环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.9
第41卷 第9期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第9期
2020年9月15日

目 次

2020年天津市两次重污染天气污染特征分析 …… 肖致美，徐虹，蔡子颖，李鹏，刘彬，元洁，郑乃源，唐邈，陈魁，邓小文(3879)
基于高分辨率MARGA分析成都市$PM_{2.5}$中水溶性离子污染特征 …… 尹寒梅，陈军辉，冯小琼，姜涛，钱骏，刘政(3889)
宿迁市$PM_{2.5}$中水溶性无机离子的季节特征和来源分析 …… 马红璐，赵欣，陆建刚，王辉，许纯领，欧阳琰，朱新胜，殷堂兵，漆丹，陆亚秋，汪玖阳，陆声兴(3899)
鼎湖山大气颗粒物中OC与EC的浓度特征及粒径分布 …… 李安娜，温天雪，华维，杨员，孟泽，胡波，辛金元(3908)
鞍山市道路扬尘碳组分特征及来源解析 …… 林孜，姬亚芹，林宇，国纪良，马妍，赵静琦(3918)
西安市冬季$PM_{2.5}$中WSOC的光谱特性和来源解析 …… 杨毅，张亚楠，刘焕武，田萍萍，李亚飞，雷颖，王一博(3924)
长三角地区气溶胶光学性质与新粒子生成观测 …… 杜盈盈，陈军，张家洛，甘桂城，刘瑜存，苏明旭，楼晟荣，周敏，陶士康，乔利平(3932)
连云港市挥发性有机化合物的组分特征及来源解析 …… 崔金梦，王体健，李秋潼，董立文，黄丛吾，曹云擎(3941)
成都市城区大气VOCs季节污染特征及来源解析 …… 王成辉，陈军辉，韩丽，徐晨曦，王波，李英杰，刘政，钱骏(3951)
德州市夏季臭氧敏感性特征及减排方案 …… 严茹莎(3961)
超低改造下中国火电排放清单及分布特征 …… 屈加豹，王鹏，伯鑫，薛晓达，董广霞，崔磊，康明雄，王彤，汤铃，朱法华，李时蓓(3969)
浙江省人为源氨排放清单建立及分布特征 …… 赵睿东，于兴娜，侯新红，沈丽(3976)
垃圾焚烧烟气中二噁英控制技术的评估与筛选 …… 赵思岚，奚鹏飞，郭凤艳，邓双，贾建丽(3985)
兰州市两场典型降水事件稳定同位素特征及其水汽来源 …… 韩婷婷，张明军，王圣杰，杜勤勤，马转转，郭蓉，曹晏凤(3993)
然乌湖流域地表水水化学特征及控制因素 …… 张涛，王明国，张智印，刘廷，何锦(4003)
河套灌区地下水化学演变特征及形成机制 …… 崔佳琪，李仙岳，史海滨，孙亚楠，安海军，邢进平(4011)
石期河流域地下水化学特征及物质来源分析 …… 李笑，于爽，李亮，郭永丽(4021)
长江中下游湖泊水体氮磷比时空变化特征及其影响因素 …… 季鹏飞，许海，詹旭，朱广伟，邹伟，朱梦圆，康丽娟(4030)
2016~2017年长荡湖流域河湖系统营养盐时空分布机制分析 …… 李新艳，李恒鹏，姜三元，马培，赖锡军，邓建才，陈东强，耿建伟(4042)
菹草对湖泊水质及浮游植物群落结构的影响 …… 康丽娟，许海，邹伟，朱广伟，朱梦圆，季鹏飞，陈洁(4053)
金泽水库库区细菌群落构建过程与关键驱动因子分析 …… 刘明坤，童俊，朱慧峰，白晓慧(4062)
典型氟工业园周边河流沉积物中全(多)氟化合物的分布特征 …… 孙琳婷，赵祯，唐建辉(4069)
微塑料对河水抗生素抗性基因的影响 …… 周昕原，王言仔，苏建强，黄福义(4076)
莲花水库水体中抗生素污染特征及生态风险评价 …… 廖杰，魏晓琴，肖燕琴，李青松，范洪勇，刘学军，庄马展，刘超翔(4081)
拟柱孢藻生长及碱性磷酸酶活性对不同磷浓度和磷形态响应的株系间差异 …… 叶金梅，赵莉，罗旭，彭亮，雷腊梅(4088)
妫水河湿地植物作用及调水水质响应模拟 …… 李亚娟，杜彦良，毕二平，王亮，陈翠柏(4095)
浅基质层干植草沟运行效果的现场实验 …… 张佳炜，李田，张庭秀(4105)
海绵城市地块汇水区颗粒污染物的传输 …… 李佳，谢文霞，姜智绘，单溪环，廖云杰，赵洪涛，李叙勇(4113)
天然黄铁矿吸附去除水中Sb(Ⅴ)：性能与机制 …… 石松，吴乾元，李新正，黄满红(4124)
过硫酸盐氧化处理含萘磺酸废水 …… 章晋门，卢钧，刘晓琛，陈泉源(4133)
温度对城市污水厌氧生物滤池运行效果与菌群结构的影响 …… 刘智斌，刘秀红，周桐，章世勇，李健敏，杨庆(4141)
ABR-MBR耦合工艺启动及优化反硝化除磷性能 …… 缪新年，汪倩，郭凯成，刘文如，沈耀良(4150)
低温下全自养脱氮颗粒污泥适应低基质效能 …… 刘雨馨，王建芳，钱飞跃，陈倩苗，乔伟，沈聪(4161)
雄安新区土壤重金属地球化学监测关键问题探讨 …… 郭志娟，周亚龙，杨峥，赵传冬，成杭新，孔牧，彭敏(4169)
基于土壤重金属及PAHs来源的人体健康风险定量评价：以北京某工业污染场地为例 …… 吴志远，张丽娜，夏天翔，贾晓洋，李慧颖，王世杰(4180)
基于乡镇尺度的西南重金属高背景区土壤重金属生态风险评价 …… 张富贵，彭敏，王惠艳，马宏宏，徐仁廷，成晓梦，侯召雷，陈子万，李括，成杭新(4197)
云南兰坪铅锌矿区优势植物重金属富集特性及应用潜力 …… 张龙，张云霞，宋波，吴勇，周子阳(4210)
水培试验下水稻Pb吸收累积关键生育期 …… 胡雨丹，周航，辜娇峰，霍洋，邓鹏辉，魏宾纭，刘俊，廖柏寒(4218)
田间条件下养分调控八宝景天Cd修复效率 …… 郭俊姆，杨俊兴，杨军，郑国砥，周小勇，陈同斌，卞建林，孟晓飞，李玉峰(4226)
桉树枝条生物炭输入对桂北桉树人工林酸化土壤的作用效果 …… 段春燕，沈育伊，徐广平，滕秋梅，张德楠，何成新，张中峰，周龙武，孙英杰(4234)
秸秆直接还田和炭化还田对红壤酸度、养分和交换性能的动态影响 …… 杨彩迪，卢升高(4246)
土壤微生物群落结构对生活源和工业源再生水灌溉的差异化响应 …… 王燕，程东会，檀文炳，余红，席北斗，姜永海，党秋玲(4253)
粪肥和有机肥施用对稻田土壤微生物群落多样性影响 …… 理鹏，吴建强，沙晨燕，叶春梅，黄沈发(4262)
松花江下游沿江湿地土地利用变化对土壤细菌群落多样性的影响 …… 张拓，徐飞，怀宝东，杨雪，隋文志(4273)
黄土高原草地土壤细菌群落结构对于降水变化的响应 …… 李娜，王宝荣，安韶山，焦峰，黄倩(4284)
土地利用方式对会仙岩溶湿地土壤真菌群落和功能类群的影响 …… 程跃扬，靳振江，王晓彤，贾远航，袁武，周军波(4294)
黑土真菌群落互作及其与梯度有机质碳分子结构的关系 …… 尚秋彤，黄瑞林，倪浩为，隋跃宇，孙波，梁玉婷(4305)
贵州茂兰喀斯特森林不同演替下土壤真核微生物多样性 …… 王显，龙健，李娟，刘灵飞，廖洪凯，李宜蓉，杨睿(4314)
玉米秸秆生物炭固化细菌对镉砷吸附 …… 刘玉玲，朱虎成，彭鸥，李丹阳，杨蕊嘉，彭晶，铁柏清(4322)
无机态氮素转化机制及水土体氮源识别方法 …… 梁杏，孙立群，张鑫，张洁，付鹏宇(4333)
《环境科学》征订启事(4061) 《环境科学》征稿简则(4132) 信息(4233，4293，4304)

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第9期 2020年9月
Vol.41, No.9 Sep., 2020

基于乡镇尺度的西南重金属高背景区土壤重金属生态风险评价

张富贵[1,2,3,4], 彭敏[1,2,3*], 王惠艳[1,2,3], 马宏宏[1,2,3], 徐仁廷[1,2,3], 成晓梦[1,2,3], 侯召雷[5], 陈子万[4,5], 李括[1,2,3], 成杭新[1,2,3*]

(1. 中国地质调查局土地质量地球化学调查评价研究中心, 廊坊 065000; 2. 中国地质科学院地球物理地球化学勘查研究所, 廊坊 065000; 3. 中国地质调查局地球表层碳-汞地球化学循环重点实验室, 廊坊 065000; 4. 成都理工大学地球科学学院, 成都 610059; 5. 云南地质调查院, 昆明 650216)

摘要: 西南地区土壤重金属具有天然的高背景属性,在重金属高背景区开展生态风险评价和识别重金属潜在来源具有重要意义. 以往工作主要以区域尺度的调查工作为主,调查精度难以满足空间规划和自然资源管理的需求,迫切需要在乡镇尺度上进行生态风险评价. 云南省宣威市热水镇是典型的碳酸盐岩覆盖区,重金属来源复杂,潜在生态风险较高. 本文在热水镇采集土壤表层样品(0 ~ 20 cm)1 092件,分析表层土壤中8种重金属(Cd、Cr、As、Hg、Pb、Cu、Zn和Ni)含量,采用统计学、地理信息系统、地累积指数、生态风险指数和正定矩阵因子分析模型(PMF)等方法开展生态风险评价和重金属源解析. 研究发现,土壤中重金属Cd、Cr、Cu、Hg、Ni和Zn含量平均值和中位数均超过云南省土壤背景值,Cd、Cr、Cu和Ni平均含量均超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618-2018)规定的筛选值. 地累积指数结果表明,研究区表层土壤污染最严重的是Cu,其次是Cr和Cd. 土壤重金属Cr、As、Pb、Cu、Zn和Ni多以残渣态存在,多来自于地质背景,生物有效性较低,Hg的潜在有效组分较高,但是Hg全量较低,污染风险较小. Cd生物有效性比例较高,易于进入土壤溶液并被农作物吸收,是研究区污染风险最高的重金属元素. 土壤重金属潜在生态风险指数统计结果显示,生态风险较低、中等生态危害和强生态危害比例分别为44.23%、54.40%和1.37%,无很强生态危害样品,贡献率最高的元素为Cd和Hg,贡献率分别为34.62%和34.33%. PMF结果显示研究区重金属来源包括人类日常活动来源、自然来源、煤矿开采及交通排放引起的综合污染源和农业生产来源,各种来源的贡献率分别占9.29%、53.67%、11.23%和25.81%. PMF可以有效识别和量化污染物来源,为政府部门进行土地规划提供重要的参考依据.

