

doi: 10.12029/gc20231103003

阎蓓蓓, 魏乾乾, 李新风, 孙相宇, 姜星, 王敏, 张睿林, 高宗军, 刘久潭. 2025. 山东省滕州城市边缘区土壤潜在有毒元素来源解析和健康风险评估[J]. 中国地质, 52(4): 1454–1468.

Yan Beibei, Wei Qianqian, Li Xinfeng, Sun Xiangyu, Jiang Xing, Wang Min, Zhang Ruilin, Gao Zongjun, Liu Jiutan. 2025. Source analysis and health risk assessment of potential toxic elements in soil of Tengzhou City Marginal Area[J]. Geology in China, 52(4): 1454–1468(in Chinese with English abstract).

## 山东省滕州城市边缘区土壤潜在有毒元素来源 解析和健康风险评估

阎蓓蓓<sup>1</sup>, 魏乾乾<sup>1</sup>, 李新风<sup>1</sup>, 孙相宇<sup>1</sup>, 姜星<sup>1</sup>, 王敏<sup>2</sup>, 张睿林<sup>2</sup>,  
高宗军<sup>2</sup>, 刘久潭<sup>2</sup>

(1. 山东省煤田地质局物探测量队, 山东 济南 250102; 2. 山东科技大学 地球科学与工程学院, 山东 青岛 266590)

**摘要:**【研究目的】为探究城市边缘区周边土壤潜在有毒元素(PTEs)污染特征、来源及生态风险状况。【研究方法】采集了滕州市边缘区周边 456 个表层(0–20 cm)土壤样本, 测定了 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量。采用地累积指数法和潜在生态风险指数法评估城市 PTEs 污染特征, 利用绝对主成分得分多元线性回归模型(APCS-MLR)和正矩阵因式分解(PMF)定量解析 PTEs 污染物来源, 并采用健康风险指数模型评估人体健康的风险。【研究结果】PTEs 含量特征等结果表明, 表层土壤的生态风险相对较低, Hg 污染最为严重, Hg 污染存在空间差异大、污染聚集和受人类活动影响严重的特点。源解析表明, 滕州市边缘区土壤 PTEs 源于自然源、工业源、交通源和农业源, 在 APCS-MLR 模型中占比分别为 39.59%、29.48%、25.17% 和 5.77%, 在 PMF 模型中占比分别为 29.64%、15.38%、28.03% 和 26.93%。人类健康风险评估表明, 成人非致癌风险极低, 儿童的非致癌风险及总人群的总致癌风险较大, As 和 Cr 有一定致癌危害。【结论】表层土壤 PTEs 主要来源地质背景, 要注意 Hg、As 和 Cr 监测和治理。建议加强饮用水资源的监测, 并且减少交通污染排放, 强化工厂废物排放监管。

**关键词:** 表层土壤; 来源分析; 健康风险评估; 潜在有毒元素; 环境地质调查工程; 滕州; 山东省

**创新点:** 本文将绝对主成分得分多元线性回归模型和正矩阵因式分解模型相结合, 分析了滕州城市边缘区土壤潜在有毒元素来源, 并进行了人体健康风险评估, 为滕州重金属治理提供了依据。

中图分类号: X53; X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1000–3657(2025)04–1454–15

## Source analysis and health risk assessment of potential toxic elements in soil of Tengzhou City Marginal Area

YAN Beibei<sup>1</sup>, WEI Qianqian<sup>1</sup>, LI Xinfeng<sup>1</sup>, SUN Xiangyu<sup>1</sup>, JIANG Xing<sup>1</sup>, WANG Min<sup>2</sup>,  
ZHANG Ruilin<sup>2</sup>, GAO Zongjun<sup>2</sup>, LIU Jiutan<sup>2</sup>

(1. Geophysical Prospecting and Surveying Team of Shandong Bureau of Coal Geological, Jinan 250102, Shandong, China;  
2. College of Earth Science and Engineering, Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266590, Shandong, China)

收稿日期: 2023–11–03; 改回日期: 2023–11–26

基金项目: 山东省煤田地质局科研专项(鲁煤地科学[2022]47号、鲁煤地科学[2023]10号)和山东省自然科学基金(ZR2021QD048)联合资助。

作者简介: 阎蓓蓓, 女, 1995年生, 工程师, 主要从事水工环地质工作; E-mail: ybbsdust@126.com。

通信作者: 李新风, 女, 1986年生, 高级工程师, 主要从事水工环地质工作; E-mail: lixinfeng1@126.com。

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

**[Objective]** To investigate the contamination characteristics, sources, and ecological risk status of potentially toxic elements (PTEs) in soils around urban fringe areas. **[Methods]** Soil samples were collected from 456 surface layers (0-20 cm) around the fringe area of Tengzhou City, and As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn contents were determined. The geo-accumulation index method and potential ecological risk index method were used to assess the pollution characteristics of urban PTEs, the Absolute Principal Component Score-Multiple Linear Regression (APCS-MLR) model and Positive Matrix Factorization (PMF) were used to quantitatively resolve the sources of PTEs pollutants, and the health risk index model was used to assess the risk to human health. **[Results]** The ecological risk of surface topsoil is relatively low, Hg pollution is the most serious, and Hg pollution is characterized by large spatial variations, aggregation of pollution, and serious influence by human activities. Source analysis showed that soil PTEs in the edge area of Tengzhou originated from natural, industrial, transportation and agricultural sources, which accounted for 39.59%, 29.48%, 25.17% and 5.77% in the APCS-MLR model, and 29.64%, 15.38%, 28.03% and 26.93% in the PMF model. The human health risk evaluation showed that non-carcinogenic risk for adults was low, the non-carcinogenic risk for children and the total carcinogenic risk for population were high, and As and Cr had some carcinogenic hazards. **[Conclusions]** The main source of surface soil PTEs is the geological background, and attention should be paid to Hg, As and Cr monitoring and treatment. It is recommended that the monitoring of drinking water resources be strengthened, and that traffic pollution emissions be reduced and the regulation of factory waste emissions be strengthened.

**Key words:** surface soil; source analysis; human health risk; potentially toxic elements; environmental geological survey engineering; Tengzhou; Shandong Province

**Highlights:** In this paper, the APCS-MLR model and PMF model were combined to analyze the sources of PTEs in soil of the urban fringe of Tengzhou, and to evaluate the human health risk, which provides a basis for the management of heavy metals in Tengzhou.

**About the first author:** YAN Beibei, female, born in 1995, engineer, engaged in hydraulic environment geology; E-mail: [ybbsdust@126.com](mailto:ybbsdust@126.com).

**About the corresponding author:** LI Xinfeng, female, born in 1986, senior engineer, engaged in hydraulic environment geology; E-mail: [lixinfeng1@126.com](mailto:lixinfeng1@126.com).

**Fund support:** Supported by Shandong Bureau of Coal Geology Scientific Research Special Project (No.LMDK[2022]47, No.LMDK[2023]10), and Shandong Provincial Natural Science Foundation (No.ZR2021QD048).

## 1 引言

土壤直接为人类提供生产资料和食物,因此其质量和状态直接影响着人类和整个生态系统的健康。随着人口增长和经济发展,潜在有毒元素(Potentially Toxic Elements, PTEs)作为重要污染源已成为显著影响我国土壤健康,导致土壤结构和肥力发生变化的因素(Kumar et al., 2018; 张钰超, 2020)。中国土壤污染调查显示,耕地土壤中镉(Cd)、铜(Cu)、汞(Hg)、铅(Pb)、砷(As)、铬(Cr)、镍(Ni)和锌(Zn)等 8 种有害物质超标,超标率达 19.4%,高浓度、高毒性和耐持久的 PTEs 会对环境造成严重影响(Ljung et al., 2006; 环境保护部, 2014; 息朝庄等, 2023; 赵莉源等, 2024)。PTEs 对人体健康的负面影响受年龄、接触方式和土壤 PTEs 含量

的影响(Xie et al., 2021; Wang et al., 2022)。当土壤中的 PTEs 浓度超过土壤容量时,会对作物产量以及土壤生态环境质量产生负面影响。农业土壤中的 PTEs 很容易进入食物链,对人类健康造成严重危害(杨玲等, 2022; 吕玉娟等, 2023)。不适当地摄入或吸入 PTEs 以及皮肤接触 PTEs 可能会对人体的神经系统、免疫系统和分泌系统造成不可逆的损害(Chen et al., 2022; Abdelhalim et al., 2023)。因此,检测 PTEs 的污染水平并确定其健康风险对于减少和控制土壤中的 PTEs 污染至关重要。

近年来,有害物质污染已成为土壤生态学领域高度关注的问题。国内外学者一般采用富集因子、单因子污染指数、地累积指数法、潜在生态风险指数(RI)、内梅罗综合污染指数法等方法评价土壤质量,并借助健康风险评估(HRA)模型与美国环保署

(USEPA)模型对人类健康的潜在风险、非致癌风险(NCR)和致癌风险(CR)作出评价,有利于改良研究区土壤和提高研究区居民健康水平(王敏等, 2020; 赛宁刚等, 2022; 周德华等, 2023; 李剑锋和冯李霄, 2023; 王仁琪等, 2024)。

据报道,自然因素和人为活动(即运输废气、农业投入、工业排放、大气积累)都是导致 PTEs 进入土壤的原因。相关系数分析、主成分分析(PCA)、聚类分析、绝对主成分得分多元线性回归模型(APCS-MLR)和正矩阵因式分解(PMF)已被用于识别和分类土壤中的 PTEs 来源(陈雅丽等, 2019; 于旦洋等, 2021; 彭超月等, 2023; 方嘉等, 2023)。由于土壤 PTEs 污染的复杂性,单一的来源分析方法无法有效确定土壤中 PTEs 的来源,需要综合使用多种方法来解决单一方法的局限性,提高污染来源分析的可信度和准确性(李军等, 2023; 孙厚云等, 2023)。APCS-MLR 和 PMF 模型相结合,不仅不需要复杂的源谱,并且能处理准确度低或遗失的数据,比化学质量平衡(CMB)等方法更高效(韩存亮等, 2022; 马杰等, 2023; 易诗懿等, 2024)。

