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.11
第41卷 第11期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第11期
2020年11月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第11期2020年11月
Vol.41,No.11 Nov.,2020

基于 PMF 模型及地统计的土壤重金属健康风险定量评价

韩琳[1], 徐夕博[2*]
(1. 山东省地矿工程勘察院, 济南 250014; 2. 山东师范大学地理与环境学院, 济南 250358)

摘要: 为定量评估不同土壤重金属来源带来的人体健康风险差异,选取山东省章丘市为研究区,系统采集 425 处土壤样品,测定 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 共 8 种土壤重金属含量,采用描述性统计特征评估土壤重金属富集状态,进一步利用受体模型正定矩阵分解法(positive matrix factorization,PMF)和地统计技术确定土壤重金属的来源及分配,最后基于重金属来源构建健康风险定量评估模型. 结果表明:①表层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量均超出背景值,但未超出农用地土壤污染风险筛选值,表明土壤重金属出现一定的富集. ②土壤重金属来源可分为 3 类,Cr 和 Ni 的空间分布大致相当,且与风化母岩空间分布趋势相近,为自然来源,Cd、Cu 和 Zn 受道路运输控制为交通来源,空间分布上受道路布局影响明显,Hg、Pb 和 As 元素含量高值区与工业区城区分布相对应,工业排放和燃煤加剧 Hg 在土壤中的富集,属于工业来源,其来源占比最大约为 41.85%,交通来源和自然来源分别为 33.79% 和 24.36%. ③不同种元素在手口、呼吸和皮肤接触暴露途径下产生的非致癌与致癌风险处于可接受范围内,儿童最大致癌(36.53%)与非致癌风险(36.01%)的重金属来源均为工业源,而交通源是成人的最大致癌(34.98%)与非致癌风险(37.06%)来源,重金属来源和暴露途径的差异化规避是降低重金属健康风险的关键.

关键词:重金属; 土壤; 健康风险评价; 正定矩阵分解法(PMF); 地统计
中图分类号: X53; X820.4 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)11-5114-11 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202004081

Quantitative Evaluation of Human Health Risk of Heavy Metals in Soils Based on Positive Matrix Factorization Model and Geo-statistics

HAN Lin[1], XU Xi-bo[2*]
(1. Shandong Geological Engineering Investigation Institute, Ji'nan 250014, China; 2. College of Geography and Environment, Shandong Normal University, Ji'nan 250358, China)

Abstract: The aim of this study was to quantitatively assess the human health risks derived from different exposure paths of heavy metals in the soil. Zhangqiu county was selected as the study area, and 425 soil samples were collected to measure the As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn contents. A descriptive statistical method was used to assess the heavy metal pollution status of the soils, and the quantitative sources for human health were then determined based on positive matrix factorization (PMF) and geo-statistical techniques. The results show that the contents of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn in the soils exceed background values, but do not exceed the risk screening values, indicating that there is slight heavy metals pollution in the soil. The sources of heavy metals in the soil can be divided into three categories. The spatial distribution of Cr and Ni is approximately the same, is similar to the spatial distribution trend of parent materials, and belongs to natural sources. Cd, Cu, and Zn are controlled by transportation. The spatial distribution is significantly affected by the location of road lines. The hot spot areas of Hg, Pb, and As correspond to the locations of the industrial park and the urban area. Industrial emissions and coal combustion increase the accumulation of Hg in the soil, and As, Pb, and Hg are classified as industrial sources. The contribution rate of industrial source is 41.85%, with transportation sources and natural sources being 33.79% and 24.36%, respectively. The non-carcinogenic and carcinogenic risks under the exposure paths of hand, breathing, and skin are within the acceptable level. For children, the sources of heavy metals with the largest carcinogenic (36.53%) and non-carcinogenic (36.01%) risks are industrial sources. However, transportation is the largest source of carcinogenic (34.98%) and non-carcinogenic (37.06%) risk for adults. Differential avoidance of heavy metal sources and exposure pathways is vital to reducing human health risks.

Key words: heavy metals; soil; health risk assessment; positive matrix factorization (PMF); geo-statistics

土壤是维持生态系统平衡与稳定的重要基础,自然界物质的传输和转化过程多以土壤作为媒介. 随着工业化进程的进行,工业三废排放和农业活动中化肥农药的不充分利用,残余在土壤中发生富集[1]. 人类日常生活中,经手口-呼吸-皮肤接触等多种暴露途径作用下,一定剂量的土壤重金属被摄入人体内参与到循环系统中,在人体脂肪中发生聚集. 同时,重金属的半衰期较长,长期不易降解,较低含量下也会对人体产生危害,破坏人体中枢神经系统的正常功能[2].

土壤中的重金属主要由本底背景和输入部分构

收稿日期: 2020-04-09; **修订日期**: 2020-05-10
基金项目: 山东省教育厅公派出国留学基金项目(2019027); 大学生创新创业训练计划项目(201610445013)
作者简介: 韩琳(1981~),男,工程师,主要研究方向为水工环地质,E-mail: Hanlin198109@126.com
* 通信作者,E-mail:xu_xibo@126.com

成. 重金属是地壳重要组成成分,主要通过母岩风化过程中进入土壤. 随着工业化的进行,三废排放的外部输入也成为了土壤重金属的重要来源,土壤内部原有的重金属元素平衡也被打破. 在交通运输过程中,尾气排放、轮胎和制动片表面磨损风化等活动都会释放重金属至周边环境中去,工业活动中煤炭燃烧、冶金工业、汽车维修店和化工厂也会产生一定量的重金属,经过大气沉降作用后,降落在土壤中产生富集. 周边居民在皮肤接触、呼吸吸入和手口摄入等多种暴露途径下,摄入人体内参与到内循环系统,引发潜在的健康风险. 刘硕等[3]和李春芳等[4]在对龙口煤矿区的土壤重金属污染特征研究中,采用多元统计分析技术(相关分析、因子分析和聚类分析)与地统计技术,准确识别了土壤重金属的潜在来源. 徐夕博等[5]、李娇等[6]、杨安等[7]和白一茹等[8]通过对表层土壤重金属含量值进行描述统计特征的分析,综合全面地评估区域的重金属富集状态,同时证实了受体模型[正定矩阵分解法(positive matrix factorization,PMF)和绝对主成分分数-多元线性回归模型]的可靠性,完成了对表层土壤重金属的来源解析分配. Singh 等[9]和 Jiang 等[10]基于美国环境部推荐的健康风险评估架构,在手口-呼吸-皮肤不同暴露途径下探讨了土壤重金属对周边居民的潜在非致癌和致癌风险. 上述诸多研究均解决了土壤重金属的来源和分配,并且科学全面地评估的土壤重金属的人体健康风险,但是多种来源的各个重金属毒性并不相同,占比最小的重金属来源所产生的人体健康风险并不一定最低,所以有必要定量化解析不同土壤重金属来源的人体健康风险,确定多种来源重金属对不同人群健康风险的差异性.