关键词: 土壤重金属; 生态风险评价; 正定因子矩阵分析(PMF); 源解析; 重金属高背景

中图分类号: X53; X820.4 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)09-4197-13 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201912241

Ecological Risk Assessment of Heavy Metals at Township Scale in the High Background of Heavy Metals, Southwestern, China

ZHANG Fu-gui[1,2,3,4], PENG Min[1,2,3*], WANG Hui-yan[1,2,3], MA Hong-hong[1,2,3], XU Ren-ting[1,2,3], CHENG Xiao-meng[1,2,3], HOU Zhao-lei[5], CHEN Zi-wan[4,5], LI Kuo[1,2,3], CHENG Hang-xin[1,2,3*]

(1. Research Center of Geochemical Survey and Assessment on Land Quality, China Geological Survey, Langfang 065000, China; 2. Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Chinese Academy of Geological Sciences, Langfang, 065000, China; 3. Key Laboratory of Geochemical Cycling of Carbon and Mercury in the Earth's Critical Zone, China Geological Survey, Langfang 065000, China; 4. College of Earth Sciences, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 5. Yunnan Institute of Geological Survey, Kunming 650216, China)

Abstract: Heavy metals (HMs) are naturally occurring elements that have high natural background levels in the environment. Therefore, it is important to conduct ecological risk assessment and identify potential sources of HMs. In the past, studies were conducted at the regional scale. The accuracy of those studies could not meet the needs of spatial planning and natural resource management. Therefore, it is necessary to conduct ecological risk assessment at the township scale. In this study, 1092 soil samples (from 0-20 cm depth) were collected in the town of Reshui, an area with high background levels of soil HMs with the parent material of carbonatite, which is commonly found in Southwest China. The town of Reshui is a multi-ecological risk superimposed area where the ecological risk is high. In this study, concentrations of HMs (Cd, Cr, As, Hg, Pb, Cu, Zn, and Ni) in the topsoil were analyzed, and statistical analysis (SA), geographic information system (GIS) modeling, and positive matrix factorization (PMF) analysis were performed. The geoaccumulation index (I_{geo}) and potential ecological risk index (PERI) were applied for the ecological risk assessment and quantification of the sources of the soil HMs. The mean values of HM concentrations in the topsoil were 18.1, 1.18,

收稿日期: 2019-12-28; **修订日期**: 2020-03-18
基金项目: 自然资源部中国地质调查局地质调查项目(DD2016013, DD20190522)
作者简介: 张富贵(1980 ~),男,博士研究生,高级工程师,主要研究方向为环境地球化学,E-mail: zhangfugui@igge.cn
* 通信作者,E-mail: pengmin@igge.cn; chenghangxin@igge.cn

174.1, 202.2, 0.09, 71.1, 34.9, and 167.2 mg·kg^{-1} for As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn, respectively, which were considerably higher than the average background value (ABV) in soils in Yunnan Province except for As and Pb. The average concentrations of Cd, Cr, Cu, and Ni exceeded the screening values specified in the soil contamination risk in agricultural land (GB 15618-2018) by 5.82, 1.16, 4.04, and 1.02 times, respectively. The I_{geo} value shows that the major pollutant is Cu in the surface soil of the study area, followed by Cr, and Cd. Speciation analysis of HMs indicates that HMs (Cr, As, Pb, Cu, Zn, and Ni) mainly exist in the residual form, mostly from the geological background with low bioavailability. The potential effective components of Hg have higher levels, but the total amount of Hg and its pollution risk are lower. Cd has a high bioavailability ratio, is easy to enter the soil solution and be absorbed by crops, and is the HM with the highest pollution risk in the study area. The PERI shows that the proportions of low ecological risk, moderate risk, and high risk soil samples are 44.23%, 54.40%, and 1.37% of the total number of samples, respectively. Hg and Cd were the major sources of risk because of their high toxicity coefficient. The PMF analysis indicates that there are four major sources of HMs in the study area: human activity, natural sources, coal mining and traffic emissions, and agricultural sources with the risk contribution ratios of 9.29%, 53.67%, 11.23%, and 25.81%, respectively. The PMF analysis effectively quantified the ecological risk from these sources, providing a reference for further pollution control and prevention measures.

Key words: soil heavy metal; ecological risk assessment; positive matrix factorization; source apportionment; high background area

土壤是农业生产和人类赖以生存的基础,也是人类食物与生态环境安全的保障[1]. 随着工业和农业的发展,城市化程度的提高,土壤重金属污染问题已成为当下社会关注的热点[2,3]. 重金属具有难降解、易积累和毒性大的特点,对生态系统和人类健康构成潜在的威胁[4~6],美国环保署(USEPA)已将重金属元素 Cd、Cr、As、Hg、Pb、Cu、Zn 和 Ni 列为优先控制的污染物,土壤重金属已引起了学术界和政府的广泛关注[7~12].

近几十年来,中国经济快速增长,土壤环境问题日益突出,中国面临重金属污染的严峻考验[13,14],大约有1 000万 hm^2 的耕地被重金属污染,1 200万 t 粮食重金属超标[15],根据中国耕地地球化学调查报告,当前中国重金属中度和重度污染的点位比例为2.5%,覆盖面积23 253 km^2(约3 488万亩)[16]. 土地质量地球化学调查计划是由中国自然资源部实施的一项新的国家地球化学填图计划,该计划实施 20 年来,在支撑土壤环境污染防控、土地资源管理和国家重大立法等方面做出了重大贡献[17~24]. 在该计划的资助下,在西南地区开展重金属生态风险评价工作,我国西南地区地质背景复杂,影响生态环境因素众多,碳酸盐岩和玄武岩广泛分布,土壤重金属具有一种天然的高背景属性[25]. 西南地区已发现污染耕地面积 219.5 万 hm^2,占全国污染耕地总面积的28.9%[16],前期土地质量地球化学调查计划结果也初步证实,我国西南重金属高背景与该区的特殊地质过程密切相关. 多数土壤重金属处于一种"高背景、低活性"状态[26],在自然状态下,重金属活性相对较低. 然而,随着人类活动的加剧,土地利用方式的改变,土壤理化性质和构型都发生了变化,部分重金属元素被活化,从而使得农产品处于一种高度胁迫状态[27],因此,对西南重金属高背景区开展生态环境评价,是保障区域粮食安全的关键.

识别重金属潜在来源对控制污染物具有重要意义[28,29],地理信息系统(GIS)可以准确地反映的重金属的空间分布,识别重金属污染"热点"[30]. 目前识别重金属来源的主要方法有主成分分析法、同位素示踪法、多元统计分析、聚类分析和化学质量平衡等[31~34],这些方法在实际运用中各有利弊[35~37]. 为了定量分析每种重金属的来源及百分比贡献,本次采用正定矩阵因子分析模型(positive matrix factorization, PMF),PMF 模型是 USEPA 推荐使用的源解析方法之一,不同于其他方法,PMF 模型无需测定复杂的原谱,不仅限定分解矩阵元素和分担率非负,而且可以处理遗漏和不精确的数据. 该模型在大气污染和沉积物源解析方面得到了广泛地应用[38,39],近年来在土壤重金属研究方面也取得了一定的进展[40,41].

土地质量地球化学调查主要以 1∶25 万和 1∶5 万调查比例尺为主,调查精度难以满足空间规划和自然资源管理的需求[20]. 近年来有学者对中国城市土壤生态风险进行了综合评价[42~46],亦有学者在西南碳酸盐覆盖区开展农田和农作物重金属富集效应研究[47,48],但是鲜见在西南重金属高背景区开展乡镇尺度的综合生态风险评价. 本文选择云南省热水镇为研究区,该区域是云南省土壤重金属含量最高的地区之一,生态风险较高,该区生态风险研究较少,污染程度高低不明,生态风险大小不清,急需开展土壤污染和生态风险评价. 本研究的主要目的是: ① 研究区表层土壤重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn)空间分布情况; ② 利用 PMF 模型结合地质背景分析污染来源及对应重金属贡献的百分比; ③ 根据来源定量评价生态风险.

1 研究区概况

调查区位于云南省宣威市热水镇,调查面积 120 km^2,地处云南省和贵州省交界处的乌蒙山集中连片经济困难区,是国务院确定的连片特困区和国

家扶贫开发工作重点区域，地势大致是西北高，东南低，略向东南倾斜，平均海拔2 094 m，属暖温带气候，年平均气温 14.4℃，年均降水量 974.5 mm，光照充足，积温偏低，区域差异大. 境内地质构造运动强烈，褶皱断裂发育，区内侏罗系、石炭系、二叠系和三叠系地层均有出露，以深灰和浅灰色白云质斑块灰岩为主，峨眉山玄武岩分布面积较小，条带状分布于区块西部，呈 NNE 向展布. 调查区用地类型分为旱地、有林地、果园、设施农用地、村庄及其它用地类型，主要为耕地（园地），占调查面积的 73.77%（图1），是宣威市重要的粮食和黄烟生产基地.

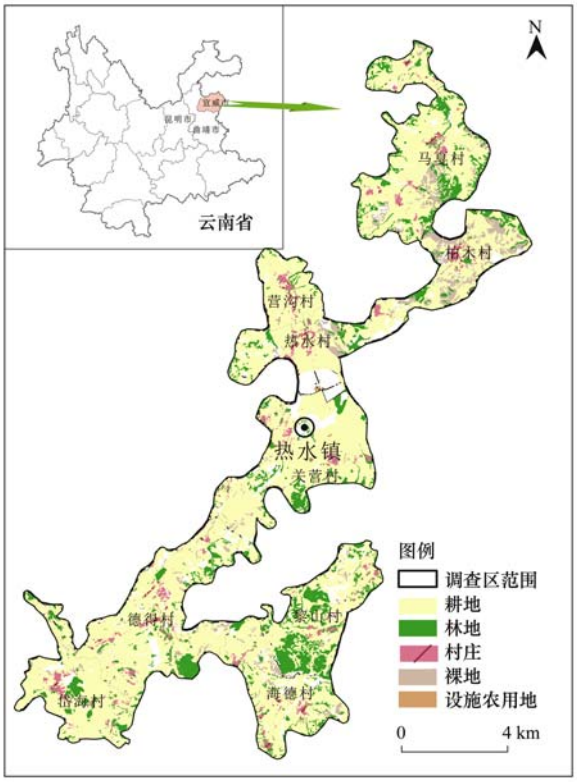

图1　研究区范围及用地类型示意

Fig. 1　Land use type and sampling sites of study area

2　材料与方法

2.1　样品采集和分析测试

本次采集土壤样品1 092件，采样深度 0 ~ 20 cm，采样密度为 9 点·km^{-2}，每个点由 4 ~ 6 个子样等量混合组成 1 件样品，严格按照文献[49]规定完成. 测试指标为 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 和 pH 等.