滕州市拥有丰富的煤炭和碳酸盐岩矿产资源,为该市合金、金属加工、化工、机械、煤炭和冶炼等行业提供了燃料。滕州市拥有大面积的高产农田,农业生产蓬勃发展,带动了以农产品为基础的工业快速发展。然而,这些农业和工业活动在很大程度上造成了土壤中的 PTEs 污染,此外,交通和自然因素(如地质背景、土壤形成过程等)也可能造成土壤中的 PTEs 污染(秦鹏一等, 2019)。因此,本文选取滕州城市边缘区土壤作为研究对象,在测定土壤 PTEs 含量的基础上,采用地累积指数法( $I_{geo}$ )和潜在生态风险指数法(RI)评价土壤 PTEs 污染特征。同时将绝对主成分得分多元线性回归模型(APCS-MLR)和正矩阵因式分解(PMF)解析结果相结合,定量揭示土壤 PTEs 来源,为滕州市当地土壤 PTE 污染防治提供依据(杨梢娜等, 2020)。

## 2 材料与方法

### 2.1 研究区域

滕州市是中国山东省著名的能源基地和工业城市,面积 1495 km<sup>2</sup>,人口 175 万。滕州市属温带亚湿润大陆性季风气候区,年平均气温 14.5 ℃。年

平均降水量约为 695 mm,七月份降水量较大。地势由东北向西南倾斜,三面环山,西临南四湖。该地区有四种土壤类型,其中以潮土和褐土覆盖面积最大。煤炭和石灰石是该市的主要矿产资源,这些矿产资源的开发利用为该市的经济和社会发展做出了巨大贡献。然而,快速的城市化和人为活动(即农业和工业活动)的增加导致土壤中 PTEs 大量积累,对土壤质量和人类健康造成了负面影响。因此,本研究旨在评估该地区土壤 PTE 污染的来源和污染所造成的人类健康风险。

### 2.2 样品采集与分析

2022 年 2 月,在滕州附近的农田中采集了 456 个表层(0~20 cm)土壤样本。研究区采样点分布见图 1。从 5 m 范围内的 5 个采样点采集 5 个子样,然后将子样混合,形成一个地点的特征样品。采集的样本在空气中晾干,然后用尼龙筛(10 目)将晾干的样本过筛。样品处理按照《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016)进行。随后,样品被送往山东省煤炭地质局实验测试中心进行进一步测试。采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定对土壤中 Cd、Cu、Ni、Zn、Pb 和 Cr 的含量进行定量分析,采用原子荧光光谱法(AFS)测定土壤中 As 和 Hg 的含量。准确度和精密度分析指标符合 DZ/T 0295—2016 质量检验标准。

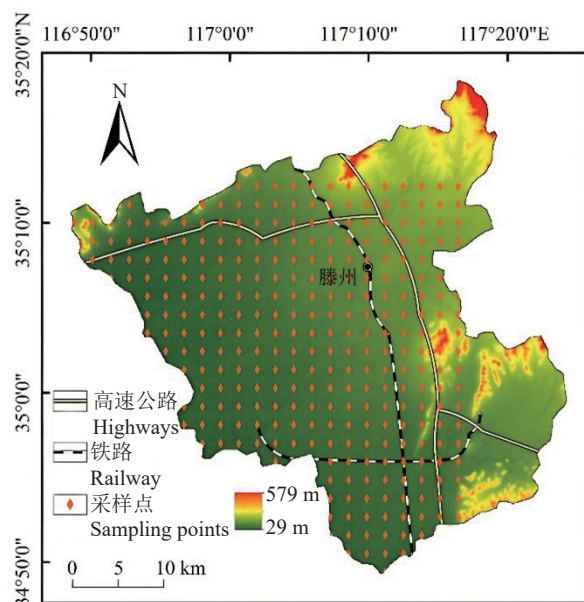


图 1 滕州土壤采样点分布图  
Fig.1 Location map of soil sampling in Tengzhou



## 2.3 污染评价

### 2.3.1 地累积指数法

地累积污染指数法 (geo-accumulation Index,  $I_{\text{geo}}$ ) 由德国学者 Muller 在 1969 年提出, 是一种评价土壤或沉积物 PTEs 污染程度的方法 (Ahmed et al., 2019; 李军等, 2023)。具体公式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (C_i / k S_i) \quad (1)$$

式中,  $I_{\text{geo}}$  为地累积指数;  $C_i$  为样品中元素  $i$  的实测值, mg/kg;  $S_i$  为土壤元素  $i$  的环境背景值, mg/kg;  $k$  为修正背景值变动的修正系数, 本次研究取 1.5; 地累积指数分级标准见参考文献 (涂春霖等, 2023)。

### 2.3.2 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数 (Potential ecological risk index, RI) 用于评估土壤中 PTEs 的污染程度以及与之相关的可能生态风险, 可用来评价研究区中土壤中元素对环境的危害程度。这些指数可通过公式计算得出:

$$RI = \sum_{i=1}^n EI_i = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{S_i} \times T_i \right) \quad (2)$$

其中, EI 为给定元素的单一生态风险指数 (Potential ecological risk factor);  $C_i$  为第  $i$  种 PTEs 的浓度;  $S_i$  为第  $i$  种元素的参考值;  $T_i$  为毒性反应因子 ( $T_{\text{As}}=10$ ;  $T_{\text{Hg}}=40$ ;  $T_{\text{Cr}}=2$ ;  $T_{\text{Cd}}=30$ ;  $T_{\text{Pb}}=T_{\text{Cu}}=T=5$ ;  $T_{\text{Zn}}=1$ )。根据 EI 数值可将污染程度分为五类: 极高风险 ( $EI \geq 320$ )、高风险 ( $160 < EI \leq 320$ )、相当大风险 ( $80 < EI \leq 160$ )、中等风险 ( $40 < EI \leq 80$ ) 和低风险 ( $EI \leq 40$ )。同样, 根据 RI 数值污染程度也可分为极高风险 ( $RI > 600$ )、相当高风险 ( $300 < RI \leq 600$ )、中等风险 ( $150 < RI \leq 300$ ) 和低风险类别 (姜昕等, 2024)。

## 2.4 表层土壤污染源解析方法

### 2.4.1 APCS-MLR 模型

本研究采用了方差旋转主成分分析 (Principal components analysis, PCA) 方法来确定土壤中 PTEs 的潜在来源。PCA 数据的适用性通过 Kaiser-Meyer-Olkin 检验 (KMO) 和 Bartlett 检验进行评估。当 KMO 值大于或等于 0.5 且 Bartlett 检验的显著性小于 0.05 时, 认为适宜进行 PCA 分析。使用 PCA 生成的非标准化绝对主成分因子得分 (APCS) 以及绝对因子得分-多元线性回归 (APCS-

MLR) 模型确定污染源的贡献度。绝对因子得分-多元线性回归 (APCS-MLR) 模型能够定量获取每个已识别的来源信息, 在得到 APCS 的基础上, 分别以 APCS 和各 PTEs 含量作为自变量和因变量进行多元线性回归分析, 通过对回归系数结果的计算, 得出各个因子对应的排放源对受体中该物质的贡献率 (张海霞等, 2022; 张传华等, 2023)。APCS-MLR 具体计算公式为:

$$C_i = b_{i0} + \sum_{p=1}^n (b_{pi} \times \text{APCS}_p) \quad (3)$$

式中,  $C_i$  为样品中元素  $i$  的实测值, mg/kg;  $b_{i0}$  表示 MLR 对元素  $i$  的截距;  $p$  为因子个数;  $b_{pi}$  为污染源  $p$  对元素  $i$  的回归系数;  $b_{pi} \times \text{APCS}_p$  为污染源  $p$  对于  $C_i$  的贡献率。

### 2.4.2 PMF 模型

正定矩阵因子分解模型 (Positive matrix factorization, PMF) 是一种受体模型分析方法, 它通过统计分析指标的变异性, 将多重来源的混合影响分隔开, 从而得到各来源地对指标的贡献。PMF 将已知的数据矩阵  $X$  进行低秩近似分解, 寻找到最符合分解原矩阵的两个矩阵: 源贡献矩阵  $G_{ik}$  和源成分谱矩阵  $F_{kj}$  的低秩形式, 同时获得残差矩阵  $e$ 。其中, 源贡献矩阵反映了各个源的影响在各个观测点的分布, 源成分谱矩阵反映了各个源对各个物质指标的贡献 (Wang et al., 2017; Chen et al., 2022; 赵大双等, 2022)。具体公式为:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p G_{ik} F_{kj} + e_{ij} \quad (4)$$

因子贡献和分布使用最小化目标函数  $Q$  确定, 具体公式为:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (e_{ij} / u_{ij}) \quad (5)$$

式中,  $i$  表示样品序号;  $j$  表示元素序号;  $k$  表示污染数据源序号;  $p$  为污染数据源数;  $n$  为样品总数;  $m$  为元素总数;  $u_{ij}$  为重金属的不确定度。不确定度公式具体为:

$$u_{ij} = \begin{cases} \frac{5}{6} \text{MDL}, & C \leq \text{MDL} \\ \sqrt{(\text{EF} \times C)^2 + (0.5 \times \text{MDL})^2}, & C > \text{MDL} \end{cases} \quad (6)$$

式中, MDL 表示样品重金属检出限;  $C$  为样本重金属实测值(mg/kg); EF 为相对不确定度。

## 2.5 健康风险评估

健康风险指数(HRI)是利用美国环保局推荐的健康风险评估模型来评估有害物质对人体健康的风险。根据该模型的指导原则, 将人类健康风险分为 CR 和 NCR 两类, 研究区域内的人群分为成人和儿童分别评估。

每种 PTEs 元素的每日平均摄入量 (ADI) (mg/kg·d<sup>-1</sup>)按以下公式计算:

$$ADI_{ing} = \frac{C_i \times R_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (7)$$

$$ADI_{inh} = \frac{C_i \times R_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (8)$$

$$ADI_{der} = \frac{C_i \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (9)$$

式中, ing 表示摄入接触方式; inh 表示吸入接触方式; der 表示皮肤接触方式;  $R_{ing}$  表示摄入率, mg/d;  $R_{inh}$  表示吸入率, m<sup>3</sup>/d; EF 表示污染接触频度, d/a; ED 表示人群暴露时间, a; BW 表示人群平均体重, kg; AT 表示平均时间, d; SA 表示皮肤暴露面积, cm<sup>2</sup>; AF 表示 PTEs 元素黏附因子, mg/cm<sup>2</sup>; ABS 表示皮肤吸收因子, 无量纲。各项取值如表 1 所示。

