50% 以上,说明这 8 种重金属元素在空间分布上均较不均匀。

(2)研究区水田、旱地、果园和建制镇表层土壤重金属污染风险评价结果显示,旱地污染风险最高,旱地中 Cd 含量超过土壤污染风险筛选值的样品比例为 33.59%、超过土壤污染风险管制值的样品比例为 7.03%,应当加强旱地土壤 Cd 污染监测和农产品协同监测;建制镇污染风险最低,无样品重金属含量超过土壤污染风险筛选值。

(3)研究区有林地、灌木林地、其他林地、其他草地、其他园地和裸地表层土壤重金属内梅罗综合污染指数平均值为 1.83,总体为轻度污染;8 种重金属元素单因子污染指数平均值大小为: Cd>Pb>Zn>As>Hg>Ni>Cr>Cu,除 Cd 外,其他农用地和其他土地土壤重金属污染程度以无和轻度为主;Cd 污染风险较高,应当引起重视。

(4)源解析结果表明,研究区表层土壤重金属存

在 1 个已知源,即成土母质源,同时还有未知源未被解析出的,推测为包含农业生产、交通等多种人类活动源的混合源;成土母质源和未知源对研究区表层土壤 8 种重金属元素的平均贡献率分别为 78.58% 和 21.42%;Cu 的源定量计算结果可能与实际存在偏差,反映了 APCS-MLR 模型的局限性。

注释

①环境保护部,国土资源部. 2014. 全国土壤污染状况调查公报 [R].

References

- Anaman R, Peng C, Jiang Z C, Liu X, Zhou Z R, Guo Z H, Xiao X Y. 2022. Identifying sources and transport routes of heavy metals in soil with different land uses around a smelting site by GIS based PCA and PMF[J]. *Science of the Total Environment*, 823: 153759.
- Bi Shuhai, Zhou Wenhui, Yuan Guoli, Gao Qi, Li Yongchun, Tai Surigala. 2025. Distribution characteristics and ecological risk assessment of soil heavy metal in Yuanzhou District of Guyuan City, Ningxia[J]. *Geology in China*, 52(1): 289–299 (in Chinese with English abstract).
- Cao Jianhua, Yuan Daoxian, Zhang Cheng, Jiang Zhongcheng. 2004. Karst ecosystem constrained by geological conditions in Southwest China[J]. *Earth and Environment*, 32(1): 1–8 (in Chinese with English abstract).
- Chai L, Wang Y H, Wang X, Ma L, Cheng Z X, Su L M, Liu M X. 2021. Quantitative source apportionment of heavy metals in cultivated soil and associated model uncertainty[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 215: 112150.
- Chen Biao, Lu Bingke, Qiu Wei. 2022. Source and ecological risk assessment of heavy metals in soil in karst landforms of Guangxi[J]. *Environmental Pollution and Control*, 44(5): 639–644 (in Chinese with English abstract).
- Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, Wang Y Y, Wang J S. 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. *Science of the Total Environment*, 512/513: 143–153.
- Chen Nengchang, Zheng Yuji, He Xiaofeng, Li Xiaofei, Zhang Xiaoxia. 2017. Analysis of the report on the national general survey of soil contamination[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 36(9): 1689–1692 (in Chinese with English abstract).
- Chen T B, Zheng Y M, Lei M, Huang Z C, Wu H T, Chen H, Fan K K, Yu K, Wu X, Tian Q Z. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China[J]. *Chemosphere*, 60(4): 542–551.
- Chen Z, Zhou Q P, Lv J S, Jiang Y H, Yang H, Yang H, Mei S J, Jia Z Y, Zhang H, Jin Y, Liu L, Shen R J. 2023. Assessment of groundwater quality using APCS-MLR Model: A case study in the pilot promoter region of Yangtze River Delta Integration

