生态环境知库
Eco-Environmental Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

$PM_{2.5}$和O_3污染协同防控区的遥感精细划定与分析
李沈鑫，邹滨，张凤英，刘宁，薛琛昊，刘婧

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2022年10月
第43卷 第10期
Vol.43 No.10

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第43卷 第10期
2022年10月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第43卷第10期 2022年10月
Vol.43,No.10 Oct.,2022

基于地理探测器的镇域尺度土壤重金属含量空间分异及其影响因素分析

龚仓[1]，王亮[1]，王顺祥[1]，张志翔[1]，董航[1]，刘玖芬[2]，王德伟[3]，严步青[1]，陈映[1*]

(1. 中国地质调查局军民融合地质调查中心，成都 611732；2. 中国地质调查局自然资源综合调查指挥中心，北京 100055；3. 中国地质调查局成都地质调查中心，成都 611732)

摘要：为揭示镇域尺度规模土壤重金属含量的空间分异及其影响因素，以成都平原腹心地带某镇为研究区域，采集 788 份表层土壤样品，利用地累积指数法对土壤 Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn 和 Ni 的污染进行评价，基于地理探测器，以土壤性质、地形和距离等 15 种因子为自变量，各重金属含量为因变量，探析土壤重金属含量的空间分异及其影响因素. 结果表明，研究区土壤 Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 含量平均值是成都市土壤背景值的 1.06～1.93 倍，Cd 含量低于背景值；除 Hg 呈现轻度污染外，其余 7 种重金属处于清洁状态. 8 种重金属空间分布存在显著差异，且各重金属间存在显著相关性，并与土壤性质存在显著相关性. 因子探测发现，总磷（TP）、总钾（TK）、pH、总有机碳（TOC）、高程和距铁路距离对 8 种重金属含量的解释力最显著. 交互作用探测发现，土壤性质与其他因子交互作用是重金属空间分异的最主要影响因素，高程、距住宅区距离、距铁路距离和距工业用地距离也是重要影响因子. 风险探测发现，Hg 在高程和距铁路距离的子区域的差异最显著，其余 7 种重金属在土壤性质影响因子子区域的差异最显著. 镇域尺度规模土壤重金属的空间分布差异显著，这与研究区的土壤性质、地形和人类活动密切相关.

关键词：镇域尺度；土壤重金属；地理探测器；空间分布；地累积指数；相关性分析

中图分类号：X53 **文献标识码**：A **文章编号**：0250-3301(2022)10-4566-12 **DOI**：10.13227/j.hjkx.202112077

Spatial Differentiation and Influencing Factor Analysis of Soil Heavy Metal Content at Town Level Based on Geographic Detector

GONG Cang[1], WANG Liang[1], WANG Shun-xiang[1], ZHANG Zhi-xiang[1], DONG Hang[1], LIU Jiu-fen[2], WANG De-wei[3], YAN Bu-qing[1], CHEN Ying[1*]

(1. Civil-Military Integrated Geological Survey Center of China Geological Survey, Chengdu 611732, China; 2. Natural Resources Comprehensive Survey Command Center of China Geological Survey, Beijing 100055, China; 3. Chengdu Geological Survey Center of China Geological Survey, Chengdu 611732, China)

Abstract: Geographic detectors can quickly detect spatial stratified heterogeneity and quantitatively reveal the intensity of driving factors of heavy metal content, which is of great significance for the prevention, control, and remediation of soil heavy metal pollution. In order to reveal the spatial differentiation and influencing factors of soil heavy metal content on the town-scale, 788 topsoil samples were collected from a town in the hinterland of Chengdu Plain. Soil heavy metal (Cd, Hg, As, Cu, Pb, Cr, Zn, and Ni) pollution risk assessments were carried out by using the geo-accumulation index method. Additionally, based on the geographic detector model, 15 factors such as soil properties, topography, soil forming factors, and distance were taken as independent variables, and the contents of each heavy metal element were taken as dependent variables to explore the spatial differentiation and influencing factors of heavy metal content in soils. The results showed that: the average contents of Hg, As, Pb, Cr, Cu, Ni, and Zn in the study area were 1.06-1.93 times the background value of Chengdu, and the content of Cd was lower than the background value; among them, Hg reached the light pollution level, and the other seven heavy metals were at the non-pollution level. The spatial distribution of eight heavy metals was significantly different, the correlation among the elements was significant, and a significant correlation was found between most heavy meals with soil properties; however, the correlation with distance factor and topographic factor was relatively weak. The factor detection showed that TP, TK, pH, TOC, elevation, and distance from the railway had the most significant explanatory power for the heavy metal contents. Interaction detection showed that the interaction between soil properties and other factors was the dominant factor for the spatial variation in heavy metals, and elevation, distance from residential area, distance from railways, and distance from industrial areas were also important factors. Risk detection showed that Hg had the most significant difference in the subregion of elevation and distance from railway, whereas the other seven heavy metals had the most significant difference in the sub-regions of influencing factors of soil properties. The spatial distribution of heavy metals varied significantly in soil at the town-scale, which was closely related to soil properties, topography, and human activities in the study area.

Key words: town level; soil heavy metals; geographic detectors; spatial distribution; index of geo-accumulation; correlation analysis

土壤是人类生存、生产和发展必不可少的重要资源，是生态系统的基本组成部分，也是各种污染的媒介[1]. 在过去的几十年中，土壤重金属污染因其毒性和难降解性而成为一个重要的环境问题. 调查显示全国土壤 Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn 和 Ni 的点位超标率分别为 7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%、0.9% 和 4.8%[2]. 重金属污染会改变土壤物理和化学性质、破坏生态环境，甚至导致灾难性的环境问题[3,4]. 此外，重金属可以通过直接吸入、皮肤吸收或作物摄入等方式被人体吸收和积

收稿日期：2021-12-07；**修订日期**：2022-02-05
基金项目：中国地质调查局地质调查项目(DD20211580)
作者简介：龚仓(1987～)，硕士，工程师，主要研究方向为化学分析和土壤重金属空间分异，E-mail：dugufengxue@yeah.net
* 通信作者，E-mail：397167178@qq.com

累,进而导致严重的公共卫生问题[5,6]. 有效处理土壤重金属污染、追踪其来源和探索影响土壤重金属分布的因素都是关键. 因此,近 10 年来,国内外对土壤重金属污染的驱动因素进行了大量的研究和分析[7~13].

多元统计分析如主成分、因子、聚类和回归等分析,已被广泛应用于研究土壤重金属污染程度与污染源的相关性. 李伟迪等[14]利用多元统计分析与地统计分析相结合的方法,对土壤重金属空间分布及来源进行解析; Li 等[15]使用改良受体模型解析土壤重金属来源; 宋波等[16]采用相关分析和主成分分析方式解析了广西西江流域农田土壤重金属的来源; 赵靓等[17]采用主成分分析/绝对主成分分数受体模型解析了北方某市城市绿地土壤重金属来源. 然而,在多元统计分析中,重金属的空间分布与环境因素之间的关系通常被忽略,或分析了单一因素的影响,没有考虑多因素相互作用的影响强度[18].

相比之下,王劲峰等[19]开发的地理探测器可揭示单一因素对因变量的影响,以及双因素相互作用的影响,而不需要考虑线性,避免多变量共线性的影响,可定量确定各因子对土壤重金属空间异质性的影响. 因其更直观、快速和有效地衡量各因子的贡献[20],没有较强的模型假设,解决了传统方法在分析类别变量时的局限性[21],已被广泛用于地下水[22,23]、土地利用[24~26]和生态脆弱性[27~30]等多个领域. 其在土壤重金属污染领域也逐步得到应用,如李雨等[31]利用地理探测器模型与空间插值相结合的方式研究了土壤 Pb、Cd、As、Cr 和 Hg 与 6 种影响因子的相关性和交互作用. 齐杏杏等[21]利用地理探测器定量解释了全国范围内土壤 Cd、Pb、Zn、As、Cu 和 Cr 与 16 种影响因子的相互作用关系. 张军等[32]基于地统计方法及地理探测器模型揭示了宝鸡市土壤重金属污染及其驱动因素,但研究尺度集中在国家、省市和县级别,多以中大型尺度为主. 大中型尺度上主要揭示了土壤重金属影响因素的整体趋势和宏观规律,其含量变化主要受自然因素控制,大尺度的土壤重金属含量差异分布容易忽略小尺寸或微观尺度区域污染源的影响[21,33,34]. 然而对于镇域尺度规模土壤重金属含量的空间分布特征及其驱动因素定量研究鲜见报道,难以准确把握微观尺度上土壤重金属的空间变化规律. 故本研究以成都平原腹心地带某镇为研究区域,尝试基于微观尺度视角,应用地理探测器,定量分析: pH、总有机碳(TOC)、总氮(TN)、总磷(TP)、总钾(TK)、高程(X_1)、坡度(X_2)、坡向(X_3)、土地利用类型(X_4)、距工业用地距离(X_5)、距商服用地距离(X_6)、距铁路距离(X_7)、距住宅用地距离(X_8)、距公路(主干路)距离(X_9)和距河流距离(X_{10})等影响因子对镇域规模土壤重金属含量空间分布特征、驱动因素及其交互作用,以期为我国镇域尺度规模土壤环境质量保护和管理、污染防控治理提供科学依据和指导.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于四川省成都市成都平原腹心地带,距离成都市区约 40 km,全镇面积约 80 km^2. 属亚热带季风性湿润气候,年平均气温 15.7℃,年均降雨量 972 mm,年均日照时间1 280.9 h. 区域内除少部分区域为浅丘台地外,大部分为平坝, 90% 的土质为冲击形成的黑色油沙土. 全镇 3/4 区域位于水源保护区范围,是成都市饮用水源保护核心区,柏条河和徐堰河等多条主要河流流经镇域. 成灌高速、国道 317 和成灌快铁等主要交通干线贯穿全境. 土地利用类型以耕地为主(约 46.5%),林地(24.1%)和住宅用地(13.9%)次之, 1.9% 的工业用地零星分布在西南和中部等区域.