危害指数(HI)用于表示通过三种可能的接触

方式(即摄入、吸入和皮肤接触)累积的 NCR。致癌风险(CR)是将不同 PTEs 通过所有接触途径的潜在风险相加而得出的。HI 和 CR 的估算公式为:

$$HI = \sum_{i=1}^n HI_i = \sum_{i=1}^n \left( \frac{ADI_{ing}}{RfD_{ing}} + \frac{ADI_{inh}}{RfD_{inh}} + \frac{ADI_{der}}{RfD_{ider}} \right)_i \quad (10)$$

$$CR = \sum_{i=1}^n CR_i = \sum_{i=1}^n (ADI_{ing} \times SF_{ing} + ADI_{inh} \times SF_{inh} + ADI_{der} \times SF_{der})_i \quad (11)$$

式中, RfD 表示各 PTEs 参考计量; SF 表示各 PTEs 斜率因子。非致癌风险判断标准、SF 参考值和致癌风险判断标准见文献(李剑锋和冯李霄, 2023)。

## 3 结果与讨论

### 3.1 土壤 PTEs 的含量特征

滕州市周边表层土壤 PTEs 含量测定结果如表 2 所示。从中可知, As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的平均含量 (mg/kg) 分别为  $7.9 \pm 2.64$ 、 $0.137 \pm 0.034$ 、 $60.3 \pm 11.7$ 、 $26.2 \pm 5.2$ 、 $0.052 \pm 0.05$ 、 $26.9 \pm 6.2$ 、 $24.7 \pm 4.3$  和  $65.6 \pm 11.7$ , 分别是滕州土壤背景值的 0.92、1.03、0.97、1.15、1.73、0.99、1.04 和 1.03 倍, 可见土壤环境整体风险较低, 相比较之下 Hg 富集最为明显(庞绪贵等, 2018; 庞绪贵等, 2019)。与《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB15618-2018)管制值相比, 除 As 和 Hg 外 PTEs 的最高浓度均低于管制值。

PTEs 变异系数(Coefficient of Variance, CV)是一种反映 PTEs 含量离散程度和变异性的衡量指标, 除 Hg 外其余 PTEs 的 CV 介于 0.17~0.33。Hg 的 CV 值为 0.96, 接近超高度变异(CV≥1), 同时 Hg 分布的峰度相对较高, 表明 Hg 可能受人类活动等影响产生了显著的空间差异性, 可能出现点源污染需重点关注。

表层土壤 8 项 PTEs 指标含量的空间分布如图 2 所示。As、Cd、Cr 和 Ni 的高值区位于滕州市西北滨湖镇及东南部羊庄、西集一带, 从西北和东南两侧山区逐渐向中部递减。As、Cd、Cr 和 Ni 含量有相似的分布情况。Cu 高值区位于南四湖东岸、东北部地区及滕州市城区位置。Hg 在滕州市

表 1 健康风险评估参数

Table 1 Parameters for health risk assessment

| 参数名               | 目标人群               |                    | 单位                 |
|-------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
|                   | 成人                 | 儿童                 |                    |
| $R_{ing}$         | 100                | 200                | mg/d               |
| $R_{inh}$         | 20                 | 5                  | m <sup>3</sup> /d  |
| SA                | 5700               | 2373               | cm <sup>2</sup>    |
| AF                | 0.07               | 0.2                | mg/cm <sup>2</sup> |
| ABS <sub>As</sub> | 0.03               | 0.03               | 无量纲                |
| ABS <sub>Cd</sub> | 0.14               | 0.14               |                    |
| ABS <sub>Cr</sub> | 0.04               | 0.04               |                    |
| ABS <sub>Cu</sub> | 0.1                | 0.1                |                    |
| ABS <sub>Hg</sub> | 0.05               | 0.05               |                    |
| ABS <sub>Ni</sub> | 0.35               | 0.35               |                    |
| ABS <sub>Pb</sub> | 0.006              | 0.006              |                    |
| ABS <sub>Zn</sub> | 0.02               | 0.02               |                    |
| PEF               | $1.36 \times 10^9$ | $1.36 \times 10^9$ | m <sup>3</sup> /kg |
| EF                | 350                | 350                | d/a                |
| ED                | 26                 | 6                  | a                  |
| BW                | 70                 | 15                 | kg                 |
| AT                | 8760               | 2190               | d                  |

表 2 滕州市表层土壤中 PTEs 浓度 (mg/kg)

Table 2 Concentration of PTEs in surface soil of Tengzhou (mg/kg)

|    | 最小值   | 最大值   | 中位值   | 平均值   | SD    | CV   | 斜度  | 峰度   | 背景值   | 管制值 |
|----|-------|-------|-------|-------|-------|------|-----|------|-------|-----|
| As | 3.6   | 32.1  | 7.5   | 7.9   | 2.64  | 0.33 | 2.2 | 14.8 | 8.6   | 30  |
| Cd | 0.070 | 0.349 | 0.134 | 0.137 | 0.034 | 0.25 | 1.5 | 5.6  | 0.132 | 0.4 |
| Cr | 25.4  | 105.3 | 59.8  | 60.3  | 11.7  | 0.19 | 0.1 | 0.2  | 62.0  | 250 |
| Cu | 12.9  | 45.0  | 25.4  | 26.2  | 5.2   | 0.20 | 0.7 | 0.5  | 22.6  | 50  |
| Hg | 0.013 | 0.582 | 0.041 | 0.052 | 0.050 | 0.96 | 7.2 | 63.8 | 0.030 | 0.5 |
| Ni | 12.4  | 55.3  | 26.6  | 26.9  | 6.2   | 0.23 | 0.4 | 0.8  | 27.1  | 70  |
| Pb | 16.6  | 62.7  | 24.3  | 24.7  | 4.3   | 0.17 | 2.7 | 16.9 | 23.6  | 100 |
| Zn | 38.4  | 115.2 | 64.0  | 65.6  | 11.7  | 0.18 | 0.8 | 1.4  | 63.3  | 200 |

城区位置以及煤田集中区出现高值异常,有明显的点源污染。Pb 高值异常区位于滕州城区及南部地区并沿交通道路分布。Zn 高值区域位于南四湖东岸、东南部羊庄西集以及东南部地区。

### 3.2 污染特征

#### 3.2.1 地累积污染指数评价

滕州市周边土壤 PTEs 的  $I_{geo}$  评价结果(图 3)显示,8 种 PTEs 的  $I_{geo}$  评价平均值依次为 As(-0.79)<Cr(-0.65)<Ni(-0.63)<Cd(-0.57)<Zn(-0.55)<Pb(-0.53)<Cu(-0.39)<Hg(0.00),所有评价值平均值均表现为无污染。Hg 为污染程度最多样的元素,分别有 33.3%、5%、0.6% 和 0.9% 的评价值属于轻度、中度、偏重度和重度污染,证明 Hg 污染元素空间差异大,出现点源污染。除 As 污染元素有 1 处样本评价值处于中度污染状态外,其余污染元素出现的最强污染状态均为轻度污染,各 PTEs 元素轻度污染状态样本评价值在总评价值中占比依次为 Cr(0.2%)<Pb(1.7%)<Zn(1.7%)<Ni(2.2%)<As(3.1%)<Cd(5.2%)<Cu(9.2%)<Hg(33.3%)。从结果来看滕州市土壤 PTEs 中 Hg 最严重,范围广并且有点源污染的危险,其次 Cu 污染为辅。化石燃料燃烧和垃圾焚烧被认为是 Hg 污染的两个主要来源;农业肥料和污染灌溉也会引起 Hg 污染,这也是 Cu 污染的来源。

#### 3.2.2 潜在生态风险指数评价

由表 3 可知,8 种 PTEs 的 EI 平均值依次为 Hg>Cd>As>Cu>Pb>Ni>Cr>Zn,RI 的平均值为 128.59,这意味着研究区域的生态风险较低。然而,RI 的最大值为 842.2,表明一些地区的生态风险非常高。Cd 的生态风险处于中等水平,而 Hg 的相关风险处于较高水平。在所有采样点,Ni、Pb、As、Cr、Cu 和 Zn 的生态风险都较低。近 18% 的样本显示 Cd 具有中度生态风险,而 88% 的 Hg 样本具

有重大或以上风险。只有 1% 的样本显示所有 PTEs 都具有高风险。87% 的样本的 RI 值小于 150,显示生态风险较低。约 11% 的样本显示 RI 值大于 150 但小于 300,表明生态风险处于中等水平。相反,约有 1% 的样本的 RI 值介于 300~600,另有 1% 的样本的 RI 值大于 600,这表明生态风险处于较高水平。

总体而言,研究区域的大部分地区生态风险水平较低。只有从市区和县城周边地区采集的少数样本存在中度到高度风险。研究发现,Hg 和 Cd 是研究区域的主要污染物。这一结果表明,Hg 和 Cd 对生态环境的潜在危害不容忽视。

### 3.3 土壤 PTEs 来源解析

#### 3.3.1 相关性分析

使用 SPSS 22.0 对表层土壤中的 Cr、Cu、As、Cd、Pb、Zn、Hg 和 Ni 含量进行了描述性统计分析。为了评估土壤 PTEs 之间的关系,对 8 种 PTEs 进行了相关性分析,Pearson 相关系数矩阵见图 4。7 种 PTEs(包括 Cr、Cu、As、Cd、Pb、Zn、Ni)之间的相关性显著小于 0.01,表明这些 PTEs 之间存在正相关。同样,在 Cr、Cu、Ni 和 Zn 之间也观察到值得注意的正相关,相关系数介于 0.65~0.91,且  $P < 0.01$ 。这表明这些 PTEs 可能来自同一来源。Hg 与 As、Cd、Cr、Cu 和 Ni 在统计学上没有明显的相关性( $r < 0.1$ ,  $P > 0.05$ )。Hg 和 Ni 之间存在微弱的负相关( $r = -0.1$ ,  $P < 0.05$ ),表明 Hg 的来源不同。值得注意的是,相关性分析并不能证实研究的 PTEs 具有相似的来源。要准确确定 PTEs 的来源,还需要使用多种方法进行进一步分析。