土壤样品分析测试由湖北省分析测试中心完成. 根据不同分析方法的质量水平，采用电感耦合等离子体质谱法（ICP-MS，Element XR，美国赛默飞世尔科技公司）测定 Cd、Cu、Pb 和 Zn 含量，采用原子荧光光谱法（AFS，XGY-1011A，廊坊开元高技术开发公司）测定 As 和 Hg 含量，采用电感耦合等离子体原子发射光谱法（ICP-OES，IRIS Intrepid Ⅱ，美国赛默飞世尔科技有限公司）测定 Ni 和 Cr 含量，采用电位法测定 pH 值（PHS-3C，上海仪电科学仪器股份有限公司），As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的检出限分别为 0.2、0.02、1.5、0.1、0.000 5、0.2、0.2 和 1 mg·kg^{-1}，pH 的检出限为 0.01. 所有指标优于《土地质量地球化学评价规范》（DZ/T 0295-2016）要求. 选用 12 种国家一级标准物质（GSS-1 ~ GSS-12）对其中的相关元素和项目（pH 值除外）进行平行分析，每个样品测定 12 次，分别统计各被测项目平均值与标准值之间的对数差（$\Delta \lg C$）和相对标准偏差 RSD%，pH 值测定采用 GBW07412 ~ GBW07417 这 6 个国家一级标准物质进行分析，单次测定结果与标准值之间的绝对误差均小于 10%. 土壤重金属的形态分析测试工作由成都分析测试中心完成. 重金属形态的测试步骤严格按照文献[50]执行，采用七步顺序提取法，利用电感耦合等离子体发射光谱法（ICP-OES，IRIS Intrepid Ⅱ，美国赛默飞世尔科技有限公司）测定 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的各形态含量，采用氢化物-原子荧光光谱法（HG-AFS，XGY-2010A，廊坊开元高技术开发公司）测定 As 的各形态含量. 本次分析测试数据通过中国地质调查局质量监控中心验收.

2.2　数据处理

本次研究中地球化学参数统计利用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 软件完成，各参数小数点保留位数原则是综合考虑国标检出限规定与实验室实际检出限的可靠位数而定，按原始数据统计各项地球化学参数. 采用偏度、峰度和 Kolmogorov-Smirnove（K-S）对重金属含量进行正态分布检验. 图件编制主要使用 Arcgis 10.2，用 CorelDRAW X7 进行图形处理，污染物的来源解析利用 PMF 模型分析（Ver. 5.0 USEPA）.

2.3　地累积指数（I_{geo}）

地累积指数（geoaccumulation index，I_{geo}）最初被用于定量评价水环境沉积物中的重金属污染程度，近年来被学者们广泛地用于土壤重金属污染评价[51]. 其表达式见式(1).

$$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C_i}{k \times B_i}\right) \tag{1}$$

式中，I_{geo}为地累积指数；C_i 为 i 元素含量的实测值（mg·kg^{-1}）；B_i 为 i 元素含量的背景值（mg·kg^{-1}）；k 为修正系数，一般取 1.5[51,52]. 在本研究中，选择云南省土壤中金属元素的背景值[53]作为地球化学背景值计算 I_{geo}值. I_{geo}与污染水平之间的对应关系如下：未污染（$I_{geo} \leq 0$），未污染至中度污染（$0 < I_{geo}$

≤1),中度污染($1 < I_{geo} \leq 2$),中度至重度污染($2 < I_{geo} \leq 3$),重度污染($3 < I_{geo} \leq 4$),重度至极度污染($4 < I_{geo} \leq 5$),极度污染($I_{geo} > 5$)[51].

2.4 潜在生态风险指数(PERI)

瑞典著名地球化学家 Hakanson[54] 提出的潜在生态指数法(potential ecological risk index,PERI)是目前最为常用的评价土壤重金属污染程度和生态风险的方法. 潜在生态风险指数的计算见式(2)和式(3).

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_d^i}{C_1^i} \tag{2}$$

$$\mathrm{PERI} = \sum_{i=1}^{m} E_r^i \tag{3}$$

式中,E_r^i 为给定重金属 i 的潜在生态危害系数; C_d^i 为重金属 i 的实测含量($mg \cdot kg^{-1}$),C_1^i 为重金属 i 的土壤背景值($mg \cdot kg^{-1}$),T_r^i 为重金属 i 的毒性相应系数. Hakanson 提出的重金属毒性水平顺序为:Hg > Cd > As > Pb = Cu = Ni > Cr > Zn,给出的毒性响应系数为:Hg = 40、Cd = 30、As = 10、Pb = Cu = Ni = 5、Zn = 1 和 Cr = 2.

潜在生态危害系数(E_r^i)是描述某一污染物(元素)的污染程度,从低到高分为 5 个等级: $E_r^i < 40$,轻微生态危害; $40 \leq E_r^i < 80$,中等生态危害; $80 \leq E_r^i < 160$,强生态危害; $160 \leq E_r^i < 320$,很强生态危害; $E_r^i \geq 320$,极强生态危害. 潜在生态危害指数(PERI)是描述某一点多个污染物(元素)潜在生态危害系数的综合值,分为 4 个等级: PERI < 150,轻微生态危害; 150 ≤ PERI < 300,中等生态危害; 300 ≤ PERI < 600,强生态危害; PERI ≥ 600,很强生态危害.

2.5 正定矩阵因子分析法(PMF)

PMF(positive matrix factorization)是一种新颖和有效的环境污染物来源解析方法[55],其思路是首先利用权重确定受体化学组分中的误差,然后通过最小二乘法来确定其主要污染源及其贡献比率[56].

PMF 模型将原始矩阵 $\boldsymbol{X}_{ij}$ 分解为两个因子矩阵 $\boldsymbol{g}_{ik}$(分担率矩阵)、$\boldsymbol{f}_{ik}$(源成分谱矩阵)和一个残差矩阵 $\boldsymbol{e}_{ij}$,表达式为式(4).

$$\boldsymbol{X}_{ij} = \sum_{k=1}^{p} \boldsymbol{g}_{ik} \boldsymbol{f}_{kj} + \boldsymbol{e}_{ij} \tag{4}$$

式中,$\boldsymbol{X}_{ij}$ 为第 i 个土壤样品中 j 元素的含量($mg \cdot kg^{-1}$); $\boldsymbol{g}_{ik}$ 为元素 j 在源 k 中的含量($mg \cdot kg^{-1}$); $\boldsymbol{f}_{ik}$ 为源 k 对第 i 个土壤样品的贡献; $\boldsymbol{e}_{ij}$ 为残差矩阵. $\boldsymbol{e}_{ij}$ 是根据定义目标函数计算得到.

目标函数 Q_i 定义见式(5).

$$Q_i = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \left(\frac{\boldsymbol{e}_{ij}}{u_{ij}} \right)^2 \tag{5}$$

式中,Q_i 为目标函数,u_{ij} 为 j 元素在第 i 个土壤样品中的不确定度. 不确定度的计算方法如式(6)和式(7).

当各元素的含量小于或等于相应的方法检出限(MDL)时,不确定度为式(6):

$$u_{ij} = (5/6) \times \mathrm{MDL} \tag{6}$$

当各元素的含量大于相应的方法检出限(MDL)时,不确定度为式(7):

$$u_{ij} = \sqrt{(\delta \times C)^2 + \frac{1}{4}\mathrm{MDL}^2} \tag{7}$$

式中,δ 为相对偏差,一般取 5%[55~58],C 为元素含量($mg \cdot kg^{-1}$),MDL 为方法检出限.

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属含量特征

表层土壤中重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn)及 pH 值统计结果见表 1. 除 As 和 Pb,其他重金属含量平均值和中位数均超过云南省土壤背景值(ABV)[53],Cd、Cr、Cu、Hg、Ni 和 Zn 平均含量分别为1.18、174.1、202.2、0.09、71.1和167.2

表 1 研究区表层土壤重金属含量统计1)

Table 1 Summary statistics of heavy metal concentrations in topsoil sample

元素	pH	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
最大值	7.65	173.5	6.71	749.6	384.8	0.62	179.2	161.7	460.4
最小值	4.86	1.4	0.15	49.6	19.9	0.02	21.3	11.8	47.6
平均值	5.77	18.1	1.18	174.1	202.2	0.09	71.1	34.9	167.2
标准差	0.88	17.79	0.55	91.92	65.36	0.05	16.22	13.50	37.65
中值	5.66	13.0	1.01	139.5	212.2	0.07	67.9	32.9	165.5
变异系数/%	15	98.39	43.17	52.79	32.32	59.73	22.85	38.64	22.52
云南省土壤背景值[53]	4.26	18.4	0.66	65.2	46.3	0.06	42.5	40.6	89.7
表层土壤筛选值[59]	<6.5	40	0.22	150	50	1.8	70	90	200
	6.5~7.5	30	0.3	200	100	2.4	100	120	250
	>7.5	25	0.6	250	100	3.4	190	170	300

1)样品数:1 092 件,重金属含量单位:$mg \cdot kg^{-1}$,pH 无纲量

$mg \cdot kg^{-1}$，分别是云南省土壤背景值的 1.79、2.67、4.36、1.50、1.67 和 1.86 倍，Cd、Cr、Cu 和 Ni 平均含量均超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618-2018)规定的筛选值[59]，分别超过 5.36、1.16、4.04 和 1.02 倍. 研究区土壤中多种重金属含量较高，潜在生态风险较高.

重金属在土壤中的赋存形态是影响农作物重金属富集的主要因素之一，研究区农作物根系土通过七步连续提取法获取 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 这 8 种重金属的 7 种赋存形态. 水溶态(F1)、离子交换态(F2)和碳酸盐结合态(F3)易被植物吸收，是生物有效组份；腐殖酸结合态(F4)、铁锰氧化物结合态(F5)和强有机结合态(F6)在酸化环境下易被植物吸收，是潜在生物有效组份；残渣态(F7)比较稳定，不易被植物吸收[60]. 研究区土壤重金属各化学形态占总量的质量分数见表 2 和图 2.