- Demonstration Zone, China[J]. *Water*, 15(2): 225.
- Cheng W, Lei S G, Bian Z F, Zhao Y B, Li Y C, Gan Y D. 2020. Geographic distribution of heavy metals and identification of their sources in soils near large, open-pit coal mines using positive matrix factorization[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 387: 121666.
- Cheng Xianda, Sun Jianwei, Jia Xu, Liu Xiangdong, Zhao Yuanyi. 2023. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in farmland soil around the molybdenum mining area in Luanchuan, Henan Province[J]. *Geology in China*, 50(6): 1871–1886 (in Chinese with English abstract).
- Dai Wenting, Zhang Hui, Wu Xia, Zhong Ming, Duan Guilin, Dong Jihong, Zhang Peipei, Fan Hongming. 2024. Pollution characteristic and source analysis of soil heavy metal in coal mine area near the Yellow River in Shandong[J]. *Environmental Science*, 45(5): 2952–2961 (in Chinese with English abstract).
- Fei X F, Lou Z H, Xiao R, Ren Z Q, Lv X N. 2022. Source analysis and source-oriented risk assessment of heavy metal pollution in agricultural soils of different cultivated land qualities[J]. *Journal of Cleaner Production*, 341: 130942.
- Hu Pengjie, Zhan Juan, Liu Juan, Li Xinyang, Du Yanpei, Wu Longhua, Luo Yongming. 2023. Research progress on the causes, risks, and control of high geological background of heavy metals in soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 60(5): 1363–1377 (in Chinese with English abstract).
- Hu Zhaoxin, Luo Weiqun, Jiang Zhongcheng, Wu Zeyan, Tang Qingjia. 2024. Ecological governance zoning in typical karst areas based on ecosystem vulnerability assessment[J]. *Carsologica Sinica*, 43(3): 661–671 (in Chinese with English abstract).
- Jian Ruifeng, Yue Fujun, Zhu Zhaozhou, Liu Xiaolong, Zhang Luyao. 2023. Temporal and spatial variation of heavy metals in coastal wetlands around the Bohai Sea and analysis of their sources[J]. *China Environmental Science*, 43(11): 6025–6038 (in Chinese with English abstract).
- Jiang H H, Cai L M, Wen H H, Hu G C, Chen L G, Luo J. 2020. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals[J]. *Science of the Total Environment*, 701: 134466.
- Jiang Jingye, Cheng Jianping, Qi Shihua, Xiang Wu. 2006. Applied Geochemistry [M]. Wuhan: China University of Geosciences Press, 1–340 (in Chinese).
- Jiang Z C, Lian Y Q, Qin X Q. 2014. Rocky desertification in Southwest China: Impacts, causes, and restoration[J]. *Earth-Science Reviews*, 132: 1–12.
- Jiang Zhongcheng, Luo Weiqun, Tong Liqiang, Cheng Yang, Yang Qiyong, Wu Zeyan, Liang Jianhong. 2016. Evolution features of rocky desertification and influence factors in karst areas of Southwest China in the 21st century[J]. *Carsologica Sinica*, 35(5): 461–468 (in Chinese with English abstract).