#### 3.3.2 APCS-MLR 模型分析

本文使用 SPSS 22 软件对研究区土壤进行 KMO(Kaiser-Meyer-Olkin)统计值和 Bartlett's 球度

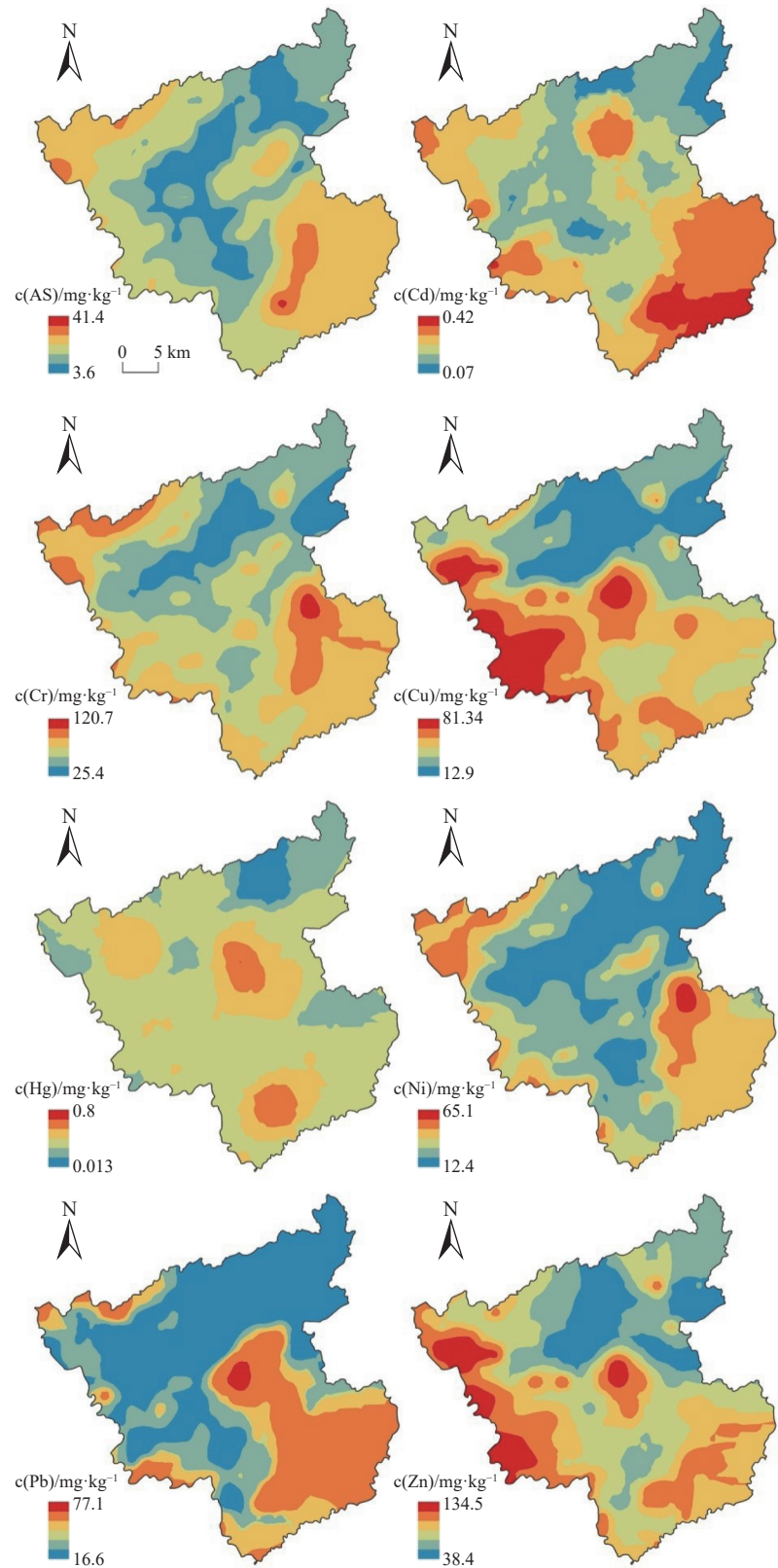


图 2 土壤 PTEs 含量空间分布图  
Fig.2 Distribution of PTEs in soils



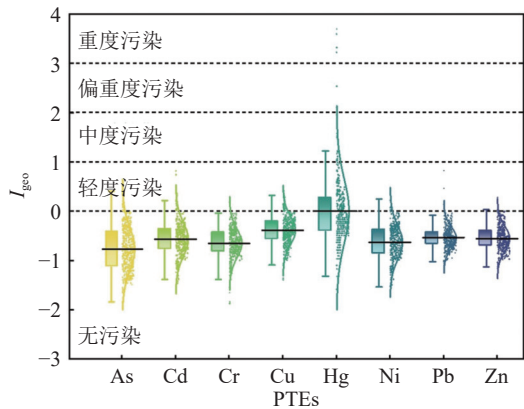


图 3 土壤 PTEs 地累积污染指数箱型图  
Fig.3 Box plot of  $I_{geo}$  for PTEs in soil

表 3 土壤 PTEs 潜在生态危害系数  
Table 3 Potential ecological risk index in soil

| 参数        | 最大值   | 最小值   | 平均数    |
|-----------|-------|-------|--------|
| $EI_{As}$ | 37.33 | 4.19  | 10.22  |
| $EI_{Cd}$ | 79.32 | 15.91 | 33.46  |
| $EI_{Cr}$ | 3.4   | 0.82  | 2.01   |
| $EI_{Cu}$ | 11.96 | 2.85  | 5.27   |
| $EI_{Hg}$ | 776   | 17.33 | 67.22  |
| $EI_{Ni}$ | 8.2   | 1.84  | 4.2    |
| $EI_{Pb}$ | 12.97 | 3.43  | 5.18   |
| $EI_{Zn}$ | 1.75  | 0.58  | 1.03   |
| RI        | 842.2 | 52.67 | 128.59 |

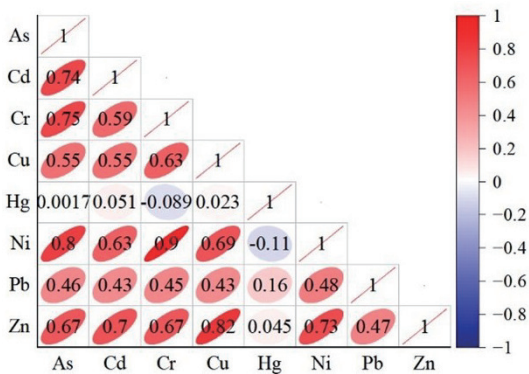


图 4 土壤 PTEs 的 Pearson 相关系数矩阵  
Fig.4 Pearson correlation coefficient matrix for PTEs in soil

检验, KMO 值和 Bartlett's 球度检验值分别为 0.804 和 0.000, 这表明 8 种 PTEs 存在一定的相关性, 在此基础上通过 Kaiser 标准的正交式旋转法对因子进行统计。如表 4 所示, 共得到四个主成分, 累计方差贡献率为 87.21%。根据统计结果, 第一主成分 (PC1) 描述了数据方差的 33.40%, 主要贡献元素为 Cr(0.857)、Ni(0.850)、As(0.838) 和 Pb(0.537); 第

表 4 PCA 分析因子旋转组成矩阵  
Table 4 PCA analysis factor rotation component matrix

| PTEs      | PCA 因子 |        |        |        |
|-----------|--------|--------|--------|--------|
|           | PC1    | PC2    | PC3    | PC4    |
| As        | 0.838  | 0.084  | 0.356  | 0.079  |
| Cd        | 0.229  | 0.263  | 0.903  | 0.064  |
| Cr        | 0.857  | 0.386  | 0.101  | -0.089 |
| Cu        | 0.296  | 0.904  | 0.137  | 0.052  |
| Hg        | -0.017 | 0.046  | 0.072  | 0.977  |
| Ni        | 0.85   | 0.446  | 0.051  | -0.086 |
| Pb        | 0.537  | 0.21   | 0.392  | 0.289  |
| Zn        | 0.289  | 0.848  | 0.306  | 0.066  |
| 特征值       | 2.672  | 2.009  | 1.225  | 1.07   |
| 方差解释率/%   | 33.403 | 25.113 | 15.318 | 13.38  |
| 累积方差解释率/% | 33.403 | 58.516 | 73.834 | 87.213 |

二主成分 PC2 解释了 25.11% 的 PTEs 变异, 其中 Cu(0.972) 和 Zn(0.848) 是负载较高的重要因子。另一方面, Cd(0.90) 和 Hg(0.977) 分别是 PC3 和 PC4 的显著因子。

PC1 中 Cr、Ni 和 As 的权重较大。根据对 PTEs 的统计调查, Cr 和 Ni 的平均值小于背景值。此外, 方差系数小于 0.3, 峰度和偏度均接近 0, 这表明 Cr 和 Ni 的分布保持了原有的自然特征, 受人为活动的影响较小。As 的分布特征与 Cr 和 Ni 十分相似, 其平均值也低于各自的背景值。不过, As 的变异系数相对较高, 部分样本的含量超过了国家土壤标准。此前有报道称, 土壤中 Cr 和 Ni 的含量主要受地质因素的影响, 与人类活动的相关性不大 (Nanos and Martin 2012; Liu et al., 2021)。因此, PC1 被解释为自然来源。

PC2 明显受到 Cu 和 Zn 的影响。城市土壤中的 Cu 和 Zn 平均浓度高于各自的背景值。该市大片农田中的 Cu 和 Zn 含量较高。这可能是由于农业中使用的牲畜饲料添加剂、农药和化肥通常具有较高的 Cu 和 Zn 含量 (Qu et al., 2018)。因此, PC2 与 PTEs 的农业来源有关。

第三主成分 PC3 中的 Cd 具有很强的正载荷, 表现出相当程度的生态风险。同时, Pb(0.392) 和 As(0.356) 在 PC3 中的正载荷较弱, 这表明 PC3 不仅受到 Cd 的影响, 还受到 Pb 和 As 的影响。这一观察结果与之前的研究结果一致, 即人类活动是造成土壤中 Cd 和 Pb 富集的主要原因, 而交通排放和污水灌溉是 Cd 和 Pb 的主要非自然来源 (蔡子延等, 2023)。滕州是一个资源型城市, 盛产煤炭和碳酸盐岩, 因此, 全市有许多采矿企业产生废水。此外,



