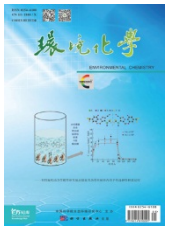

环境化学
Environmental Chemistry
ISSN 0254-6108,CN 11-1844/X

《环境化学》网络首发论文

题目：袁州区表层土壤重金属污染特征及潜在生态风险来源的地理探测
作者：陈艺，蔡海生，曾君乔，何庆港，刘雪乾，喻淞瀚，张学玲
收稿日期：2020 年 9 月 27 日
网络首发日期：2021-04-23
引用格式：陈艺，蔡海生，曾君乔，何庆港，刘雪乾，喻淞瀚，张学玲．袁州区表层土壤重金属污染特征及潜在生态风险来源的地理探测[J/OL]．环境化学.
https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1844.X.20210421.1832.042.html

网络首发：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容，只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188，CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

网络首发时间：2021-04-23 10:45:17
网络首发地址：https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1844.X.20210421.1832.042.html

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 化 学
ENVIRONMENTAL CHEMISTRY

第 40 卷第 4 期 2021 年 4 月
Vol. 40, No. 4 April 2021

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2020092702

陈艺, 蔡海生, 曾君乔,等.袁州区表层土壤重金属污染特征及潜在生态风险来源的地理探测[J].环境化学,2021,40(4).

CHEN Yi, CAI Haisheng, ZENG Junqiao, et al. Characteristics of heavy metal pollution in surface soil and geographical detection of potential ecological risk sources in Yuanzhou District[J].Environmental Chemistry,2021,40(4).

袁州区表层土壤重金属污染特征及潜在生态风险来源的地理探测*

陈 艺[1] 蔡海生[1,2**] 曾君乔[3] 何庆港[1] 刘雪乾[1]
喻淞瀚[1] 张学玲[1]

(1. 江西农业大学江西省鄱阳湖流域农业资源与生态重点实验室/江西农业大学富硒农业产业发展研究中心, 南昌, 330045;
2. 江西旅游商贸职业学院,南昌,330100; 3. 江西省自然资源厅国土资源勘测规划院, 南昌, 330025)

摘 要 为了探究具有典型的南方丘陵地貌的袁州区表层土壤重金属的空间分布现状、污染程度以及重金属的主要来源,本研究检测该区域 162 份表层土壤样本中镉(Cd)、汞(Hg)、砷(As)、铅(Pb)、铬(Cr)、铜(Cu)、镍(Ni)、锌(Zn)等 8 种重金属的含量,运用地统计学、富集因子法、单项污染指数法、潜在生态风险评价法和地理探测器,分析研究区表层土壤重金属污染特征并进行潜在生态风险评价,进一步探究导致空间差异分布的主要影响因素.结果表明,研究区表层土壤重金属含量的空间分布具有明显的差异性,Cd 和 Hg 对于研究区土壤环境质量和农产品安全具有较大威胁;研究区中部偏北、东北部、东部以及西部的部分地区存在着较强的潜在生态风险;自然源、农业源、工业源和交通源共同影响着研究区土壤重金属的累积和迁徙,其中工业源和交通源是 Cd、Hg、Pb、Cu 的空间分异性的主要来源,农业源、自然源和交通源是 As、Zn、Ni、Cr 的主要来源.

关键词 土壤重金属,土壤污染,生态风险评估,地理探测器, 袁州区.

Characteristics of heavy metal pollution in surface soil and geographical detection of potential ecological risk sources in Yuanzhou District

CHEN Yi[1] *CAI Haisheng*[1,2**] *ZENG Junqiao*[3] *HE Qinggang*[1]
LIU Xueqian[1] *YU Songhan*[1] *ZHANG Xueling*[1]

(1. Jiangxi Key Laboratory of Agricultural Resources and Ecology of Poyang Lake Basin, Jiangxi Agricultural University/ Research Center of Selenium-Rich Agricultural Industry Development, Jiangxi Agricultural University, Nanchang,330045, China;
2. Jiangxi Vocational College of Tourism and Business, Nanchang,330100, China;
3.Jiangxi Provincial Department of Natural Resources Land Resources Survey and Planning Institute, Nanchang, 330025, China)

Abstract: In order to explore the spatial distribution, pollution level and main sources of heavy metals in the surface soil of Yuanzhou District, the contents of eight heavy metals, cadmium, mercury, arsenic, lead, chromium, copper, nickel and zinc, in 162 surface soil samples from the region were examined. Geostatistics, enrichment factor method, single pollution index method, potential ecological risk assessment method and geographical detector were used to evaluate and analyze the sources of heavy metal pollution and potential ecological risk in the surface soil of the study area. The results showed that the spatial distribution of heavy metal content in the surface

2020 年 9 月 27 日收稿(Received:September 27, 2020).