表 2　土壤重金属各组分赋存形态比例/%

Table 2　Percentage of different chemical forms of heavy metals/%

区域	形态	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
研究区	F1 + F2 + F3	0.08	38.41	1.45	0.08	3.27	0.78	0.11	0.12
	F4 + F5 + F6	3.17	34.79	17.20	2.87	42.05	10.19	3.76	4.11
	F7	96.75	26.80	81.35	97.13	54.68	89.03	96.13	95.77
广西横县[22]	F1 + F2 + F3	1.12	20.99	0.17	4.10	1.91	0.80	5.70	1.17
	F4 + F5 + F6	6.56	20.9	5.69	12.90	44.04	9.81	12.90	5.47
	F7	92.32	58.11	94.14	83.00	54.05	89.39	81.40	93.36
湖北宣恩县[61]	F1 + F2 + F3	1.18	14.44	—1)	1.60	2.71	—	6.93	2.45
	F4 + F5 + F6	36.25	33.34	—	30.25	46.33	—	54.62	21.38
	F7	62.57	22.22	—	68.15	50.96	—	38.45	76.17

1)“—”表示文章中没有相关数据

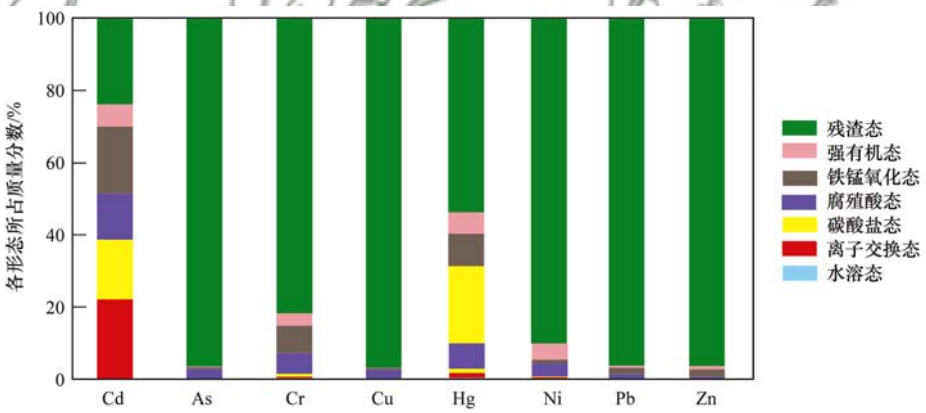

图 2　土壤重金属赋存形态分布特征

Fig. 2　Chemical fractions of heavy metals in the soil sample

结果表明，研究区 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 主要以残渣态形式存在，分别占全量的 96.75%、81.35%、97.13%、89.03%、96.13% 和 95.77%，可被作物吸收利用的有效组分($F_1 + F_2 + F_3$)分别占 0.08%、1.45%、0.08%、0.78%、0.11% 和 0.12%，潜在生物有效组分($F_4 + F_5 + F_6$)分别占 3.17%、17.20%、2.87%、10.19%、3.76% 和 4.11%. 地质成因引起的重金属富集往往是以残渣态为主要存在形式[62]，这说明这些重金属元素很可能来源于成土母岩自然风化富集. Cd 和 Hg 全量中残渣态(F7)占比较低，分别占全量的 26.80% 和 54.68%，可被作物吸收的有效组分(F1 + F2 + F3)分别占全量的 38.41% 和 3.27%，潜在生物有效组分(F4 + F5 + F6)分别占全量的 34.79% 和 42.05%. Hg 的有效组分较低，潜在有效组分较高，但是 Hg 全量较低，污染风险较小. Cd 的有效组分和潜在生物有效组分远远高于其他重金属，不同区域黑色岩系风化土壤中重金属 Cd 形态赋存具有一定相似性，大多具有相对较低的残渣态和相对高的活性态的特征[22,48,63~65]，这一方面与 Cd 本身生物活性较高有关，如湖北宣恩县也有高生物活性的特点[61]，另一方面与元素来源有关. Cd 生物有效性比例较高，易于进入土壤溶液并被农作物吸收，是研究区污染风险最高的重金属元素.

研究区表层土壤重金属地累积指数(I_{geo})统计结果显示，8 种重金属污染等级均在未污染-中度至重度污染之间，无更高等级污染，表层土壤重金属地累积指数(I_{geo})中位值降序依次为 Cu(1.61) >

Cr(0.51) > Cd(0.32) > Zn(0.30) > Ni(0.09) > Hg(−0.29) > Pb(−0.89) > As(−1.09)，I_{geo}平均值降序排列与中位值基本一致，表明研究区表层土壤污染最严重的是 Cu，其次是 Cr 和 Cd(表 3)，Cu 元素未污染、未污染至中度污染、中度污染和中度至重度污染的样品比例依次为 6.14%、9.34%、75.64 和 8.88%，Cr 元素未污染、未污染至中度污染、中度污染和中度至重度污染的样品比例依次为 10.90%、59.89%、25.37 和 3.85%，Cd 元素未污染、未污染至中度污染、中度污染和中度至重度污染的样品比例依次为 35.44%、53.66%、10.90 和 0.00%. 研究区是多种重金属的复合污染，值得引起大家的关注.

表 3 表层土壤重金属元素地累积指数等级分布情况

Table 3 Class distribution of I_{geo} for heavy metal in topsoils

元素	$I_{geo}<0$ (未污染)		$0<I_{geo}\leq1$ (未污染至中度污染)		$1<I_{geo}\leq2$ (中度污染)		$2<I_{geo}\leq3$ (中度至重度污染)		$3<I_{geo}\leq4$ (重度污染)		$4<I_{geo}\leq5$ (重度污染至极度污染)	
	样品数	比例/%	样品数	比例/%	样品数	比例/%	样品数	比例/%	样品数	比例/%	样品数	比例/%
As	954	87.36	92	8.42	38	3.48	8	0.73	0	0.00	0	0.00
Cd	387	35.44	586	53.66	119	10.90	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Cr	119	10.90	654	59.89	277	25.37	42	3.85	0	0.00	0	0.00
Cu	67	6.14	102	9.34	826	75.64	97	8.88	0	0.00	0	0.00
Hg	726	66.48	322	29.49	39	3.57	5	0.46	0	0.00	0	0.00
Ni	351	32.14	732	67.03	9	0.82	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Pb	1 050	96.15	37	3.39	5	0.46	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Zn	185	16.94	893	81.78	14	1.28	0	0.00	0	0.00	0	0.00

3.2 土壤重金属分布特征

重金属含量空间分布可以确定污染来源及污染分布. 研究区土壤重金属的空间分布如图 3 所示，除 Cu 元素外，Cd、Hg、Pb、Zn、As、Ni 和 Cr 含量空间分布有很大的相似性，含量高值区主要分布在研究区马戛村、柏木村、黎山村和海得村，高值区多呈 NNE 向展布，分布受地层控制明显，主要分布在石炭系的大塘组、岩关组、摆佐组和下二叠系茅口组以及峨眉山玄武岩，石炭系地层主要为浅海相沉积，发育灰色中厚层块状灰岩夹少量页岩及泥岩，研究区内石炭系地层主要以条带状发育于研究区西部，茅口组为深灰色和浅灰色白云质斑块灰岩，灰岩及绿灰色含燧石结核灰岩夹少量白云岩，峨眉山玄武岩分布面积较小，条带状分布于研究区西部，呈 NNE 向展布，说明不同成土母质形成的土壤，重金属元素次生富集程度差异很大(图 3). 另一方面重金属的分布还受用地类型影响，村庄明显高于其他用地类型，反映了人类活动对土壤质量的影响. 基于 GIS 重金属空间分布可以对土壤中重金属的污染来源及其对应的贡献提供一定的信息来源.

3.3 土壤重金属来源

重金属元素间的相关性能够反映它们是否具有同源性，提供更丰富的来源信息. 本文采用统计软件 SPSS 进行重金属元素相关性分析，相关程度的度量采用 Pearson 相关系数(表 4). Cr、Hg 和 Ni 这 3 种重金属相互之间的相关系数均大于 0.5，Cr 与 Pb、Ni 与 Zn 及 As 与 Pb 之间的相关系数也大于 0.5，均为显著正相关，表明可能有相同的来源.

表 4 表层土壤重金属含量相关性分析[1)]

Table 4 Pearson correlation matrix for the heavy metal concentrations in top soil

	Zn	Cu	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
Zn	1							
Cu	0.457**	1						
As	−0.085**	−0.598**	1					
Cd	0.01	−0.009	−0.147**	1				
Cr	0.204**	−0.350**	0.251**	0.017	1			
Hg	0.282**	−0.133**	0.180**	0.054	0.595**	1		
Ni	0.589**	0.067*	0.200**	−0.023	0.710**	0.517**	1	
Pb	0.007	−0.614**	0.590**	−0.053	0.525**	0.254**	0.314	1

1) ** 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关，* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关

为了进一步识别和量化土壤中 8 种重金属的来源和贡献，本文利用 PMF 模型对重金属来源进行分析，探究其污染主要来源. 为了确保模型的合理性，将 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的信噪比(S/N)分别设置为：弱、强、强、强、弱、强、强和强. 运行因子的数量设置为 2、3 和 4，运行数量设置为 20. 当运行因子的数量设置为 4 时，Q 值为1 078.5，最接近理论值 Q(1092)，最稳定. 研究区各重金属源