- Jiang Zhongcheng. 2004. The main research progress in the field of karst and its ecological environment in Guangxi in the past decade[J]. *Land and Resources of Southern China*, (11): 19–22 (in Chinese).
- Jin G Q, Fang W, Shafi M, Wu D T, Li Y Q, Zhong B, Ma J W, Liu D. 2019. Source apportionment of heavy metals in farmland soil with application of APCS-MLR model: A pilot study for restoration of farmland in Shaoxing City Zhejiang, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184: 109495.
- Li Guofen. 1996. Karst hydrogeologic characteristics and water resources in Guangxi[J]. *Carsologica Sinica*, 15(3): 48–53 (in Chinese with English abstract).
- Li Hang, Tan Keyan, Zhang Longlong, Yuan Xin, Zhu Xiaohua, Wang Yu, Cai Jingyi. 2022. Geochemical characteristics and environmental assessment of soil heavy metals: A case study of Ertai Town, Zhangbei County[J]. *Acta Geoscientica Sinica*, 43(5): 665–675 (in Chinese with English abstract).
- Li Jie, Zhu Lixin, Kang Zhiqiang. 2018. Characteristics of transfer and their influencing factors of heavy metals in soil-crop system of peri-urban agricultural soils of Nanning, South China[J]. *Carsologica Sinica*, 37(1): 43–52 (in Chinese with English abstract).
- Liu Nan, Tang Yingying, Chen Meng, Pan Yongxing. 2023. Source apportionment of soil heavy metals in lead-zinc area based on APCS-MLR and PMF[J]. *China Environmental Science*, 43(3): 1267–1276 (in Chinese with English abstract).
- Liu Pinzhen, Jia Yaqi, Cheng Zhifei, Yang Zhen, Du Qilu, Wu Di. 2018. Ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils around karst coal mining areas: A comparison of various methods[J]. *Carsologica Sinica*, 37(3): 371–378 (in Chinese with English abstract).
- Lu A X, Li B G, Li J, Chen W, Xu L. 2018. Heavy metals in paddy soil-rice systems of industrial and township areas from subtropical China: Levels, transfer and health risks[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 194: 210–217.
- Lu Yuefeng, Xie Li, Sun Hua, Gu Wei. 2019. Criterion selection in assessment of soil heavy metal pollution in farmland on county scale[J]. *China Environmental Science*, 39(11): 4743–4751 (in Chinese with English abstract).
- Luo Zhenghua. 2023. Comprehensive management measures and achievements of stone desertification in Tiandong County[J]. *South China Agriculture*, 17(2): 221–223 (in Chinese).
- Lü J S, Liu Y, Zhang Z L, Dai B. 2014. Multivariate geostatistical analyses of heavy metals in soils: Spatial multi-scale variations in Wulian, Eastern China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107: 140–147.
- Lü J S, Liu Y, Zhang Z L, Dai J R. 2013. Factorial kriging and stepwise regression approach to identify environmental factors influencing spatial multi-scale variability of heavy metals in soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 261: 387–397.
- Ma Honghong, Peng Min, Liu Fei, Guo Fei, Tang Shiqi, Liu Xiujin,