* 国家自然科学基金(31660140, 31560150)和江西省土地开发整理中心项目(2019-026)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (31660140, 31560150) and Land Development and Consolidation Center of Jiangxi Province (2019-026).

* * **通讯联系人 Corresponding author**, Corresponding author, E-mail: caihsh@263.net

quality and agricultural product safety soil of the study area was significantly different. Cd and Hg posed a great threat to the soil environmental in the study area, and the cumulative effect of heavy metals Cd and Ni in the soil in the study area was the largest. Some areas in the middle, northeast, east and west of the study area had a strong potential ecological risk. Natural sources, agricultural sources, industrial sources and traffic sources jointly affected the accumulation and migration of heavy metal content in the soil of the study area, and Industrial sources and transportation sources were the main sources of spatial differentiation of Cd, Hg, Pb, Cu, agricultural sources, natural sources and transportation sources were the main sources of As, Zn, Ni, Cr.

Keywords: soil heavy metals, soil pollution, ecological risk assessment, geographic detector, Yuanzhou District

土壤是生物圈的重要组分之一,是陆地生态系统的物质循环和能量传递的主要介质,土壤中养分、矿物质等含量变化与其所处自然和社会环境具有较强的相关性[1].二十世纪以来,随着城市化进程的推进,工业建设对土地的持续需求以及人口密度快速增长等情况日益突出,这促使我国经济稳步发展的同时,也在一定程度上对土壤环境健康问题带来威胁[2].除了土壤类型、地貌地形、距水源距离等自然因素的影响,工业活动中废气废物的排放、化石燃料的不完全燃烧、农业生产中农药化肥的过量使用、畜禽粪便堆积、交通运输中废气的大气沉降等人为活动干扰因素,也在一定程度上增加了表层土壤中重金属的累积效应,并且对土壤质量的危害具有持久性和不可逆性[3].由于没有有效的输出途径,重金属在土壤中长期积累,不仅会导致土壤缓冲能力和肥力下降,影响农作物产量,还能通过降雨淋滤和地表径流进入地表水系统,破坏生态系统的平衡,威胁农作物安全,甚至经过呼吸、皮肤接触等暴露途径危害人体健康[4].土壤重金属污染问题已成为当前全球亟待解决的环境问题之一,我国于 2016 年颁布《土壤污染防止行动计划》,2018 年颁布《中华人民共和国土壤污染防治法》,表明国家已经非常重视土壤污染的防治和修复工作,这对于提高生态环境质量和保证人类健康具有重要意义[5-6].

目前国内外学者针对土壤重金属污染开展的研究,多是综合统计学、地理学、地质学、生态学等学科知识,以工业区[7]、农业区[8-9]、矿区[10]、公园[11]、公交站点[12]等作为研究区域,研究内容多集中于运用地统计学、数学模型、地理信息系统空间分析技术等方法分析重金属空间分布规律、污染程度、富集程度和生态风险评估,采用定性和定量方法确定污染来源,探究重金属的有效防治措施,研究发现土壤中重金属的富集与污染程度,与当地自然条件、交通运输、工业污染沉降等具有明显相关性[13-15].

袁州区是江西省宜春市的政治、经济、文化和信息中心,近年来围绕“乡村振兴战略”,该区域大力推广先进的农业耕作技术,广泛开展试验示范基地,农业和工业经济发展态势良好,但经济快速增长的同时也加剧了土壤环境质量的恶化,摸清该区域重金属空间分布特征和污染程度、明确污染来源,是提升该区域整体环境质量的首要任务和基础环节.本研究以袁州区作为研究区域,运用统计学法、富集因子法、单项污染指数法和潜在生态风险评价法分析该区域表层土壤重金属(Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn)的空间分布特征并对其进行污染评价,运用地理探测器探究主要影响因素及影响强度,以期为当地土壤环境质量保护和管理、污染源的定向防控治理提供科学合理的参考建议.