1.2　样品采集和处理

样点布设以 1 km^2 为单位格子,耕地和林地密度为 9 点·km^{-2},居住区、学校、工业用地和建设用地等区域密度为 4 点·km^{-2}. 2021 年 4 月完成样品采集. 依据《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295-2016),共采集表层土(0 ~ 20 cm)788 个样品和 16 个重复样品,采样位置如图 1 所示. 为了提高样品代表性,采用"X"型采样法从每个采样点周围 20 ~ 50 m 区域采集 5 个子样品混合成一个样品,并使用便携式 GPS 定位采样点. 样品自然风干一周,除碎屑,过 10 目塑料筛,外送中国地质科学院矿产综合利用研究所分析测试. pH 采用离子选择电极法测定,TOC 采用容量法测定,TN 采用燃烧红外法测

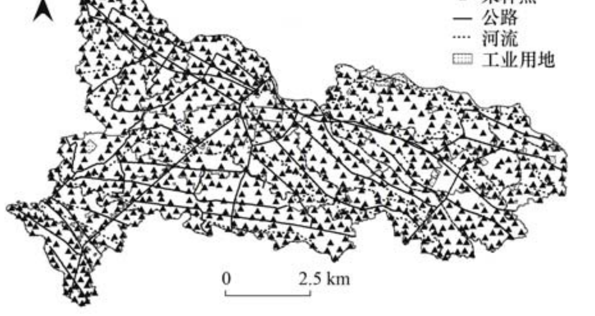


图 1　采样分布示意

Fig. 1　Map of sampling sites

定,As、Hg 和 Se 采用原子荧光法测定,Cu、Pb、Zn、Ni、Cr、Cd、TP 和 TK 采用 X 射线荧光法和电感耦合等离子体光/质谱法测定.采用插入国家一级土壤标准物质、重复性检验、异常点检查和空白试验等手段控制分析测试质量.

1.3 地累积指数法

地累积指数法用于比较土壤中不同重金属的浓度及其污染程度.一般以地累积指数 I_{geo}来表示[35]:

$$I_{geo} = \log_2[C_i/(K \times B_i)] \quad (1)$$

式中,I_{geo}为重金属 i 的地累积指数;C_i 为土壤重金属 i 的测定值;B_i 为参比值,选用成都经济区背景值;K 为修正系数,一般为 1.5.污染程度划分为 7 个等级:$I_{geo}<0$、$0\leqslant I_{geo}<1$、$1\leqslant I_{geo}<2$、$2\leqslant I_{geo}<3$、$3\leqslant I_{geo}<4$、$4\leqslant I_{geo}<5$ 和 $I_{geo}\leqslant 5$ 分别对应:无污染、轻污染、中污染、中-重污染、重污染、重-极重污染和极重污染.

1.4 地理探测器

地理探测器(geographical detector)通过计算分类后各自变量方差之和与因变量方差之和的比来衡量自变量对因变量的贡献,包括因子、交互、风险区和生态这 4 种探测器[19].

因子探测器:用于探测因变量的空间分异性以及各自变量对因变量影响程度的解释能力,用 q 值度量[19]:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^{L} N_h \sigma_h^2}{N\sigma^2} = 1 - \frac{\mathrm{SSW}}{\mathrm{SST}} \quad (2)$$

式中,$h=1,\cdots,L$ 为自变量 X 的分类数;N_h 和 N 分别为分类 h 和整个区域内单元的数量;σ_h^2 和 σ^2 分别为分类 h 和区域内因变量 Y 的方差.SSW 和 SST 分别为自变量 X 所有分类的方差之和以及区域内的总方差.q 的值域为[0,1],q 值越大,表明该自变量 X 对因变量 Y 的影响程度越大.

交互探测器:通过识别两个不同自变量交互时的 q 值,判断自变量之间的交互作用对因变量的影响程度,判断依据:$q(X_a \cap X_b) < \min[q(X_a), q(X_b)]$交互作用为非线性减弱;$\min[q(X_a), q(X_b)] < q(X_a \cap X_b) < \max[q(X_a), q(X_b)]$为单因子非线性减弱;$q(X_a \cap X_b) > \max[q(X_a), q(X_b)]$为双因子增强;$q(X_a \cap X_b) = q(X_a) + q(X_b)$为独立交互作用;$q(X_a \cap X_b) > q(X_a) + q(X_b)$为非线性增强.

风险区探测:用于探测影响因子对土壤重金属是否有具有风险性,用 t 统计量来检验:

$$t_{\bar{Y}_{h=1}-\bar{Y}_{h=2}} = (\bar{Y}_{h=1} - \bar{Y}_{h=2}) \cdot \left[\frac{\mathrm{Var}(\bar{Y}_{h=1})}{n_{h=1}} + \frac{\mathrm{Var}(\bar{Y}_{h=2})}{n_{h=2}}\right]^{-1/2} \quad (3)$$

式中,$\bar{Y}_h$ 为子区域 h 内的属性均值,本研究为某元素含量;Var 为方差;n_h 为子区域 h 内样本数量;统计量 t 近似地服从 Student's t 分布,t 值越大代表该影响因子对土壤重金属的空间分异性影响越大.

生态探测器:用于比较两个影响因子对土壤重金属空间分布的影响是否有显著的差异,以 F 统计量来衡量:

$$F = \frac{\mathrm{SSW}_{X_a} N_{X_a}(N_{X_b}-1)}{\mathrm{SSW}_{X_b} N_{X_b}(N_{X_a}-1)} \quad (4)$$

$$\mathrm{SSW}_{X_a} = \sum_{h=1}^{L_a} N_h \sigma_h^2, \quad \mathrm{SSW}_{X_b} = \sum_{h=1}^{L_b} N_h \sigma_h^2 \quad (5)$$

式中,N_{X_a}和 N_{X_b}分别为两个自变量 X_a 和 X_b 的样本量;SSW_{X_a}和 SSW_{X_b}分别表示由 X_a 和 X_b 形成的分层的层内方差之和;L_a 和 L_b 分别为变量 X_a 和 X_b 分层数目.其中零假设(H_0):$\mathrm{SSW}_{X_a}=\mathrm{SSW}_{X_b}$.如果在 α 的显著性水平上拒绝 H_0,则表明两个自变量 X_a 和 X_b 对属性因变量 Y 的空间分布的影响存在着显著的差异.

1.5 因子指标选取及数据处理

参考齐杏杏等[21]、李雨等[31]和张军等[32]的因子指标选取方法,结合土壤中重金属元素的来源,并考虑数据获取的难易程度和研究区实际情况,选取土壤性质(pH、TOC、TN、TP、TK)、地形因子(高程、坡度、坡向)、成土因素(土地利用类型)和距离因子(距公路、河流、工业用地、铁路、住宅区、商服用地的距离)这 15 个因子.高程数据(GDEMDEM 30m)来自于地理空间数据云(http://www.gscloud.cn).利用地理探测器对影响因素进行分析时,因变量必须为数值量,自变量必须为类型量,若自变量是数值量,需将其离散化处理为类型量[19].参考李雨等[31]、周洋等[36]和张军等[37]的研究,采用自然断点法将 15 个影响因子分别划分为 6 类.利用 SPSS 26.0 对数据进行描述性统计分析及相关性分析,利用 ArcGIS10.8 绘制采样和空间分布,利用 Origin 2019 完成绘图,地理探测器采用 GeoDetector 软件(http://www.geodetector.org/)完成.