选取山东省章丘市为研究区,系统采集 425 处土壤样品,并测定 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 共 8 种土壤元素,通过对重金属元素含量值的描述性特征进行分析评估重金属的富集状态,进一步采用 PMF 模型和地统计分析技术确定土壤重金属的来源及分配,最终构建基于土壤重金属来源的健康风险定量评价模型,科学评估不同土壤重金属来源对周边居民的致癌与非致癌风险,以期为居民身体健康保护和环境管理政策制定提供技术支持和理论依据.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

章丘市位于山东省中部,是省会济南市重要辖区,地理坐标介于 36°25′~37°09′N 和 117°10′~117°35′E,总面积约为1 719 km^2(图 1). 气候类型属暖温带半湿润大陆性季风气候,四季分明,雨热同季,年均气温 12.8℃,年平均降水量为 600.8 mm,具有典型的季风气候特点. 地形自东南向西北倾斜,依次为山区、丘陵、平原、洼地,其中山区和丘陵所占面积最大,占比达到 56.7% 左右. 南部地质构造属鲁西隆起区,北部为济阳凹陷区,地质构造形成普遍为单斜岩层,以块断为主,褶皱少见. 章丘市是山东省中部地区的工业强县,多次入选中国工业百强县,工业种类多且全,经济发展上以第二产业为主,形成了交通装备、机械制造、生物食品和化工材料等支柱企业,区内公路铁路纵横贯通交错,交通便利,为典型的工业县域[11].

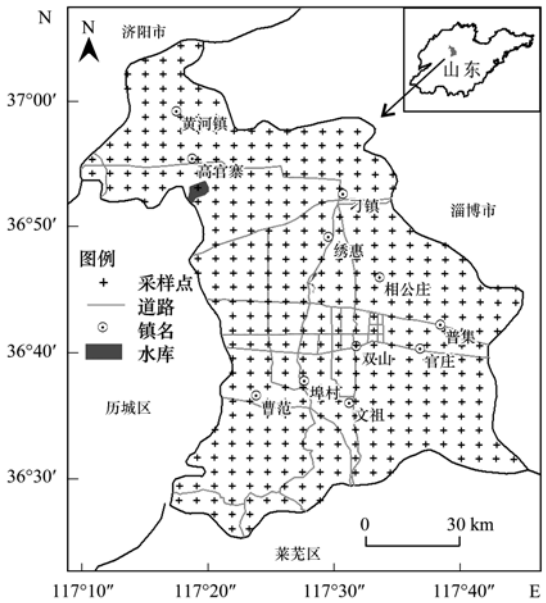

图 1　研究区及采样点示意

Fig. 1　Study area and sampling sites

1.2　样品采集与测试

实验室内采样点的预设在 ArcGIS 10.2 数字底图上完成,预设过程中采用 2 km×2 km 规则网格划分法,在得到的 425 个网格的中间位置确定土壤采样点. 实际采样中,综合考虑土地利用、地质类型和道路可通达性选取一处备用采样点,以便在预设样点无法采集时获得相应土壤样品. 在采样过程中,在 100 m 范围内采用多点采样法收集表层土壤(0~20 cm)混合至 1 kg 左右,装入聚乙烯密封袋中,送往实验室待测,并用手持 GPS 设备记录采样点坐标(图 1). 实验室内,将土壤样品内的石块杂草等异质物体剔除,并在室温条件(25℃)下自然风干,采用玛瑙研钵磨细过 0.2 mm 筛. 测试过程中,首先准确称取 0.2 g(精确至0.000 1 g)于聚四氟乙烯坩埚中,加少量水润湿,继续加入 5 mL 王水(盐酸∶硝酸 = 3∶1)、1 mL 高氯酸和 5 mL 氢氟酸,沙浴炉上加热至微沸(180℃左右),待赶白烟至黏稠状,根据实际

情况还可继续加入少量盐酸和高氯酸,白烟消失后加入1∶1盐酸溶盐,需要注意的是测定Hg的水浴赶酸水温不超过100℃,赶酸时间较长,待变至清亮状的透明液体后取下冷却,在50 mL比色管中定容,供As等8种重金属项目的测定[12]. As和Hg采用原子荧光光谱法(HG-AFS)进行测试,Cd运用石墨炉原子吸收分光光度法(GF-AAS)测定,等离子体原子发射光谱法(ICP-OES)用于测试土壤中的Cr、Cu、Ni、Pb和Zn元素的含量[13]. 在测试质量控制过程中,标准对照样品选用国家标准对照材料中心(NSRF)提供, 8种金属的回收率均为(100±10)%,分析试剂空白用于样品制备和分析过程,所有样品测试均为一式三份,分析标准差控制在均值(±5)%以内.

1.3 数据处理

1.3.1 多元统计与地统计分析

As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn共8种重金属元素在SPSS 20.0软件中进行描述性统计特征分析(均值、中值、变异系数、峰度和偏度等),采用ArcGIS 10.2软件中地统计分析块模型,选取普通克里格方式进行8种土壤重金属元素的空间分布图绘制.

1.3.2 PMF模型

正交矩阵分解模型(PMF)是由美国环保署(EPA)推荐使用的一种可靠的污染源解析受体模型,PMF模型首先将元素含量矩阵分解为因子贡献和因子残差矩阵,基于重金属来源的前验知识确定不同因子的贡献率[6,14]. 公式表示如下:

$$Q = \sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}\left[\frac{C_{ij} - \sum_{k=1}^{p} g_{ij} f_{kj}}{u_{ij}}\right]$$

简化得:

$$Q = \sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}\left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}}\right)^2 \quad (1)$$

式中,u_{ij}和e_{ij}分别表示模型的不确定性和残差,g_{ij}是第i个样品在第j个污染源中的贡献比,f_{kj}表示第k个污染物在第j个污染源中的贡献量. 此外,PMF模型构建时,还需考虑样品元素属性的不确定性(Unc),参照Hu等[14]和Guan等[15]的研究,As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn共8种土壤重金属含量值C_{ij}均大于检出限MDL,相对应的不确定性(Unc)计算如下:

$$\mathrm{Unc} = \sqrt{(\theta \times C_{ij})^2 + (\mathrm{MDL})^2} \quad (C_{ij} > \mathrm{MDL}) \quad (2)$$

式中,C_{ij}表示重金属元素实测含量值,θ为相对标准偏差,计算过程中,需多次计算选取最优结果,其中信噪比(signal to noise, S/N)是评价输入数据质量的重要参数,S/N≥2表示数据变异程度高质量较好,反之则低变异的输入数据无法得到准确结果.

1.3.3 暴露评估计算

健康风险评估是通过计算人体暴露在化学物质中吸收量来评估致癌和非致癌健康风险的方法. 当地居民重金属暴露的途径主要有手口摄入、呼吸吸入和皮肤接触,结合研究区实际情况和张丽娜等[16]与Pan等[17]的研究,不同暴露路径下摄入剂量的计算公式表示如下:

$$\mathrm{EDI}_{手口} = \frac{C \times \mathrm{IR}_{土壤} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{AT}} \times 10^{-6} \quad (4)$$

$$\mathrm{EDI}_{皮肤} = \frac{C \times \mathrm{SA} \times \mathrm{AF} \times \mathrm{ABS} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{AT}} \times 10^{-6} \quad (5)$$

$$\mathrm{EDI}_{呼吸} = \frac{C \times \mathrm{IR}_{空气} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{PEF} \times \mathrm{BW} \times \mathrm{AT}} \times 10^{-6} \quad (6)$$

式中,$\mathrm{EDI}_{手口}$、$\mathrm{EDI}_{皮肤}$和$\mathrm{EDI}_{呼吸}$分别表示手-口摄入、皮肤接触和呼吸吸入这3种不同暴露途径下吸收剂量,单位为mg·(kg·d)$^{-1}$,C为实测土壤中金属含量,单位为mg·kg^{-1},参照文献[4,18]的研究,具体参数名称及取值如表1所示.