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 研究区概况

袁州区(27°33′—28°05′N,113°54′—114°37′E)位于江西省宜春市的西南部(图 1),处于赣西城镇群的核心位置,总面积 253752 hm^2,其中耕地面积占比 21.66%.2018 年末总人口 116.27 万,城镇化水平为 39.96%.境内水资源丰富,年平均气温为 14—17 ℃,属于亚热带季风性气候,风光秀美,气候宜人.区域内交通便捷,是长三角、珠三角、闽三角的共同腹地.区域内地势西高东低,属于典型的江南丘陵地貌.土壤类型主要有红壤(55.98%)、水稻土(23.99%)和石灰土(18.13%)等,其中红壤是境内最典型的土壤类型,广泛分布在山地丘陵地带;水稻土是区境主要耕作土壤,主要分布在海拔较低的冲积平原区.土壤成土母质主要有结晶岩类风化物、泥质岩类风化物、红纱岩类风化物等.目前全区拥有龙头农业工厂企

业和专业合作社 55 家,面积千亩以上的大型养殖场 129 个.

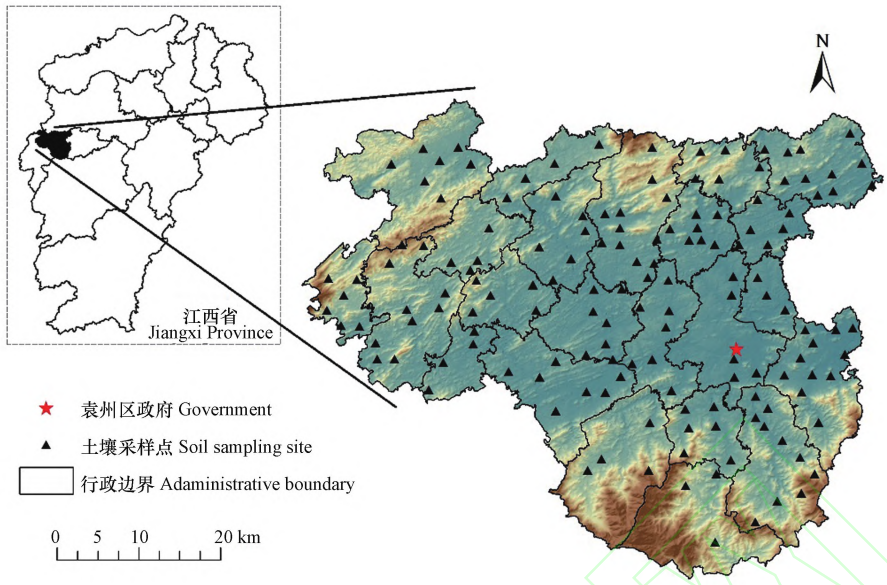

图 1　研究区地理位置及土壤采样点空间分布示意图

Fig.1　Schematic diagram of geographical location and spatial distribution of soil sampling points in the study area

1.2　样品收集与分析

课题组于 2019 年 5 月中旬前往江西省宜春市袁州区进行土壤样品采集,根据土地利用、地块面积和地形地势的情况,避开沟渠、田埂、路边等非典型区域,主要集中于农用地土壤,灵活按照对角线布点法、梅花形布点法确定样点位置,使用半圆槽取土器,每个采样点取其周围 5 处表层(0—20 cm)土壤充分混合均匀,取 1 kg 左右样品装入自封袋中,共收集到 162 个土壤样品(其中水田样品 54 个、旱地样品 40 个、园地样品 40 个、林地样品 28 个),并利用 GPS 定位仪获得每个土壤样点的经纬度坐标信息.带回实验室后经自然风干、木棒碾碎、2 mm 孔径尼龙筛过筛等操作,制备土壤样品,各取 500 g 送至江西省地质调查研究院,进行镉(Cd)、汞(Hg)、砷(As)、铅(Pb)、铬(Cr)、铜(Cu)、镍(Ni)、锌(Zn)等 8 种重金属含量检测以及 pH 值检测,得到土壤样点检测表.其中汞元素采取冷原子吸收分光光度法测定,Cu、Zn、Ni 和 Cr 采取火焰原子吸收分光光度法测定,Pb 和 Cd 采取石墨炉原子吸收分光光度法测定,As 采取原子荧光法测定,有机质含量采取重铬酸钾氧化外加热法测定,样本的 pH 值采用 pH 计测定.基于 ArcGIS10.2 软件将土壤样点矢量化,绘制土壤样点空间分布图(图 1).