2 结果与讨论

2.1 研究区表层土壤基本性质

研究区表层土壤重金属含量及理化性质见表 1.土壤平均 pH 值为 6.17,范围为 4.16 ~ 9.04,采样点中呈酸性(pH≤6.5)、中性(6.5 < pH≤7.5)和碱性(pH > 7.5)的占比分别为 69.0%、18.7% 和 12.3%.土壤 ω(TN)、ω(TP)、ω(TK)和 ω(TOC)的平均值和范围分别为 1.33、1.16、23.6、17.7 和 0.70 ~ 2.40、

0.22 ~20.8、10.3 ~28、2.40 ~43.8 $g\cdot kg^{-1}$.

土壤 ω(Cd)、ω(Hg)、ω(As)、ω(Pb)、ω(Cr)、ω(Cu)、ω(Ni)和 ω(Zn)的平均值分别为 0.221、0.155、9.76、32.2、91.9、35.2、37.1 和 108.8 $mg\cdot kg^{-1}$. 除 Cd 外,Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的含量平均值分别是成都土壤背景值的 1.93、1.07、1.06、1.18、1.25、1.11 和 1.32 倍,说明该区域土壤重金属存在一定程度富集. Cu、Hg 和 Zn 的高变异系数说明它们在不同采样点的含量存在大差异,表明它们可能受到较为明显的外部干扰因素的影响. 许多研究指出,变异系数与人类活动等外部因素的干扰程度呈正比[38~40]. 研究区土壤中的 8 种重金属含量平均值均低于土壤污染风险筛选值(GB 15618-2018),但 Cd、Pb、Cr、Cu 和 Zn 分别在 76、1、1、6 和 2 个采样点中的含量高于土壤污染风险筛选值.

表 1　土壤组分描述性统计结果[1)]

Table 1　Descriptive statistical results of soil composition

组分	平均值	标准偏差	中位值	最小值	最大值	变异系数	成都市背景值[41]	土壤污染风险筛选值			
								A	B	C	D
Cd	0.221	0.069	0.210	0.082	0.83	31.05	0.25	0.3	0.3	0.3	0.6
Hg	0.155	0.090	0.130	0.022	0.88	58.13	0.08	1.3	1.8	2.4	3.4
As	9.76	2.08	9.43	4.17	18.0	21.35	9.11	40	40	30	25
Pb	32.2	5.00	32.3	19.8	90.3	15.42	30.3	70	90	120	170
Cr	91.9	10.0	92.3	61.7	264	10.87	78	150	150	200	250
Cu	35.2	21.1	34.4	18.5	607	59.93	28.1	50	50	100	100
Ni	37.1	3.70	37.2	23.6	56.6	10.07	33.5	60	70	100	190
Zn	108.8	62.9	106.0	55.0	1 820	57.80	82.2	200	200	250	300
TN	1.33	0.26	1.30	0.70	2.40	19.6	/	/	/	/	/
TP	1.16	0.79	1.11	0.22	20.8	68.14	/	/	/	/	/
TK	23.6	2.40	24.3	10.3	28.0	10.15	/	/	/	/	/
TOC	17.7	5.10	17.6	2.40	43.8	28.62	/	/	/	/	/
pH	6.17	1.01	5.96	4.16	9.04	16.40	6.14	/	/	/	/

1)Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的单位为 $mg\cdot kg^{-1}$,TN、TP、TK 和 TOC 的单位为 $g\cdot kg^{-1}$,pH 无量纲,变异系数的单位为%；土壤污染风险筛选值参考《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018),A 表示 pH≤5.5,B 表示 5.5 < pH≤6.5,C 表示 6.5 < pH≤7.5,D 表示 pH > 7.5；/表示文献中无相关数据

2.2　土壤重金属含量空间分布特征

图 2 展示了研究区表层土壤 8 种重金属的空间分布. 从中可知,Cu、Ni 和 Zn 的高值区总体呈带状分布于中西部区域,低含量主要出现在西部区域；Hg 和 Pb 高含量区主要集中在研究区中部；Cd 的高值区零星分布在中部及东部区域,东部区域总体高于中西部区域；As 的高值区主要集中在西部村落,西部区域明显高于中东部区域；Cr 的高值区零散分布于全镇除西部少数村外的各个行政村. 可见,镇域尺度下的土壤重金属含量空间分布存在显著性差异.

2.3　土壤重金属污染评价

8 种土壤重金属的 I_{geo}(表 2)平均值依次为:Hg(0.18)、Zn(−0.22)、Cu(−0.30)、Cr(−0.36)、Ni(−0.45)、Pb(−0.51)、As(−0.52) 和 Cd(−0.82),除 Hg 外都小于 0,表明研究区土壤 Zn、Cu、Cr、Ni、Pb、As 和 Cd 总体处于无污染状态,而 Hg 整体处于轻度污染状态. 从采样点看,Pb、Ni 和 As 各有 1.65%、0.25% 和 4.95% 采样点的 I_{geo} 处于 0 ~1 之间,属于轻度污染,其余采样点均处于无污染状态；Cr 和 Cd 分别有 0.63% 和 2.54% 的采样点属轻度污染,都有 0.13% 采样点属于中度污染($2 < I_{geo} \leqslant 3$)；Cu 和 Zn 都有 0.13% 采样点属重度污染,分别有 0.25% 和 0.13% 为中度污染,属轻度污染的分别占 3.81% 和 7.61%；Hg 处于无污染、轻度、中度和中度-重度污染分别占 47.34%、40.61%、10.66% 和 1.40%. 说明研究区土壤 Zn、Cu、Cr、Ni、Pb、As 和 Cd 在少部分采样点可能存在点污染源,Hg 存在面源污染源. 李冰等[42]的研究指出,成都平原土壤 Hg 含量的总体分布趋势为北部相对较高,主要是受地质构造、城镇居民生活污染和工业企业污染物排放等的影响.

2.4　相关性分析

相关性分析结果显示多数重金属间存在显著($P < 0.05$)相关性(表 3),尤其是 Hg-Cd、As-Cd、Cr-Pb、Cu-Cd、Ni-Hg-Pb、Ni-Cu 和 Zn-Cr-Ni 之间存在极为显著($P < 0.01$)的相关性. 土壤性质中,除 Zn 外的其他 7 种元素与 TN、TP、TK、pH 和 TOC 中的两个及以上因子存在极为显著或显著相关性,表明土壤性质对 Cu、Pb、Cr、Ni、Cd、As 和 Hg 元素有显著影响. 地形因子中,高程与 Zn、Cr、Ni 和 Cd 有极为显著的负相关性,与 As 有极为显著正相