表1 不同暴露路径参数及取值

Table 1 Parameters of different exposure paths

参数	解释	数值	
		儿童	成人
$\mathrm{IR}_{土壤}$/mg·d^{-1}	日土壤摄入量	200	100
$\mathrm{IR}_{空气}$/mg·d^{-1}	日空气摄入量	7.5	15
EF/d·a^{-1}	暴露频率	350	350
ED/a	暴露时间	6	30
SA/cm^2·d^{-1}	日暴露皮肤面积	1 600	5 000
AF/mg·cm^{-2}	皮肤黏附系数	0.07	0.2
ABS	皮肤吸收率	0.001	0.001
PEF/m^3·kg^{-1}	尘土产生因子	1.36E+09	1.36E+09
BW/kg	身体质量	15.9	55.9
AT/d	平均暴露时间	ED×365(非致癌物)	70×365(致癌物)

1.3.4　非致癌与致癌风险计算

非致癌风险和致癌风险的计算过程综合考虑了成人和儿童在 3 种不同的重金属暴露途径下的摄入因素，计算过程如下所示：

$$HQ_i = EDI_j / RfD_j \tag{7}$$

$$HI = \sum HQ_i \tag{8}$$

式中，HQ_i 和 HI 分别为重金属 i 引发的非致癌风险和多种暴露途径 j 下产生的非致癌风险总和，RfD_j 表示元素在不同暴露途径下的毒性参考剂量，EDI_j 为分别在手口、皮肤和呼吸吸入方式下摄入土壤的污染剂量. 基于研究区实际状况和具体参照相关学者研究[19,20]，参考取值如表 2 所示. HI 或 $HQ_i \leqslant 1$ 时表示人类不会受到明显伤害，在当其值 > 1 时人体便极有可能受到伤害，在值 ≥10 时意味着存在着严重的慢性风险[19,21].

$$R_i = EDI_i \times SF_i \tag{9}$$

$$R_T = \sum R_i \tag{10}$$

式中，R_i 表示在手口、皮肤和呼吸这 3 种暴露途径下摄入重金属污染剂量产生的致癌风险，R_T 为各路径不同土壤重金属元素带来的致癌风险总和，SF_i 为手口、皮肤和呼吸这 3 种暴露途径的致癌风险斜率系数，单位为 $mg \cdot (kg \cdot d)^{-1}$.

表 2　土壤重金属不同暴露途径 RfD 和 SF 取值

Table 2　Values of RfD and SF in different exposure pathways of soil heavy metals

元素	$RfD_{手口}$	$RfD_{呼吸}$	$RfD_{皮肤}$	$SF_{手口}$	$SF_{呼吸}$	$SF_{皮肤}$
Cd	1.00E-03	2.55E-06	2.50E-05	—1)	7.05	—
Ni	2.00E-02	2.30E-05	8.00E-04	—	1.02	—
Pb	3.50E-03	3.53E-03	5.23E-04	—	—	—
Cu	4.00E-02	—	4.00E-02	—	—	—
Hg	3.00E-04	7.66E-05	2.10E-05	—	—	—
As	3.00E-04	3.83E-06	3.00E-04	1.5	16.8	1.5
Cr	3.00E-03	2.55E-05	7.50E-05	5.00E-01	3.29E-02	20
Zn	3.00E-01	—	3.00E-01	—	—	—

1)“—”表示无相关数据

2　结果与讨论

2.1　描述性统计特征分析

土壤重金属的描述性统计特征如表 3 所示，土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量分别超出元素背景值[22] 61.27%、54.55%、37.22%、49.23%、160.00%、40.00%、4.72% 和 26.04%，但未超出《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618-2018)的筛选值，均在风险管控值范围以内. 土壤中 Cr 和 Hg 元素含量的极大值已经超过土壤污染风险筛选值，表明部分土壤样点的重金属元素来自外部输入或者强烈的本底背景影响，并且 As 等 8 种重金属元素的中值均高于地区背景值，大部分土壤样点出现重金属的富集. 值得注意的是，Hg 元素的中位数值超过背景值，Hg 元素可能为本区域内具有较高等级的潜在风险元素. 变异系数(coefficient of variation，CV)主要用来测度数据离散程度的相对大小[5]，Cr、Hg 和 Ni 的变异系数值均超过 0.30，Hg 的变异系数达到 4.62，达到高度变异(CV > 0.36)[23]. 峰度和偏度主要用来衡量数据的分布状态，文献[24]的研究表明自然成土状态下发育的土壤元素含量分布，应遵从正态分布. 由表 3 可以看出，除 As 和 Zn 以外其余元素的偏度值均大于 1，处于正偏状态，表明土壤元素含量的分布受到不

表 3　土壤重金属描述性特征及相关标准/$mg \cdot kg^{-1}$

Table 3　Descriptive statistics and related standards of heavy metals in soil/$mg \cdot kg^{-1}$

项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	pH
均值	10.16	0.17	77.12	29.25	0.08	32.90	26.60	70.71	7.90
范围	4.10～17.00	0.07～0.46	39.10～391.80	12.60～69.30	0.01～5.66	19.70～185.80	13.00～74.10	45.03～109.40	5.36～8.66
中位数	10.20	0.16	73.50	28.30	0.04	31.50	26.00	71.00	7.84
标准差	1.86	0.05	24.87	8.45	0.36	11.31	5.84	10.40	0.46
变异系数	0.18	0.28	0.32	0.29	4.62	0.34	0.22	0.15	0.06
峰度	1.42	4.75	68.68	3.43	208.84	86.44	18.85	1.05	6.21
偏度	-0.02	1.29	6.60	1.36	14.39	7.57	2.72	0.26	-2.10
背景值	6.30	0.11	56.20	19.60	0.03	23.50	25.40	56.10	—2)
筛选值1)	25	0.6	250	100	3.4	190	240	300	—
管控值1)	100	4	1 300	—	6	—	1 000	—	—

1)采用《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618-2018)中 pH≥7.5 的风险管控标准；2)“—”表示无相关数据或标准

同程度的外部干扰. 研究区土壤的 pH 均值为 7.90, Islam 等[25]的研究中发现弱碱状态的土壤可以减弱重金属离子间交换,降低重金属的有效性,一定程度上减少土壤重金属对人类的暴露吸收风险.

2.2 土壤重金属来源

2.2.1 空间分析

研究区土壤重金属空间分布如图 2 所示,重金属元素总体上呈现出南高北低,依次减少的分布趋势,高值区集中在城区和矿区,南部丘陵地区以石灰岩和变质岩发育而来的土壤重金属富集程度较高,北部地区主要为平原和洼地,土壤重金属含量较低. 人类活动对于土壤重金属的分布影响显著,As、Pb 和 Hg 在章丘北部化工产业园地区出现了明显的富集热点区,并且二者呈现出类似的分布趋势,东部和北部地区出现异常的高值区,东部区域为济南市工业十强镇驻地,建材、造纸和锅炉等产业在此地发展迅速,工业排放导致了土壤 As、Pb 和 Hg 元素的富集,需要注意的是中部区域 Hg 元素的含量也要高于其他地区,此区域内处于城区煤矿和钢铁厂区域,燃煤与 Hg 的异常升高有密切联系, 3 种元素可能具有同源性. Cr 和 Ni 的空间分布格局基本一致,与自南向北石灰岩、变质岩和冲积平原的母岩分布相一致,成土风化的自然作用可能是土壤中 Cr 和 Ni 富集的主要过程. Cd、Cu 和 Zn 也表现出南高北低的含量分布趋势,与交通线(图 1)的走向相近,在北部工业区交通线连接位置表现出了高值热点区,同时该区域也是高强度的农业生产活动区,具体来源需进一步判断.