1.3　其他指标收集与处理

根据研究区的实际情况,参考相关文献[16-18],从地形地势、植被覆盖、土地利用、土壤条件、人为干扰等方面,选取成土母质、坡度、归一化植被覆盖度指数(NDVI)、土地利用、土壤质地、土壤类型、化肥使用量、距公路距离和距工厂距离九个因子作为探究研究区土壤环境生态风险空间异质性的影响因子,涉及栅格数据、矢量数据以及统计数据三类数据.栅格数据主要包括遥感影像和数字高程(DEM)数据,均是从地理空间数据云网站(http://www.gscloud.cn/)得到,遥感影像经 ENVI 软件图像预处理后,经过波段运算得到 NDVI 数据;DEM 数据经 ArcGIS 软件的拼接、裁剪、坡度提取等操作,得到坡度数据.矢量数据包括行政区划数据、2018 年土地利用变更数据、土壤质地数据和土壤类型数据,均由袁州区自然资源局提供,土地利用数据经 ArcGIS 软件的属性提取、字段计算、栅格化等操作,重新分为耕地、园地、林地、草地、水域、建设用地、其他土地等 7 类;将行政边界经 ArcGIS 软件的创建渔网操作,划分为 1 km×1 km 的格网,共计 3413 个.统计数据是由袁州区农业局提供的化肥使用量统计数据,经 ArcGIS10.2 软件的矢量化、空间插值等操作得到人为干扰因子化肥使用量的空间分布数据.

1.4　评价方法

1.4.1　统计学分析

为了消除强偏态分布和离群值对分析结果造成的误差,采取 3 倍标准差法剔除异常数据值 10 个,

实际分析样本数据 152 个,利用 SPSS 软件对样点数据进行 K-S 正态分布检验和一般描述性统计分析,对于呈非正态分布的数据进行对数、平方根变换,分析数据的峰度、偏度、变异系数等指标,使其符合或者趋于正态分布规律[19].基于区域化变量理论,采用地统计学方法对研究区的土壤重金属的空间变异特征进行分析,目的是寻找各个重金属的拟合精度最高的半方差函数模型参数,依据此函数的参数和原始数据来估计其他位置的变量数据,此函数由决定系数 R^2 和残差 RSS 大小决定[20],本研究利用 GS+10.0软件对转换后的数据进行半变异函数拟合,再通过 ArcGIS10.2 的空间插值工具得到最优的空间分布规律,从而准确的模拟出重金属的空间分布特征,揭示重金属空间分布规律,半变异函数模型见参考文献[21].

1.4.2 富集因子法

富集因子法是由戈登(Gorden)于二十世纪七十年代初期提出,用来确定大气气溶胶粒子中元素的自然和人为来源,如今广泛应用于诊断大气、土壤、降水、沉积物等系统中元素的自然以及人为因素的干扰[22].计算公式如下:

$$EF = \frac{(C_i / C_{ref})_{土壤}}{(C_i / C_{ref})_{地壳}} \quad (1)$$

式中,EF 为富集指数,C_i 为土壤重金属元素 i 的含量,C_{ref} 为参考元素含量,通常选择挥发性弱、化学稳定性高、含量丰富的惰性元素为参考元素,如 Fe、Al、Sc 等[23].本研究选取 Sc 作为参考元素,实测值取江西省土壤重金属 Sc 背景值[24].经相学者测算,地壳中 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn、Sc 的丰度分别为 0.2、0.08、1.8、13、100、55、75、70、22 $mg \cdot kg^{-1}$[25-26].按照自然和人为因素干扰程度的不同,可将富集指数分为 6 个等级(表 1).

表 1 富集因子分级标准

Table 1 Enrichment factor grading criteria

富集指数 EF Concentration index	富集程度 Degree of enrichment	富集指数 EF Concentration index	富集程度 Degree of enrichment
EF<1	未富集	5≤EF<20	显著富集
1≤EF<2	轻微富集	20≤EF<40	高度富集
2≤EF<5	中度富集	40≤EF	极度富集

1.4.3 单项污染指数法

根据国土资源部 2016 年颁布的《土地质量地球化学评价规范》(以下简称《规范》),采用单项污染指数法测算研究区土壤重金属污染情况,公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (2)$$

式中,P_i 为土壤样本点重金属 i 的单项污染指数,C_i 为土壤重金属 i 的实测值,S_i 为土壤样本点重金属 i 的风险管控筛选值,参考《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值确定.根据《规范》中给出的等级划分标准,可将土壤重金属单项污染指数划分为以下 5 个等级(表 2):

表 2 单项污染指数等级划分标准

Table 2 Classification standard of single pollution index

单项污染指数 P_i Single pollution index	污染等级 Pollution level	单项污染指数 P_i Single pollution index	污染等级 Pollution level
$P_i \leq 1$	清洁	$3 < P_i \leq 5$	中度污染
$1 < P_i \leq 2$	轻微污染	$P_i > 5$	重度污染
$2 < P_i \leq 3$	轻度污染		