由于商业活动频繁,城市交通繁忙,在公路、铁路和河流附近观察到较高的 Cd 浓度,这表明 PTEs 与交通有着密切的关系。因此,PC3 被认为是 PTEs 的交通源。

第四主成分 PC4 的 Hg 载荷较高。Hg 的 CV 值和峰度相对较高,生态风险水平较高,这表明汞的分布受到城市人为活动的严重影响。Hg 污染在多个地区和城镇普遍存在,50% 的 Hg 含量超过了背景值。以前的研究也表明,大气沉降和地表水是城市地区土壤 Hg 的主要来源。化工企业以石油和煤炭为主要燃料,导致含 Hg 气体的排放。此外, Hg 及其化合物被用于化工、冶金和电子生产等多个行业,产生了大量的工业废物。这些排出的工业废物通过各种途径进入土壤,造成土壤中 Hg 的富集(戴前进等, 2002; Shi et al., 2018; 张梓良等, 2022)。因此,PC4 被认为是 PTEs 的工业来源。

结果表明,滕州市土壤中 Hg 和 As 的最高含量超过了中国土壤标准且 Hg 和 Cd 的生态风险较高,土壤 PTE 的生态风险处于轻微到极高的水平,这些结果表明该市土壤受到了中度的 PTEs 污染。四个主成分进一步证实了这些 PTEs 的影响。总之,来源分析表明,PTEs 的分布受到城市交通、工业、农业和自然活动的共同调控。

在利用 PCA 确定 PTEs 的可能来源后,使用 APCS-MLR 进一步确定每个来源的参与程度。结果发现,拟合值与估计值之比约为 1,拟合系数  $R^2$  介于 0.567~0.961。这证实了 APCS-MLR 模型适用

于分析 PTE,并能可靠地评估 PTE 来源的贡献。

图 5 显示 PC1 对 Ni(71.3%)、Cr(68.2%)、As(57.4%)和 Cu(41.4%)含量的相对贡献率较高。相反,PC2 对所有 PTEs 的贡献率从未超过 20%,其中 Cu(18.1%)和 Zn(13.0%)对 PC2 的贡献率最高。PC3 对 Cd 含量的贡献最大(71.1%)。PC4 对土壤中 Hg 含量的影响较大(95.6%)。总体而言,自然、工业、交通和农业来源分别占总污染的 39.59%、29.48%、25.17%和 5.77%。这证实自然来源是主要的有害物质来源,其次是工业来源。

值得注意的是,Cu 和 Zn 的变异系数均小于 0.2,所有样本中的 PTE 含量均低于国家土壤标准。与自然和工业来源相比,农业来源对 PTE 累积的影响相对较小(<20%)。这些结果表明,由于该地区绿色农业的发展,该地区土壤受农业活动的影响较小。来源贡献分析还显示,PC3 和 PC4 对 As、Cu、Pb 和 Zn 的贡献很大。这表明,土壤中的 PTEs 受多个变量的影响,如交通、工业生产、矿业开发和其他人类活动。

### 3.3.3 PMF 模型分析

为了进一步验证 PCA 源解析和 APCS-MLR 模型源解析结果,本研究应用 PMF 模型对研究区 PTEs 进行定量源解析。运行 EPA PMF 5.0 软件,计算土壤各 PTEs 不确定度,得出所有样品的 8 种 PTEs 的信噪比较大( $S/N > 1$ ),均被归类为“strong”。设定因子数为 3~6,运算次数根据系统推荐值为 20 次,当因子数为 4 时, $Q_{Robust}/Q_{true}$  快速下降并且趋

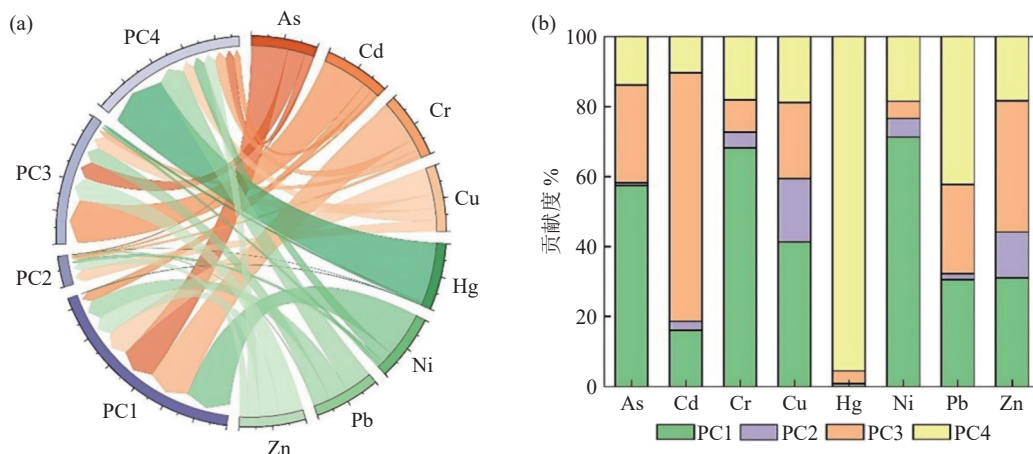


图 5 基于 APCS-MLR 模型表层土壤 PTEs 因子贡献率(a)和来源贡献率(b)

Fig.5 Factor contribution (a) and source contribution (b) of PTEs in surface soils based on APCS-MLR modeling

于稳定,各样本 PTEs 含量绝大部分残差位于  $-3 \sim 3$ 。拟合结果显示,As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 拟合度  $R^2$  分别为 0.849、0.628、0.875、0.915、0.999、0.902、0.691 和 0.827,除 Cd 和 Pb 外,其余 PTEs 拟合度  $R^2$  大于 0.7。这说明 PMF 模型源解析整体拟合较好,可以较好地解释 PTEs 源信息。

将 PMF 模型得出的四个因子分别命名为 PMF1、PMF2、PMF3 和 PMF4,所参与的因子贡献率和来源贡献率由图 6 可知,PMF1 的主要载荷 PTEs 元素为 As、Cr、Ni,贡献率分别为 57.7%、41.2% 和 45.8%,该因子构成与 PC1 一致,PMF1 被解释为自然来源。PMF2 主要是 Cd(60.6%) 和 Pb(54.3%),基于 PC3 分析,PMF2 主要影响因素为交通源。PMF3 的主要载荷 PTEs 元素为 Hg(78.7%),其余 PTEs 元素贡献率均低于 7.2%,Hg 与石油煤炭的燃烧和工业废物的排放密切相关,PMF3 受工业源的影响。PMF4 产生贡献最高载荷 PTEs 元素为 Cu(48.3%) 和 Zn(41.8%),其次为 Cr(35%) 和 Ni(36.9%),这与 PCA 分析中 PC2 的成分分析高权重因子相一致,这些元素与农业饲料、农药和化肥的使用相关,推测 PMF4 与 PC2 相同,受农业源影响。根据 PMF 模型解析结果,自然、工业、交通和农业源分别占总污染的 29.64%、15.38%、28.03% 和 26.93%。

### 3.3.4 模型结果对比

从拟合度  $R^2$  来看,APCS-MLR 模型  $R^2$  范围为

0.567~0.961,PMF 模型  $R^2$  范围为 0.628~0.999,表明两种模型模拟值与预测值拟合较好,源解析结果均可靠。但总体上看 PMF 模型各 PTEs 元素拟合度  $R^2$  均大于 APCS-MLR,认为 PMF 模型源解析结果优于 APCS-MLR 模型。在因子上,APCS-MLR 模型和 PMF 模型均得到 4 个主成分并识别出 4 个来源,分别为自然、工业、交通和农业来源,两种模型对应主成分载荷元素基本相同,对应主成分具有相同的污染源。

从源解析结果上看,两种模型在主成分的载荷分配和污染源占比上存在差异。APCS-MLR 模型的最强污染源与最弱污染源间差距较大,分别为自然源(39.59%)和农业源(5.77%)。而 PMF 模型的最强污染源为自然源(29.64%),最弱污染源为工业源(15.38%),这一解析结果与 APCS-MLR 模型解析结果不同。其与 PMF 模型考虑了方法检测限等有关不确定度和两种模型在因子提取模式上存在差异有关,PMF 模型会将所有观测值进行权重赋值处理,使它在因子分解计算后的源成分谱和贡献率有更强的解释意义。同时还与两种模型计算时所选取变量污染物差异有关。例如,APCS-MLR 模型中 Hg 的主要来源识别为工业降尘和化石燃料燃烧,而在 PMF 模型中自然源对 Hg 也存在贡献,这可能是由于滕州市周边土壤中辰砂的赋存和土壤热释汞作用(王之峰等,2014),应将两种模型来源解析结果结合运用,两种模型可以相互验证和补充,有利于研究区土壤 PTEs 污染防控和治理,也能研

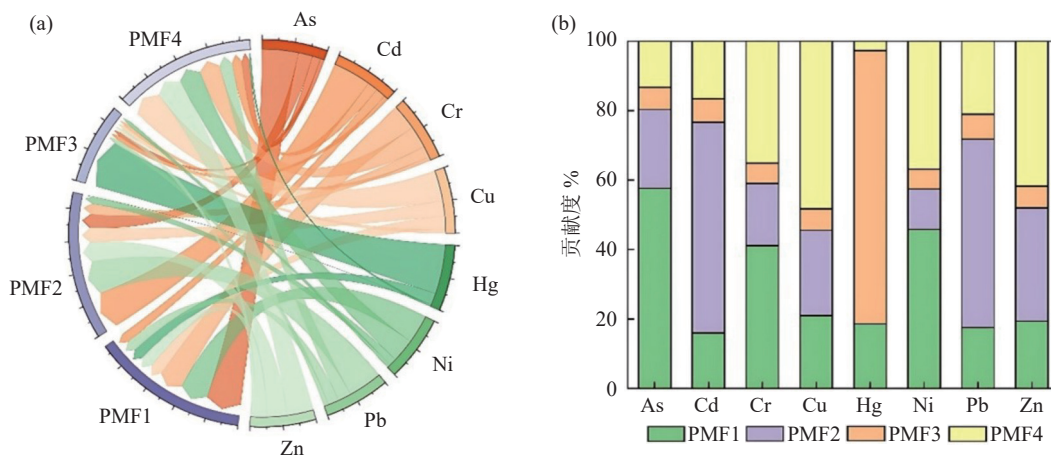


图 6 基于 PMF 模型滕州市土壤 PTEs 因子贡献率(a)和来源贡献率(b)