2.2.2 PMF 源分析

PMF 模型是基于最小迭代二乘法的矩阵分解

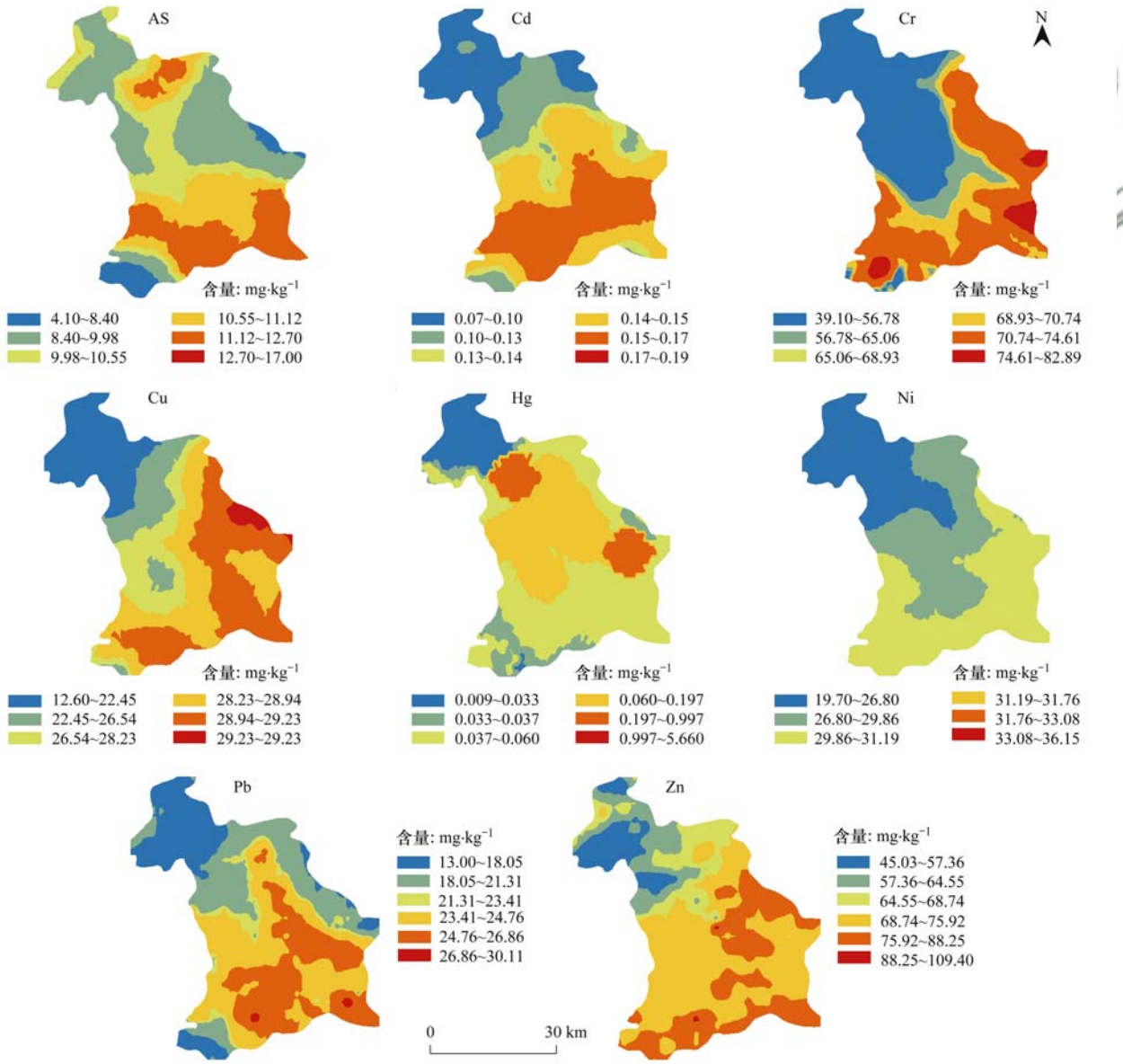

图 2 土壤重金属空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of heavy metals in soil

法，根据分量在各个元素组分上的载荷贡献值，判别各个重金属变量的同源信息，广泛用于污染物定量源解析[26]. PMF 模型在运行 20 次后完成因子分配，Cr、Ni、Cu、As 和 Zn 的相关性 r^2 值均大约 0.8，拟合程度较高，Cd、Hg 和 Pb 的相关性 r^2 分别为 0.721、0.497 和 0.542，拟合程度较好，在对 Q 值进行综合测度之后且 S/N >2，表明因子设置为 3 时模型拟合结果符合预期要求，PMF 因子对土壤各个重金属贡献比率值如图 3 所示. 因子 3 在 Cr 和 Ni 中所占载荷最大，占据主导地位，Cr 和 Ni 同为铁族元素，易与土壤内氧化物结合，与成土母质关系密切[5]. 李娇等[6]和雷凌明等[27]在研究中也证实了 Cr 和 Ni 在土壤中主要受控于地质背景，故可将 Cr 和 Ni 归为自然来源.