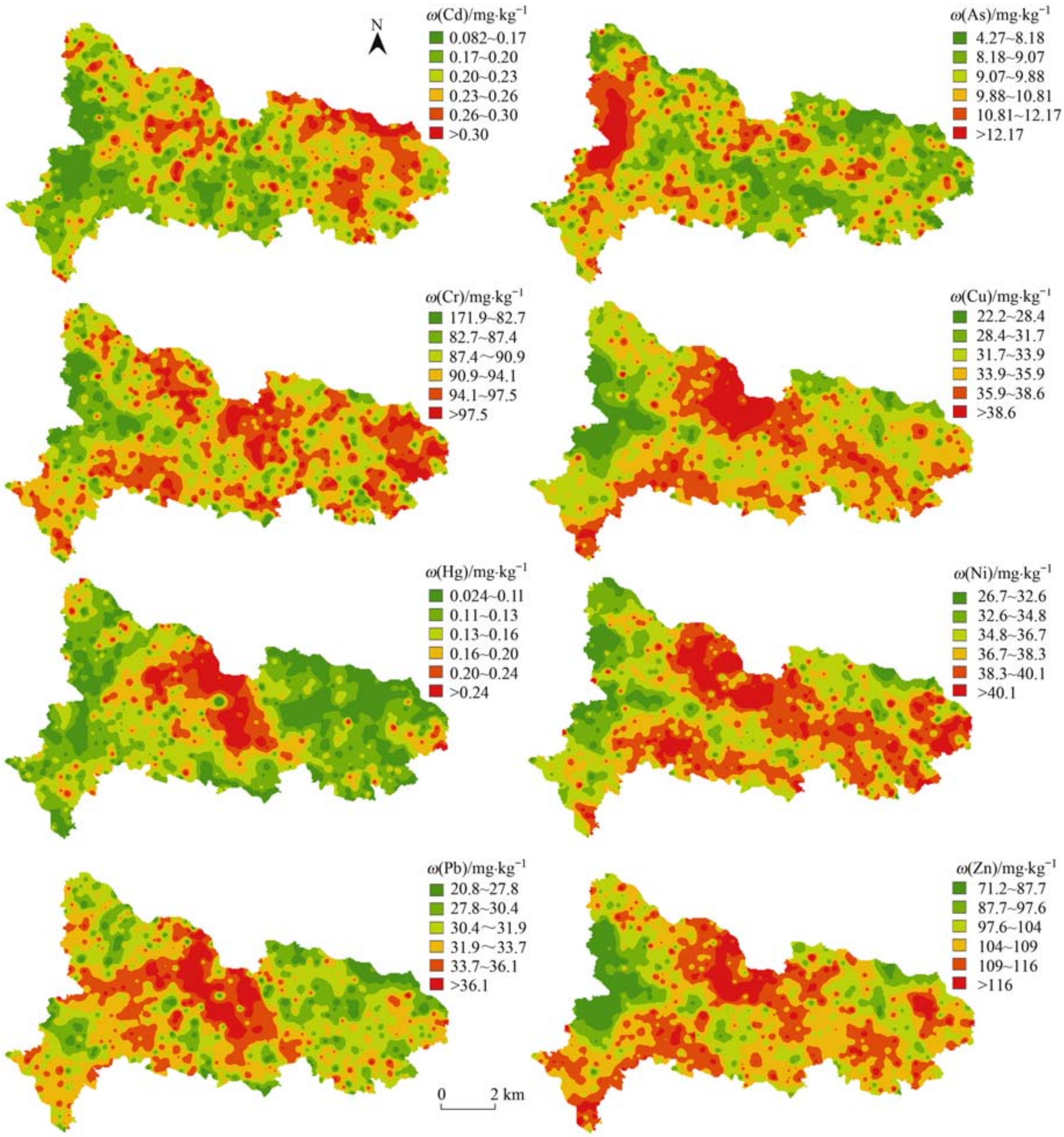


图 2 土壤重金属含量空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of the heavy metals in the topsoil

表 2 研究区土壤重金属地累积指数

Table 2 Index of geo-accumulation for soil heavy metals in study aera

元素	I_{geo}			各分级中样品数占总样品数比例/%						
	平均值	最大值	最小值	$I_{geo} \leqslant 0$	$0 < I_{geo} \leqslant 1$	$1 < I_{geo} \leqslant 2$	$2 < I_{geo} \leqslant 3$	$3 < I_{geo} \leqslant 4$	$4 < I_{geo} \leqslant 5$	$I_{geo} > 5$
Cu	-0.30	3.85	-1.19	95.81	3.81	0.25	0.0	0.13	0	0
Pb	-0.51	0.99	-1.20	98.35	1.65	0.0	0.0	0.0	0	0
Zn	-0.22	3.88	-1.16	92.13	7.61	0.13	0.0	0.13	0	0
Cr	-0.36	1.17	-0.92	99.24	0.63	0.13	0.0	0.0	0	0
Ni	-0.45	0.17	-1.09	99.75	0.25	0.0	0.0	0.0	0	0
Cd	-0.82	1.15	-2.19	97.34	2.54	0.13	0.0	0.0	0	0
As	-0.52	0.40	-1.71	95.05	4.95	0.0	0.0	0.0	0	0
Hg	0.18	2.87	-2.45	47.34	40.61	10.66	1.40	0.0	0	0

关性,表明小尺度研究区域的高程对土壤重金属元素也有一定影响; 坡度和坡向除与 Cd 和 Pb 存在显著相关性外,与其他元素无明显的相关性. 土地利用类型仅与 Ni 有显著负相关性,表明土壤利用类型对研究区土壤重金属的影响较弱. 距离因子中,As 与距工业用地距离有极为显著负相关性; 距商服用地

表 3　土壤重金属和影响因子相关性系数[1)]

Table 3　Pearson correlation coefficient of soil heavy metal elements and impact factors

	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Cd	As	Hg	Se	TN	TP	TK	pH	TOC	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7	X_8	X_9	X_{10}
Cu	1																							
Pb	0.051	1																						
Zn	0.033	0.076*	1																					
Cr	(0.004)	0.219**	0.213**	1																				
Ni	0.250**	0.290**	0.314**	0.454**	1																			
Cd	0.386**	0.148**	0.069	0.019	0.039	1																		
As	(0.053)	(0.072)*	(0.072)*	(0.014)	0.086*	(0.312)**	1																	
Hg	0.091*	0.602**	0.087*	0.087*	0.191**	0.161**	(0.129)**	1																
Se	0.033	0.296**	0.060	0.193**	0.153**	0.346**	(0.307)**	0.182**	1															
TN	0.023	0.146**	0.010	0.046	(0.016)	0.103**	(0.137)**	0.123**	0.132**	1														
TP	0.882**	(0.010)	0.007	(0.069)	0.051	0.462**	(0.199)**	0.052	0.079*	0.038	1													
TK	(0.043)	0.197**	0.038	0.370**	0.585**	(0.076)*	(0.140)**	0.156**	0.208**	0.035	(0.064)	1												
pH	0.032	(0.338)**	0.004	(0.129)**	(0.103)**	0.272**	0.045	(0.028)	(0.125)**	(0.104)**	(0.025)	(0.182)**	1											
TOC	0.143**	0.364**	0.021	0.114**	(0.033)	0.599**	(0.482)**	0.236**	0.482**	0.245**	0.286**	0.002	(0.138)**	1										
X_1	(0.001)	0.049	(0.098)**	(0.145)**	(0.274)**	(0.162)**	0.218**	(0.039)	(0.110)**	0.150**	(0.025)	(0.209)**	(0.125)**	(0.030)	1									
X_2	0.035	0.018	(0.011)	(0.011)	0.022	0.086*	(0.024)	0.037	(0.068)	(0.034)	0.012	(0.009)	0.147**	(0.016)	(0.121)**	1								
X_3	0.030	(0.074)*	(0.005)	(0.032)	0.011	0.034	0.056	(0.008)	(0.052)	(0.024)	0.019	(0.011)	0.049	(0.001)	(0.066)	0.012	1							
X_4	(0.022)	(0.013)	(0.027)	0.009	(0.078)*	0.020	0.055	0.047	(0.083)*	(0.070)*	(0.037)	(0.050)	0.113**	(0.030)	0.033	0.010	(0.096)**	1						
X_5	0.028	(0.051)	(0.038)	(0.084)*	(0.057)	(0.047)	(0.208)**	(0.025)	0.033	(0.019)	0.077*	0.059	(0.034)	0.008	(0.068)	(0.056)	0.009	(0.106)**	1					
X_6	(0.072)*	(0.116)**	0.018	(0.056)	(0.098)**	0.020	(0.092)*	(0.224)**	0.036	(0.043)	(0.010)	(0.143)**	(0.100)**	0.090*	(0.091)*	(0.134)**	0.021	(0.085)*	0.282**	1				
X_7	(0.013)	(0.167)**	0.085*	0.086*	0.137**	0.255**	(0.209)**	(0.078)*	0.054	(0.055)	0.008	(0.014)	0.226**	0.103**	(0.695)**	0.118**	0.062	(0.037)	0.017	0.144**	1			
X_8	0.202**	(0.124)**	(0.047)	(0.101)**	(0.074)*	0.023	0.046	(0.091)*	(0.133)**	(0.066)	0.178**	(0.199)**	0.075*	(0.051)	0.053	(0.008)	0.060	0.081*	0.062	(0.011)	0.043	1		
X_9	(0.021)	(0.148)**	(0.034)	(0.090)*	(0.156)**	0.147**	(0.109)**	(0.141)**	(0.019)	(0.056)	0.040	(0.219)**	0.072*	0.127**	(0.169)**	0.039	0.014	(0.043)	0.057	0.238**	0.301**	0.140**	1	
X_{10}	0.066	0.134**	(0.005)	0.005	0.077*	0.000	0.205**	0.031	(0.049)	0.042	0.005	(0.081)*	(0.061)	(0.047)	0.070	0.018	(0.008)	0.009	(0.109)**	(0.015)	(0.124)**	0.175**	0.027	1

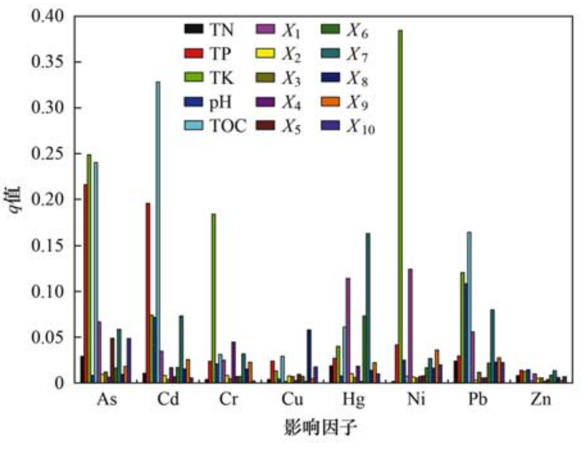
1) ** 表示 $P<0.01$(双侧)，* P 表示 <0.05(双侧)；X_1 表示高程，X_2 表示坡度，X_3 表示坡向，X_4 表示土地利用类型，X_5 表示距工业用地距离，X_6 表示距商服用地距离，X_7 表示距铁路距离，X_8 表示距住宅用地距离，X_9 表示距公路距离，X_{10} 表示距离河流距离；括号表示负数