- Zhou Yalong, Yang Ke, Li Kuo, Yang Zheng, Cheng Hangxin. 2020. Bioavailability, translocation, and accumulation characteristic of heavy metals in a soil-crop system from a typical carbonate rock area in Guangxi, China[J]. *Environmental Science*, 41(1): 449–459 (in Chinese with English abstract).
- Martín J A R, Arias M L, Corbi J M G. 2006. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geochemical methods to study spatial variations[J]. *Environmental Pollution*, 144(3): 1001–1012.
- Qin Xingming, Ma Guobin, Jiang Zhongcheng, Hu Baoqing, Xie Weiwei, Tan Shuai, Cao Yuwei. 2022. Spatial variations and influencing factors analysis of heavy metals in the soil of typical rocky desertification peak cluster depression[J]. *Bulletin of Geological Science and Technology*, 41(5): 283–292 (in Chinese with English abstract).
- Reimann C, Filzmoser P, Garrett R G. 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination[J]. *Science of the Total Environment*, 346(1/3): 1–16.
- Reimann C, Garrett R G. 2005. Geochemical background—concept and reality[J]. *Science of the Total Environment*, 350(1/3): 12–27.
- Martín J A R, Ramos-Miras J J, Boluda R, Gil C. 2013. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain)[J]. *Geoderma*, 200–201: 180–188.
- Tang Doudou, Yuan Xuyin, Wang Yimin, Ji Junfeng, Wen Yubo, Zhao Wanfu. 2018. Enrichment characteristics and risk prediction of heavy metals for rice grains growing in paddy soils with a high geological background[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 37(1): 18–26 (in Chinese with English abstract).
- Tang Ruiling, Xu Jinli, Liu Bin, Du Xuemiao, Gu Xue, Yu Linsong, Bi Jing. 2024. Chemical speciation, influencing factors, and regression model of heavy metals in farmland of typical carbonate area with high geological background, Southwest China[J]. *Environmental Science*, 45(5): 2995–3004 (in Chinese with English abstract).
- Wang Changyu, Zhang Surong, Liu Jihong, Xing Yi, Li Mingze, Liu Qingxue. 2021. Pollution level and risk assessment of heavy metals in a metal smelting area of Xiong'an New District[J]. *Geology in China*, 48(6): 1697–1709 (in Chinese with English abstract).
- Wang Huiyan, Peng Min, Ma Honghong, Zhang Fugui. 2023. Ecological risk assessment of cultivated land in typical areas with high heavy metal background values in Guizhou Province[J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 47(4): 1109–1117 (in Chinese with English abstract).
- Xi Chaozhuang, Wu Linfeng, Zhang Pengfei, Yang Mingtai, Fan Yunfei, Xia Haodong, Deng Huijuan. 2023. Characteristics and sources of Cd and As trace elements in soil-irrigation-rainwater-atmospheric dust-fall in Huishui County, Guizhou Province[J]. *Geology in China*, 50(1): 192–205 (in Chinese with English abstract).
- Xi Xiaohuan, Hou Qingye, Yang Zhongfang, Ye Jiayu, Yu Tao, Xia Xueqi, Cheng Hangxin, Zhou Guohua, Yao Lan. 2021. Big data based studies of the variation features of Chinese soil's background value versus reference value: A paper written on the occasion of Soil Geochemical Parameters of China's publication[J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 45(5): 1095–1108 (in Chinese with English abstract).
- Xu Qingyang, Dai Liangliang, Peng Zhigang, Zhang Jun, Xiao Kaiqi, Gong Hao, Wu Huanhuan. 2025. Characteristics and health risk evaluation of soil heavy metals in Longshan County, Hunan Province[J]. *Geology in China*, 52(3): 834–848 (in Chinese with English abstract).
- Yang Qiong, Yang Zhongfang, Zhang Qizuan, Liu Xu, Zhuo Xiaoxiong, Wu Tiansheng, Wang Lei, Wei Xueji, Ji Junfeng. 2021. Ecological risk assessment of Cd and other heavy metals in soil-rice system in the karst areas with high geochemical background of Guangxi, China[J]. *Science China Earth Sciences*, 51(8): 1317–1331 (in Chinese with English abstract).
- Yang Zhenyu, Liao Chaolin, Li Yi, Zou Yan, Xie Wujin, Chen Xiaowei, Zhang Yufei. 2023. Environmental geochemistry baseline and pollution assessment of soil heavy metals in typical river source area of northeastern Hunan Province[J]. *China Environmental Science*, 43(8): 4154–4163 (in Chinese with English abstract).
- Yu Yuanhe, Lu Jianshu, Wang Yameng. 2018. Source identification and spatial distribution of heavy metals in soils in typical areas around the Lower Yellow River[J]. *Environmental Science*, 39(6): 2865–2874 (in Chinese with English abstract).
- Zhang Peng, Qiu Ping. 2014. Evaluation and trend analysis of tourism ecological security in karst areas: A case study for Guangxi[J]. *Carsologica Sinica*, 33(4): 483–489 (in Chinese with English abstract).
- Zhao Xiufang, Zhang Yongshuai, Feng Aiping, Wang Yixuan, Xia Lixian, Wang Honglei, Du Wei. 2020. Geochemical characteristics and environmental assessment of heavy metal elements in agricultural soil of Anqiu area, Shandong Province[J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 44(6): 1446–1454 (in Chinese with English abstract).
- Zhao Yan, Guo Changlai, Cui Jian, Zhang Yanfei, Li Ying, Li Xuguang, Yu Huiming. 2024. Distribution characteristics, ecological risk assessment and source analysis of heavy metals in soil of Beizhen agricultural area, Jinzhou City, Liaoning Province[J]. *Geology in China*, 51(5): 1469–1484 (in Chinese with English abstract).