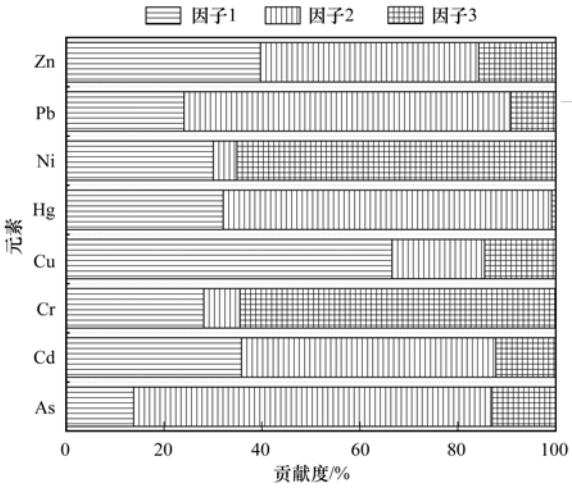

图 3　不同因子对土壤重金属贡献度

Fig. 3　Contribution of different factors to soil heavy metals

因子 2 在 As、Pb 和 Hg 元素中贡献比例最大. 煤炭开采是章丘市支柱产业之一，矿井主要分布中部和南部地区，在产业发展前期国有、集体和个人多种经营权煤矿并存，生产秩序较为混乱，采矿过程中煤矸石等废渣堆积，在降雨淋融和风力作用下，废渣及粉尘所含的 As 和 Pb 迁移至表层土壤中[28]. 另一方面，煤炭开采致使部分地区地面塌陷，在利用煤矸石等采矿残渣回填过程中，进一步加剧了表层土壤中 Pb 的富集[3]. 钢铁冶炼厂和研究区东部普集镇在铸造、造纸和锅炉生产中，均将煤炭作为能量来源，燃煤使用和冶炼生产过程中排放的废气和粉煤灰中含有的 As 和 Hg 释放至环境中去[29]. 高兰兰等[30]的研究表明，煤炭中 Hg 的平均含量为 0.22 $mg \cdot kg^{-1}$，燃烧粉煤灰释放到环境中后经干湿沉降至土壤中产生重金属污染. Qu 等[31]的报道指出土壤中 As 和 Pb 与铁厂生产密切相关，工业排放是二者的主要来源. 燃煤和工业排放应是章丘市土壤 As 和 Hg 元素的重要来源. 此外，研究区北部刁镇以西分布有化工产业园，园内以塑料建材、杀虫和除草剂生产为主. 蒙永辉等[20]和梁诚[32]的研究表明，管材生产中金属盐添加剂的不当存储和使用，会带来 Pb 等元素污染. 同样地，As 作为杀虫剂和除草剂的有效成分，在生产排放过程中也会引起土壤重金属含量的热点区出现[27]. Wang 等[33]在分析江苏省工业企业对土壤重金属的分布影响时，也发现化工产业废物排放是 Hg 的主要来源. 在章丘市西南部文组、曹范和埠村等镇石灰岩矿石储量丰富，矿石开采加工业发达，长期采矿活动遗留下大量废弃石渣堆，渣石颗粒物在风力降水等自然作用下散落周边土壤，使土壤重金属含量异常[34,35]. 阿尔祖娜[36]在研究 Hg 和 As 在土壤中的富集规律时发现二者具有较强的一致性，并证实了上述元素主要通过扬尘作用落入土壤而非风化发育而来. 综上，可将因子 2 归为工业来源.

Cd、Cu 和 Zn 在因子 1 上具有较高载荷，3 种元素在土壤中的富集与交通运输过程关系密切. Cu 和 Zn 常作为添加使用在汽车轮胎和制动系统中，在改善和优化汽车性能的同时，使用中的磨损会使 Cu 和 Zn 释放并污染周边土壤[37]. 孙友敏等[38]在对济南市机动车尾气排放的组分特征进行研究时发现，柴油车和汽油车尾气成分有所差异，前者主要含有 Cu 而后者以 Zn 为主，章丘市是山东省内重要的机械设备和煤炭生产基地，大宗产品依赖公路运输销往全国各地，尾气排放的 Cu 和 Zn 通过降尘作用在周边土壤中富集. Cd 在汽车电镀中被应用于保护铁和钢材料不受腐蚀，研究区内高频次的道路运输加快了车辆电镀层磨损，散落在土壤中不断积累. 张连科等[39]和晏星等[40]在对表层土壤重金属分析时也发现 Cd 与车辆电镀层磨损密切相关，交通干道两侧土壤中 Cd 含量较高，因此 Cd 应归为交通来源. 特别地，有研究将土壤中的 Cd、Cu 和 Zn 归因为农业活动来源[5,31,41]，但在农业生产为主的章丘市北部的平原地区，上述元素含量水平并不高，且章丘市是绿色蔬菜基地，章丘大葱享誉国内外，在化肥农药生产使用过程中严格把关，所以农业活动并不会对土壤重金属元素产生污染. 故因子 1 可判识为交通运输来源. 由 PMF 模型分解得到不同土壤重金属来源贡献比率如图 4 所示，工业来源所占比例最大约为 41.85%，其次交通来源 33.79%，母质贡献比率为 24.36%.

2.3　土壤金属元素健康风险评价

2.3.1　土壤重金属致癌与非致癌风险评价

基于暴露风险评价模型[式(4)～式(10)]及相关参数，不同暴露途径下非致癌与致癌风险结果如

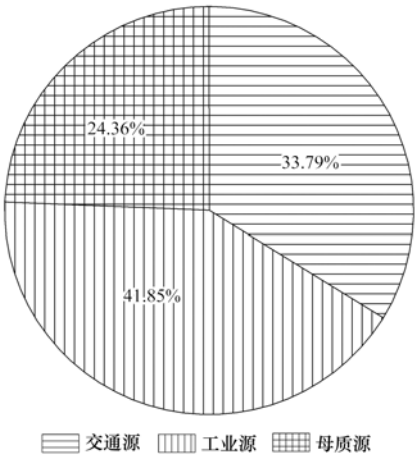

图 4 不同来源对土壤重金属贡献比率

Fig. 4 Contribution of different sources to soil heavy metals

表 5 和表 6 所示，3 种暴露途径下所产生的总非致癌风险(HQ)差异较大，其中手口摄入风险最大，皮肤接触次之，呼吸吸入风险最小. 不同重金属元素的非致癌风险 HQ 由大到小依次为：As > Cr > Pb > Ni > Cu > Hg > Zn > Cd，单个元素的总非致癌风险并未超过警戒值 1，表明单个重金属元素不会对周边产生非致癌风险. 成人和儿童在 3 种暴露途径下多种重金属元素的总非致癌风险 HQ 分别是 1.40E－01 和 3.42E－02，成年人所承受的健康风险要大于儿童，但均低于风险警戒值. 元素在不同暴露途径下的致癌风险 R_i，由大到小依次为 $R_{手口摄入} > R_{皮肤接触} > R_{呼吸吸入}$，不同种元素在 3 种暴露途径下总致癌风险差异较大，顺序依次为 Cr > As > Ni > Cd，导则[42,43]设定的风险阈值为 10^{-6}，蔡立梅等[44]在研究广东省贵屿镇土壤水稻系统重金属的健康风险时，发现致癌风险在 10^{-6} ~ 10^{-4} 范围内也可以接受. 单种重金属元素不会对周边带来潜在健康风险，但多元素对于儿童和成人产生的总致癌风险 R_T 分别为 5.65E－05 和 5.10E－05，产生致癌风险已接近风险阈值，在环境规划管理中应引起关注.