距离与 Pb、Ni 和 Hg 有极为显著负相关性；距铁路距离与 Pb 和 As 有极为显著负相关性，与 Ni 和 Cd 有极为显著正相关性；距住宅区距离与 Cu 有极为显著正相关性，与 Pb 和 Cr 有极为显著负相关性；距公路距离 Pb、Ni、As 和 Hg 有极为显著正相关性，与 Cd 则有极为显著正相关性；距河流距离与 Pb 和 As 呈极为显著正相关性．总的来看，镇域尺度规模的距离因素对土壤重金属存在一定影响．

2.5 土壤重金属污染影响因素的地理探测器分析

2.5.1 因子探测器

因子探测器探测 15 个因子对 8 种重金属的解释力 q 值见图 3．不同因子对 8 种重金属的解释力存在一定差异，但总体上 TP、TK、pH、TOC、高程和距铁路距离对各元素含量空间分布均具有较强解释力．As 的首要影响因素是 TK(0.249)，其次是 TOC(0.240)，再次是 TP(0.216)．Cd 的首要影响因素是 TOC(0.328)，其次是 TP(0.196)，TK(0.074) 和距铁路距离(0.073)也有明显的影响．Cr 的第一影响因子是 TK(0.184)，其次是土地利用类型(0.045)，距铁路距离、TOC、高程、TP 和距公路距离也存在较大影响．Cu 的第一影响因子是距住宅区距离(0.058)，其次是 TOC(0.029)．Hg 的首要影响因子是距铁路距离(0.163)，其次是高程(0.114)，距商服用地距离、TOC 和 TK 也有较大影响．Ni 的首要影响因子是 TK(0.385)，其次是高程(0.124)．Pb 的第一、第二和第三影响因素分别是 TOC(0.165)、pH(0.121)和 TK(0.108)，距铁路距离和高程也存在明显的影响．Zn 的前三影响因素分别是 pH (0.014 5)、TP (0.013 9) 和距铁路距离 (0.013 5)，15 种影响因子对 Zn 的空间分布影响与对其他 7 种元素的影响相比明显偏弱，说明影响研究区 Zn 空间分布的影响因子还需进一步探究．



X_1．高程，X_2．坡度，X_3．坡向，X_4．土地利用类型，X_5．距工业用地距离，X_6．距商服用地距离，X_7．距铁路距离，X_8．距住宅用地距离，X_9．距公路距离，X_{10}．距离河流距离，下同

图 3 影响因子对 8 种土壤重金属的解释力 q 值

Fig. 3 Effects of different factors on the explanatory power of eight heavy metals in soils with q value

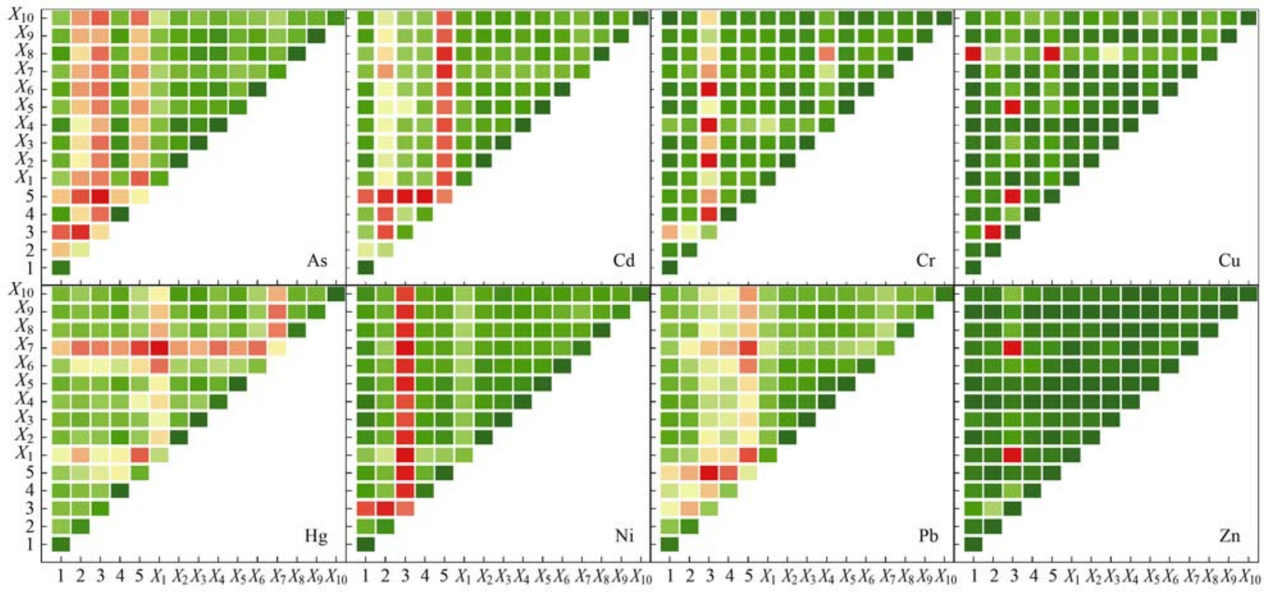
各影响因子对于不同重金属影响程度排序不同，揭示了不同重金属变化机制的异质性．总的来看，影响土壤重金属空间分布的主要因素是农业活动，研究区种植大面积果蔬和园艺苗圃，使用营养土、施肥、灌溉和施药等农业活动直接影响土壤理化性质，并伴随重金属的引入[41,42]．土壤理化性质的变化直接影响重金属的活性和迁移转化[43]．相关性分析也表明 TOC、TP、TN、TK 和 pH 与一个或多个重金属存在极为显著相关性，因此土壤理化性质是影响重金属空间分布的重要指标．地形因素反映了土壤重金属空间分布受自然因素影响的大小，影响过程缓慢[44]．研究区高程对 As、Cr、Hg、Ni 和 Pb 的空间分布存在明显影响，但对比 Pearson 相关性分析发现两者结果存在一致性和差异性，一致性如高程与 Cr、Ni 和 As 存在显著相关性，对它们的空间分布也有显著影响；差异性如相关性分析显示 Hg 与高程无显著相关性，但因子探测分析发现高程对 Hg 空间分布影响排第二，这是由于地理探测器分析的是重金属与影响因子间的关联性，包括线性和非线性关系，而 Pearson 相关系数不显著，说明重金属与影响因子之间无显著线性关系，但不代表没有非线性关系[31]．坡度和坡向对重金属的影响不明显，可能是由于研究区为小尺寸区域，坡度和坡向变化范围小的缘故．土地利用类型仅对 Cr 的空间分布产生较为明显的影响，对其他 7 种元素的空间分布无明显影响，这与其他人的研究存在明显差异[36,45]，可能是由于研究区土地利用类型变化快，界线不明显所致．

距铁路、工业用地、河流、住宅区、商服用地和公路的距离等因子都对研究区土壤中的一种或多种重金属的空间分布具有重要影响，体现为人类活动对土壤重金属空间分布变化的综合影响，人类活动改变了土壤重金属自然状态下的分布特征，形成新的空间特征[44]．河流水系是农业灌溉的重要水源，由工业排放、交通运输造成水源重金属富集进而通过农业灌溉引起农田土壤富集[44,46]．Cu 的第一影响因子是距住宅区距离，相关研究指出住宅区是人类活动最频繁区域，居民日常生活会产生大量含有重金属的生活垃圾，引起住宅区周围土壤发生改变，随着距离住宅区距离拉大，影响也会减小[47]，同时城镇密集的交通网络和频繁的人类活动，使得大量污染物通过大气沉降作用等扩散方式富集到土壤中进而产生污染[48]．另外，研究区分布着建材、

塑料和印刷等工厂企业，工业活动产生的“三废”携带的重金属，通过大气沉降、雨水冲刷和渗透等方式富集到土壤[14,40,46]．许多的研究证明了由于受汽车尾气排放和轮胎磨损等形成含有重金属的颗粒通过大气迁移与沉降进入土壤，使得公路或铁路周围的土壤重金属明显存在富集现象[44,46,49]．