Fig.6 Factor contribution (a) and source contribution (b) of PTEs in surface soils based on PMF modeling

究提供新思路。

3.4 人类健康风险评价

由表 5 可知, 8 种 PTEs 的 HI 值依次为 Cr>As>Pb>Cd>Ni>Cu>Zn>Hg, 这些值表明 PTEs 对人体的非致癌影响。对成人和儿童而言, 摄入 PTEs 是对人体健康造成非致癌影响的主要原因, 而皮肤接触 PTEs 对健康危害的影响最小。对成人而言, 所有 PTE 的 HI 值均小于 1.0, 这表明 PTE 的非致癌影响处于可接受水平。至于儿童, 所有接触途径中所有 PTE 的 HI 值也小于 1.0。不过, 由于 As 和 Cr 的 HI 值较高, 所有 PTE 的总 HI 值(1.23)均高于建议值 1, 75.55% 的样本显示 HI 值高于 1.0。这些结果表明, 应严格控制土壤中的 As 和 Cr 含量, 以降低对儿童的非致癌风险。

表 6 列出了代表 PTE 对人类致癌影响的 CR 值, 从表中可以看出, 只有 As、Cd 和 Cr 是致癌

物质, 且毒性较高。成人和儿童的 CR 值分别为  $2.42\times10^{-4}$  和  $1\times10^{-4}$ 。对成人和儿童而言, 摄入 PTEs 是导致人类致癌的主要原因。儿童和成人摄入 PTEs 的 CR 值均超过了  $1\times10^{-4}$  的建议水平。具体而言, 儿童和成人摄入 PTEs 的 CR 值依次为 Cr>As>Cd。Cr 是主要的致癌 PTE, 对儿童和成人的 CR 值分别为 17% 和 99.61%。这些 CR 值超过了标准水平, 表明 Cr 对人体健康有重大危害。As 的平均 CR 值超过了  $1\times10^{-6}$  的标准阈值, 表明 As 对人体健康有明显的致癌作用。CR 结果表明, 研究区域内的人们面临着与 Cr 和 As 相关癌症的巨大风险。已有研究表明, 吸入、摄入或皮肤接触 Cr 可导致人类肺癌、鼻窦癌、皮肤过敏等。据报道, As 也是对人类健康造成致癌和非致癌影响的主要有害物质(Mosallaei et al., 2023)。尤其是儿童, 即使接触低浓度的 As, 也更容易受到 As 的影响。

表 5 土壤中重金属危害指数的平均值 (HI)  
Table 5 Non-carcinogenic risk index of PTEs in surface soils

|    | 成人                  |                     |                     |                     | 儿童                  |                     |                     |                     |
|----|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
|    | HI <sub>ing</sub>   | HI <sub>inh</sub>   | HI <sub>der</sub>   | HI                  | HI <sub>ing</sub>   | HI <sub>inh</sub>   | HI <sub>der</sub>   | HI                  |
| As | $4.48\times10^{-2}$ | $6.79\times10^{-3}$ | $1.71\times10^{-5}$ | $5.18\times10^{-2}$ | $3.51\times10^{-1}$ | $6.65\times10^{-3}$ | $4.06\times10^{-4}$ | $3.58\times10^{-1}$ |
| Cd | $2.25\times10^{-4}$ | $3.41\times10^{-3}$ | $3.53\times10^{-6}$ | $3.64\times10^{-3}$ | $1.76\times10^{-3}$ | $3.34\times10^{-3}$ | $8.38\times10^{-5}$ | $5.19\times10^{-3}$ |
| Cr | $3.17\times10^{-2}$ | $5.04\times10^{-1}$ | $2.49\times10^{-4}$ | $5.36\times10^{-1}$ | $2.49\times10^{-1}$ | $4.94\times10^{-1}$ | $5.90\times10^{-3}$ | $7.49\times10^{-1}$ |
| Cu | $1.04\times10^{-3}$ | $1.56\times10^{-4}$ | $5.41\times10^{-7}$ | $1.19\times10^{-3}$ | $8.12\times10^{-3}$ | $3.94\times10^{-7}$ | $1.28\times10^{-5}$ | $8.13\times10^{-3}$ |
| Hg | $2.57\times10^{-4}$ | $1.36\times10^{-4}$ | $6.04\times10^{-7}$ | $3.94\times10^{-4}$ | $2.01\times10^{-3}$ | $1.34\times10^{-4}$ | $1.43\times10^{-5}$ | $2.16\times10^{-3}$ |
| Ni | $2.16\times10^{-3}$ | $3.18\times10^{-4}$ | $1.26\times10^{-6}$ | $2.48\times10^{-3}$ | $1.69\times10^{-2}$ | $8.26\times10^{-7}$ | $2.98\times10^{-5}$ | $1.70\times10^{-2}$ |
| Pb | $1.09\times10^{-2}$ | $1.66\times10^{-3}$ | $1.14\times10^{-5}$ | $1.26\times10^{-2}$ | $8.57\times10^{-2}$ | $1.62\times10^{-3}$ | $2.71\times10^{-4}$ | $8.76\times10^{-2}$ |
| Zn | $3.46\times10^{-4}$ | $5.24\times10^{-5}$ | $2.71\times10^{-7}$ | $3.99\times10^{-4}$ | $2.71\times10^{-3}$ | $5.13\times10^{-5}$ | $6.43\times10^{-4}$ | $2.77\times10^{-3}$ |
| 总数 | $9.14\times10^{-2}$ | $5.17\times10^{-1}$ | $2.84\times10^{-4}$ | $0.61\times10^{-1}$ | $7.17\times10^{-1}$ | $5.06\times10^{-1}$ | $7.36\times10^{-3}$ | 1.23                |

表 6 不同暴露途径的致癌风险平均值 (CR)  
Table 6 Carcinogenic risk index of PTEs in surface soils

|    | 成人                  |                     |                      |                     | 儿童                  |                     |                     |                     |
|----|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
|    | CR <sub>ing</sub>   | CR <sub>inh</sub>   | CR <sub>der</sub>    | CR                  | CR <sub>ing</sub>   | CR <sub>inh</sub>   | CR <sub>der</sub>   | CR                  |
| As | $6.91\times10^{-6}$ | $1.05\times10^{-5}$ | $2.64\times10^{-9}$  | $1.75\times10^{-5}$ | $1.35\times10^{-5}$ | $2.87\times10^{-6}$ | $1.57\times10^{-8}$ | $1.64\times10^{-5}$ |
| Cd | $3.94\times10^{-8}$ | $7.37\times10^{-8}$ | $2.42\times10^{-10}$ | $1.13\times10^{-7}$ | $7.71\times10^{-8}$ | $1.80\times10^{-8}$ | $1.44\times10^{-9}$ | $9.66\times10^{-8}$ |
| Cr | $1.63\times10^{-5}$ | $2.08\times10^{-4}$ | $1.02\times10^{-7}$  | $2.24\times10^{-4}$ | $3.20\times10^{-5}$ | $5.09\times10^{-5}$ | $6.07\times10^{-7}$ | $8.35\times10^{-5}$ |
| 总数 | $2.32\times10^{-5}$ | $2.18\times10^{-4}$ | $1.08\times10^{-7}$  | $2.42\times10^{-4}$ | $4.56\times10^{-5}$ | $5.38\times10^{-5}$ | $6.24\times10^{-7}$ | $1.00\times10^{-4}$ |

4 结论

(1)滕州市周边表层土壤 PTEs 的最高浓度低于管制值, 土壤环境整体风险较低, 比较下 Hg 富集最为明显且分布的峰度相对较高, 表明 Hg 空间差异性较大。I<sub>geo</sub>、EI 和 RI 表明研究区周边表层土壤 PTEs 生态风险较低, 只有从市区和县城周边地

区采集的少数样本存在中度到高度风险, Hg 和 Cd 是研究区域的主要污染物。

(2)APCS-MLR 模型和 PMF 模型均识别出自然源、工业源、交通源和农业源 4 个来源。研究区 PTEs 中 As、Cr 和 Ni 主要受自然因素影响; Cu 和 Zn 主要受农业源影响; Cd 和 Pb 主要受交通源影响; Hg 主要受工业源影响。自然、工业、交通和农



业源在 APCS-MLR 模型中占比为 39.59%、29.48%、25.17% 和 5.77%, 在 PMF 模型中占比为 29.64%、15.38%、28.03% 和 26.93%。应加强相关污染土地的监测和管理, 推广使用清洁能源车辆以减少交通排放, 积极处理化石燃料燃烧废气, 强化工厂废物排放监管。

(3) 摄入 PTEs 是对所有群体健康造成非致癌和致癌影响的主要原因。As 和 Cr 元素对儿童产生的 HI 值较高, 并且儿童所有 PTEs 的总 HI 值(1.23)均高于建议值 1, 成人和儿童的总 CR 值超过了  $1 \times 10^{-4}$  的建议水平。这些结果表明, 应严格控制土壤中的 As 和 Cr 含量, 同时建议加强对当地饮用水资源的监管, 以降低所有群体健康风险。