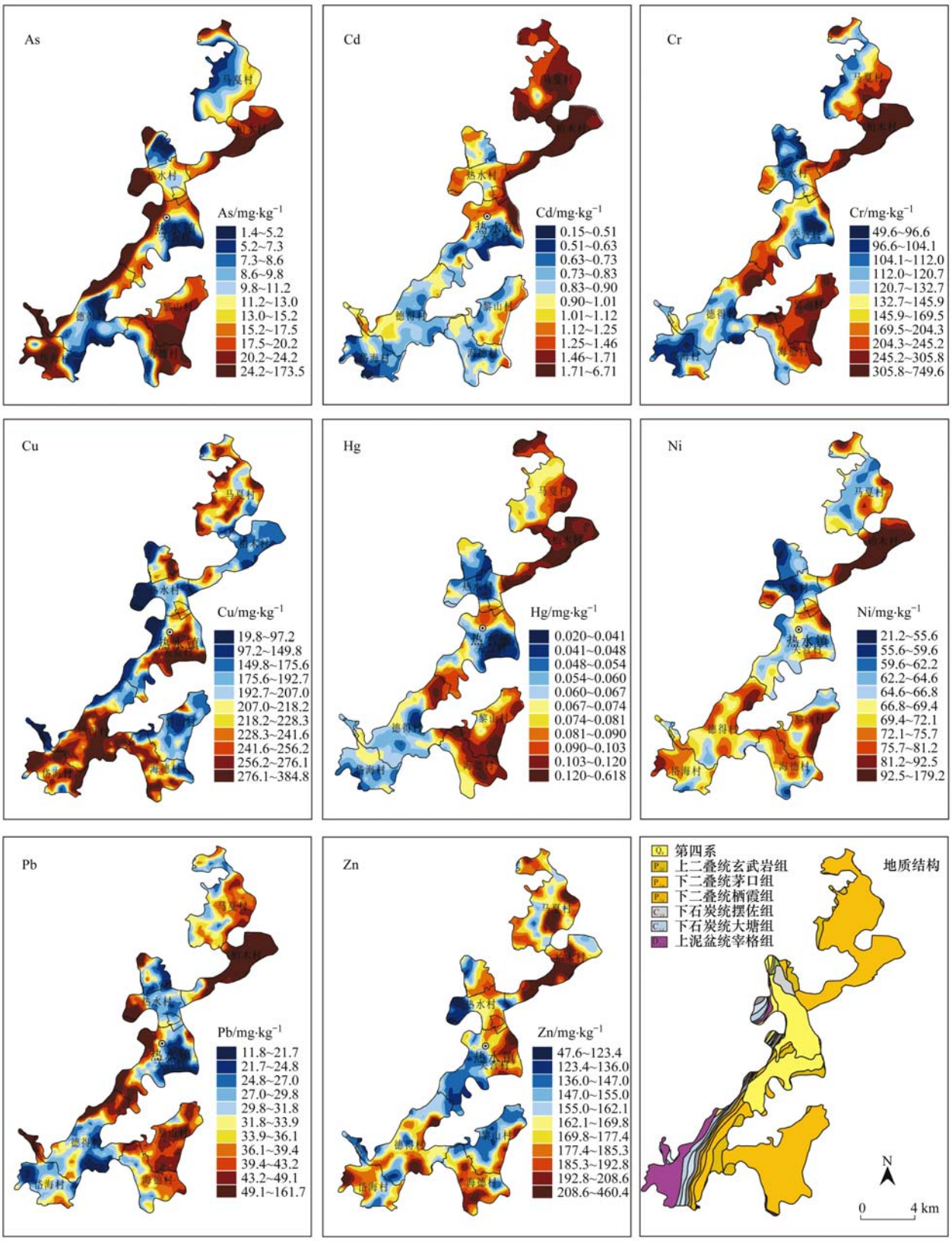

图 3　研究区土壤重金属含量分布及地质结构

Fig. 3　Spatial distribution of heavy metal contents and geological map of the study area

成分谱及贡献率如图 4，As、Pb、Cr 和 Ni 在因子 1 有较高的贡献值，As 的贡献率高达 92%，Pb、Cr 和 Ni 的贡献率分别为 56%、31.2% 和 27.6%，As 和 Pb 的权重高于其他元素，研究区 As 和 Pb 含量平均值和中位数均未超过云南省土壤背景值，土壤重金属含量较低，污染贡献率较小，因子 1 可以解释为人类日常生活污染来源，如生活污水排放等.

Cu、Zn、V、Cr、Ni 和 Pb 在因子 2 有较高的贡

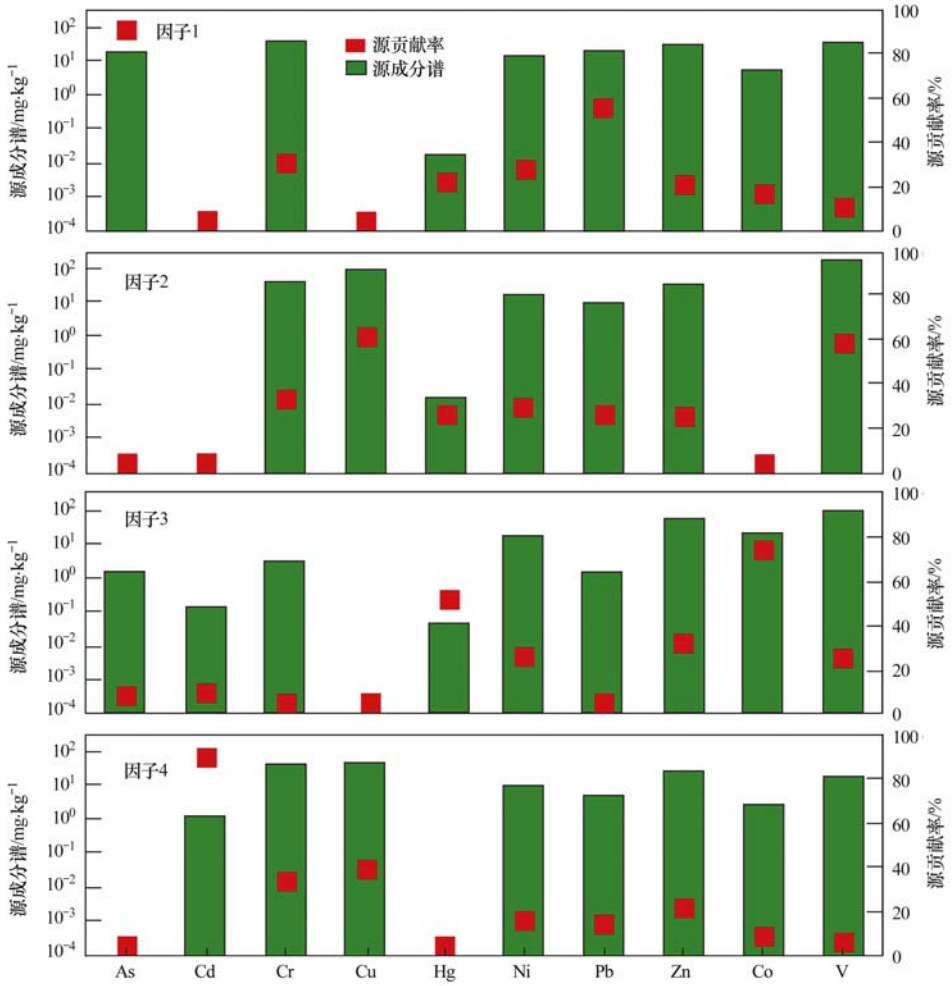

图 4 PMF 模型所得研究区土壤重金属污染源成分谱图

Fig. 4 Factor profiles and contributions of heavy metal sources calculated using PMF model

献值,贡献率分别为 62%、25.2%、58.3%、33.4%、29.6% 和 26%. Zn、Cr、Ni 和 Pb 在相关性分析中具有较强的正相关性,土壤中 Cr、Ni 和 V 的含量通常取决于它们在成土母质中的含量,这些金属在碳酸盐岩中的含量要比其他母质高得多[66,67],重金属空间分布也揭示了这些重金属元素受碳酸盐岩地层控制,有学者认为 Cr、Ni、V 和部分 Cu 受成土母岩控制,与成岩成分有关[67,68]. Cu 元素空间分布与其他重金属不同,高值区与区内条带状分布的玄武岩吻合,与有色金属矿床和低温矿床分布密切相关,在玄武岩等基性岩中,Cu 的含量比其他母质高得多,重金属赋存形态分析显示 Cu、Zn、Cr、Ni 和 Pb 都以残渣态为主. 因此,因子 2 可以解释为地质背景引起的,为自然来源.

Hg、Zn 和 Ni 在因子 3 有较高的贡献值,贡献率分别为 51.10%、32.6% 和 26.3%,全球汞排放量的大约 60%~80% 可能归因于人为来源[69],汞在土壤中的累积通常与人类活动引起的大气沉积有关,燃烧化石燃料和金属冶炼是最常见的产生汞的活动排放. 研究区煤炭储量丰富,预测储量 21.78 亿 t,研究区周边来宾镇是最大的煤矿区,煤炭燃烧和开采产生的排放可能是大气沉积物中 Hg 的主要来源. 研究区在人口居住密集和交通繁忙的区域 Zn 和 Ni 含量较高,交通排放可能是人类中最常见的 Zn 和 Ni 来源,使用含铅锌汽油可能导致土壤中 Zn 的含量升高[70],车辆轮胎和镀锌镍汽车零件的腐蚀会导致 Zn 和 Ni 含量高[71,72]. 因此,因子 3 解释为研究

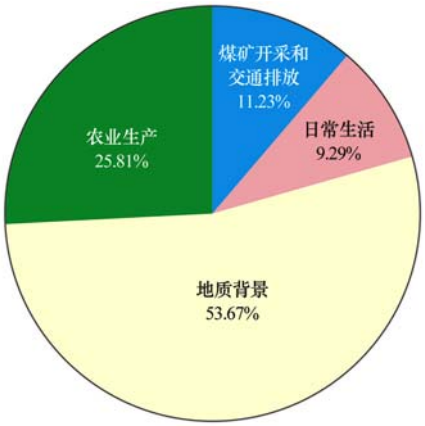

图 5 土壤重金属不同污染源贡献率

Fig. 5 Contribution rate of different sources calculated using PMF

区的煤矿开采及交通排放引起的综合污染源.

Cd、Cu 和 Cr 在因子 4 有较高的贡献值,贡献率分别为 90.2%、38% 和 33.1%. 区域地球化学特征显示,研究区是烟草的主要生产基地,大量使用有机肥,有机肥中 Pb 和 Cr 的含量偏高[73],Cu 和 Zn 的累积与农用品的投入有很大的关系,由于长期大量使用这些农用化学品,导致土壤重金属产生累积,另外肥料、农药和农业用品等也是农业土壤中重金属的主要来源. 有研究表明 Cd 元素可以作为使用农药和化肥等农业活动的标志元素[73],Micó 等[68]的研究发现,土壤中的 Cd、Cu 和 Pb 与人类在地中海地区开展农业活动有关,Lu 等[74]的研究也发现 Cd、Cu 和 Zn 主要来自农业活动,同时灌溉用水也是农业土壤中重金属 Cd、Cu 和 Cr 含量升高的重要原因[67,68]. 基于以上分析,因子 4 主要来源农业生产.

根据以上讨论,研究区有 4 种重金属来源,即人类日常活动来源、自然来源、煤矿开采及交通排放引起的综合污染源和农业生产来源,各种来源的贡献率分别占 9.29%、53.67%、11.23% 和 25.81%(图 5).

