

DOI:10.11766/trxb202303220112

易诗懿, 李笑诺, 陈欣悦, 陈卫平. 基于“源-径-汇”关系的土壤重金属污染风险空间区划研究[J]. 土壤学报, 2024,

YI Shiyi, LI Xiaonuo, CHEN Xinyue, CHEN Weiping. Source-Route-Receptor-Based Spatial Zoning Study on Soil Heavy Metals Pollution

Risk[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024,

基于“源-径-汇”关系的土壤重金属污染风险空间区划研究*

易诗懿^{1,2}, 李笑诺^{1†}, 陈欣悦^{1,2}, 陈卫平^{1,2}

(1. 中国科学院生态环境研究中心土壤环境科学与技术实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 构建土壤污染风险管控空间区划体系是对《中华人民共和国土壤污染防治法》“分类分区分阶段管理”思想的深入落实, 高分辨率的风险空间区划地图能为划分风险管控优先区和大尺度统筹部署土壤污染防治铺排工作提供科学有效的决策指导。利用正定矩阵因子分析模型(PMF)源解析模型明确了浙江省宁波市某工业集聚区铬、铜、砷、镉、铅、镍、锑和汞等8种重金属的污染源和贡献率, 然后基于“源-径-汇”关系和质量平衡理论形成土壤重金属污染风险管控空间区划技术体系。结果表明, 土壤重金属的空间分布具有明显异质性, 主要排放源包括火力发电燃煤燃烧源(17.08%)、其他工业源(17.94%)、农业活动排放源(26.07%)、自然源(28.61%)和交通排放源(10.31%)等五类; 利用构建的空间区划技术体系可将土壤重金属污染风险划分为极高、高、中、低和极低共五个等级, 分别占研究区总面积的8.64%、17.28%、18.27%、22.92%和32.89%。区域风险胁迫水平的空间量化表达能有效识别高风险热点, 进而采取优先管控措施实现土壤污染精准防治。

关键词: 风险评价; 空间区划; 重金属; 土壤污染; 源解析

中图分类号: X32; X53 文献标志码: A

Source-Route-Receptor-Based Spatial Zoning Study on Soil Heavy Metals Pollution Risk

YI Shiyi^{1,2}, LI Xiaonuo^{1†}, CHEN Xinyue^{1,2}, CHEN Weiping^{1,2}

(1. Laboratory of Soil Environmental Science and Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. College of Resource and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: 【Objective】The establishment of a spatial zoning system of soil pollution risk management indicates the concrete implementation of “classification, division and phased soil environmental management” claimed in *Soil Pollution Prevention and Control Law*. The high-resolution risk spatial mapping can undoubtedly provide scientific and effective decision-making guidance not only for delineating prior areas for soil pollution risk management but also for facilitating the overall deployment of soil pollution prevention and control works at a large scale. 【Method】This study first adopted positive matrix factorization (PMF) model to identify emission sources and the corresponding contribution rate of Cr, Cu, As, Cd, Pb, Ni, Sb and Hg in an industrial agglomeration area in Ningbo City, Zhejiang Province. Then, a spatial zoning technical system for

*国家重点研发计划项目(2020YFC1807500, 2021YFC1809103)和国家自然科学基金项目(72104231, 41977146)资助 Supported by the National Key R&D Program of China (Nos. 2020YFC1807500 and 2021YFC1809103), and the National Natural Science Foundation of China (Nos. 72104231 and 41977146)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: xnli@rcees.ac.cn

作者简介: 易诗懿(1999—), 女, 四川成都人, 硕士研究生, 主要研究领域: 污染场地风险评价与可持续管理。E-mail: syyi_st@rcees.ac.cn

收稿日期: 2023-03-22; 收到修改稿日期: 2023-06-20; 网络首发日期(www.cnki.net):

risk management on soil heavy metals pollution was developed based on the source-route-receptor relationship and mass balance theory. 【Result】 The results showed that: (1) the spatial distribution of soil heavy metals presented a significant heterogeneity and five factors were primarily determined as the emission sources of soil heavy metals including coal-fired power generation source (17.08%), other industrial sources (17.94%), natural source (28.61%), agricultural source (26.07%), and traffic source (10.31%); (2) five risk levels were clustered using the established spatial zoning technical system, including extremely high-, high-, medium-, low- and extremely low-risk accounting for 8.64%, 17.28%, 18.27%, 22.92%, and 32.89% of the total area, respectively. 【Conclusion】 The quantification of the regional risk stress levels can effectively map high-risk hotspots to apply prior measures for precise soil pollution management.

Key words: Risk assessment; Spatial zoning; Heavy metals; Soil pollution; Source apportionment

土壤是支撑粮食安全与生态文明的重要自然资源之一，为人类社会提供了食物供应、水分调节、生态碳汇以及生态多样性维持等诸多生态系统服务。然而随着经济社会的快速发展，能源消耗、工业化生产以及持续的农业化学品投入等活动导致了严重的土壤污染问题^[1]。汞 (Hg)、砷 (As)、镉 (Cd)、铬 (Cr)、铅 (Pb) 等重金属由于其持久性、高毒性和难降解性，可通过食物链富集严重危害人类健康和生态环境，已成为土壤污染优先控制的重点监管对象^[2-3]。尤其是党的十八大以来，习近平总书记也多次作出重要指示、批示，强调了强化土壤污染管控和修复及有效防范风险的必要性、迫切性和重要性。从我国土壤污染防治历程而言，“十三五”期间仍处于起步阶段，主要是开展土壤污染调查、摸清底数和研发治理修复技术等基础夯实工作。“十四五”时期我国土壤生态环境保护形势依然严峻，污染场地数量庞大与管控资源短缺、修复费用高昂与高风险场地亟待修复矛盾突出，对土壤的精细化管理和可持续利用提出了更为紧迫的现实需求^[4]。由于现阶段尚不具备对全国尺度上土壤环境进行污染预防、全面治理的经济实力，如何精准识别高污染风险区进行优先管控，对于实现有限资源的优化配置和国土空间可持续调控意义重大，也是“十四五”时期深入贯彻《中华人民共和国土壤污染防治法》“分类分区分阶段管理”新标的和积极推进国家生态文明建设的重要需求导向。

目前，污染土壤风险区划研究主要服务于场地尺度的分区修复和区域尺度的优先管控决策，采用地质积累指数^[5-6]、潜在生态风险指数^[7-8]、健康风险评估^[9-10]、机器学习^[11-13]等方法对土壤污染特性、理化特征、受体特征等指标进行定量评价，划分污染风险等级，为风险预警和精准防治提供理论依据。其中，以美国基于风险的矫正行动模型 (RBCA)、英国污染场地暴露评估模型 (CLEA)、荷兰污染土壤模型 (CSOIL) 和美国危害排序系统 (HRS)、加拿大污染场地国家分类系统 (NCCME) 分别为污染场地风险评价和分类机制的典型代表^[14]，经借鉴，我国也相继发布了适合中国污染场地管理实际情况的污染场地健康与环境风险评估软件 (HERA) 和关闭搬迁/在产企业地块的风险筛查与风险分级技术规定。由于土壤中重金属环境行为复杂，并且受土壤理化性质、土地利用类型、工业排放强度等多个因素影响，指标和评价方法的选取、定性指标的赋值、模型参数的设置等环节均会导致土壤重金属污染风险评价的高度不确定性^[15-16]。因此，本研究基于土壤重金属输入-输出过程和风险敏感受体空间分布特征确定当前及未来风险水平关键影响指标，通过解析“源-径-汇”关系量化并划分区域风险等级，识别土壤重金属污染防治重点关注的高风险区域，一方面，选取的区划指标能同时反映土壤重金属污染现状 (静态风险) 和未来风险胁迫概率 (动态风险)；另一方面，指标全面量化能在很大程度上避免主观经验的认知偏颇，理论上能有效提高机理模型的结果准确性。