表 5 不同暴露途径及总非致癌风险评价结果

Table 5 Results of different exposure paths and non-carcinogenic risk assessment

元素	类别	$HQ_{手口摄入}$		$HQ_{呼吸吸入}$		$HQ_{皮肤接触}$		HI	
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	最大值	9.72E－02	2.73E－02	8.40E－10	5.90E－11	9.72E－04	1.53E－05	9.82E－02	2.74E－02
	最小值	2.34E－02	6.59E－03	2.03E－10	1.42E－11	2.34E－04	3.69E－06	2.37E－02	6.60E－03
	平均值	5.81E－02	1.63E－02	5.02E－10	3.53E－11	5.81E－04	9.15E－06	5.87E－02	1.63E－02
Cd	最大值	7.86E－04	2.21E－04	3.40E－11	2.39E－12	3.14E－04	4.95E－06	1.10E－03	2.26E－04
	最小值	1.15E－04	3.23E－05	4.97E－12	3.50E－13	4.60E－05	7.24E－07	1.61E－04	3.30E－05
	平均值	2.86E－04	8.04E－05	1.24E－11	8.70E－13	1.14E－04	1.80E－06	4.00E－04	8.22E－05
Cr	最大值	2.24E－01	6.30E－02	2.91E－09	2.04E－10	8.96E－02	1.41E－03	3.14E－01	6.44E－02
	最小值	2.24E－02	6.29E－03	2.90E－10	2.04E－11	8.94E－03	1.41E－04	3.13E－02	6.43E－03
	平均值	4.41E－02	1.24E－02	5.72E－10	4.02E－11	1.76E－02	2.78E－04	6.17E－02	1.27E－02
Cu	最大值	2.97E－03	8.36E－04	—1)	—	2.97E－05	4.68E－07	3.00E－03	8.36E－04
	最小值	5.40E－04	1.52E－04	—	—	5.40E－06	8.51E－08	5.46E－04	1.52E－04
	平均值	1.25E－03	3.53E－04	—	—	1.25E－05	1.98E－07	1.27E－03	3.53E－04
Hg	最大值	3.24E－02	9.10E－03	1.40E－11	9.82E－13	4.62E－03	7.28E－05	3.70E－02	9.18E－03
	最小值	5.15E－05	1.45E－05	2.22E－14	1.56E－15	7.35E－06	1.16E－07	5.88E－05	1.46E－05
	平均值	4.43E－04	1.25E－04	1.91E－13	1.35E－14	6.33E－05	9.97E－07	5.07E－04	1.26E－04
Ni	最大值	1.59E－02	4.48E－03	1.53E－09	1.07E－10	3.98E－03	6.27E－05	1.99E－02	4.54E－03
	最小值值	1.69E－03	4.75E－04	1.62E－10	1.14E－11	4.22E－04	6.65E－06	2.11E－03	4.82E－04
	平均值	2.82E－03	7.94E－04	2.71E－10	1.90E－11	7.05E－04	1.11E－05	3.53E－03	8.05E－04
Pb	最大值	3.63E－02	1.02E－02	3.97E－12	2.80E－13	2.43E－03	3.83E－05	3.87E－02	1.03E－02
	最小值	6.37E－03	1.79E－03	6.97E－13	4.90E－14	4.26E－04	6.72E－06	6.80E－03	1.80E－03
	平均值	1.30E－02	3.67E－03	1.43E－12	1.00E－13	8.73E－04	1.37E－05	1.39E－02	3.68E－03
Zn	最大值	6.26E－04	1.76E－04	—	—	6.26E－06	9.85E－08	6.32E－04	1.76E－04
	最小值	2.57E－04	7.24E－05	—	—	2.57E－06	4.06E－08	2.60E－04	7.25E－05
	平均值	4.04E－04	1.14E－04	—	—	4.04E－06	6.37E－08	4.08E－04	1.14E－04
总风险		1.20E－01	3.39E－02	1.36E－09	9.55E－11	2.00E－02	3.15E－04	1.40E－01	3.42E－02

1)“—”表示无相关数据标准，下同

2.3.2 基于污染源的健康风险解析

基于 PMF 模型的不同重金属来源对致癌与非致癌风险贡献率分别如图 5 和图 6 所示. 工业来源对儿童的非致癌风险最大，占比约 36.01%. 而交通来源土壤重金属对成人贡献度最大约 37.06%，成土母质来源因素对儿童和成人的非致癌风险最低，分

表 6　不同暴露途径及总致癌风险评价结果

Table 6　Results of different exposure routes and total carcinogenic risk assessment

元素	类别	$R_{手口摄入}$		$R_{呼吸吸入}$		$R_{皮肤接触}$		R_T	
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	最大值	1.87E－05	2.64E－05	2.32E－14	8.14E－15	1.87E－07	1.48E－08	1.89E－05	2.64E－05
	最小值	4.52E－06	6.36E－06	5.59E－15	1.96E－15	4.52E－08	3.56E－09	4.57E－06	6.36E－06
	平均值	1.12E－05	1.58E－05	1.38E－14	4.87E－15	1.12E－07	8.82E－09	1.13E－05	1.58E－05
Cd	最大值	—	—	2.62E－16	9.20E－17	—	—	2.62E－16	9.20E－17
	最小值	—	—	3.83E－17	1.35E－17	—	—	3.83E－17	1.35E－17
	平均值	—	—	9.53E－17	3.35E－17	—	—	9.53E－17	3.35E－17
Cr	最大值	1.44E－04	2.03E－04	1.05E－11	3.67E－12	5.76E－05	4.54E－06	2.02E－04	2.07E－04
	最小值	1.44E－05	2.02E－05	1.04E－12	3.67E－13	5.75E－06	4.53E－07	2.01E－05	2.07E－05
	平均值	2.83E－05	3.99E－05	2.06E－12	7.23E－13	1.13E－05	8.93E－07	3.97E－05	4.08E－05
Ni	最大值	—	—	1.54E－14	5.40E－15	—	—	1.54E－14	5.40E－15
	最小值	—	—	1.63E－15	5.73E－16	—	—	1.63E－15	5.73E－16
	平均值	—	—	2.72E－15	9.57E－16	—	—	2.72E－15	9.57E－16
总风险		3.96E－05	5.56E－05	2.07E－12	7.29E－13	1.15E－05	9.02E－07	5.10E－05	5.65E－05

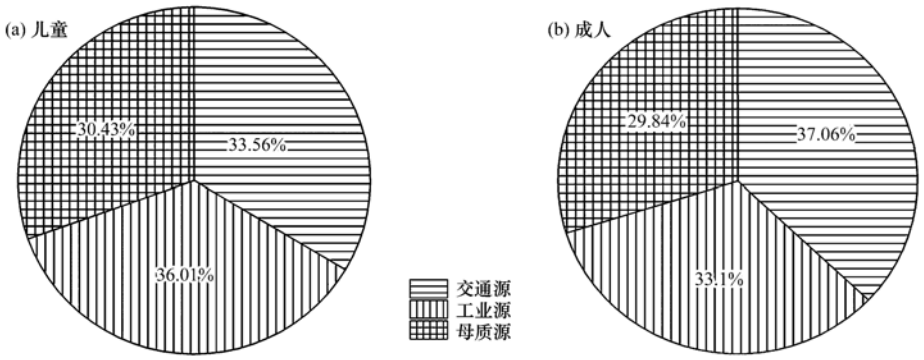

图 5　不同来源对非致癌风险比率

Fig. 5　Contribution for different sources of non-carcinogenic risk

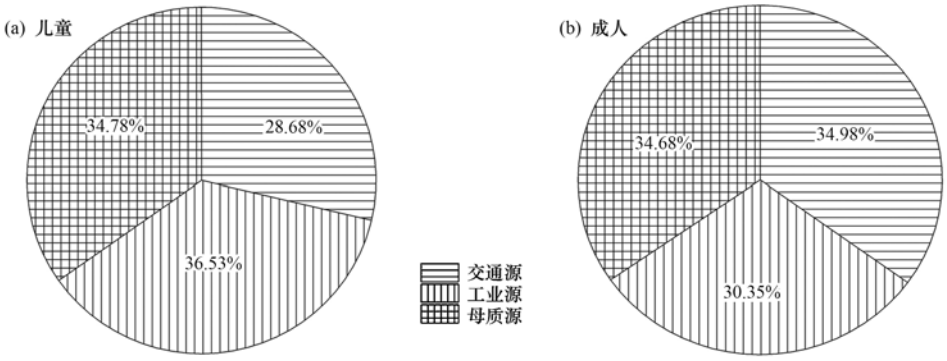

图 6　不同来源对致癌风险比率

Fig. 6　Contribution for different sources of carcinogenic risk

别为 30.43% 和 29.84%. 工业来源的 As、Pb 和 Hg 是儿童防范非致癌风险的关键，成人需要关注暴露在道路运输下的交通来源重金属风险. 儿童和成人的重金属致癌风险来源差异显著，成人中致癌风险最大的交通来源(34.98%)是儿童致癌风险最低的来源(28.68%)，儿童的最大致癌重金属来源仍然是工业源(36.53%)，其次为母质源(34.78%)，由此可见，重金属来源和暴露途径的差异化规避是降低重金属健康风险的关键.