3.4　土壤重金属环境生态风险评价

表层土壤中重金属潜在生态风险指数统计结果显示：483 个样品 PERI < 150,生态风险较低；594 个

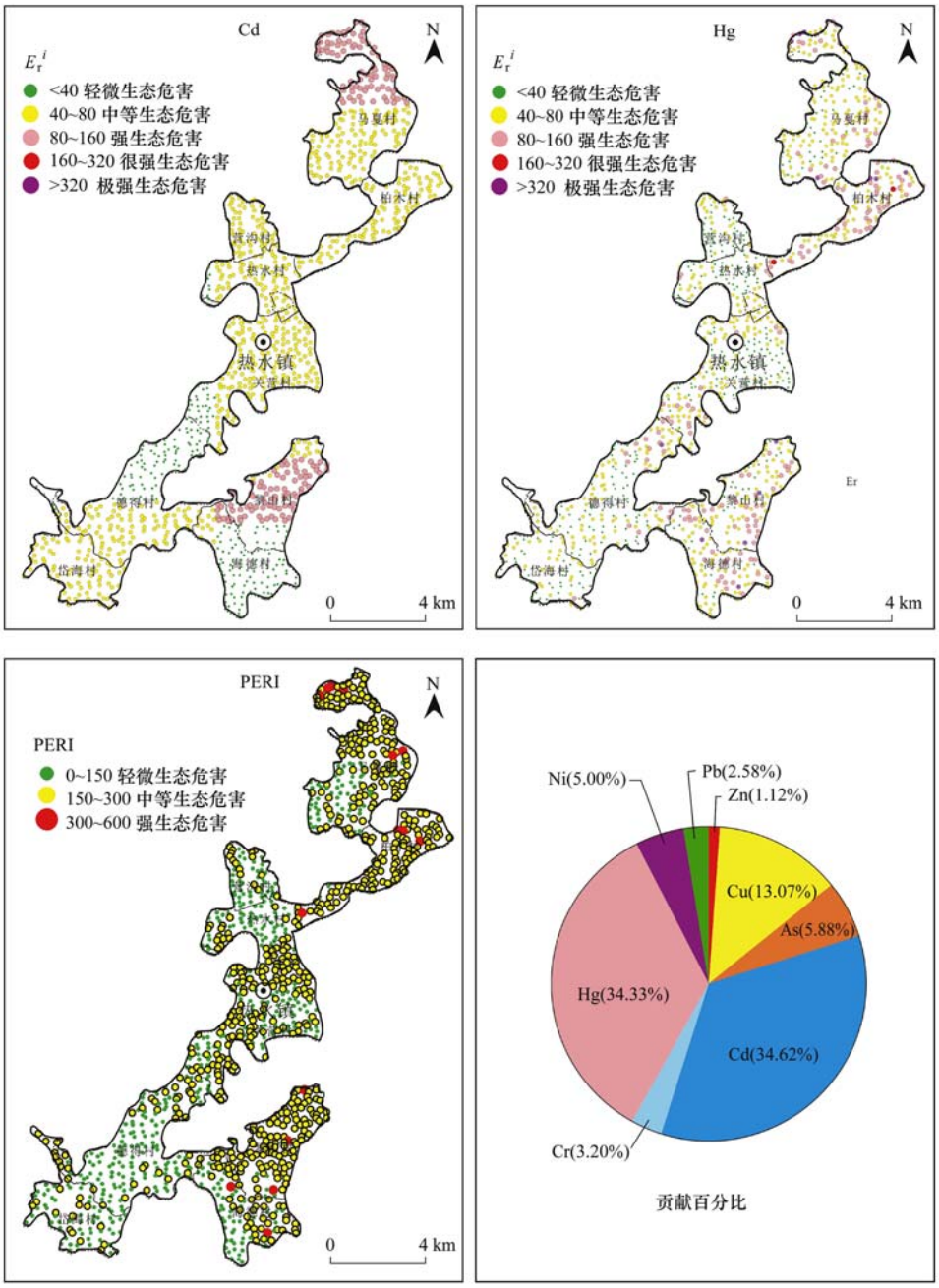

图 6　土壤重金属(Cd 和 Hg)生态风险系数及 8 种重金属综合生态风险指数空间分布和重金属贡献比例

Fig. 6　Spatial distribution of potential ecological risks of Cd, Hg and eight heavy metals in the study area, and the contribution of heavy metals to potential ecological risks

样品 150≤PERI <300,中等生态危害; 15 个样品 300≤PERI <600,具有强生态危害. 分别占样品总数的 44.23%、54.40% 和 1.37%,无很强生态危害样品. 土壤重金属对 PERI 贡献指数降序依次为 Cd > Hg > Cu > As > Ni > Cr > Pb > Zn,贡献率分别为 34.62%、34.33%、13.07%、5.88%、5.00%、3.20%、2.58% 和 1.12%(图 6).

Cd 和 Hg 是研究区最重要的风险元素,利用 ArcGIS 10.2 绘制了 Cd 和 Hg 的生态危害系数分布(图 6),Cd 轻微生态危害(E_r^i <40)样品数为 214 个,占样品总数的 19.60%,主要分布在德得村和海德村. 中等生态危害(40≤E_r^i <80)在研究区分布广泛,中部和西南部均有分布,样品数 711 个,占总样品数的 65.11%. 强生态危害(80≤E_r^i <160)样品数 167 个,占总样品数的 15.29%,主要分布在马戛村北部和黎山村. Hg 的生态危害系数与 Cd 相当,轻微生态危害、中等生态危害、强生态危害、很强生态危害和极强生态危害的样品个数分别为 358、553、165、14 和 2 个,分别占总样品数的 32.78%、50.64%、15.11%、1.28% 和 0.18%,空间部分与 Cd 具有较强的相似性,生态危害系数较高的区域主要分布马戛村、柏木村和黎山村.

综合生态风险指数空间分布显示,轻微生态危害(PERI <150)主要分布在研究区西南部的德得村和岱海村,中等生态危害(150≤PERI <300)主要分布在研究区马戛村、柏木村、热水镇、关营村和黎山村,分布面积较大,强生态危害(300≤PERI <600)和很强生态危害(PERI≥600)分布面积较小. 空间分布与 Cd 和 Hg 具有高度一致性.

4 结论

(1)表层土壤中重金属 Cd、Cr、Cu、Hg、Ni 和 Zn 含量平均值和中位数均超过云南省土壤背景值,Cd、Cr、Cu 和 Ni 平均含量均超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618-2018)规定的筛选值,分别超过 5.36、1.16、4.04 和 1.02 倍. 表层土壤重金属地累积指数(I_{geo})结果表明,研究区表层土壤污染最严重的是 Cu,其次是 Cr 和 Cd,中度污染以上的样品分别占 84.52%、29.22% 和 10.90%,研究区存在多种重金属的复合污染,生态风险较高.

(2)研究区 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 主要以残渣态形式存在,可被作物吸收利用的有效组分占全量的比例均未超过 1.45%,生物有效性低,说明这些重金属元素很可能来源于成土母岩自然风化富集. Cd 和 Hg 全量中残渣态占比较低,分别占全量的 26.80% 和 54.68%, Hg 的有效组分较低,潜在有效组分较高,但是 Hg 全量较低,污染风险较小. Cd 生物有效性比例较高,易于进入土壤溶液并被农作物吸收,是研究区污染风险最高的重金属元素.

(3)表层土壤重金属潜在生态风险指数统计结果显示,土壤重金属对 PERI 贡献指数降序依次为 Cd(34.62%) > Hg(34.33%) > Cu(13.07%) > As(5.88%) > Ni(5.00%) > Cr(3.20%) > Pb(2.58%) > Zn(1.12%),Cd 和 Hg 是研究区最重要的风险元素.

(4)PMF 结果显示研究区重金属来源包括人类日常活动来源、自然来源、煤矿开采及交通排放引起的综合污染源和农业生产来源,各种来源的贡献率分别占 9.29%、53.67%、11.23% 和 25.81%. 自然来源是高背景区重金属的主要来源,同时,随着人类活动的加剧,土地利用方式的改变,Cd 等重金属活性增强,潜在生态风险较高.

致谢:感谢宣威市人民政府和湖北省分析测试中心对本研究的支持. 宣威市自然资源局提供土地利用现状数据,云南地质调查院龙玉江、汪金明、许胜超、吕许朋和陈杰等在采样方面提供帮助,在此一并致谢!

参考文献:

[1] Drobnik T, Greiner L, Keller A, *et al*. Soil quality indicators-from soil functions to ecosystem services[J]. Ecological Indicators, 2018, **94**: 151-169.

[2] Zhu L, Liu J W, Xu S G, *et al*. Deposition behavior, risk assessment and source identification of heavy metals in reservoir sediments of Northeast China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, **142**: 454-463.

[3] Hu W Y, Zhang Y X, Huang B, *et al*. Soil environmental quality in greenhouse vegetable production systems in eastern China: current status and management strategies[J]. Chemosphere, 2017, **170**: 183-195.

[4] Liu M, Zhang A B, Liao Y J, *et al*. The environment quality of heavy metals in sediments from the central Bohai Sea[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, **100**(1): 534-543.

[5] Liang J, Feng C T, Zeng G M, *et al*. Spatial distribution and source identification of heavy metals in surface soils in a typical coal mine city, Lianyuan, China[J]. Environmental Pollution, 2017, **225**: 681-690.

[6] Mwesigye A R, Young S D, Bailey E H, *et al*. Population exposure to trace elements in the Kilembe copper mine area, Western Uganda: a pilot study[J]. Science of the Total Environment, 2016, **573**: 366-375.

[7] Cheng S P. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2003, **10**(3): 192-198.

[8] Rodrigues S M, Cruz N, Coelho C, *et al*. Risk assessment for Cd, Cu, Pb and Zn in urban soils: chemical availability as the central concept[J]. Environmental Pollution, 2013, **183**: 234-242.

[9] Cheng H X, Li M, Xie X J, *et al*. Exploring China: environment and resources[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014, **139**: 1-3.

[10] Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, *et al*. Contamination features and

health risk of soil heavy metals in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, **512-513**: 143-153.

[11] Kowalska J, Mazurek R, Gąsiorek M, *et al*. Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity- a case study from Krakow (Poland)[J]. Environmental Pollution, 2016, **218**: 1023-1036.

[12] Shi Y H, Huang J H, Zeng G M, *et al*. Evaluation of soluble microbial products (SMP) on membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) at the fractional and overall level: a review [J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2018, **17**(1): 71-85.

[13] Chen H M, Zheng C R, Tu C, *et al*. Heavy metal pollution in soils in China: status and countermeasures[J]. Ambio, 1999, **28**(2): 130-134.

[14] Wang Q R, Dong Y, Cui Y, *et al*. Instances of soil and crop heavy metal contamination in China [J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2001, **10**(5): 497-510.

[15] Teng Y G, Ni S J, Wang J S, *et al*. A geochemical survey of trace elements in agricultural and non-agricultural topsoil in Dexing area, China[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2010, **104**(3): 118-127.

[16] 国土资源部中国地质调查局. 中国耕地地球化学调查报告(2015 年)[EB/OL]. http://www.cgs.gov.cn/upload/201506/20150626/gdbg.pdf, 2015-06-25.

[17] 成杭新, 李括, 李敏, 等. 中国城市土壤化学元素的背景值与基准值[J]. 地学前缘, 2014, **21**(3): 265-306.
Cheng H X, Li K, Li M, *et al*. Geochemical background and baseline value of chemical elements in urban soil in China[J]. Earth Science Frontiers, 2014, **21**(3): 265-306.

[18] Cheng H X, Li M, Zhao C D, *et al*. Concentrations of toxic metals and ecological risk assessment for sediments of major freshwater lakes in China[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2015, **157**: 15-26.

[19] Li M, Xi X H, Xiao G Y, *et al*. National multi-purpose regional geochemical survey in China [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014, **139**: 21-30.

[20] 李括, 彭敏, 赵传冬, 等. 全国土地质量地球化学调查二十年[J]. 地学前缘, 2019, **26**(6): 128-158.
Li K, Peng M, Zhao C D, *et al*. Vicennial implementation of geochemical survey of land quality in China[J]. Earth Science Frontiers, 2019, **26**(6): 128-158.