基于上述分析，本研究以浙江省宁波市某典型工业集聚区为研究对象，明确了土壤重金属 (Cr、铜 (Cu)、As、Cd、Pb、镍 (Ni)、锑 (Sb) 和 Hg) 的空间分布特征，并利用正定矩阵因子分析 (PMF) 模型确定土壤重金属的主要污染源和源贡献率，结合构建的风险空间区划模型进行源-径-汇风险指标的定量解析，最后利用自然断点法完成风险分类和基于 ArcGIS 的风险地图制作，预测土壤重金属污染的潜在高风险区域，提出不同风险等级下相应的土壤污染防治策略。

1 材料与amp;方法

1.1 研究区域

浙江省宁波市某工业集聚区位于中国长江三角洲南翼，中心坐标为 29.99° N、121.6° E (图 1)，幅员面积 246 km²，2021 年常住人口约为 511 万。土地利用类型以耕地、林地和建设用地为主，分别占全区总面积的 28%、16%和 40%。其中耕地主要集中连片分布在中部和北部平坦地区；林地主要分布在西北部地势起伏较大区域；居民区、交通水利设施、工业企业等建设用地主要分布在地势平缓的中南部地区。土壤以低 pH 红壤和水稻土为主，含红壤、潮土、盐土、水稻土共 4 个土类，11 个亚类，21 个土属，26 个土种。作为宁波市重要的工业集聚区，该区拥有包括石化经济技术开发区、金属园区、机电工业园区等多个工业园区共 70 多家在产企业工厂，企业类型涉及石化、冶金、制革、机械及化工等多个重点污染关注行业，2021 年工业总产值突破 3 000 亿元。经济发展带来巨大效益的同时，由于存在生产历史悠久、规划布局不合理、土壤污染防治法制意识薄弱等问题，也产生了严重的土壤污染隐患，亟待采取土壤污染防治措施。

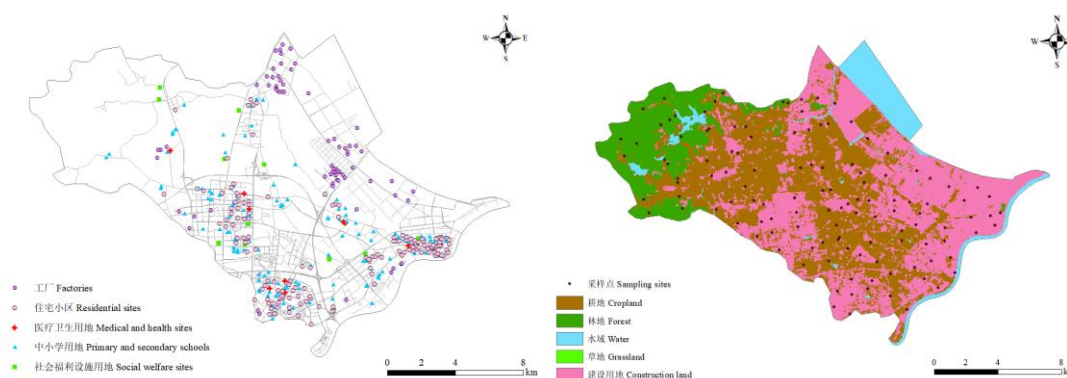


图 1 研究区域地理位置及采样布点图

Fig.1 Geographic location of study area and sampling sites of topsoil

1.2 样品采集与分析

本次样品采集于 2021 年 11 月开展，按照 1 km×1 km 对采样区域进行均匀布点，共设置土壤采样点位 126 个，采样过程中不具备采样条件的点位（如水泥硬化地表）根据周边环境动态调整，实际采样点分布如图 1 所示。每个样点按照五点取样法采取 0~20 cm 表层土壤，按照四分法均匀混合缩分后装袋、编号、储存。采样同时对样点周边工矿企业、住宅小区、环境敏感点等情况开展了环境调查。土壤样品经自然风干，去除碎片、砾石、植物根系等杂物后，研磨过 100 目网筛，采用电感耦合等离子体质谱法 (ICP-MS, NexION 300X, Perkin Elmer, 美国) 测定 Cr、Cu、Cd、Pb、Ni 和 Sb，采用原子荧光光谱法 (AFS-8500, 北京海光) 测定 As 和 Hg。为保证实验的准确度和精密度，所有样品进行 2 次平行测量，所用试剂均为优级纯，水均为超纯水。采用国家土壤一级标准物质 (GBW-07404) 进行质量控制与保证，所有批次重金属的相对标准偏差均小于 5%，回收率为 90%~110%。

1.3 数据来源与处理

本研究涉及数据类型多样，其中人口指标数据来源于全国行政区划信息查询平台 (<http://xzqh.mca.gov.cn/map>)，利用 ArcGIS 中 Zonal Statistics as Table 分区统计工具计算区划范围内人口密度；社会敏感目标（包括医疗卫生用地数量、中小学数量、社会福利数量）指标基于高德开放平台 (<https://lbs.amap.com/>) 进行信息点 (POI) 数据爬取；生态功能区指标根据该区分区国土空间总体规划 (2021—2035 年) 确定其空间分布情况；土地利用类型数据来源于武汉大学遥感学院提供的

30 m×30 m 中国土地覆被数据集 (CLCD)，通过裁剪、重采样、重分类等数据处理制作研究区域土地利用类型图；重金属浓度数据经具有认定资质的实验室检测获取，然后通过 ArcGIS 克里格插值进行空间分布表征；风向、降雨等气象数据于国家气象科学数据中心 (CMA: <http://data.cma.cn/>) 下载；地形数据基于地理空间数据云 90 m×90 m 的数字高程模型 (DEM) (<http://www.gscloud.cn/>) 经镶嵌拼接、裁剪等数据处理后获取；路网数据通过公开地图 (OSM: (<https://www.openstreetmap.org>)) 的格式转换和裁剪获得研究区域路网矢量数据图层 (shp)。

1.4 空间区划技术体系

如图 2 所示，重金属污染风险空间区划技术体系包括指标选取、指标量化和空间表征三个主要步骤。其中，区划指标从污染现状、潜在污染风险和受体脆弱性三个方面表示，指标量化和空间表征方法采用源解析模型、污染物输入-输出通量计算方法和 ArcGIS 空间分析技术等多元手段实现。