3　结论

(1)表层土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量分别超出背景值 61.27%、54.55%、37.22%、49.23%、160.00%、40.00%、4.72% 和 26.04%，但

未超出农用地土壤污染风险筛选值,表明土壤重金属出现一定的富集.

(2)土壤重金属来源可分为3类, Cr 和 Ni 与风化母岩密切相关,主要为自然来源,Cd、Cu、Zn 受道路运输控制为交通来源,As、Hg 和 Pb 主要来自工业排放和煤炭燃烧,属于工业来源,所占比例最大约为41.85%,交通来源和自然来源分别为 33.79% 和24.36%.

(3)不同种元素在手口、呼吸和皮肤接触途径下产生的非致癌风险不足以危及居民身体健康,但多种重金属元素的总致癌风险已接近风险阈值,周边居民遭受致癌风险的可能性增大.

(4)儿童最大致癌(36.53%)与非致癌风险(36.01%)的重金属来源均为工业源,而交通源是成人的最大致癌(34.98%)与非致癌风险(37.06%)来源,重金属来源和暴露途径的差异化规避是降低重金属健康风险的关键.

参考文献:

[1] Ma W C, Tai L Y, Qiao Z, *et al*. Contamination source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil around municipal solid waste incinerator: a case study in North China[J]. Science of the Total Environment, 2018, **631-632**: 348-357.

[2] Jiang Y F, Shi L P, Guang A L, *et al*. Contamination levels and human health risk assessment of toxic heavy metals in street dust in an industrial city in Northwest China[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2018, **40**(5): 2007-2020.

[3] 刘硕, 吴泉源, 曹学江, 等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 环境科学, 2016, **37**(1): 270-279.
Liu S, Wu Q Y, Cao X J, *et al*. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City[J]. Environmental Science, 2016, **37**(1): 270-279.

[4] 李春芳, 曹见飞, 吕建树, 等. 不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险[J]. 环境科学, 2018, **39**(12): 5628-5638.
Li C F, Cao J F, Lü J S, *et al*. Ecological risk assessment of soil heavy metals for different types of land use and evaluation of human health[J]. Environmental Science, 2018, **39**(12): 5628-5638.

[5] 徐夕博, 吕建树, 徐汝汝. 山东省沂源县土壤重金属来源分布及风险评价[J]. 农业工程学报, 2018, **34**(9): 216-223.
Xu X B, Lü J S, Xu R R. Source spatial distribution and risk assessment of heavy metals in Yiyuan county of Shandong Province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, **34**(9): 216-223.

[6] 李娇, 滕彦国, 吴劲, 等. 基于 PMF 模型及地统计法的乐安河中上游地区土壤重金属来源解析[J]. 环境科学研究, 2019, **32**(6): 984-992.
Li J, Teng Y G, Wu J, *et al*. Source apportionment of soil heavy metal in the middle and upper reaches of Le'an river based on PMF model and geostatistics[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, **32**(6): 984-992.

[7] 杨安, 王艺涵, 胡健, 等. 青藏高原表土重金属污染评价与来源解析[J]. 环境科学, 2020, **41**(2): 886-894.
Yang A, Wang Y H, Hu J, *et al*. Evaluation and source of heavy metal pollution in surface soil of Qinghai-Tibet plateau[J]. Environmental Science, 2020, **41**(2): 886-894.

[8] 白一茹, 张兴, 赵云鹏, 等. 基于 GIS 和受体模型的枸杞地土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 环境科学, 2019, **40**(6): 2885-2894.
Bai Y R, Zhang X, Zhao Y P, *et al*. Spatial distribution characteristics and source apportionment of soil heavy metals in Chinese wolfberry land based on GIS and the receptor model[J]. Environmental Science, 2019, **40**(6): 2885-2894.

[9] Singh M, Thind P S, John S. Health risk assessment of the workers exposed to the heavy metals in e-waste recycling sites of Chandigarh and Ludhiana, Punjab, India[J]. Chemosphere, 2018, **203**: 426-433.

[10] Jiang H H, Cai L M, Wen H H, *et al*. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals[J]. Science of the Total Environment, 2020, **701**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134466.

[11] 中共章丘市委党校课题组. 转变经济发展方式背景下的县域工业经济发展研究——以山东省章丘市为例[J]. 中共济南市委党校学报, 2013, (3): 122-126.

[12] 陈娜, 任楠. 电感耦合等离子体发射光谱法测定土壤中重金属[J]. 云南地质, 2019, **38**(1): 141-144.
Chen N, Ren N. On the testing of the heavy matel in soil with induction coupled plasma emission spectrometry[J]. Yunnan Geology, 2019, **38**(1): 141-144.

[13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2002.

[14] Hu Y N, He K L, Sun Z H, *et al*. Quantitative source apportionment of heavy metal(loid)s in the agricultural soils of an industrializing region and associated model uncertainty[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, **391**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122244.

[15] Guan Q Y, Zhao R, Pan N H, *et al*. Source apportionment of heavy metals in farmland soil of Wuwei, China: comparison of three receptor models[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, **237**, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.117792.

[16] 张丽娜, 姜林, 钟茂生, 等. 基于用地规划的大型污染场地健康风险评估[J]. 环境科学研究, 2015, **28**(5): 788-795.
Zhang L N, Jiang L, Zhong M S, *et al*. Risk assessment based on planning scenarios for a large-scale contaminated site[J]. Research of Environmental Sciences, 2015, **28**(5): 788-795.

[17] Pan L B, Ma J, Hu Y, *et al*. Assessments of levels, potential ecological risk, and human health risk of heavy metals in the soils from a typical county in Shanxi Province, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, **23**(19): 19330-19340.

[18] 李玉梅, 李海鹏, 张连科, 等. 包头某铝厂周边土壤重金属污染及健康风险评价[J]. 中国环境监测, 2017, **33**(1): 88-96.
Li Y M, Li H P, Zhang L K, *et al*. Contamination and health risk assessment of heavy metals in soil surrounding an aluminum factory in Baotou, China[J]. Environmental Monitoring in China, 2017, **33**(1): 88-96.

[19] 尹伊梦, 赵委托, 黄庭, 等. 电子垃圾拆解区土壤-水稻系统重金属分布特征及健康风险评价[J]. 环境科学, 2018, **39**(2): 916-926.
Yin Y M, Zhao W T, Huang T, *et al*. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in a soil-rice system in an E-waste dismantling area[J].

Environmental Science, 2018, **39**(2): 916-926.

[20] 蒙永辉, 王集宁, 夏青, 等. 典型铝塑厂周边土壤重金属分布特征与健康风险评价[J]. 中国环境监测, 2019, **35**(5): 69-78.
Meng Y H, Wang J N, Xia Q, *et al*. Accumulation characteristics and health risk assessment of metals around an plastic park[J]. Environmental Monitoring in China, 2019, **35**(5): 69-78.

[21] Zhang H D, Huang B, Dong L L, *et al*. Accumulation, sources and health risks of trace metals in elevated geochemical background soils used for greenhouse vegetable production in southwestern China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, **137**: 233-239.

[22] 代杰瑞, 庞绪贵, 喻超, 等. 山东省东部地区土壤地球化学基准值与背景值及元素富集特征研究[J]. 地球化学, 2011, **40**(6): 577-587.
Dai J R, Pang X G, Yu C, *et al*. Geochemical baselines and background values and element enrichment characteristics in soils in eastern Shandong Province[J]. Geochimica, 2011, **40**(6): 577-587.