[21] Peng M, Zhao C D, Ma H H, *et al*. Heavy metal and Pb isotopic compositions of soil and maize from a major agricultural area in Northeast China: Contamination assessment and source apportionment[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2020, **208**: 106403, doi: 10.1016/j.gexplo.2019.106403.

[22] 马宏宏, 彭敏, 刘飞, 等. 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, 2020, **41**(1): 449-459.
Ma H H, Peng M, Liu F, *et al*. 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, 2020, **41**(1): 449-459.

[23] 李括, 彭敏, 杨峥, 等. 中国 193 个城市规划区土壤微量元素污染与健康风险[J]. 环境科学, 2020, **41**(4): 1825-1837.
Li K, Peng M, Yang Z, *et al*. Trace metals pollution and health risks for planning area soils of 193 Chinese cities [J]. Environmental Science, 2020, **41**(4): 1825-1837.

[24] 成杭新, 彭敏, 赵传冬, 等. 表生地球化学动力学与中国西南土壤中化学元素分布模式的驱动机制[J]. 地学前缘, 2019, **26**(6): 159-191.
Cheng H X, Peng M, Zhao C D, *et al*. Epigenetic geochemical dynamics and driving mechanisms of dis-tribution patterns of chemical elements in soil, Southwest China[J]. Earth Science Frontiers, 2019, **26**(6): 159-191.

[25] 杨永忠. 贵州环境异常元素地球化学研究[J]. 贵州地质, 1999, **16**(1): 66-72.
Yang Y Z. The geochemistry of anomalous elements in the environment of Guizhou[J]. Guizhou Geology, 1999, **16**(1): 66-72.

[26] 武永锋, 刘丛强, 涂成龙. 贵阳城市土壤重金属元素形态分析[J]. 矿物学报, 2008, **28**(2): 177-180.
Wu Y F, Liu C Q, Tu C L. Speciation of heavy metals in urban soil at Guiyang[J]. Acta Mineralogica Sinica, 2008, **28**(2): 177-180.

[27] Tu C L, He T B, Liu C Q, *et al*. Effects of land use and parent materials on trace elements accumulation in topsoil[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, **42**(1): 103-110.

[28] Zhao Y C, Wang Z G, Sun W X, *et al*. Spatial interrelations and multi-scale sources of soil heavy metal variability in a typical urban-rural transition area in Yangtze River Delta region of China [J]. Geoderma, 2010, **156**(3-4): 216-227.

[29] Pan Y P, Wang Y S. Atmospheric wet and dry deposition of trace elements at 10 sites in Northern China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, **15**(2): 951-972.

[30] Chai Y, Guo J, Chai S L, *et al*. Source identification of eight heavy metals in grassland soils by multivariate analysis from the Baicheng-Songyuan area, Jilin province, Northeast China[J]. Chemosphere, 2015, **134**: 67-75.

[31] Li S Y, Zhang Q F. Response of dissolved trace metals to land use/land cover and their source apportionment using a receptor model in a subtropic river, China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, **190**(1-3): 205-213.

[32] Huang J H, Cheng W J, Shi Y H, *et al*. Honeycomb-like carbon nitride through supramolecular preorganization of monomers for high photocatalytic performance under visible light irradiation[J]. Chemosphere, 2018, **211**: 324-334.

[33] Luo X S, Xue Y, Wang Y L, *et al*. Source identification and apportionment of heavy metals in urban soil profiles [J]. Chemosphere, 2015, **127**: 152-157.

[34] Nanos N, Rodríguez Martín J A. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: spatial variability in the Duero river basin (Spain)[J]. Geoderma, 2012, **189-190**: 554-562.

[35] Huang J H, Li F, Zeng G M, *et al*. Integrating hierarchical bioavailability and population distribution into potential eco-risk assessment of heavy metals in road dust: a case study in Xiandao District, Changsha City, China [J]. Science of the Total Environment, 2016, **541**: 969-976.

[36] Pan H Y, Lu X W, Lei K. A comprehensive analysis of heavy metals in urban road dust of Xi'an, China: contamination, source apportionment and spatial distribution[J]. Science of the Total Environment, 2017, **609**: 1361-1369.

[37] Huang J H, Peng S Y, Mao X M, *et al*. Source apportionment and spatial and quantitative ecological risk assessment of heavy metals in soils from a typical Chinese agricultural county[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2019, **126**: 339-347.

[38] Alleman L Y, Lamaison L, Perdrix E, *et al*. PM_{10} metal concentrations and source identification using positive matrix factorization and wind sectoring in a French industrial zone[J]. Atmospheric Research, 2010, **96**(4): 612-625.

[39] Pekey H, Doğan G. Application of positive matrix factorisation for the source apportionment of heavy metals in sediments: a

comparison with a previous factor analysis study [J]. Microchemical Journal, 2013, **106**: 233-237.

[40] Schaefer K, Einax J W. Source apportionment and geostatistics: an outstanding combination for describing metals distribution in soil [J]. Clean-Soil Air Water, 2016, **44**(7): 877-884.

[41] Xue J L, Zhi Y Y, Yang L P, *et al*. Positive matrix factorization as source apportionment of soil lead and cadmium around a battery plant (Changxing County, China)[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, **21**(12): 7698-7707.

[42] 张菊, 陈振楼, 许世远, 等. 上海城市街道灰尘重金属铅污染现状及评价[J]. 环境科学, 2006, **27**(3): 519-523.
Zhang J, Chen Z L, Xu S Y, *et al*. Lead pollution and its assessment in urban street dust of Shanghai[J]. Environmental Science, 2006, **27**(3): 519-523.

[43] 柳云龙, 章立佳, 韩晓非, 等. 上海城市样带土壤重金属空间变异特征及污染评价[J]. 环境科学, 2012, **33**(2): 599-605.
Liu Y L, Zhang L J, Han X F, *et al*. Spatial variability and evaluation of soil heavy metal contamination in the urban-transect of Shanghai[J]. Environmental Science, 2012, **33**(2): 599-605.

[44] 戴彬, 吕建树, 战金成, 等. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, **36**(2): 507-515.
Dai B, Lü J S, Zhan J C, *et al*. Assessment of sources, spatial distribution and ecological risk of heavy metals in soils in a typical industry-based city of Shandong province, Eastern China[J]. Environmental Science, 2015, **36**(2): 507-515.

[45] 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.

[46] 何博, 赵慧, 王铁宇, 等. 典型城市化区域土壤重金属污染的空间特征与风险评价[J]. 环境科学, 2019, **40**(6): 2869-2876.
He B, Zhao H, Wang T Y, *et al*. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soils from a typical urbanized area [J]. Environmental Science, 2019, **40**(6): 2869-2876.

[47] 宋波, 王佛鹏, 周浪, 等. 广西高镉异常区水田土壤 Cd 含量特征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2019, **40**(5): 2443-2452.
Song B, Wang F P, Zhou L, *et al*. Cd content characteristics and ecological risk assessment of paddy soil in high cadmium anomaly area of Guangxi[J]. Environmental Science, 2019, **40**(5): 2443-2452.

[48] 刘意章, 肖唐付, 熊燕, 等. 西南高镉地质背景区农田土壤与农作物的重金属富集特征[J]. 环境科学, 2019, **40**(6): 2877-2884.
Liu Y Z, Xiao T F, Xiong Y, *et al*. Accumulation of heavy metals in agricultural soils and crops from an area with a high geochemical background of cadmium, Southwestern China[J]. Environmental Science, 2019, **40**(6): 2877-2884.

[49] DZ/T 0295-2016, 土地质量地球化学评价规范[S].

[50] DD 2005-03, 生态地球化学评价样品分析技术要求(试行)[S].

[51] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. Journal of Geology, 1979, **2**(3): 108-118.

[52] Loska K, Wiechula D, Korus I. Metal contamination of farming soils affected by industry[J]. Environment International, 2004, **30**(2): 159-165.

[53] 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.

[54] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, **14**(8): 975-1001.

[55] USEPA. EPA positive matrix factorization 5.0 fundamentals and user guide [EB/OL]. https://www.epa.gov/air-research/epa-positive-matrix-factorization-50-fundamentals-and-user-guide, 2014.

[56] Chavent M, Guégan H, Kuentz V, *et al*. PCA- and PMF- based methodology for air pollution sources identification and apportionment[J]. Environmetrics, 2009, **20**(8): 928-942.

[57] Guan Q Y, Wang F F, Xu C Q, *et al*. Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: a case study in Hexi Corridor, northwest China[J]. Chemosphere, 2018, **193**: 189-197.

[58] Jang E, Alam M S, Harrison R M. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air using positive matrix factorization and spatial distribution analysis[J]. Atmospheric Environment, 2013, **79**: 271-285.

[59] GB 15618-2018, 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].

[60] Zhao K L, Liu X M, Zhang W W, *et al*. Spatial dependence and bioavailability of metal fractions in paddy fields on metal concentrations in rice grain at a regional scale[J]. Journal of Soils and Sediments, 2011, **11**(7): 1165-1177.

[61] 夏伟, 吴冬妹, 袁知洋. 土壤-农作物系统中重金属元素迁移转化规律研究——以湖北宣恩县为例[J]. 资源环境与工程, 2018, **32**(4): 563-568.
Xia W, Wu D M, Yuan Z Y. Study on the migration and transformation law of heavy metals in soil-crop system[J]. Resources Environment & Engineering, 2018, **32**(4): 563-568.

[62] Kong X Y, Liu T, Yu Z H, *et al*. Heavy metal bioaccumulation in rice from a high geological background Area in Guizhou province, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018, **15**(10): 2281.

[63] 赵万伏, 宋垠先, 管冬兴, 等. 典型黑色岩系分布区土壤重金属污染与生物有效性研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(7): 1332-1341.
Zhao W F, Song Y X, Guan D X, *et al*. Pollution status and bioavailability of heavy metals in soils of a typical black shale area [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, **37**(7): 1332-1341.

[64] Liu G N, Wang J, Liu X, *et al*. Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions[J]. Geoderma, 2018, **312**: 104-113.

[65] Lee J S, Chon H T, Kim K W. Migration and dispersion of trace elements in the rock-soil-plant system in areas underlain by black shales and slates of the Okchon zone, Korea[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1998, **65**(1): 61-78.

[66] Alloway B J. Heavy metals in soils[M]. London: Chapman and Hall, 1995.

[67] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. Environmental Pollution, 2001, **114**(3): 313-324.

[68] Micó C, Recatalá L, Peris M, *et al*. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis[J]. Chemosphere, 2006, **65**(5): 863-872.

[69] Liu R H, Wang Q C, Lu X G, *et al*. Distribution and speciation of mercury in the peat bog of Xiaoxing'an mountain, Northeastern

China[J]. Environmental Pollution, 2003, **124**(1): 39-46.