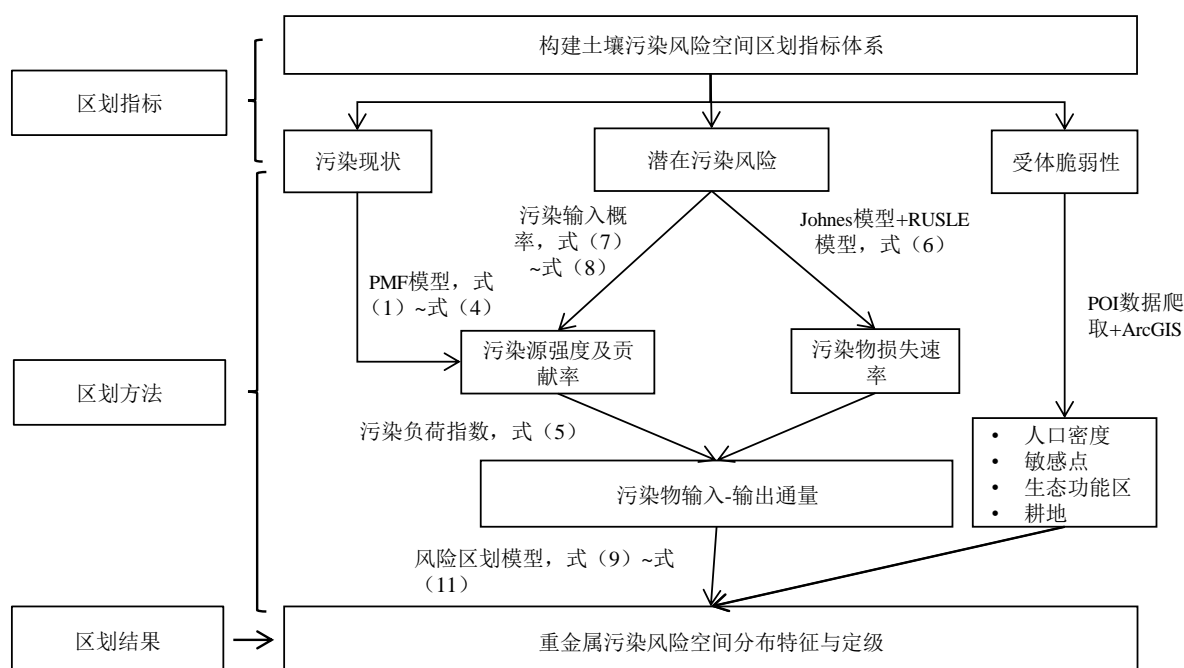


图 2 重金属污染风险空间区划技术流程图
Fig.2 Workflow for spatial zoning of heavy metals pollution

1.4.1 风险区划指标 在传统风险区划研究以土壤污染现状为主的基础上，进一步考虑周边风险受体脆弱性及场地周边在产企业造成的潜在风险威胁，设置受体脆弱性、污染现状和潜在污染风险 3 个一级指标共 9 个二级指标进行土壤重金属污染风险的量化表达，通过克里格空间插值及 ArcGIS 图层叠加实现 1 km×1 km 高分辨率风险地图可视化展示。各指标定义及量化方法如表 1 所示。

表 1 土壤污染风险空间区划指标体系

一级指标 The 1st level index	二级指标 The 2nd level index	量化方法 Quantification methods	处理后数据 Post-processing data
受体脆弱性 Receptor vulnerability	人口密度	人口密度归一化	0~1
	敏感点分布	敏感点 (包括中小学用地、医疗卫生用地、社会福利设施用地) 数量归一化	0~1
	生态功能区分布	根据是否存在生态功能区 (包括水源涵养、生物多样性保护、洪水调蓄、农产品提供) 赋值	1 (是) 和 0 (否)
	耕地分布	耕地面积归一化	0~1
污染现状 Pollution status	污染物浓度	污染物浓度归一化，然后依据污染物毒性系数赋权后加和	0~1

潜在污染风险 Potential pollution risk	工业源排放强度	基于气象数据和行业污染影响半径, 利用自然衰减法确定各个工厂各个风向的扩散系数, 然后归一化处理	0~1
	交通源排放强度	道路长度归一化	0~1
	农业源排放强度	耕地面积归一化	0~1
	污染物损失速率	基于 RUSLE 模型和输出系数法计算污染物损失速率, 然后归一化处理	0~1

1.4.2 污染源解析方法 污染源解析是指通过一系列实测数据和数学计算方法, 定性地识别污染物的来源, 定量地计算各个来源的贡献率^[17]。结合已有土壤重金属检测数据, 受体模型满足本研究数据需求, 又进一步考虑到 PMF 模型具有元素源贡献值非负、能使用数据的标准偏差加以优化、在土壤污染源解析方面已验证可行等优势^[18-19], 因此本研究采用 PMF 模型 (EPA PMF 5.0) 进行区域特征污染物来源的识别分析, 具体计算方法^[17]如下:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p G_{ik} F_{kj} + E_{ij} \quad (1)$$

式中, X_{ij} 表示第 i 个样品的第 j 个元素的浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; G_{ik} 表示第 k 个污染源对第 i 个样品的贡献率, %; F_{kj} 表示第 k 个污染源中第 j 个元素的浓度, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; E_{ij} 表示残差矩阵。通过多次迭代计算, 使得目标函数 Q 最小化, Q 的计算公式如下:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{X_{ij} - \sum_{k=1}^p G_{ik} F_{kj}}{U_{ij}} \right)^2 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{E_{ij}}{U_{ij}} \right)^2 \quad (2)$$

式中, U_{ij} 表示第 i 个样品的第 j 个元素的不确定度。根据美国环境保护署 (EPA) 指南, 不确定度的计算公式如下:

$$U_{ij} = \sqrt{(\sigma \times X_{ij})^2 + (\text{MDL} \times 0.5)^2}, X_{ij} > \text{MDL} \quad (3)$$

$$U_{ij} = \frac{5}{6} \times \text{MDL}, X_{ij} \leq \text{MDL} \quad (4)$$

式中, σ 表示误差分数; MDL 为误差检出限, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

1.4.3 污染负荷指数 根据质量平衡理论, 土壤污染负荷由污染物输入和输出通量共同决定, 但由于污染累积过程的复杂性导致污染物的输入量和输出量均难以准确量化, 进而风险识别不确定性较大。对此, 本研究通过污染输入概率和污染损失速率来进行土壤中重金属污染负荷的强度表征, 将研究区域划分为 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 网格对象, 定点评估每个网格中的土壤潜在污染累积风险, 污染负荷指数越大说明土壤潜在污染风险越大, 反之越小。污染负荷指数定义为:

$$\text{PLI}_{mj} = \sum_{i=1}^n \omega_{ij} r_{i,j} - k_j \quad (5)$$

式中, PLI_{mj} 表示第 j 个网格中第 m 种污染物的污染负荷归一化数值; ω_{ij} 表示第 j 个网格中第 i 个污染源的贡献率 (%), 根据 PMF 源解析结果判定; $r_{i,j}$ 表示第 j 个网格中第 i 个污染源的空间分配因子; k_j 表示第 j 个网格中污染物损失速率, 考虑到不同重金属的离子有效性和水溶出率不同, 对 Johnes 面源污染负荷输出系数改进后可用来估算重金属的损失速率^[20], 计算方法如下:

$$k_j = \alpha + \frac{(1 - \alpha) \times B \times 0.01}{\rho \times \text{Dep}} \quad (6)$$

式中, α 表示某一类重金属的水溶出率, %; B 为研究区域土壤侵蚀模数, $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 常采用土壤流失模型 (RUSLE) 估算^[21]; ρ 表示土壤容重, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$; Dep 表示表层土壤厚度 (cm), 本研究中取值为 20。

污染输入概率 ($r_{i,j}$) 根据各污染源的空间分布格局进行模拟预测。对于农业排放源, 生物质燃烧源

中的秸秆露天燃烧、非道路移动源的农用机械以及农业源中的化肥施用、农药使用等农用活动的污染排放主要发生在耕地，因此采用耕地面积表征农业污染源空间分配因子；对于交通排放源，通常用道路长度、路网密度和车流量等指标估算线源污染排放量，本研究采用道路长度表征交通污染源空间分配因子；对于工业排放源，由于生产活动排放的污染物一般通过大气运输沉积于点源周边表层土壤，沉降半径和沉积量很大程度上取决于当地气象条件，污染物更容易在高风强方向上靠近工业源的土壤累积达到浓度峰值^[22]。结合工业源污染物排放的大气沉降特征及污染影响半径，本研究参考董士伟等^[22]的方法，采用污染系数和污染半径表征区域工业源对不同土壤点位的大气沉降污染风险，即工业污染源空间分配因子。污染系数 (P_i) 和污染半径 (R_i) 计算方法分别为：

$$P_i = \frac{A_i}{\bar{V}_i} = \frac{K_i}{\sum_{i=1}^9 K_i + C} \div \frac{\sum_{i=1}^{A_i} V_{ix}}{K_i} \quad (7)$$

式中, P_i 表示第 i 个方向的污染系数; A_i 表示第 i 个方向的风频, $i=1\sim 9$; \bar{V}_i 表示第 i 方向的平均风速, $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$; K_i 表示第 i 个风向所观察到的风频频次; C 表示观察到的静风频次; V_{ix} 表示观察到的第 i 方向的风速, $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ 。

$$R_i = R_{\max} \times \frac{P_i}{P_{\max}} \quad (8)$$

式中, R_i 表示第 i 个方向的污染半径, m ; R_{\max} 为《农用地土壤污染状况详查点位布设技术规定》^[23]中规定的各行业大气沉降最大污染半径, m ; P_{\max} 为各风向上最大扩散系数。