附中文参考文献

- 毕书海, 周文辉, 袁国礼, 高琪, 李永春, 邵苏日嘎拉. 2025. 宁夏固原市原州区土壤重金属分布特征及其生态风险评价[J]. *中国地质*, 52(1): 289–299.
- 曹建华, 袁道先, 章程, 蒋忠诚. 2004. 受地质条件制约的中国西南岩溶生态系统[J]. *地球与环境*, 32(1): 1–8.
- 陈彪, 卢炳科, 邱炜. 2022. 广西喀斯特地貌区土壤重金属来源与生

- 态风险评价[J]. 环境污染与防治, 44(5): 639–644.
- 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 李小飞, 张晓霞. 2017. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报, 36(9): 1689–1692.
- 程贤达, 孙建伟, 贾煦, 刘向东, 赵元艺. 2023. 河南栾川县钼矿区周边农田土壤重金属污染特征与健康风险评价[J]. 中国地质, 50(6): 1871–1886.
- 戴文婷, 张晖, 吴霞, 钟鸣, 段桂兰, 董霁红, 张培培, 樊洪明. 2024. 黄河流域山东段近河道煤矿区土壤重金属污染特征及源解析[J]. 环境科学, 45(5): 2952–2961.
- 胡鹏杰, 詹娟, 刘娟, 李欣阳, 杜彦铭, 吴龙华, 骆永明. 2023. 土壤重金属地质高背景成因、风险与管控研究进展[J]. 土壤学报, 60(5): 1363–1377.
- 胡兆鑫, 罗为群, 蒋忠诚, 吴泽燕, 汤庆佳. 2024. 基于生态系统脆弱性评价的典型岩溶区生态治理分区[J]. 中国岩溶, 43(3): 661–671.
- 简锐风, 岳甫均, 朱兆洲, 刘小龙, 张璐瑶. 2023. 环渤海滨海湿地重金属的时空变化及来源分析[J]. 中国环境科学, 43(11): 6025–6038.
- 蒋敬业, 程建萍, 祁士华, 向武. 2006. 应用地球化学[M]. 武汉: 中国地质大学出版社, 1–340.
- 蒋忠诚. 2004. 广西岩溶及其生态环境领域近十年来的主要研究进展[J]. 南方国土资源, (11): 19–22.
- 蒋忠诚, 罗为群, 童立强, 程洋, 杨奇勇, 吴泽燕, 梁建宏. 2016. 21 世纪西南岩溶石漠化演变特点及影响因素[J]. 中国岩溶, 35(5): 461–468.
- 李国芬. 1996. 广西岩溶水文地质特征及其资源[J]. 中国岩溶, 15(3): 48–53.
- 李航, 谭科艳, 张隆隆, 袁欣, 朱晓华, 王玉, 蔡敬怡. 2022. 土壤重金属地球化学特征及环境评价——以张北县二台镇为例[J]. 地球学报, 43(5): 665–675.
- 李杰, 朱立新, 康志强. 2018. 南宁市郊周边农田土壤—农作物系统重金属元素迁移特征及其影响因素[J]. 中国岩溶, 37(1): 43–52.
- 刘楠, 唐莹影, 陈盟, 潘泳兴. 2023. 基于 APCS-MLR 和 PMF 的铅锌矿流域土壤重金属来源解析[J]. 中国环境科学, 43(3): 1267–1276.
- 刘品桢, 贾亚琪, 程志飞, 杨珍, 杜启露, 吴迪. 2018. 不同方法评价喀斯特煤矿区农田土壤重金属生态风险比较[J]. 中国岩溶, 37(3): 371–378.
- 罗正华. 2023. 田东县石漠化综合治理措施与成效[J]. 南方农业, 17(2): 221–223.