2.5.2　交互作用探测

土壤的成分和结构复杂，重金属空间分布和污染通常是由多种因素共同作用形成的，不可能存在单一性质的因素或单一因子影响重金属的分布和变化[31]．因此，利用交互作用探测器分析多种因子对重金属空间分布的交互影响程度，有利于精准判断影响重金属空间分布的深层驱动机制[37]．从图 4 可知，任意两个因子的交互作用对 8 种重金属空间分异性影响的解释程度均大于单个因子的解释程度，多数为非线性增强作用，少数为双因子增强，不存在减弱或独立作用类型．就 As 而言，TOC、TK 和 TP 两两的交互作用值最大，且 TOC、TK、TP 分别与其他因子的相互作用值都不低于 0.216；对于 Cd，TOC 与其他因子的交互作用最强，TP 与其余因子的交互作用值都在 0.200 以上；对于 Cr，TK 与其余因子以及 $X_8 \cap X_4$ 的交互作用明显强于其他因子的交互作用；对于 Cu，TK∩TP、TK∩TOC、TK∩X_5、TN∩X_8 和 TOC∩X_8 的交互作用最强，q 值分别是 0.944、0.944、0.939、0.922 和 0.926；就 Hg 而言，X_1 和 X_7 与其余因子的交互作用占主导地位；对于 Ni，TK 与其余因子的交互作用最强；TOC 与其余因子以及 pH∩TK、TP∩TK、TK∩X_7 和 pH∩X_7 的交互作用对 Pb 的解释力最强；对 Zn 而言，TK∩X_1 和 TK∩X_7 的交互作用值最大(0.945)．总体而言，土壤性质(TN、TP、TK、TOC 和 pH)与其他因子交互作用对于研究区重金属的空间分异具有重要影响，同时高程、距住宅区距离、距铁路距离和距工业区距离也是重金属累积分布的重要影响因子．



1. TN, 2. TP, 3. TK, 4. pH, 5. TOC，下同

图 4　不同影响因子对土壤重金属影响的交互作用

Fig. 4　Interaction of different influence factors on soil heavy metals

2.5.3　风险区探测

利用风险区探测器探测了 15 个因子各自子区域两两间重金属是否存在显著性差异及重金属在各因子子区域的高值区和低值区(图 5)．就 As 而言，其在 TOC 子区域的显著性差异最强烈，其次是 TK 和 TP 的多数子区域中呈显著性差异．对于 Cd，在 TOC 的 6 个子区域中均存在显著性差异，在 TP 的子区域中除第五类∩第六类无显著性差异外，其余都存在显著性差异，另外，在 TK、pH 和距铁路距离的多数子区域有显著性差异；对于 Cr，仅在 TK 的多数子区域具有显著性差异；对于 Cu 在各因子子区域的显著性差异，最强烈的是 TOC，半数以上子区域显示显著性差异；就 Hg 来看，显著性差异最为强烈是在距铁路距离和高程的多数子区域；对于 Ni，其在 TK 大多数子区域呈现显著性差异，其次是高程和 TP 的子区域；对于 Pb，显著性差异最强烈的是 TOC 的子区域，其次是 TK、pH、距铁路距离和高程的子区域；对于 Zn，显著性差异最强烈的是 TK 的半数子区域．总的来看，Zn、Cu、Cr、Ni、Pb、As 和 Cd 在土壤性质影响因子子区域的差异最显著，

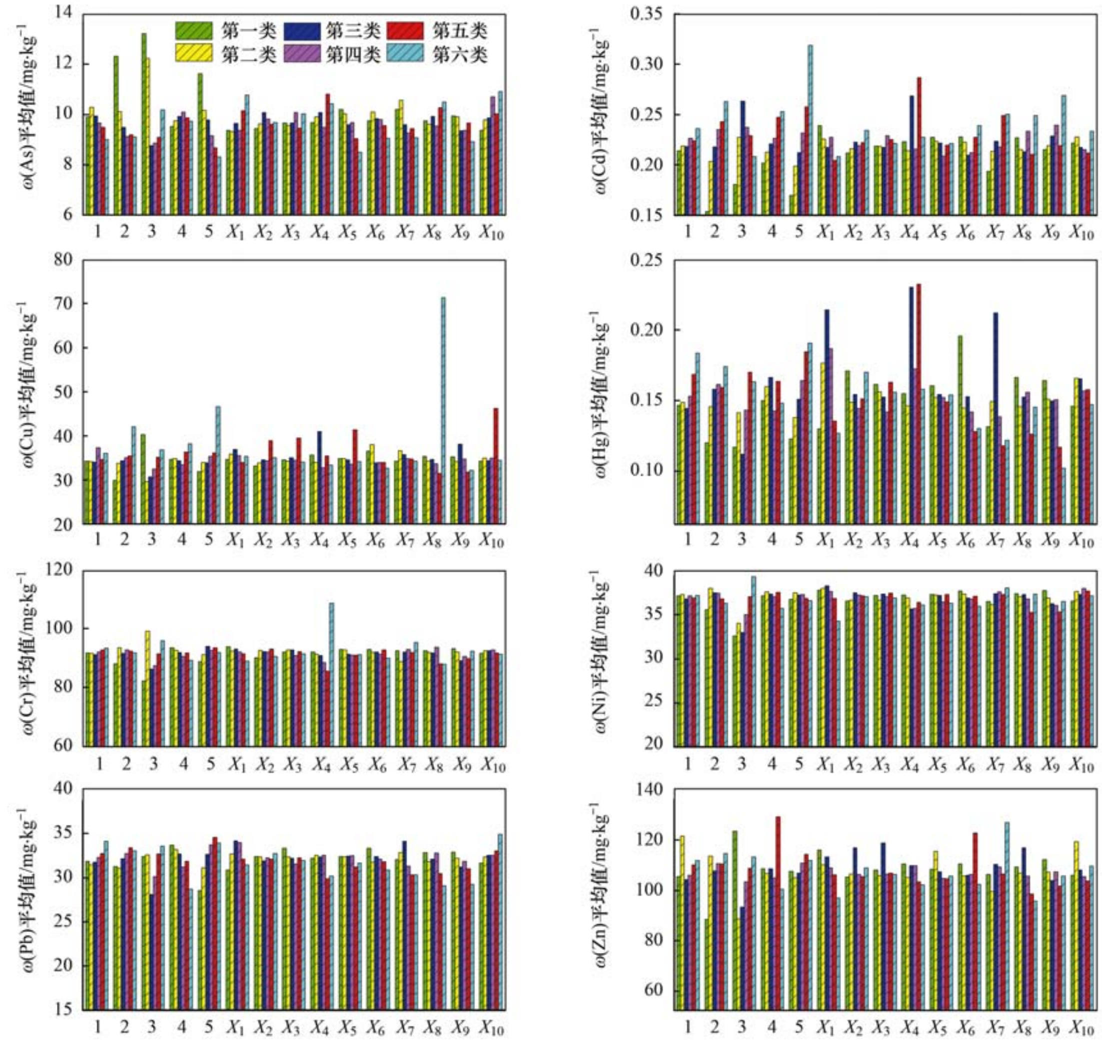


图 5 重金属含量风险区探测

Fig. 5 Risk detection of heavy metals contents

而 Hg 则在距铁路距离和高程的子区域的差异最显著. 另外,分析显示,风险区探测的结果与因子探测结果相一致,即因子探测对重金属解释力大的影响因子,其子区域间的重金属含量也存在显著性差异.

2.5.4 生态探测

生态探测着重比较一个影响因子和另一个影响因子对土壤重金属的空间分布的影响是否有显著的差异[31,45],若显著,则记为 Y,否则记为 N.

研究区土壤重金属的生态探测结果显示:TN 与 TP、TK 和 TOC 以及 TOC 与 pH 对 As 的影响存在显著差异,而其他因子之间的差异不显著; TOC 与 TN、TP、TK 和 pH 以及 TP 与 TN 对 Cd 的影响呈显著差异,其余影响因子间的差异不显著; TK 与 TN 和 TP 对 Cr 的影响存在显著差异; 对于 Hg 的影响,高程与 TN、TP 和 pH 以及距铁路距离与 TN、TP、TK、pH、TOC、坡度、坡向、土地利用类型、距工业用地距离和距商业用地距离存在显著差异; 对于 Ni 的影响,TK 与 TN 和 TP 以及高程与 TN、pH 和 TOC 显示显著差异; 对于 Pb 的影响,TY 与 TN 和 TP 以及 TOC 与 TN 和 TP 存在显著差异; 对于 Cu 和 Zn 的影响, 15 种影响因子间均不存在显著性差异.

3 结论

(1)研究区土壤重金属 Cd 含量平均值低于成都市土壤背景值,但 Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 含量平均值是背景值的 1.06 ~ 1.93 倍,且 Cu、Hg 和 Zn 的变异系数均大于50%. 地累积指数显示 Zn、Cu、Cr、Ni、Pb、As 和 Cd 总体处于清洁状态,而 Hg 整体属轻度污染,但 8 种重金属的含量平均值均低于土壤污染风险筛选值(GB 15618-2018).

(2)研究区土壤重金属空间分布存在显著差异性,Cu、Ni 和 Zn 高值区主要集中在研究区中西部区域,Hg 和 Pb 高值区主要集中在中部村落,As 高值区集中在西部区域,Cd 和 Cr 的高值区呈零散分布.