## References

- Abdelhalim A, Howard G, Howden N J K, Ahmed M, Ismail E. 2023. Carcinogenic and non-carcinogenic health risk assessment of heavy metals contamination in groundwater in the west of Minia area, Egypt[J]. *Human and Ecological Risk Assessment: HERA*, 29(2): 571–596.
- Ahmed S, Khurshid S, Qureshi F, Hussain A, Bhattacharya A. 2019. Heavy metals and geo-accumulation index development for groundwater of Mathura City, Uttar Pradesh[J]. *Desalination and Water Treatment*, 138: 291–300.
- Cai Ziyang, Li Junqi, Ma Teng, Liu Nian, Gong Xuezi, Yao Xiang, Ma Chuanming, Liao Yuan. 2023. Source analysis and ecological health risk assessment of soil heavy metal pollution in Tian'ezhou of the middle reaches of Yangtze River[J/OL]. *Geology in China*: 1–21[2023–11–24] (in Chinese with English abstract).
- Chen Y, Rich D Q, Hopke P K. 2022. Long-term PM<sub>2.5</sub> source analyses in New York City from the perspective of dispersion normalized PMF[J]. *Atmospheric Environment (Oxford, England: 1994)*, 272(118949): 118949.
- Chen Yali, Weng Liping, Ma Jie, Wu Xiaojuan, Li Yongtao. 2019. Review on the last ten years of research on source identification of heavy metal pollution in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 38(10): 2219–2238 (in Chinese with English abstract).
- Chen Z F, Ding Y F, Jiang X Y, Duan H J, Ruan X L, Li Z H, Li Y P. 2022. Combination of unmix, pmf model and Pb–Zn–Cu isotopic compositions for quantitative source apportionment of heavy metals in suburban agricultural soils[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 234: 113369–113369.
- Dai Qianjin, Feng Xinbin, Tang Guiping. 2002. The geochemical behavior of mercury in soil and its pollution control[J]. *Earth and Environment*, (4): 75–79 (in Chinese with English abstract).
- Fang Jia, He Ying, Huang Naitao, Zhi Yuyou, Fu Weijun. 2023. Integrated analysis on source-exposure risk of heavy metals in farmland soil based on PMF Model: a case study in the e-waste dismantling area in Zhejiang province[J]. *Environmental Science*, 44(7): 4027–4038 (in Chinese with English abstract).
- Han Cunliang, Luo Bingsheng, Chang Chunying, Deng Yirong, Xiong Jian, Wang Jun, Li Zhaoxue. 2022. Identifying the source of soil heavy metal pollution in regional agricultural area based on multiple methods[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 38(2): 176–183 (in Chinese with English abstract).
- Jiang Xin, Ma Yiqi, Tu Chunlin, Huang An, Hu Yaojun, Ye Lei, He Chengzhong, Li Shiyu. 2024. Ecological risk and source analysis of soil heavy metals in typical coal mining areas of Eastern Yunnan Province[J]. *Geology in China*, 51(1): 327–340 (in Chinese with English abstract).
- Kumar V, Sharma A, Kaur P, Sidhu G P S, Bali A S, Bhardwaj R, Thukral A K, Cerda A. 2018. Pollution assessment of heavy metals in soils of india and ecological risk assessment: A state-of-the-art[J]. *Chemosphere*, 216: 449–462.
- Ljung K, Otabbong E, Selinus O. 2006. Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban uppsala, sweden[J]. *Environ Geochem Health*, 28(4): 353–64.
- Li Jianfeng, Feng Lixiao. 2023. Health risk assessment of heavy metal pollution in soil of a tin mining area in Hunan Province[J]. *Geology in China*, 50(3): 897–910 (in Chinese with English abstract).
- Li Jun, Li Xu, Gao Shigang, Li Kaiming, Jiao Liang, Zang Fei, Pan Wenhui, Tai Xisheng. 2023. contamination characteristics and source apportionment of potentially toxic elements in soil around the coal-fired power plant using APCS–MLR and PMF models[J]. *Environmental Science*, 44(10): 5689–5703 (in Chinese with English abstract).
- Liu X W, Chen S Y, Yan X L, Liang T, Yang X, Ali El-Naggar, Liu J, Chen H B. 2021. Evaluation of potential ecological risks in potential toxic elements contaminated agricultural soils: Correlations between soil contamination and polymetallic mining activity[J]. *Journal of Environmental Management*, 300: 113679–113679.
- Lü Yujuan, Wang Qiuyue, Sun Xuemei, Zhang Zhiwei, Zhang Yimin, Gao Yuexiang. 2023. Pollution characteristics and source identification of heavy metals in farmland soils around a tailing pond in Zhejiang Province[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 13(4): 1464–1475 (in Chinese with English abstract).
- Ma Jie, Shen Zhijie, Zhang Pingping, Liu Ping, Liu Jinzhao, Sun Jing, Wang Lingling. 2023. 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*, 44(4): 2192–2203 (in Chinese with English abstract).
- Ministry of Environmental Protection. 2014. The national soil contamination survey report[J]. *China Environmental Protection Industry*, (5): 10–11.

- Mosallaei S, Abbasi S, Jalaliyan E, Hoda A, Mohammad H. 2023. Heavy metals in edible red soil of the rainbow island in the persian gulf: Concentration and health risk assessment[J]. *Chemosphere*, 331: 138778–138778.
- Nanos N, Martin J A R. 2012. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: Spatial variability in the Duero river basin (Spain)[J]. *Geoderma*, 189–190: 554–562.
- Pang Xugui, Dai Jierui, Chen Lei, Liu Huafeng, Yu Chao, Han Liu, Ren Tianlong, Hu Xueping, Wang Hongjin, Wang Zenghui, Zhao Xiqiang, Zeng Xiandong, Ren Wenkai, Wang Cunlong. 2019. Soil geochemical background value of 17 cities in Shandong Province[J]. *Shandong Land and Resources*, 35(1): 46–56 (in Chinese with English abstract).
- Pang Xugui, Dai Jierui, Hu Xueping, Song Zhiyong, Yu Chao, Chen Lei, Zhang Huaping, Liu Huafeng, Wang Hongjin, Wang Zenghui, Zhao Xiqiang, Zeng Xiandong, Ren Wenkai. 2018. Background values of soil geochemistry in Shandong Province[J]. *Shandong Land and Resources*, 34(1): 39–43 (in Chinese with English abstract).
- Peng Chaoyue, Ren Chong, Shen Haoxin, Wang Yanfeng, Duan Haijing, Wang Yulong, Li Xuhui, Liu Dexin, Ma Jianhua. 2023. Soil heavy metal contamination, sources, and health risk of typical drinking water sources in the suspended reach of the lower Yellow River[J]. *Environmental Science*, 44(12): 6710–6719 (in Chinese with English abstract).
- Qin Pengyi, Wang Min, Yin Guoqiang, Wang Bingshun, Gao Zongjun, Feng Jianguo, Pang Xugui, Dai Jierui. 2019. Enrichment characteristics and influential factors of selenium content in topsoil of Tengzhou[J]. *Soils*, 51(2): 279–283 (in Chinese with English abstract).
- Qu M K, Wang Y, Huang B, Zhao Y C. 2018. Source apportionment of soil heavy metals using robust absolute principal component scores–robust geographically weighted regression (RAPCS–RGWR) receptor model[J]. *The Science of the Total Environment*, 626: 203–210.
- Sai Ninggang, Qi Juan, Jia Yanwei, Che Meimei, Yang Juandi, Wang Xiaojuan, Xu Changlin. 2022. Evaluation of soil heavy metal pollution under different land use patterns in the eastern Qilian Mountains[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 31(10): 99–109 (in Chinese with English abstract).
- Shi Y J, Xu X B, Li Q F, Zhang M, Li J, Liu Y L, Liang R Y, Zheng X Q, Shao X Q. 2018. Integrated regional ecological risk assessment of multiple metals in the soils: A case in the region around the Bohai Sea and the Yellow Sea[J]. *Environmental Pollution*, 242(11): 288–297.
- Sun Houyun, Wei Xiaofeng, Sun Xiaoming, Zhang Huiqiong, Yin Zhiqiang. 2023. An overview of evaluation criteria and model for heavy metal pollution ecological risk in small-scale drainage catchment of mountainous area[J]. *Geology in China*, 50(1): 36–51 (in Chinese with English abstract).
- Tu Chunlin, Yang Kun, He Chengzhong, Zhang Liankai, Li Bo, Wei Zong, Jiang Xin, Yang Minghua. 2023. Sources and risk assessment of heavy metals in sediments of small watersheds in typical coal mining areas of Eastern Yunnan[J]. *Geology in China*, 50(1): 206–221 (in Chinese with English abstract).
- Wang J, Zhang X X, Chen A F, Wang B, Zhao Q B, Liu G N, Xiao X, Cao J N. 2022. Source analysis and risk evaluation of heavy metal in the river sediment of polymetallic mining area: Taking the Tonglūshan skarn type Cu–Fe–Au deposit as an example, Hubei section of the Yangtze River Basin, China[J]. *China Geology*, 5(4): 649–661.
- Wang Min, Yan Beibei, Qin Pengyi, Gao Zongjun, Feng Guoping, Pang Xugui. 2020. Accumulation characteristics and sources analysis of heavy metals in topsoil of Tengzhou[J]. *Journal of Henan Polytechnic University(Natural Science)*, 39(1): 60–67 (in Chinese with English abstract).
- Wang Renqi, Tan Keyan, Sun Qian, Li Hang, Zhang Longlong, Wang Yu, Yuan Xin, Zhu Xiaohua, Cai Jingyi. 2024. Health risk assessment of heavy metals in typical oats production region of Bashang area in Zhangjiakou, Hebei Province[J]. *Geology in China*, 51(1): 264–275 (in Chinese with English abstract).
- Wang X P, Zong Z, Tian C G, Chen Y J, Luo C L, Li J, Luo Y M. 2017. Combining positive matrix factorization and radiocarbon measurements for source apportionment of PM<sub>2.5</sub> from a national background site in North China[J]. *Scientific Reports*, 7(1): 10648.
- Wang Zhifeng, Tang Liling, Ma Shengming, Hu Shuqi. 2014. Modes of occurrence of Hg in hg pollution soil of cities[J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 38(2): 345–348 (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).
- Xie T Y, Shi Z M, Gao Y W, Tan L, Meng L. 2021. Modeling analysis of the characteristics of selenium-rich soil in heavy metal high background area and its impact on main crops[J]. *Ecological Informatics*, 66: 101420.
- Yang Ling, Tian Lei, Bai Guangyu, Pei Shengliang, Zhang Deqiang. 2022. Ecological risk assessments and source analysis of heavy metals in the soil of Xin Barag Youqi, Inner Mongolia[J]. *Geology in China*, 49(6): 1970–1983 (in Chinese with English abstract).
- Yang Shaona, Jin Gaoqi, Fang Qijun, Liao Shiyan, Luo Wenxuan, Jia Junwei, Ma Jiawei, Ye Zhengqian, Liu Dan. 2020. Analysis and comment on China's soil heavy metal pollution sources in the past 10 years(2009 —2018)[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 48(20): 17–24 (in Chinese with English abstract).
- Yi Shiyi, Li Xiaonuo, Chen Xinyue, Chen Weiping. 2024. Source–route–receptor–based spatial zoning study on soil heavy