1.4.4 风险区划模型 土壤污染风险是一个动态变化过程, 除与土壤污染现状有关外, 还受周边潜在污染源排放影响, 因此本研究基于当前土壤重金属浓度值, 同时考虑污染静态分布和动态累积趋势构建“静态-动态”风险交互模型, 预测当前土壤环境质量保持现有排放强度和敏感受体情景下土壤污染风险的空间分布特征。计算公式如下:

$$\text{IRC}_j = \text{VI}_j \times \sum_{m=1}^8 (\text{Han}_m \times \text{IRC}_{mj}) \quad (9)$$

式中, IRC_j 为研究区第 j 个网格中土壤重金属污染的综合风险系数; VI_j 表示第 j 个网格的风险受体脆弱性; Han_m 表示第 m 种污染物的毒性系数归一化值, 8 种重金属毒性系数分别为 Cd: 30、Hg: 40、As: 10、Pb: 5、Cr: 2、Cu: 5、Ni: 5 和 Sb: 7^[24-25]; IRC_{mj} 为第 j 个网格第 m 种污染物的污染强度。 VI_j 和 IRC_{mj} 计算公式如下:

$$\text{VI}_j = \sum_{i=1}^4 w_i x_{ij} \quad (10)$$

$$\text{IRC}_{mj} = \omega_{st} \times C_{mj} + \omega_{dy} \times \text{PLI}_{mj} \quad (11)$$

式中, w_i 表示第 i 个风险受体的脆弱性, 本研究中敏感受体包括人群、社会敏感目标、生态功能区和耕地 4 类, 假设脆弱性相同均为 25%; x_{ij} 为研究区第 j 个网格中第 i 个受体指标的归一化值; ω_{st} 和 ω_{dy} 分别代表静态和动态污染强度的权重, 假设二者贡献率相同均为 50%; C_{mj} 为第 j 个网格中第 m 种污染物浓度的标准化数值; PLI_{mj} 含义同式 (5)。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属污染现状

对宁波市某区 2021 年土壤重金属检测结果进行统计分析, 结果如表 2 所示。变异系数是标准差与均

值之比,可反映样本数据分布的变异程度,变异系数小于10%、10%~100%、大于100%分别表示变异弱、中等变异、强变异。Cu(92.66%)、Pb(122.7%)、Hg(136.9%)变异系数极高,属高度变异,空间分布差异较大,说明此类元素受人为活动干扰大。

表2 重金属含量统计特征

Table 2 Descriptive statistics of soil heavy metals concentration

元素 Elements	最小值 Min value /(mg·kg ⁻¹)	最大值 Max value /(mg·kg ⁻¹)	均值 Average value/(mg·kg ⁻¹)	标准偏差 Standard deviation	变异系数 Coefficient of variation/%	背景值 ^[26] Background value/(mg·kg ⁻¹)
Cr	5.23	129.1	45.35	19.59	43.19	54.99
Cu	6.41	367.0	37.58	34.82	92.66	21.11
As	4.52	44.90	12.35	5.35	43.36	6.51
Cd	0.06	0.98	0.22	0.14	63.23	0.10
Pb	18.60	527.0	49.02	60.14	122.7	26.68
Ni	3.26	168.0	31.56	17.77	56.31	27.40
Sb	0.48	4.85	1.15	0.58	50.51	0.62
Hg	0.03	3.38	0.28	0.38	136.89	0.143

对8种重金属进行克里格插值分析污染空间分布特征,结果如图3所示,西北部的森林绿地区域Cr和Ni浓度较低;东部、东北部的工业园区Cu、As、Cd浓度较高,其他区域分布较为均匀;Pb的空间变异较大,大部分区域的Pb含量均较低,但北部的居民用地区域Pb含量极高;东部、东北部的工业园区Sb浓度较高,西部、西北部的耕地也存在个别高浓点位;东部沿海地区Hg浓度较高,其他区域含量较低且分布较为均匀。

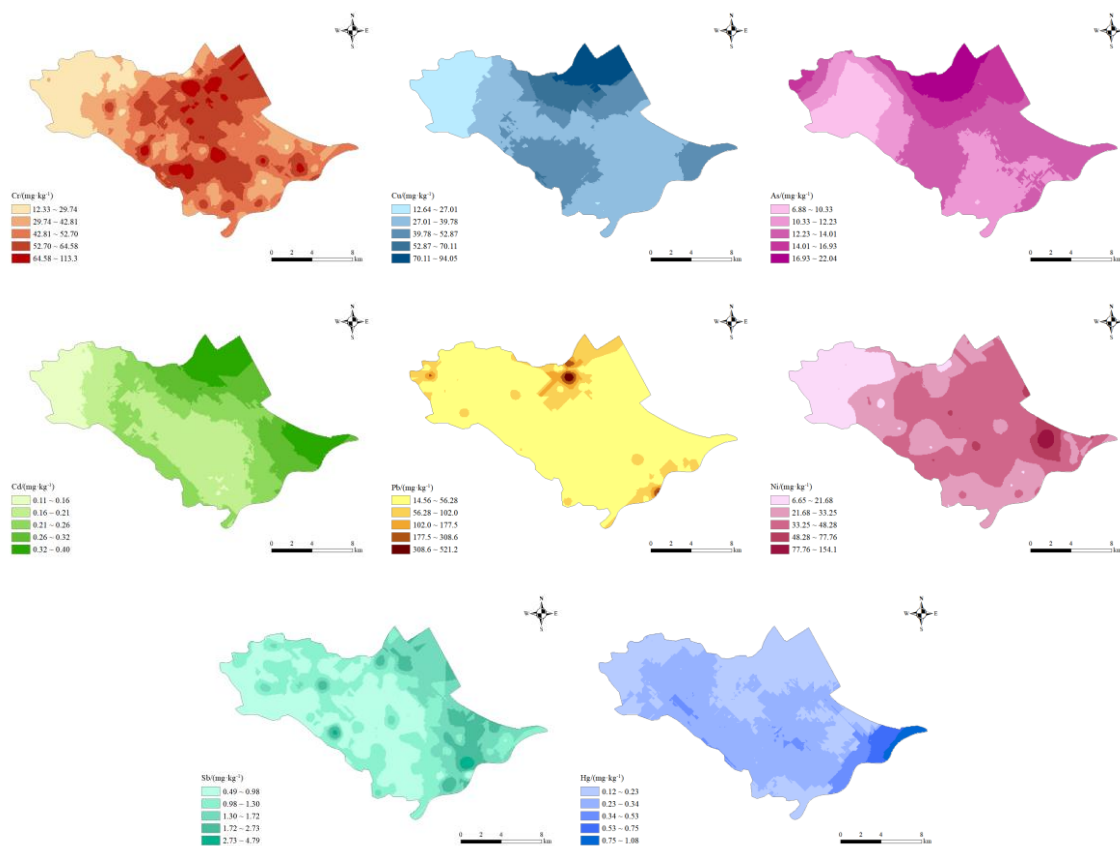


图3 研究区域重金属污染空间分布特征

Fig.3 Spatial distribution characteristic of soil heavy metals in the study area

2.2 重金属源解析

2.2.1 元素间相关性 相关性分析是识别环境中污染物来源的重要手段之一, 呈现显著相关的元素可能来源于同一污染源。对宁波市某区土壤中 8 种重金属含量进行皮尔森 (Pearson) 相关性分析, 结果 (图 4) 表明, Cr-Cu ($r=0.29$)、Cr-As ($r=0.42$)、Cr-Cd ($r=0.34$)、Cr-Pb ($r=0.29$)、Cr-Ni ($r=0.53$)、Cu-Cd ($r=0.69$)、Cu-Pb ($r=0.28$)、As-Cd ($r=0.27$)、As-Pb ($r=0.58$)、Cd-Pb ($r=0.26$)、Cd-Ni ($r=0.29$) 和 Cd-Sb ($r=0.41$) 元素之间在 $P<0.01$ 水平上显著相关, 尤其是 Cu 与 Cd、Pb 与 As、Cr 与 Ni 相关性较强, 来自于同一污染源可能性较大; Cr、Cd 与其他多种元素存在显著相关性, 因此 Cr、Cd 污染排放源呈现多元化, 为复合污染; 而 Hg 与其他 7 种重金属均不相关, 可能来源不同。