[70] Blake L, Goulding K W T. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK[J]. Plant and Soil, 2002, **240**(2): 235-251.

[71] Chen X D, Lu X W, Yang G. Sources identification of heavy metals in urban topsoil from inside the Xi'an second ringroad, NW China using multivariate statistical methods[J]. CATENA, 2012, **98**: 73-78.

[72] Smolders E, Degryse F. Fate and effect of zinc from tire debris in soil[J]. Environmental Science & Technology, 2002, **36**(17): 3706-3710.

[73] Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, *et al*. Identifying the origins and spatial distributions of heavy metals in soils of Ju country (Eastern China) using multivariate and geostatistical approach[J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, **15**(1): 163-178.

[74] Lu A X, Wang J H, Qin X Y, *et al*. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China[J]. Science of the Total Environment, 2012, **425**: 66-74.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2020

CONTENTS

Characterization of Two Heavy Pollution Episodes in Tianjin in 2020 ····· XIAO Zhi-mei, XU Hong, CAI Zi-ying, *et al.* (3879)
Analysis of Characteristics of Water-soluble Ions in $PM_{2.5}$ in Chengdu Based on the MARGA ····· YIN Han-mei, CHEN Jun-hui, FENG Xiao-qiong, *et al.* (3889)
Seasonal Characteristics and Source Analysis of Water-soluble Inorganic Ions in $PM_{2.5}$ in Suqian City ····· MA Hong-lu, ZHAO Xin, LU Jian-gang, *et al.* (3899)
Characterization and Size Distribution of Carbonaceous Aerosols at Mountain Dinghu ····· LI An-na, WEN Tian-xue, HUA Wei, *et al.* (3908)
Characteristics and Source Apportionment of Carbon Components in Road Dust in Anshan ····· LIN Zi, JI Ya-qin, LIN Yu, *et al.* (3918)
Spectral Characteristics and Source Analysis of WSOC of $PM_{2.5}$ in Winter of Xi'an ····· YANG Yi, ZHANG Ya-nan, LIU Huan-wu, *et al.* (3924)
Observation of Aerosol Optical Properties and New Particle Formation in the Yangtze River Delta ····· DU Ying-ying, CHEN Jun, ZHANG Jia-luo, *et al.* (3932)
Component Characteristics and Source Appointment of Volatile Organic Compounds in Lianyungang City ····· CUI Jin-meng, WANG Ti-jian, LI Qiu-tong, *et al.* (3941)
Seasonal Pollution Characteristics and Analysis of the Sources of Atmospheric VOCs in Chengdu Urban Area ····· WANG Cheng-hui, CHEN Jun-hui, HAN Li, *et al.* (3951)
Ozone Sensitivity Analysis and Emission Controls in Dezhou in Summer ····· YAN Ru-sha (3961)
Inventory and Distribution Characteristics of China's Thermal Power Emissions Under Ultra-Low Reconstruction ····· QU Jia-bao, WANG Peng, BO Xin, *et al.* (3969)
Establishment and Spatial Distribution of Anthropogenic Ammonia Emission Inventory in Zhejiang Province ····· ZHAO Rui-dong, YU Xing-na, HOU Xin-hong, *et al.* (3976)
Evaluation and Screening of Dioxin Control Technology in Waste Incineration Flue Gas ····· ZHAO Si-lan, XI Peng-fei, GUO Feng-yan, *et al.* (3985)
Characteristics of Stable Isotopes and Moisture Sources of Two Typical Precipitation Events in Lanzhou City ····· HAN Ting-ting, ZHANG Ming-jun, WANG Sheng-jie, *et al.* (3993)
Hydrochemical Characteristics and Possible Controls of the Surface Water in Ranwu Lake Basin ····· ZHANG Tao, WANG Ming-guo, ZHANG Zhi-yin, *et al.* (4003)
Chemical Evolution and Formation Mechanism of Groundwater in Hetao Irrigation Area ····· CUI Jia-qi, LI Xian-yue, SHI Hai-bin, *et al.* (4011)
Chemical Characteristics of Groundwater and Material Sources Analysis in Shiqi River Basin ····· LI Xiao, YU Shi, LI Liang, *et al.* (4021)
Spatial-temporal Variations and Driving of Nitrogen and Phosphorus Ratios in Lakes in the Middle and Lower Reaches of Yangtze River ····· JI Peng-fei, XU Hai, ZHAN Xu, *et al.* (4030)
Spatiotemporal Variations in Nutrient Loads in River-lake System of Changdang Lake Catchment in 2016-2017 ····· LI Xin-yan, LI Heng-peng, JIANG San-yuan, *et al.* (4042)
Influence of *Potamogeton crispus* on Lake Water Environment and Phytoplankton Community Structure ····· KANG Li-juan, XU Hai, ZOU Wei, *et al.* (4053)
Phylogenetic Processes and Key Driving Factors of Bacterial Communities in Jinze Reservoir ····· LIU Ming-kun, TONG Jun, ZHU Hui-feng, *et al.* (4062)
Distribution Characteristics of Per-/polyflouralkyl Substances in River Sediments Around Typical Fluorine Industrial Parks ····· SUN Lin-ting, ZHAO Zhen, TANG Jian-hui (4069)
Microplastics-Induced Shifts of Diversity and Abundance of Antibiotic Resistance Genes in River Water ····· ZHOU Xin-yuan, WANG Yan-zi, SU Jian-qiang, *et al.* (4076)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Antibiotics in Lianhua Reservoir ····· LIAO Jie, WEI Xiao-qin, XIAO Yan-qin, *et al.* (4081)
Intraspecific Variation in Growth and Alkaline Phosphatase Activity of *Cylindrospermopsis raciborskii* Strains in Response to Different Phosphorus Concentrations and Sources ····· YE Jin-mei, ZHAO Li, LUO Xu, *et al.* (4088)
Simulation of Water Quality Response of Guishui River Wetland Plants and Water Diversion ····· LI Ya-juan, DU Yan-liang, BI Er-ping, *et al.* (4095)
Performance Assessment of Field-scale Dry Grass Swale with Shallow Substrate Layer ····· ZHANG Jia-wei, LI Tian, ZHANG Ting-xiu (4105)
Transition of Particulate Pollutant in the Parcel-based Catchment of Sponge City ····· LI Jia, XIE Wen-xia, JIANG Zhi-hui, *et al.* (4113)
Adsorption of Sb(Ⅴ) in Water by Natural Pyrite: Performance and Mechanism ····· SHI Song, WU Qian-yuan, LI Xin-zheng, *et al.* (4124)
Treatment of Wastewater Containing Naphthalene Sulfonic Acid by Persulfate Oxidation ····· ZHANG Jin-men, LU Jun, LIU Xiao-chen, *et al.* (4133)
Effect of Temperature on Performance and Microbial Community Structure of Anaerobic Biofilter-Treated Domestic Wastewater ····· LIU Zhi-bin, LIU Xiu-hong, ZHOU Tong, *et al.* (4141)
Start-up and Optimization of Denitrifying Phosphorus Removal in ABR-MBR Coupling Process ····· MIAO Xin-nian, WANG Qian, GUO Kai-cheng, *et al.* (4150)
Adaptability of Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Granular Sludge to Low-Strength at Low Temperature ····· LIU Yu-xin, WANG Jian-fang, QIAN Fei-yue, *et al.* (4161)
Discussion on Key Issues of Geochemical Monitoring of Soil Heavy Metal in Xiong'an New District ····· GUO Zhi-juan, ZHOU Ya-long, YANG Zheng, *et al.* (4169)
Quantitative Assessment of Human Health Risks Based on Soil Heavy Metals and PAHs Sources: Take a Polluted Industrial Site of Beijing As an Example ····· WU Zhi-yuan, ZHANG Li-na, XIA Tian-xiang, *et al.* (4180)
Ecological Risk Assessment of Heavy Metals at Township Scale in the High Background of Heavy Metals, Southwestern, China ····· ZHANG Fu-gui, PENG Min, WANG Hui-yan, *et al.* (4197)
Potential of Accumulation and Application of Dominant Plants in Lanping Lead-zinc Mine, Yunnan Province ····· ZHANG Long, ZHANG Yun-xia, SONG Bo, *et al.* (4210)
Key Growth Stage of Pb Accumulation in Rice Through a Hydroponic Experiment with Pb Stress ····· HU Yu-dan, ZHOU Hang, GU Jiao-feng, *et al.* (4218)
Effect of Nutrient Regulation and Control on Cd Accumulation Efficiency of *Hylotelephium spectabile* Under Field Conditions ····· GUO Jun-mei, YANG Jun-xing, YANG Jun, *et al.* (4226)
Effects of *Eucalyptus* Branches Biochar Application on Soil Physicochemical Properties of Acidified Soil in a *Eucalyptus* plantation in Northern Guangxi ····· DAUN Chun-yan, SHEN Yu-yi, XU Guang-ping, *et al.* (4234)
Dynamic Effects of Direct Returning of Straw and Corresponding Biochar on Acidity, Nutrients, and Exchangeable Properties of Red Soil ····· YANG Cai-di, LU Sheng-gao (4246)
Different Responses of Soil Microbial Community Structure to Irrigation with Treated Wastewater from Domestic and Industrial Sources ····· WANG Yan, CHENG Dong-hui, TAN Wen-bing, *et al.* (4253)
Effects of Manure and Organic Fertilizer Application on Soil Microbial Community Diversity in Paddy Fields ····· LI Peng, WU Jian-qiang, SHA Chen-yan, *et al.* (4262)
Effects of Land Use Changes on Soil Bacterial Community Diversity in the Riparian Wetland Along the Downstream of Songhua River ····· ZHANG Tuo, XU Fei, HUAI Bao-dong, *et al.* (4273)
Response of Soil Bacterial Community Structure to Precipitation Change in Grassland of Loess Plateau ····· LI Na, WANG Bao-rong, AN Shao-shan, *et al.* (4284)
Effect of Land-use on Soil Fungal Community Structure and Associated Functional Group in Huixian Karst Wetland ····· CHENG Yue-yang, JIN Zhen-jiang, WANG Xiao-tong, *et al.* (4294)
Interactions of Fungi Community and Relationship with the Carbon Structure in Arable Mollisols with Gradient Organic Matter Content ····· SHANG Qiu-tong, HUANG Rui-lin, NI Hao-wei, *et al.* (4305)
Diversity of Soil Eukaryotic Microbes in Different Succession Stages in Maolan Karst Forest of Guizhou ····· WANG Xian, LONG Jian, LI Juan, *et al.* (4314)
Adsorption of Cadmium and Arsenic by Corn Stalk Biochar Solidified Microorganism ····· LIU Yu-ling, ZHU Hu-cheng, PENG Ou, *et al.* (4322)
Mechanism of Inorganic Nitrogen Transformation and Identification of Nitrogen Sources in Water and Soil ····· LIANG Xing, SUN Li-qun, ZHANG Xin, *et al.* (4333)