- metals pollution risk[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 61(5): 1323–1338 (in Chinese with English abstract).
- Yu Danyang, Wang Yanhong, Ding Fu, Chen Xin, Wang Jingran. 2021. Comparison of analysis methods of soil heavy metal pollution sources in china in last ten years[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 52(4): 1000–1008 (in Chinese with English abstract).
- Zhang Chuanhua, Wang Zhongshu, Liu Li, Liu Yan. 2023. Source analysis of soil heavy metals in agricultural land around the mining area based on APCS–MLR receptor model and geostatistical method[J]. *Environmental Science*, 44(6): 3500–3508 (in Chinese with English abstract).
- Zhang Haixia, Cai Angzu, Zhao Haiping, Zhao Yawei, Wang Xiaojian, Wang Litao, Tian Shulei. 2022. Source apportionment of metals in atmospheric deposition of a typical industrial city based on PMF and APCS–MLR and comprehensive pollution assessment[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 16(11): 3816–3827 (in Chinese with English abstract).
- Zhang Yuchao. 2020. *Geochemical Distribution of Potentially Harmful Elements in Multi-media of Energy-Based City Yulin and Children's Exposure Risk*[D]. Xi'an: Shaanxi Normal University, 1–119 (in Chinese with English abstract).
- Zhang Ziliang, Lin Jian, Dong Mingyue, Dong Jinlong, Duan Zengqiang. 2022. Survey of cadmium and mercury pollution and assessment of health risk of crops in polluted farmland in southern Jiangsu[J]. *Soils*, 54(1): 206–210 (in Chinese with English abstract).
- Zhao Dashuang, Jiang Chunlu, Zhao Qi, Chen Xing, Li Chang, Zheng Liugen, Chen Yuanping. 2022. Distribution characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in groundwater of a coal mining area based on PMF and PCA–APCS–MLR model[J]. *Earth and Environment*, 50(5): 721–732 (in Chinese with English abstract).
- Zhao Liyuan, Kong Linghao, Zhao Zhigang, Zhou Wenhui, Qiu Jiandong, Huang Jianhua, Geng Baili, Yang Maosen, Han Xiangcai, Li Yachao, Gu Songsong, Zhao Mingjie, Shan Kai. 2024. Pollution characteristics, source analysis and risk assessment of heavy metals in soil around a gold mine in Jiaodong Peninsula[J]. *Geology in China*, 51(5): 1485–1500 (in Chinese with English abstract).
- Zhou Dehua, Zhou Beibei, Chen Xiaopeng, Yang Qiang, Li Xiaoqing, Guo Jiang, Yang Yang. 2023. Soil heavy metal pollution characteristics and health risk assessment in Dafanshan abandoned alum mining area of Anhui, China[J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 45(4): 966–977 (in Chinese with English abstract).
- 2219–2238.
- 戴前进, 冯新斌, 唐桂萍. 2002. 土壤汞的地球化学行为及其污染防治对策[J]. *地质地球化学*, (4): 75–79.
- 方嘉, 何影, 黄乃涛, 支裕优, 傅伟军. 2023. 基于 PMF 模型的农田土壤重金属源暴露风险综合评价: 以浙江省某电子垃圾拆解区为例[J]. *环境科学*, 44(7): 4027–4038.
- 韩存亮, 罗炳圣, 常春英, 邓一荣, 熊键, 王俊, 李朝晖. 2022. 基于多种方法的区域农业土壤重金属污染成因分析研究[J]. *生态与农村环境学报*, 38(2): 176–183.
- 环境保护部. 2014. 全国土壤污染状况调查公报[J]. *中国环保产业*, (5): 10–11.
- 姜昕, 马一奇, 涂春霖, 黄安, 胡要君, 叶雷, 和成忠, 李世玉. 2024. 滇东典型煤矿区土壤重金属生态风险及来源解析[J]. *中国地质*, 51(1): 327–340.
- 李剑锋, 冯李霄. 2023. 湖南某锡矿区土壤重金属污染及健康风险评估[J]. *中国地质*, 50(3): 897–910.
- 李军, 李旭, 高世刚, 李开明, 焦亮, 臧飞, 潘文惠, 台喜生. 2023. 基于 APCS–MLR 和 PMF 模型的燃煤电厂周边土壤潜在有毒元素 (PTEs) 污染特征与来源解析[J]. *环境科学*, 44(10): 5689–5703.
- 吕玉娟, 王秋月, 孙雪梅, 张志伟, 张毅敏, 高月香. 2023. 浙江省某尾矿库周边农田土壤重金属污染特征及来源解析[J]. *环境工程技术学报*, 13(4): 1464–1475.
- 马杰, 沈智杰, 张萍萍, 刘萍, 刘今朝, 孙静, 王玲灵. 2023. 基于 APCS–MLR 和 PMF 模型的煤矸山周边耕地土壤重金属污染特征及源解析[J]. *环境科学*, 44(4): 2192–2203.
- 庞绪贵, 代杰瑞, 陈磊, 刘华峰, 喻超, 韩蕊, 任天龙, 胡雪平, 王红晋, 王增辉, 赵西强, 曾宪东, 任文凯, 王存龙. 2019. 山东省 17 市土壤地球化学背景值[J]. *山东国土资源*, 35(1): 46–56.
- 庞绪贵, 代杰瑞, 胡雪平, 宋志勇, 喻超, 陈磊, 张华平, 刘华峰, 王红晋, 王增辉, 赵西强, 曾宪东, 任文凯. 2018. 山东省土壤地球化学背景值[J]. *山东国土资源*, 34(1): 39–43.
- 彭超月, 任翀, 申浩欣, 王艳锋, 段海静, 王玉龙, 李旭辉, 刘德新, 马建华. 2023. 黄河下游悬河段饮用水源地土壤重金属污染、来源及健康风险[J]. *环境科学*, 44(12): 6710–6719.
- 秦鹏一, 王敏, 殷国强, 王秉顺, 高宗军, 冯建国, 庞绪贵, 代杰瑞. 2019. 滕州表层土壤硒异常特征及来源分析[J]. *土壤*, 51(2): 279–283.
- 赛宁刚, 祁娟, 贾燕伟, 车美美, 杨娟弟, 王晓娟, 徐长林. 2022. 东祁连山不同土地利用方式下土壤重金属污染评价[J]. *草业学报*, 31(10): 99–109.
- 孙厚云, 卫晓锋, 孙晓明, 张会琼, 殷志强. 2023. 山区小流域矿集区土壤重金属污染生态风险评估基准与模型[J]. *中国地质*, 50(1): 36–51.
- 涂春霖, 杨坤, 和成忠, 张连凯, 李博, 魏总, 姜昕, 杨明花. 2023. 滇东典型煤矿区小流域沉积物重金属来源及风险评估[J]. *中国地质*, 50(1): 206–221.
- 王敏, 阎蓓蓓, 秦鹏一, 高宗军, 冯国平, 庞绪贵. 2020. 滕州表层土壤重金属累积特征及来源分析[J]. *河南理工大学学报 (自然科学版)*, 39(1): 60–67.
- 王仁琪, 谭科艳, 孙倩, 李航, 张隆隆, 王玉, 袁欣, 朱晓华, 蔡敬怡.

## 附中文参考文献

- 蔡子延, 李俊琦, 马腾, 刘念, 龚学梓, 姚湘, 马传明, 廖媛. 2023. 长江中游天鹅洲地区土壤重金属生态健康风险评估及其来源解析[J/OL]. *中国地质*: 1–21 [2023–11–24].
- 陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 武晓娟, 李永涛. 2019. 近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 38(10):



2024. 河北省张家口坝上典型莜麦产区重金属元素健康风险评估[J]. *中国地质*, 51(1): 264–275.
- 王之峰, 汤丽玲, 马生明, 胡树起. 2014. 城市汞污染土壤中 Hg 的形态特征[J]. *物探与化探*, 38(2): 345–348.
- 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.
- 杨玲, 田磊, 白光宇, 裴圣良, 张德强. 2022. 内蒙古新巴尔虎右旗土壤重金属生态风险与来源分析[J]. *中国地质*, 49(6): 1970–1983.
- 杨梢娜, 金皋琪, 方琪钧, 廖诗彦, 骆文轩, 贾军伟, 马嘉伟, 叶正钱, 柳丹. 2020. 我国近 10 年土壤重金属污染源解析评述 (2009—2018)[J]. *江苏农业科学*, 48(20): 17–24.
- 易诗懿, 李笑诺, 陈欣悦, 陈卫平. 2024. 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*, 61(5): 1323–1338.
- 于旦洋, 王颜红, 丁获, 陈欣, 王镜然. 2021. 近十年来我国土壤重金属污染源解析方法比较[J]. *土壤通报*, 52(4): 1000–1008.
- 张传华, 王钟书, 刘力, 刘燕. 2023. 基于 APCS-MLR 受体模型和地统计法的矿区周边农用地土壤重金属来源解析[J]. *环境科学*, 44(6): 3500–3508.
- 张海霞, 蔡昂祖, 赵海萍, 赵亚伟, 王小剑, 王丽涛, 田书磊. 2022. 基于 PMF 和 APCS-MLR 模型的工业城市大气降尘金属源解析及综合污染评价[J]. *环境工程学报*, 16(11): 3816–3827.
- 张钰超. 2020. 能源型城市榆林多介质潜在有害元素地球化学分布与儿童暴露风险[D]. 西安: 陕西师范大学, 1–119.
- 张梓良, 林健, 冬明月, 董金龙, 段增强. 2022. 苏南某区污染耕地农产品镉汞状况调查及健康风险评估[J]. *土壤*, 54(1): 206–210.
- 赵大双, 姜春露, 赵琦, 陈星, 李畅, 郑刘根, 陈园平. 2022. 基于 PMF 和 PCA-APCS-MLR 模型的煤矿区地下水多环芳烃分布特征及来源解析[J]. *地球与环境*, 50(5): 721–732.
- 赵莉源, 孔令号, 赵志刚, 周文辉, 仇建东, 黄建桦, 耿百利, 杨茂森, 韩祥才, 李亚超, 顾松松, 赵明杰, 单凯. 2024. 胶东半岛某金矿周边土壤重金属的污染特征、来源分析及风险评估[J]. *中国地质*, 51(5): 1485–1500.
- 周德华, 周蓓蓓, 陈晓鹏, 杨强, 李晓晴, 郭江, 杨扬. 2023. 安徽大矾山废弃矾矿区土壤重金属污染特征与健康风险评估[J]. *地球科学与环境学报*, 45(4): 966–977.