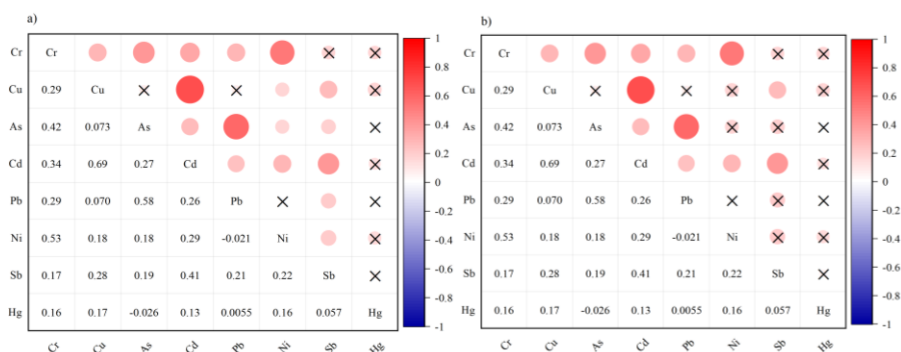


图 4 重金属元素间相关性 (a. $P<0.05$, b. $P<0.01$)

Fig.4 Correlation coefficient (a. $P<0.05$, b. $P<0.01$) between heavy metals

2.2.2 基于 PMF 模型的源解析 利用 EPA PMF 5.0 模型对研究区土壤样品中的 8 项重金属进行定量溯源解析, 根据模型运行结果, 对比拟合优度参数 (Qrobust、Qture)、拟合度 r^2 以及样本残差, 确定最佳因子数。经过模型运行后, 发现当因子数为 5 时, 此时各种金属的拟合度 r^2 比较理想, As、Cd、Pb、Hg 的拟合度 r^2 均达到了 95% 左右, 且各因子间无交互作用, 结果稳定, 此时模型的源解析结果较好, 能够充分解释样品实测情况。由表 3 可以看出, 因子 1 的主要载荷元素为 Hg, 贡献率为 85.03%; 因子 2 的主要载荷元素为 As 和 Sb, 贡献率分别为 55.14%、36.53%; 因子 3 的主要载荷元素为 Pb, 贡献率为 66.17%; 因子 4 的主要载荷元素 Cr、Cu、Ni, 贡献率分别为 66.91%、43.42%、68.96%; 因子 5 的主要载荷元素是 Cu、Cd、Sb, 贡献率分别为 38.73%、75.69%、43.34%。

表 3 基于 PMF 模型的源成分贡献率

Table 3 PMF-based factor contributions of heavy metals/%

元素 Element	因子 1 Factor 1	因子 2 Factor 2	因子 3 Factor 3	因子 4 Factor 4	因子 5 Factor 5
Cr	10.04	5.90	1.27	66.91	15.89
Cu	15.29	0.00	2.56	43.42	38.73
As	2.40	55.14	1.99	22.35	18.12
Cd	7.90	8.04	8.37	0.00	75.69
Pb	0.00	33.83	66.17	0.00	0.00
Ni	10.24	4.07	0.00	68.96	16.73
Sb	5.72	36.53	1.26	13.15	43.34
Hg	85.03	0.00	0.83	14.09	0.05

因子 1 的主要载荷元素为 Hg, 贡献率为 85.03%, 对其他 7 种重金属也有 10% 左右的贡献率。Streets 等^[27]的研究指出, 在中国所有汞排放中, 约 38% 来自煤炭燃烧, 45% 来自有色金属冶炼, 17% 来自其他活动; Sun 等^[28]采集中国北方某重工业城市土壤样品, 通过 PMF 源解析分析后也将 Hg 的主导因子归于煤炭燃烧, 例如燃煤电厂、燃煤工厂和焦化厂。根据 Hg 的含量空间分布, Hg 主要分布在东部沿海区, 该区域有 4 个以燃煤为主的火力发电厂, 且 Hg 属于高度变异元素, 可认为研究区域的 Hg 累积有很大一部分来源于燃煤电厂的长期排放。综上所述, 因子 1 识别为火力发电燃煤源。

因子 2 的主要载荷元素为 As、Sb、Pb, 贡献率分别为 55.14%、36.53% 和 33.83%。冯乙晴等^[29]和 Hu

等^[30]的源解析研究表明,土壤中 As 主要来源于工业源,这主要包括工业生产过程中的燃料燃烧、印染废水排放、生活垃圾燃烧等过程。As 和 Sb 具有相同的外层轨道电子构型(s^2p^3),在地球化学循环中有相似的表现,常伴生出现^[31]。此外,Sb 一般是采矿和冶炼行业的产物,但是在工业中也有广泛的应用,例如制造阻燃剂、半导体、二极管、电池、合金、颜料和催化剂等,这些过程均加速了 Sb 在环境中的释放。研究区域有较多的纺织加工厂、金属表面加工厂、电镀厂、机械厂等,为 As、Sb、Pb 的潜在排放源。综上所述,因子 2 识别为工业源。

因子 3 的主要载荷元素为 Pb,贡献率为 66.17%。根据重金属含量分布统计发现,Pb 的含量分布属于高度变异,受人为活动影响极大。Zhou 等^[7]以湖南省郴水流域为研究区域,结合正矩阵分解模型与地质统计分析识别土壤重金属污染源,发现交通排放对 Pb 的贡献率高达 70%左右;Chen 等^[32]的研究认为,尽管含铅汽油已经被明令禁止,但由于 Pb 和土壤的结合能力非常强,迁移转化能力弱,因此 Pb 可在土壤中存留很久,且汽车刹车和轮胎的铅排放仍然存在,可通过大气沉积进一步积累在土壤中。综上所述,因子 3 识别为交通排放源。

因子 4 的主要载荷元素为 Cr、Ni、Cu,贡献率分别为 66.91%、68.96%、43.42%。陈明等^[33]利用相关分析、PMF 源解析法对河南省济源市的降尘重金属进行了来源解析,得到 Cr、Ni 在成土过程和土壤母质中均广泛存在,将其载荷归为自然源;刘平^[34]利用 Pb 同位素法、主成分分析和 PMF 源解析对宁夏银北灌区土壤中重金属来源进行解析,也得到了土壤中部分 Cr、Ni 是自然源的结果。从 Cr、Ni 的含量特征和空间分布可以看出,此种重金属的变异系数较小,分布较为均匀。综上所述,因子 4 识别为自然源。

因子 5 的主要载荷元素为 Cu、Cd、Sb,贡献率分别为 38.73%、75.69%、43.34%。由图 2 可以看出,Cd 在工业园区、耕地、居民用地含量较高。研究表明,肥料、农药的施用对 As、Cd、Pb、Cu 和 Zn 等重金属向土壤的释放中起着重要作用,特别是耕地土壤中农药、化肥施用对 Cd、Cu 在土壤中的累积有较高的贡献率^[35-36]。Hu 等^[30]以中国某城郊土壤为研究对象,采用 Pb 同位素和 PMF 相结合的方法,发现施肥对土壤中 Cd、Cu、As 的贡献率较大,分别为 45.1%、31.4%、24.5%。综上所述,因子 5 识别为农业活动。

2.3 污染负荷强度评估

2.3.1 污染输入风险 根据研究区域气象数据,西北(NW)、南(S)、东南(SE)和北(N)为该区域主导风向,利用式(7)和式(8)估算宁波市某区工业源污染输入强度,各风向的扩散系数(P_i)介于 0.030~0.088,其中 S 风向的扩散系数最大。根据《农用地土壤污染状况详查点位布设技术规定》^[23]中规定的不同行业最大污染影响半径,通过各个风向的扩散系数估算 73 家企业不同方向的污染半径,并通过 ArcGIS 10.5 中的距离分析工具进行可视化。如表 4 和图 5 a 所示,73 家企业涵盖 7 种行业大类,大气沉降污染半径为 0.5~5.0 km,以各工厂烟囱为中心,扩散系数在污染半径内沿 8 个风向逐渐向污染半径边界衰减。