(3)相关性分析显示 8 种重金属间多数都存在

显著相关性,土壤重金属与土壤性质的相关性最为强烈,与距离因子和地形因子的相关性次之,与成土因素的相关性最弱.

(4)镇域尺度下 8 种重金属与 15 种影响因子的因子探测结果显示,TP、TK、pH、TOC、高程和距铁路距离对 8 种土壤重金属的解释力尤为显著. 交互探测发现,交互作用解释力均显示增强效应,TN、TP、TK、TOC 和 pH 与其他因子交互作用是重金属空间分异的主导因素,高程、距住宅区距离、距铁路距离和距工业区距离也是重要影响因子. 风险区探测显示 Hg 在高程和距铁路距离的子区域的差异最显著,其他重金属在土壤性质影响因子子区域的差异最显著,且对重金属解释力大的影响因子,其子区域间的重金属含量的差异性尤为显著. 总体上,研究区土壤重金属空间分布是多种因素共同作用的结果,且不同影响因素对不同重金属元素的作用强弱不尽相同,但人类活动因素对重金属空间分布的扰动最为强烈.

参考文献:

[1] Wong C S C, Li X D, Thornton I. Urban environmental geochemistry of trace metals[J]. Environmental Pollution, 2006, **142**(1): 1-16.

[2] 环境保护部国土资源部发布全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. http://www.gov.cn/xinwen/2014-04/17/content_2661765.htm, 2014-04-17.

[3] Zhao L F, Xu Y, Hou H, *et al*. Source identification and health risk assessment of metals in urban soils around the Tanggu chemical industrial district, Tianjin, China[J]. Science of the Total Environment, 2014, **468-469**: 654-662.

[4] 张富贵, 彭敏, 王惠艳, 等. 基于乡镇尺度的西南重金属高背景区土壤重金属生态风险评价[J]. 环境科学, 2020, **41**(9): 4197-4209.
Zhang F G, Peng M, Wang H Y, *et al*. Ecological risk assessment of heavy metals at township scale in the high background of heavy metals, Southwestern, China[J]. Environmental Science, 2020, **41**(9): 4197-4209.

[5] Li G, Sun G X, Ren Y, *et al*. Urban soil and human health: a review[J]. European Journal of Soil Science, 2018, **69**(1): 196-215.

[6] 吴先亮, 黄先飞, 李朝婵, 等. 黔西煤矿区土壤重金属污染水平及其形态[J]. 水土保持研究, 2018, **25**(6): 335-341.
Wu X L, Huang X F, Li C C, *et al*. Soil heavy metal pollution degrees and metal chemical forms around the coal mining area in western Guizhou[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2018, **25**(6): 335-341.

[7] 周亚龙, 杨志斌, 王乔林, 等. 雄安新区农田土壤-农作物系统重金属潜在生态风险评估及其源解析[J]. 环境科学, 2021, **42**(4): 2003-2015.
Zhou Y L, Yang Z B, Wang Q L, *et al*. Potential ecological risk assessment and source analysis of heavy metals in soil-crop system in Xiong'an new district[J]. Environmental Science, 2021, **42**(4): 2003-2015.

[8] 刘昭玥, 费杨, 师华定, 等. 基于UNMIX模型和莫兰指数的湖南省汝城县土壤重金属源解析[J]. 环境科学研究, 2021, **34**(10): 2446-2458.
Liu Z Y, Fei Y, Shi H D, *et al*. Source apportionment of soil heavy metals in Rucheng county of Hunan province based on UNMIX model combined with Moran index[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, **34**(10): 2446-2458.

[9] 于旦洋, 王颜红, 丁茯, 等. 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, 2021, **52**(4): 1000-1008.
Yu D Y, Wang Y H, Ding F, *et al*. Comparison of analysis methods of soil heavy metal pollution sources in China in last ten years[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2021, **52**(4): 1000-1008.

[10] 陈航, 王颖, 王澍. 铜山矿区周边农田土壤重金属来源解析及污染评价[J]. 环境科学, 2022, **43**(5): 2719-2731.
Chen H, Wang Y, Wang S. Source analysis and pollution assessment of heavy metals in farmland soil around Tongshan mining area[J]. Environmental Science, 2022, **43**(5): 2719-2731.

[11] 吕柏楠, 王超, 师华定, 等. 基于受体模型与地统计的耕地土壤重金属污染源解析[J]. 环境科学研究, 2021, **34**(12): 2962-2969.
Lü B N, Wang C, Shi H D, *et al*. Analysis of heavy metal pollution sources in cultivated land soil based on receptor model and geostatistics[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, **34**(12): 2962-2969.

[12] Xiao Y, Guo M Y, Li X H, *et al*. Spatial distribution, pollution, and health risk assessment of heavy metal in agricultural surface soil for the Guangzhou-Foshan urban zone, south China[J]. PLoS One, 2020, **15**(10), doi: 10.1371/journal.pone.0239563.

[13] Ennaji W, Barakat A, El Baghdadi M, *et al*. Heavy metal contamination in agricultural soil and ecological risk assessment in the northeast area of Tadla plain, Morocco[J]. Journal of Sedimentary Environments, 2020, **5**(3): 307-320.

[14] 李伟迪, 崔云霞, 曾撑撑, 等. 太滆运河流域农田土壤重金属污染特征与来源解析[J]. 环境科学, 2019, **40**(11): 5073-5081.
Li W D, Cui Y X, Zeng C C, *et al*. Pollution characteristics and source analysis of heavy metals in farmland soils in the Taige canal valley[J]. Environmental Science, 2019, **40**(11): 5073-5081.

[15] Li Y F, Zhao Z Q, Yuan Y, *et al*. Application of modified receptor model for soil heavy metal sources apportionment: a case study of an industrial city, China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, **26**(16): 16345-16354.

[16] 宋波, 张云霞, 庞瑞, 等. 广西西江流域农田土壤重金属含量特征及来源解析[J]. 环境科学, 2018, **39**(9): 4317-4326.
Song B, Zhang Y X, Pang R, *et al*. Analysis of characteristics and sources of heavy metals in farmland soils in the Xijiang river draining of Guangxi[J]. Environmental Science, 2018, **39**(9): 4317-4326.

[17] 赵靓, 梁云平, 陈倩, 等. 中国北方某市城市绿地土壤重金属空间分布特征、污染评价及来源解析[J]. 环境科学, 2020, **41**(12): 5552-5561.
Zhao L, Liang Y P, Chen Q, *et al*. Spatial distribution, contamination assessment, and sources of heavy metals in the urban green space soils of a city in north China[J]. Environmental Science, 2020, **41**(12): 5552-5561.

[18] Shi T Z, Hu Z W, Shi Z, *et al*. Geo-detection of factors controlling spatial patterns of heavy metals in urban topsoil using multi-source data[J]. Science of the Total Environment, 2018,

643: 451-459.

[19] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, **72**(1): 116-134.
Wang J F, Xu C D. Geodetector: principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, **72**(1): 116-134.

[20] Qiao P W, Yang S C, Lei M, *et al*. Quantitative analysis of the factors influencing spatial distribution of soil heavy metals based on geographical detector[J]. Science of the Total Environment, 2019, **664**: 392-413.

[21] 齐杏杏, 高秉博, 潘瑜春, 等. 基于地理探测器的土壤重金属污染影响因素分析[J]. 农业环境科学学报, 2019, **38**(11): 2476-2486.
Qi X X, Gao B B, Pan Y C, *et al*. Influence factor analysis of heavy metal pollution in large-scale soil based on the geographical detector[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(11): 2476-2486.

[22] Zhu Z, Wang J X, Hu M G, *et al*. Geographical detection of groundwater pollution vulnerability and hazard in karst areas of Guangxi province, China[J]. Environmental Pollution, 2019, **245**: 627-633.

[23] 张晨晨, 黄翀, 何云, 等. 黄河三角洲浅层地下水埋深动态与降水的时空响应关系[J]. 水文地质工程地质, 2020, **47**(5): 21-30.
Zhang C C, Huang C, He Y, *et al*. An analysis of the space-time patterns of precipitation-shallow groundwater depth interactions in the Yellow river Delta[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2020, **47**(5): 21-30.

[24] 王正雄, 蒋勇军, 张远嘱, 等. 基于GIS与地理探测器的岩溶槽谷石漠化空间分布及驱动因素分析[J]. 地理学报, 2019, **74**(5): 1025-1039.
Wang Z X, Jiang Y J, Zhang Y Z, *et al*. Spatial distribution and driving factors of karst rocky desertification based on GIS and geodetectors[J]. Acta Geographica Sinica, 2019, **74**(5): 1025-1039.