[23] 吕建树, 张祖陆, 刘洋, 等. 日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价[J]. 地理学报, 2012, **67**(7): 971-984.
Lü J S, Zhang Z L, Liu Y, *et al*. Sources identification and hazardous risk delineation of heavy metals contamination in Rizhao City[J]. Acta Geographica Sinica, 2012, **67**(7): 971-984.

[24] McGrath D, Zhang C S, Carton O T. Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines area, Ireland[J]. Environmental Pollution, 2004, **127**(2): 239-248.

[25] Islam M S, Ahmed M K, Habibullah-Al-Mamun M. Apportionment of heavy metals in soil and vegetables and associated health risks assessment[J]. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2016, **30**(1): 365-377.

[26] Tian S H, Liang T, Li K X, *et al*. Source and path identification of metals pollution in a mining area by PMF and rare earth element patterns in road dust [J]. Science of the Total Environment, 2018, **633**: 958-966.

[27] 雷凌明, 喻大松, 陈玉鹏, 等. 陕西泾惠渠灌区土壤重金属空间分布特征及来源[J]. 农业工程学报, 2014, **30**(6): 88-96.
Lei L M, Yu D S, Chen Y P, *et al*. Spatial distribution and sources of heavy metals in soils of Jinghui irrigated area of Shaanxi, China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, **30**(6): 88-96.

[28] 贾亚琪, 程志飞, 刘品祯, 等. 煤矿区周边农田土壤重金属积累特征及生态风险评价[J]. 土壤通报, 2016, **47**(2): 474-479.
Jia Y Q, Cheng Z F, Liu P Z, *et al*. Accumulation characteristics of heavy metals in agricultural soil around the mining area and ecological risk assessment[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2016, **47**(2): 474-479.

[29] 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.

[30] 高兰兰, 傅成诚, 冯新斌, 等. 贵州东部某燃煤电厂汞排放对周边环境空气及土壤的影响[J]. 中国环境监测, 2018, **34**(3): 51-58.
Gao L L, Fu C C, Feng X B, *et al*. Mercury influence of a coal-fired power plant in east Guizhou on the ambient air and soil[J]. Environmental Monitoring in China, 2018, **34**(3): 51-58.

[31] Qu M K, Wang Y, Huang B, *et al*. Source apportionment of soil heavy metals using robust absolute principal component scores-robust geographically weighted regression (RAPCS-RGWR) receptor model[J]. Science of the Total Environment, 2018, **626**: 203-210.

[32] 梁诚. 我国塑料热稳定剂生产现状与研究进展[J]. 塑料助剂, 2004, (5): 1-5.
Liang C. Domestic production situation and development trend of heat stabilizer[J]. Plastic Additives, 2004, (5): 1-5.

[33] Wang Y Z, Duan X J, Wang L. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: case study in Jiangsu Province [J]. Science of the Total Environment, 2020, **710**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134953.

[34] 刘磊, 施龙青, 邱梅, 等. 章丘市石灰岩矿山综合整治方式探讨[J]. 露天采矿技术, 2013, (1): 79-81.
Liu L, Shi L Q, Qiu M, *et al*. Environmental problems and comprehensive restoration of open-pit limestone mine in Zhangqiu City of Shandong Province[J]. Opencast Mining Technology, 2013, (1): 79-81.

[35] 朱恒亮, 刘鸿雁, 龙家寰, 等. 贵州省典型污染区土壤重金属的污染特征分析[J]. 地球与环境, 2014, **42**(4): 505-512.
Zhu H L, Liu H Y, Long J H, *et al*. Pollution characteristics of heavy metals in soils in typical contaminated areas, Guizhou Province[J]. Earth and Environment, 2014, **42**(4): 505-512.

[36] 阿尔祖娜·阿布力米提, 王敬哲, 王宏卫, 等. 新疆准东矿区土壤与降尘重金属空间分布及关联性分析[J]. 农业工程学报, 2017, **33**(23): 259-266.
Abulimiti A, Wang J Z, Wang H W, *et al*. Spatial distribution analysis of heavy metals in soil and atmospheric dust fall and their relationships in Xinjiang eastern Junggar mining area [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, **33**(23): 259-266.

[37] 李锋, 刘思源, 李艳, 等. 工业发达城市土壤重金属时空变异与源解析[J]. 环境科学, 2019, **40**(2): 934-944.
Li F, Liu S Y, Li Y, *et al*. Spatiotemporal variability and source apportionment of soil heavy metals in a industrially developed city [J]. Environmental Science, 2019, **40**(2): 934-944.

[38] 孙友敏, 李少洛, 陈春竹, 等. 济南市机动车排气污染特征及对市区 $PM_{2.5}$ 的影响[J]. 环境科学学报, 2018, **38**(4): 1384-1391.
Sun Y M, Li S L, Chen C Z, *et al*. Study on characteristics of vehicle exhaust and the influence on $PM_{2.5}$ in Jinan City[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, **38**(4): 1384-1391.

[39] 张连科, 李海鹏, 黄学敏, 等. 包头某铝厂周边土壤重金属的空间分布及来源解析[J]. 环境科学, 2016, **37**(3): 1139-1146.
Zhang L K, Li H P, Huang X M, *et al*. Soil heavy metal spatial distribution and source analysis around an aluminum plant in Baotou[J]. Environmental Science, 2016, **37**(3): 1139-1146.

[40] 晏星, 罗娜娜, 赵文吉, 等. 北京城区交通边缘带土壤重金属污染研究[J]. 环境科学与技术, 2013, **36**(12): 175-180.
Yan X, Luo N N, Zhao W J, *et al*. Heavy metal pollution evaluation and spatial influence range analysis for main roads within the fifth ring road of Beijing urban[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **36**(12): 175-180.

[41] 李春芳, 王菲, 曹文涛, 等. 龙口市污水灌溉区农田重金属

来源、空间分布及污染评价[J]. 环境科学, 2017, **38**(3): 1018-1027.
Li C F, Wang F, Cao W T, *et al*. Source analysis, spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in sewage irrigation area farmland soils of Longkou City[J]. Environmental Science, 2017, **38**(3): 1018-1027.
[42] USEPA. Highlights of the child-specific exposure factors handbook (Final Report)[R]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 2009.
[43] USEPA. Regional Screening Levels (RSL) for Chemical contaminants at superfund sites[R]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 2013.
[44] 蔡立梅, 王秋爽, 罗杰, 等. 湖北大冶铜绿山矿区蔬菜重金属污染特征及健康风险研究[J]. 长江流域资源与环境, 2018, **27**(4): 873-881.
Cai L M, Wang Q S, Lu J, *et al*. Contamination characteristics and health risk for heavy metals via consumption of vegetables grown in regions affected by Tonglvshan mine in Hubei, China [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2018, **27**(4): 873-881.

《环境科学》多项引证指标名列前茅

2019 年 11 月 19 日,中国科学技术信息研究所在中国科技论文统计结果发布会上公布了 2018 年度中国科技论文统计结果. 统计结果显示《环境科学》2018 年度总被引频次11 644,影响因子 2.130,多项引证指标位居环境科学技术及资源科学技术类科技期刊前列.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 11
Environmental Science (monthly) Nov. 15, 2020

CONTENTS