表 4 不同行业重金属大气沉降影响范围

Table 4 The classification of different industries and corresponding pollution radius buffer

主要行业类型 Major industry types	企业数量 Number of factories	大气沉降范围 Atmospheric deposition scope /km
纺织业 Textile	11	0.5~2.5
火力发电 Coal-fired power plants	5	0.5~5
石油加工 Petroleum refining	4	0.7~3
化工原料和化学产品的制造 Chemical raw materials and chemical product manufacturing	28	0.5~2.5
有色金属冶炼压延加工 Non-ferrous metal smelting and rolling processing	2	1.0~5.0
电气机械和器材制造业 Electrical machinery and equipment manufacturing	18	0.5~2.0
生态保护和环境治理业 Ecological protection and environmental governance	5	1.0~5.0

如图 5 b 所示,用耕地面积表征农业源污染输入强度,研究区域耕地主要分布于中北部,耕地面积总

和为 93.49 km²，每个网格中的耕地面积变异范围为 0~1 km²，平均值为 0.31 km²。如图 5 c 所示，用道路长度表征交通源污染输入强度，交通污染负荷主要集中在中南部和东南部，分布有高密度的高速公路、国道、住宅街道等，每个网格中的道路长度变异范围为 0.0109~14.96 km，平均值为 4.413 km。

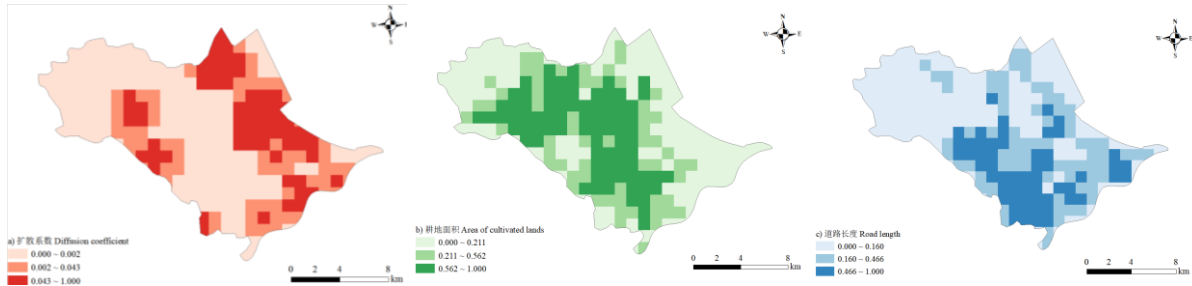


图 5 排放强度空间分布 (a. 工业源 b. 农业源 c. 交通源)

Fig. 5 Spatial distribution of emission intensity(a. Industrial source; b. Agricultural source; c. Transportation source)

2.3.2 污染输出概率 基于研究区域的降水数据 (<https://data.cma.cn>)、地形数据 (<http://www.gscloud.cn/>)、土壤质地数据 (实测数据)、土地利用类型 (China Land Cover Dataset) 和植被覆盖 (<https://www.resdc.cn>) 等数据，利用 RUSLE 模型分别计算降雨量侵蚀因子 (R)、坡度坡长因子 (LS)、土壤可蚀性因子 (K)、覆盖与管理因子 (C) 和水土保持措施因子 (P)，模拟土壤侵蚀水平。结果表明，土壤侵蚀模数变异范围为 0~8.327 t·hm⁻²·a⁻¹，平均值为 1.188 t·hm⁻²·a⁻¹，由西北林地向东南沿海增加。根据式 (6) 计算 8 种重金属污染损失速率，其中重金属溶出率 (α) 取值参考土壤酸碱度水平相当的其他区域研究成果^[37-38]。如表 5 所示，不同重金属的损失速率不同，Sb 的平均损失率最高(0.5681)，而 Ni 的平均损失率最低(0.0837)。

表 5 污染损失速率及参数设置

Table 5 The parameter values to calculate the loss rate of heavy metals

元素 Element	$\alpha/\%$	$B/(t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1})$	$\rho/(g \cdot cm^{-3})$	Dep/cm	k_j
Cr	3.20	0~8.327	1.171	20	0~0.0354
Cu	3.90	0~8.327	1.171	20	0~0.0424
As	1.70	0~8.327	1.171	20	0~0.0205
Cd	7.30	0~8.327	1.171	20	0~0.0763
Pb	5.60	0~8.327	1.171	20	0~0.0594
Ni	1.65	0~8.327	1.171	20	0~0.0200
Sb	11.20	0~8.327	1.171	20	0~0.1152
Hg	3.85	0~8.327	1.171	20	0~0.0419

注： α 为重金属水溶出率； B 为土壤侵蚀模数； ρ 为土壤容重；Dep 为土壤表层厚度； k_j 为重金属损失率。Note: α represents the dissolution rate of heavy metals in soil-water solution; B represents soil erosion volume; ρ represents soil bulk density; Dep represents the thickness of topsoil; k_j represents the loss rate of heavy metals.

基于输入风险和输出概率结果，分别利用式 (5) 和式 (11) 计算研究区土壤中 8 种重金属的污染负荷指数 (PLI_{mj}) 和污染强度 (IRC_{mj})，利用自然断点法将污染源强度分为极高、高、中、低和极低五个等级，各元素污染源强空间分布如图 6 所示。结果表明，Cr 和 Ni 的 IRC 表现出相同的空间特征，高/极高污染风险区主要分布在中部和西部地区，分别占研究区域总面积的 27.57% ($0.388 < IRC < 0.662$) 和 35.88% ($0.252 < IRC < 0.585$)。Cu、Cd 和 Sb 的高/极高污染风险区除位于中部以北和西北的工业区外，在中部以南耕作区也呈零散分布态势，分别占总面积的 40.2% ($0.304 < IRC < 0.632$)、40.2% ($0.380 < IRC < 0.680$) 和 34.88% ($0.318 < IRC < 0.661$)，与图 3 的污染高值区相比，Cu、Cd 和 Sb 的高/极高污染风险区已从工业园区扩张到了耕地区域，这可能是由于施用化肥和杀虫剂等农业活动造成此类重金属向土壤中的释放、累积。As 和 Hg 的高/极高污染风险区分别集中在北部城市和东部沿海区域，占总面积的 21.26% ($0.269 < IRC < 0.583$) 和 10.63% ($0.154 < IRC < 0.500$)，这可能是由于北部的石油加工炼化工业和东南部的燃煤电厂工业群排放了大量含砷、汞废物。Pb 的高/极高污染风险区主要集中于中南部地区，北部零星分布，占总面积的 11.63% ($0.171 < IRC < 0.514$)，潜在污染风险水平与交通活动强度显著相关。