[25] 陈万旭, 李江风, 曾杰, 等. 中国土地利用变化生态环境效应的空间分异性与形成机理[J]. 地理研究, 2019, **38**(9): 2173-2187.
Chen W X, Li J F, Zeng J, *et al*. Spatial heterogeneity and formation mechanism of eco-environmental effect of land use change in China[J]. Geographical Research, 2019, **38**(9): 2173-2187.

[26] Ren Y, Deng L Y, Zuo S D, *et al*. Geographical modeling of spatial interaction between human activity and forest connectivity in an urban landscape of southeast China[J]. Landscape Ecology, 2014, **29**(10): 1741-1758.

[27] Dai X A, Gao Y, He X W, *et al*. Spatial-temporal pattern evolution and driving force analysis of ecological environment vulnerability in Panzhihua city[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2020, **28**(6): 7151-7166.

[28] 徐超璇, 鲁春霞, 黄绍琳. 张家口地区生态脆弱性及其影响因素[J]. 自然资源学报, 2020, **35**(6): 1288-1300.
Xu C X, Lu C X, Huang S L. Study on ecological vulnerability and its influencing factors in Zhangjiakou area[J]. Journal of Natural Resources, 2020, **35**(6): 1288-1300.

[29] 朱琪, 周旺明, 贾翔, 等. 长白山国家自然保护区及其周边地区生态脆弱性评估[J]. 应用生态学报, 2019, **30**(5): 1633-1641.
Zhu Q, Zhou W M, Jia X, *et al*. Ecological vulnerability assessment on Changbai Mountain National Nature reserve and its surrounding areas, northeast China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, **30**(5): 1633-1641.

[30] 王钰, 胡宝清. 西江流域生态脆弱性时空分异及其驱动机制研究[J]. 地球信息科学学报, 2018, **20**(7): 947-956.
Wang Y, Hu B Q. Spatial and temporal differentiation of ecological vulnerability of Xijiang river in Guangxi and its driving mechanism[J]. Journal of Geo-Information Science, 2018, **20**(7): 947-956.

[31] 李雨, 韩平, 任东, 等. 基于地理探测器的农田土壤重金属影响因子分析[J]. 中国农业科学, 2017, **50**(21): 4138-4148.
Li Y, Han P, Ren D, *et al*. Influence factor analysis of farmland soil heavy metal based on the geographical detector[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2017, **50**(21): 4138-4148.

[32] 张军, 董洁, 梁青芳, 等. 宝鸡市区土壤重金属污染影响因子探测及其源解析[J]. 环境科学, 2019, **40**(8): 3774-3784.
Zhang J, Dong J, Liang Q F, *et al*. Heavy metal pollution characteristics and influencing factors in Baoji arban soils[J]. Environmental Science, 2019, **40**(8): 3774-3784.

[33] 孙慧, 毕如田, 郭颖, 等. 广东省土壤重金属溯源及污染源解析[J]. 环境科学学报, 2018, **38**(2): 704-714.
Sun H, Bi R T, Guo Y, *et al*. Source apportionment analysis of trace metal contamination in soils of Guangdong province, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, **38**(2): 704-714.

[34] Li C, Li F B, Wu Z F, *et al*. Effects of landscape heterogeneity on the elevated trace metal concentrations in agricultural soils at multiple scales in the Pearl River Delta, south China[J]. Environmental Pollution, 2015, **206**: 264-274.

[35] 鲍丽然, 邓海, 贾中民, 等. 重庆秀山西北部农田土壤重金属生态健康风险评价[J]. 中国地质, 2020, **47**(6): 1625-1636.
Bao L R, Deng H, Jia Z M, *et al*. Ecological and health risk assessment of heavy metals in farmland soil of northwest Xiushan, Chongqing[J]. Geology in China, 2020, **47**(6): 1625-1636.

[36] 周洋, 赵小敏, 郭熙, 等. 基于地理探测器的寻乌县土壤微量元素影响因子分析[J]. 核农学报, 2021, **35**(6): 1420-1432.
Zhou Y, Zhao X M, Guo X, *et al*. Influence factors analysis of soil trace elements in Xunwu county based on the geographical detector[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2021, **35**(6): 1420-1432.

[37] 张军, 高煜, 王国兰, 等. 典型河谷城市土壤重金属含量空间分异及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2021, **30**(6): 1276-1285.
Zhang J, Gao Y, Wang G L, *et al*. Spatial differentiation and influencing factors of heavy metal content in soils of typical river valley city[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, **30**(6): 1276-1285.

[38] 韦壮绵, 陈华清, 张煜, 等. 湘南柿竹园东河流域农田土壤重金属污染特征及风险评价[J]. 环境化学, 2020, **39**(10): 2753-2764.
Wei Z M, Chen H Q, Zhang Y, *et al*. Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in farmland soils at Shizhuyuan Donghe river basin of Southern Hunan[J]. Environmental Chemistry, 2020, **39**(10): 2753-2764.

[39] 孙秀敏, 陈琼, 张键, 等. 广东某区农田土壤重金属污染现状及潜在生态风险分析[J]. 当代化工, 2021, **50**(2): 293-297.
Sun X M, Chen Q, Zhang J, *et al*. Status of pollution of heavy metals in agricultural soil in an area of Guangdong and assessment of potential ecological risk[J]. Contemporary Chemical Industry, 2021, **50**(2): 293-297.

[40] 张丽，张乃明，包立，等. 滇东南农田土壤重金属分布特征及污染风险评价[J]. 土壤通报，2020，**51**(2)：473-480.
Zhang L, Zhang N M, Bao L, *et al*. Heavy metal distribution and pollution risk assessment in farmland soil in southeastern Yunnan province[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2020, **51**(2): 473-480.

[41] 曾琴琴，王永华，刘才泽，等. 四川省南部县土壤地球化学元素分布特征研究[J]. 沉积与特提斯地质，2021，**41**(4)：656-662.
Zeng Q Q, Wang Y H, Liu C Z, *et al*. A study on distribution of elements of soil in Nanbu County, Sichuan province [J]. Sedimentary Geology and Tethyan Geology, 2021, **41**(4): 656-662.

[42] 李冰，王昌全，谭婷，等. 成都平原土壤重金属区域分布特征及其污染评价[J]. 核农学报，2009，**23**(2)：308-315.
Li B, Wang C Q, Tan T, *et al*. Regional distribution and pollution evaluation of heavy metal pollution in topsoils of the Chengdu plain[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2009, **23**(2): 308-315.

[43] 赵一鸣，董颖博，林海，等. 土壤理化性质对重金属形态的影响[J]. 农业工程，2018，**8**(12)：38-43.
Zhao Y M, Dong Y B, Lin H, *et al*. Influence of soil physical and chemical properties on forms of heavy metals [J]. Agricultural Engineering, 2018, **8**(12): 38-43.

[44] 宋恒飞，吴克宁，李婷，等. 寒地黑土典型县域土壤重金属空间分布及影响因素分析—以海伦市为例[J]. 土壤通报，2018，**49**(6)：1480-1486.
Song H F, Wu K N, Li T, *et al*. The Spatial distribution and influencing factors of farmland heavy metals in the cold black soil region: a case of Hailun County[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2018, **49**(6): 1480-1486.

[45] 周伟，李丽丽，周旭，等. 基于地理探测器的土壤重金属影响因子分析及其污染风险评价[J]. 生态环境学报，2021，**30**(1)：173-180.
Zhou W, Li L L, Zhou X, *et al*. Influence factor analysis of soil heavy metal based on geographic detector and its pollution risk assessment[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, **30**(1): 173-180.

[46] 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.

[47] 舒心，李艳，李锋，等. 土壤重金属累积对土地利用与景观格局的响应[J]. 环境科学，2019，**40**(5)：2471-2482.
Shu X, Li Y, Li F, *et al*. Impacts of land use and landscape patterns on heavy metal accumulation in soil[J]. Environmental Science, 2019, **40**(5): 2471-2482.

[48] 李清良，吴倩，高进波，等. 基于小流域尺度的土壤重金属分布与土地利用相关性研究——以厦门市坂头水库流域为例[J]. 生态学报，2015，**35**(16)：5486-5494.
Li Q L, Wu Q, Gao J B, *et al*. Distribution of heavy metals in topsoils affected by land use patterns at a small watershed scale: a case study in the Bantou reservoir watershed in Xiamen, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, **35**(16): 5486-5494.

[49] 纪冬丽，曾琬晴，张新波，等. 天津近郊农田土壤重金属风险评价及空间主成分分析[J]. 环境化学，2019，**38**(9)：1955-1965.
Ji D L, Zeng W Q, Zhang X B, *et al*. Ecological risk assessment and principal component analysis of heavy metals in suburban farmland soils of Tianjin[J]. Environmental Chemistry, 2019, **38**(9): 1955-1965.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 43 No. 10

Oct. 15, 2022

CONTENTS