- 吕悦风, 谢丽, 孙华, 谷玮. 2019. 县域尺度耕地土壤重金属污染评价中的标准选择研究[J]. 中国环境科学, 39(11): 4743–4751.
- 马宏宏, 彭敏, 刘飞, 郭飞, 唐世琪, 刘秀金, 周亚龙, 杨柯, 李括, 杨峥, 成杭新. 2020. 广西典型碳酸盐岩区农田土壤-作物系统重金属生物有效性及迁移富集特征[J]. 环境科学, 41(1): 449–459.
- 覃星铭, 马国斌, 蒋忠诚, 胡宝清, 谢薇薇, 谭帅, 曹雨薇. 2022. 典型石漠化峰丛洼地土壤重金属的空间分异特征及其影响因素[J]. 地质科技通报, 41(5): 283–292.
- 唐豆豆, 袁旭音, 汪宜敏, 季峻峰, 文宇博, 赵万伏. 2018. 地质高背景农田土壤中水稻对重金属的富集特征及风险预测[J]. 农业环境科学学报, 37(1): 18–26.
- 唐瑞玲, 徐进力, 刘彬, 杜雪苗, 顾雪, 于林松, 毕婧. 2024. 西南典型碳酸盐岩高地质背景区农田重金属化学形态、影响因素及回归模型[J]. 环境科学, 45(5): 2995–3004.
- 王昌宇, 张素荣, 刘继红, 邢怡, 李名则, 刘庆学. 2021. 雄安新区某金属冶炼区土壤重金属污染程度及风险评价[J]. 中国地质, 48(6): 1697–1709.
- 王惠艳, 彭敏, 马宏宏, 张富贵. 2023. 贵州典型重金属高背景区耕地土壤重金属生态风险评价[J]. 物探与化探, 47(4): 1109–1117.
- 息朝庄, 吴林锋, 张鹏飞, 杨茗钰, 范云飞, 夏浩东, 邓会娟. 2023. 贵州省惠水土壤-灌溉水-雨水-大气降尘中 Cd、As 等微量元素特征及来源讨论[J]. 中国地质, 50(1): 192–205.
- 奚小环, 侯青叶, 杨忠芳, 叶家瑜, 余涛, 夏学齐, 成杭新, 周国华, 姚岚. 2021. 基于大数据的中国土壤背景值与基准值及其变化特征研究——写在《中国土壤地球化学参数》出版之际[J]. 物探与化探, 45(5): 1095–1108.
- 许青阳, 戴亮亮, 彭志刚, 张俊, 肖凯琦, 巩浩, 吴欢欢. 2025. 湖南省龙山县土壤重金属特征与健康风险评价[J]. 中国地质, 52(3): 834–848.
- 杨琼, 杨忠芳, 张起钻, 刘旭, 卓小雄, 吴天生, 王磊, 韦雪姬, 季峻峰. 2021. 中国广西岩溶地质高背景区土壤-水稻系统 Cd 等重金属生态风险评价[J]. 中国科学(地球科学), 51(8): 1317–1331.
- 杨振宇, 廖超林, 李毅, 邹炎, 谢伍晋, 陈晓威, 张驭飞. 2023. 湘东北典型河源区土壤重金属环境地球化学基线及污染评价[J]. 中国环境科学, 43(8): 4154–4163.
- 于元赫, 吕建树, 王亚梦. 2018. 黄河下游典型区域土壤重金属来源解析及空间分布[J]. 环境科学, 39(6): 2865–2874.
- 张鹏, 丘萍. 2014. 岩溶地区旅游生态安全评价及趋势分析——以广西为例[J]. 中国岩溶, 33(4): 483–489.
- 赵秀芳, 张永帅, 冯爱平, 王艺璇, 夏立献, 王宏雷, 杜伟. 2020. 山东省安丘地区农业土壤重金属元素地球化学特征及环境评价[J]. 物探与化探, 44(6): 1446–1454.
- 赵岩, 郭常来, 崔健, 张艳飞, 李莹, 李旭光, 于慧明. 2024. 辽宁省锦州市北镇农业区土壤重金属分布特征、生态风险评价及源解析[J]. 中国地质, 51(5): 1469–1484.