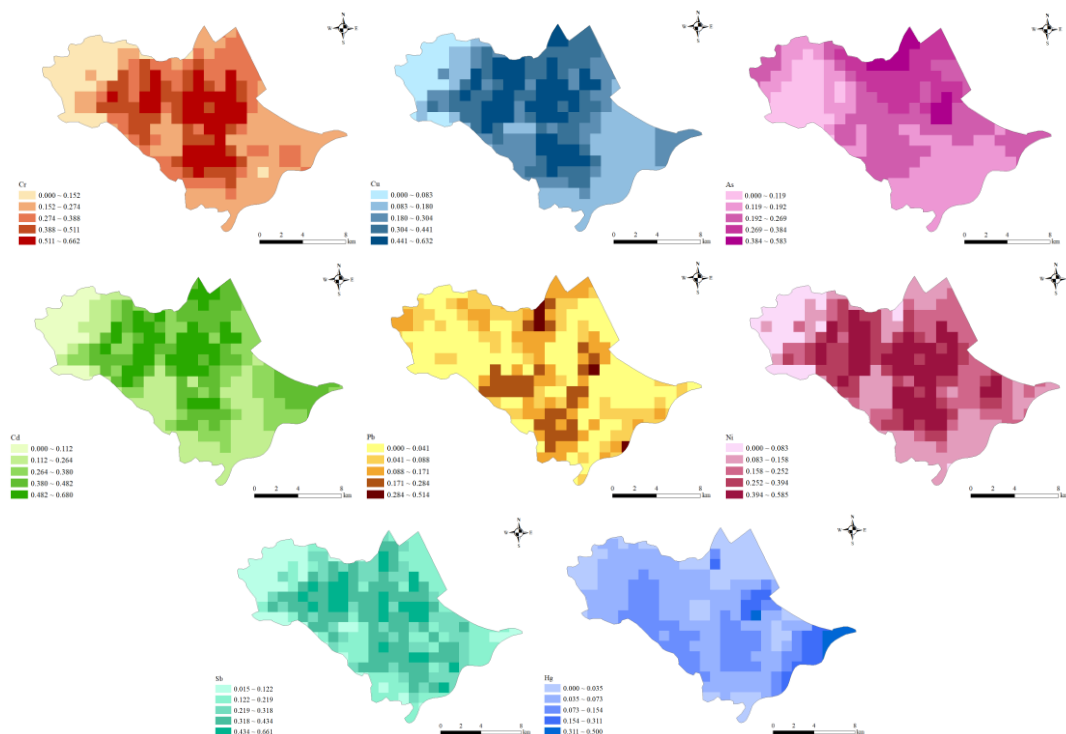


图6 研究区域土壤重金属污染源强空间分布图

Fig.6 IRC-based spatial distribution of pollution intensity of heavy metals in the study area

2.3.3 风险空间分布特征 利用式 (9) 整合污染强度 (IRC_{mj}) 和风险受体脆弱性 (VI_j), 根据式 (10) 等权重叠加并归一化后计算研究区域土壤重金属污染风险受体脆弱度, 高敏感点主要位于中部以南人口密集的生活区和耕作区。最后, 采用自然断点法将综合风险系数 (IRC_j) 划分为 5 个等级, 绘制高分辨率风险地图识别研究区土壤重金属污染风险空间分布情况, 如图 7 所示。具体包括: (1) 极低风险区: IRC 为 0~0.019, 占区域总面积的 32.89%; (2) 低风险区: IRC 为 0.019~0.045, 占区域总面积的 22.92%; (3) 中风险区: IRC 为 0.045~0.070, 占区域总面积的 18.27%; (4) 高风险区: IRC 为 0.070~0.094, 占区域总面积的 17.28%; (5) 极高风险区: IRC 为 0.094~0.126, 占区域总面积的 8.64%。可以看出, 研究区域土壤重金属污染风险呈现高度空间异质性, 极低风险区主要位于西北森林区域, 该区域是重要的生态旅游区, 受人类活动影响较小, 应以优先保护为土壤环境管理主要原则; 高风险和极高风险区受工业企业分布、人口密集程度、农业和交通活动强度共同影响, 主要集中于中部以南、以西和东部沿海, 建议划分为风险优先管控区, 及时采取土壤污染防治措施; 低风险和中风险区可通过定期开展土壤环境监测, 建立土壤污染预警机制, 以提高土壤污染防治工作有效性。

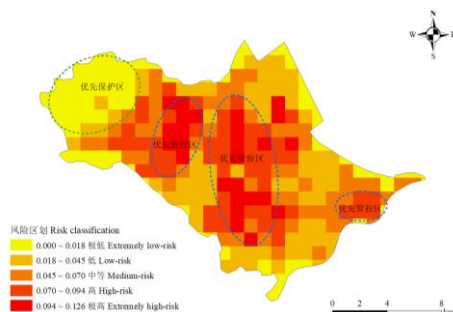


图7 研究区域土壤重金属风险空间区划图

Fig. 7 Spatial zoning of soil heavy metals risk in the study area

2.4 优势与局限性

本研究中整合风险受体与污染源强度构建的风险区划技术体系, 适用于“场地-园区-区域”多个尺度

上的污染风险精准识别, 不仅展示了土壤污染的空间静态分布, 也能反映时间维度上的动态源强变化趋势。区划指标的定量表达能在一定程度上避免主观认知偏颇, 但同时由于缺少数据(如计算淋溶输出所需的土壤剖面数据)、空间分配难(如根据区域不同作物分布情况进行污染物总量的空间分配)等问题, 导致该技术体系仍存在一定的不确定性, 需在今后的研究工作中加以优化改进, 包括如何科学选取污染源影响因素(农业源需纳入化肥施用量等指标, 工业源需考虑水体等其他排放途径)、如何量化自然源指标(地质背景值)、如何体现作物收割和淋溶对污染输出的贡献等。

3 结论

本研究依据“源-径-汇”风险形成机制和质量平衡理论, 通过开展研究区域表层土壤重金属污染状况调查和风险空间区划工作, 识别了土壤重金属污染的潜在高风险热点区域, 以期为土壤污染预警和风险优先管控的精准决策提供科学依据。主要结论为: (1) 土壤重金属污染具有明显的空间异质性特点, 重金属输入源包括火力发电燃煤燃烧源(17.08%)、其他工业源(17.94%)、农业活动排放源(26.07%)、自然源(28.61%)和交通排放源(10.31%)共5种主要类型。(2) 重金属在土壤中的累积速率受污染排放源强度和水土流失规模共同影响, 潜在污染负荷存在空间差异。就单个元素而言, 高/极高Cu和Cd污染强度区域范围最广, 均占总面积的40.2%, 需加强土壤污染防治力度, Pb和Hg高/极高污染强度区域范围相对较小, 分别占总面积的11.63%和10.63%。(3) 就重金属总量而言, 极高、高、中、低、极低风险区域分别占总面积的8.64%、17.28%、18.27%、22.92%和32.89%。结合《中华人民共和国土壤污染防治法》“分类分区分阶段管理”的总体要求, 将集中于中部以南、以西和东部沿海的高风险和极高风险区列为风险优先管控区, 及时采取有效的土壤污染防治措施防止风险扩散; 对隶属于极低风险区的西北森林区域, 以优先保护为主要原则; 其他低风险和中风险区可通过定期开展土壤环境监测、发布土壤污染预警达到预防为主的管理目的。

参考文献 (References)

- [1] Yang S Y, Sun L J, Sun Y F, et al. Towards an integrated health risk assessment framework of soil heavy metals pollution: Theoretical basis, conceptual model, and perspectives[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 316: 120596.
- [2] Marchant B P, Saby N P A, Arrouays D. A survey of topsoil arsenic and mercury concentrations across France[J]. *Chemosphere*, 2017, 181: 635-644.
- [3] Wu J, Kong S F, Yan Y Y, et al. The toxicity emissions and spatialized health risks of heavy metals in PM_{2.5} from biomass fuels burning[J]. *Atmospheric Environment*, 2022, 284: 119178.
- [4] Yi S Y, Li X N, Chen W P. Research progress on contaminated site regionalization based on sustainable risk management[J]. *Environmental Protection Science*, 2023, 49(1): 126-135. [易诗懿, 李笑诺, 陈卫平. 污染场地可持续风险管控区划研究进展[J]. *环境保护科学*, 2023, 49(1): 126-135.]
- [5] Alam M S, Akter S, Shemul S, et al. Assessing the quality and heavy metal contamination of soil in tea gardens around Magurchara gas blowout in Bangladesh using multivariate and soil quality index methods[J]. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2022, 7: 100127.
- [6] Koner S, Chen J S, Rathod J, et al. Unravelling the ultramafic rock-driven serpentine soil formation leading to the geo-accumulation of heavy metals: An impact on the resident microbiome, biogeochemical cycling and acclimatized eco-physiological profiles[J]. *Environmental Research*, 2023, 216: 114664.
- [7] Zhou L F, Zhao X L, Meng Y B, et al. Identification priority source of soil heavy metals pollution based on source-specific ecological and human health risk analysis in a typical smelting and mining region of South China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 242: 113864.
- [8] Ferreira S L C, da Silva J B, dos Santos I F, et al. Use of pollution indices and ecological risk in the assessment of contamination from

- chemical elements in soils and sediments-Practical aspects[J]. Trends in Environmental Analytical Chemistry, 2022, 35: e00169.
- [9] Mmaduakor E C, Umeh C T, Morah J E, et al. Pollution status, health risk assessment of potentially toxic elements in soil and their uptake by *Gongronema latifolium* in peri-urban of Ora-Eri, south-eastern Nigeria[J]. Heliyon, 2022, 8(8): e10362.
- [10] Yang J Z, Sun Y L, Wang Z L, et al. Heavy metal pollution in agricultural soils of a typical volcanic area: Risk assessment and source appointment[J]. Chemosphere, 2022, 304: 135340.
- [11] Chen D, Wang X H, Luo X M, et al. Delineating and identifying risk zones of soil heavy metal pollution in an industrialized region using machine learning[J]. Environmental Pollution, 2023, 318: 120932.
- [12] Zhao W H, Ma J, Liu Q Y, et al. Accurate prediction of soil heavy metal pollution using an improved machine learning method: A case study in the Pearl River Delta, China[J]. Environmental Science & Technology, 2023, DOI: 10.1021/acs.est.2c07561.
- [13] Liu Z Y, Fei Y, Shi H D, et al. Prediction of high-risk areas of soil heavy metal pollution with multiple factors on a large scale in industrial agglomeration areas[J]. Science of the Total Environment, 2022, 808: 151874.
- [14] Chen M F, Luo Y M, Song J, et al. Comparison of USA, UK and Chinese risk assessment guidelines and the implications for China[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2011, 23(3): 14-18. [陈梦舫, 骆永明, 宋静, 等. 中、英、美污染场地风险评估导则异同与启示[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 14-18.]
- [15] Li M T, Shen C, Wu J, et al. Content and ecological risks of heavy metals in soil with different land uses in a rapidly urbanizing area[J]. Environmental Science, 2021, 42(10): 4889-4896. [李梦婷, 沈城, 吴健, 等. 快速城市化区域不同用地类型土壤重金属含量分布特征及生态风险[J]. 环境科学, 2021, 42(10): 4889-4896.]
- [16] Yin G C, Chen X L, Zhu H H, et al. A novel interpolation method to predict soil heavy metals based on a genetic algorithm and neural network model[J]. Science of The Total Environment, 2022, 825: 153948.
- [17] Paatero P, Tapper U. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values[J]. Environmetrics, 1994, 5(2): 111-126.
- [18] Ma J, Shen Z J, Zhang P P, et al. Pollution characteristics and source apportionment of heavy metals in farmland soils around the gangue heap of coal mine based on APCS-MLR and PMF receptor model[J]. Environmental Science, 2023, 44(4): 2192-2203. [马杰, 沈智杰, 张萍萍, 等. 基于 APCS-MLR 和 PMF 模型的煤研山周边耕地土壤重金属污染特征及源解析[J]. 环境科学, 2023, 44(4): 2192-2203.]
- [19] Li Y J, Wang B B, Cao S Z, et al. Quantitative source analysis method of carcinogenic risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil based on PMF model: A case study of Taiyuan[J]. Research of Environmental Sciences, 2022, 35(8): 1996-2005. [栗钰洁, 王贝贝, 曹素珍, 等. 基于 PMF 的土壤多环芳烃致癌风险定量源解析方法研究: 以太原市为例[J]. 环境科学研究, 2022, 35(8): 1996-2005.]
- [20] Mao F, Su K Z, Kang J T, et al. Research on heavy metal load accounting in mining areas using improved export coefficient method[J]. Research of Environmental Sciences, 2012, 25(2): 207-211. [茆峰, 苏馈足, 康加廷, 等. 基于改进输出系数法的矿区重金属面源污染负荷核算模型[J]. 环境科学研究, 2012, 25(2): 207-211.]
- [21] Bircher P, Liniger H P, Prasuhn V. Comparison of long-term field-measured and RUSLE-based modelled soil loss in Switzerland[J]. Geoderma Regional, 2022, 31: e00595.
- [22] Dong S W, Wang Y R, Pan Y C, et al. Site pollution risk simulation method for atmospheric deposition[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 44(10): 75-82. [董士伟, 王怡蓉, 潘瑜春, 等. 面向大气沉降的场地污染风险模拟方法[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(10): 75-82.]
- [23] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Technical guidelines for detailed investigation on soil contamination of agricultural land(Environmental Office Soil Letter [2017] No. 1021)[OL]. 2017-01[2023-04-01]. <https://www.doc88.com/p-20029051162472.html?r=1>. [生态环境部. 农用地土壤污染状况详查点位布设技术规定(环办土壤函(2017)1021号)[OL]. 2017-01[2023-04-01]. <https://www.doc88.com/p-20029051162472.html?r=1>.]
- [24] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [25] Wang N N, Wang A H, Kong L H, et al. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk

- assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610/611: 167-174.
- [26] Huang Y Z. Soil Background values and differentiation characteristics in Ningbo[J]. *Environmental Pollution & Control*, 1991, 13(1): 24-27. [黄忆芝. 宁波市土壤环境背景值及其分异特征[J]. *环境污染与防治*, 1991, 13(1): 24-27.]
- [27] Streets D G, Bond T C, Carmichael G R, et al. An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2003, 108(D21): 1-22.
- [28] Sun X F, Zhang L X, Lv J S. Spatial assessment models to evaluate human health risk associated to soil potentially toxic elements[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 268: 115699.
- [29] Feng Y Q, Liu L F, Xiao H L, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in soil of typical industrial district of Shenzhen [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2017, 26(6): 1051-1058. [冯乙晴, 刘灵飞, 肖辉林, 等. 深圳市典型工业区土壤重金属污染特征及健康风险评估[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(6): 1051-1058.]
- [30] Hu W Y, Wang H F, Dong L R. Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China: An integrated approach[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 237: 650-661.
- [31] Wu T L, Cui X D, Cui P X, et al. Speciation and location of arsenic and antimony in rice samples around antimony mining area[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252: 1439-1447.
- [32] Chen T, Chang Q R, Liu J, et al. Identification of soil heavy metal sources and improvement in spatial mapping based on soil spectral information: A case study in Northwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 565: 155-164.
- [33] Chen M, Wang L L, Cao L, et al. Pollution assessment and source analysis of heavy metals in atmospheric deposition in a lead-zinc smelting city based on PMF model[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(6): 3450-3462. [陈明, 王琳玲, 曹柳, 等. 基于PMF模型的某铅锌冶炼城市降尘重金属污染评价及来源解析[J]. *环境科学*, 2023, 44(6): 3450-3462.]
- [34] Liu P. Source analysis, ecological and health risk prediction of heavy metals in farmland soil, irrigation water and maize in the irrigation area of northern Yinchuan[D]. Yinchuan: Ningxia University, 2022. [刘平. 银北灌区土壤—水—作物系统的重金属来源解析及生态健康风险的时空预测研究[D]. 银川: 宁夏大学, 2022.]
- [35] Grant C, Sheppard S. Fertilizer impacts on cadmium availability in agricultural soils and crops[J]. *Human and Ecologic Risk Assessment*, 2008, 14 (2): 210-228.
- [36] Yang S Y, He M J, Zhi Y Y, et al. An integrated analysis on source-exposure risk of heavy metals in agricultural soils near intense electronic waste recycling activities[J]. *Environment International*, 2019, 133: 105239.
- [37] Liu W J, Hu T P, Mao Y et al. The mechanistic investigation of geochemical fractionation, bioavailability and release kinetic of heavy metals in contaminated soil of a typical copper-smelter[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 306: 119391.
- [38] Xie S W, Guo X S, Yang F, et al. Accumulation characteristics, geochemical fractions distribution and ecological risk of heavy metals in soils of urban parks in Guangzhou, China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2022, 31(11): 2206-2215. [谢邵文, 郭晓淞, 杨芬, 等. 广州市城市公园土壤重金属累积特征、形态分布及其生态风险[J]. *生态环境学报*, 2022, 31(11): 2206-2215.]

(责任编辑: 陈荣府)