1.4.4 潜在生态风险评价

土壤中重金属对农用地以及人体健康的潜在威胁程度有所差异,二十世纪八十年代初瑞典科学家

Lars Hakanson 结合重金属的生态效应、环境效应和毒理学知识,提出基于毒性相应系数的土壤和沉积物潜在生态风险评价模型,来分析重金属污染对于土壤环境、人类健康等的潜在危害程度[27].计算公式如下:

$$E_r^i = T_r^i \times C_r^i / C_0^i \tag{3}$$

$$RI = \sum_{i=1}^{n} E_r^i \tag{4}$$

式中,E_r^i 为某土壤重金属 i 的单项潜在生态危害指数,RI 为样本点的潜在生态风险指数. T_r^i 为某重金属 i 的毒性相应系数, Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的毒性响应系数分别为 30、40、10、5、2、5、5、1[28-29]. C_r^i 为某重金属 i 的实测值, C_0^i 为某重金属 i 的背景值,这里以江西省土壤重金属背景值为参考.单因子生态危害指数和潜在生态风险指数的分级标准如表 3 所示.

表 3　单因子生态危害指数和潜在生态风险指数分级标准

Table 3　Classification criteria of single-factor ecological hazard index and potential ecological risk index

单因子生态危害指数 E Single factor ecological hazard index	风险等级 Risk level	潜在生态风险指数 RI Index of potential ecological risk	风险等级 Risk level
E<40	轻微	RI<150	轻微
40≤E<80	中度	150≤RI<300	中度
80≤E<160	高度	300≤RI<600	强
160≤E<320	强	RI≥600	极强
E≥320	极强		

1.4.5　地理探测器

地理探测器(Geographical detector)由中国科学院王劲松研究员的课题组开发,基于空间分异理论探究变量的驱动力以及影响因子的交互作用和空间关联的一种统计学方法,该模型由因子探测器、交互作用探测器、风险探测器以及生态探测器组成,目前已广泛应用于人体健康、环境污染、土壤养分、城市化驱动力等领域[30-32].本研究借助于 GeoDetector 2015 软件的因子探测器、交互作用探测器,诊断研究区土壤重金属含量和潜在生态风险空间分异的影响因子及其交互作用强度.

2　结果与讨论(Results and discussion)

2.1　土壤重金属含量特征分析

描述性统计结果如图 2 和表 4 所示,由结果可知土壤重金属 Cd、Hg、As、Pd、Cr、Cu、Ni 和 Zn 含量的均值分别为 0.42、0.15、12.07、41.33、76.23、28.86、26.84、85.59 mg·kg^{-1}.变异系数(coefficient of variation, CV)是标准差与平均值的比值,用来揭示数据的离散程度,这里可以用来解释土壤重金属含量的平均变异程度,一般来说值大于 0.36 为高度变异,值在 0.15—0.36 之间为中度变异,值小于 0.15 为弱变异[33].由变异系数测算结果来看,As 和 Cd 属于高度变异,表明这两种重金属受自然和人为干扰的影响空间分布的离散程度较大,其他重金属属于中度变异,变异强度结果由大到小依次为 As>Cd>Pb>Hg>Cu>Ni>Zn>Cr.运用 SPSS24.0 软件对土壤样本数据进行 K-S 检验,结果发现 Cu、Ni 和 Zn 符合正态分布,经对数转换后,Cd、Pb 分别符合对数正态分布和近似对数正态分布,经平方根转换后,As 符合平方根正态分布,Hg 和 Cr 符合近似平方根分布,经转换后的 8 种重金属数据均满足地统计学分析前提条件.偏度表明随机变量分布的偏斜方向和程度,接近于 0 可认为是对称分布,峰度用来描述随机变量分布形态的陡缓程度,其绝对值越大表示与正态分布的差异程度越大[34].转换后的数据统计其偏度和峰度,Cr 和 Ni 为负偏态,其他重金属均为正偏态,值均趋近于 0,基本呈对称分布状态;峰度结果显示绝对值最大的为 As(6.93),其他重金属值处于 0.12—2.54 之间,均符合或逼近于正态分布.

运用 GS+10.0 软件对土壤样本的重金属含量进行半变异函数分析,拟合结果如表 5 所示.Cd 和 As 的最优插值模型为指数模型,Hg、Pb、Cu、Ni 和 Zn 的最优插值模型为球状模型,Cr 的最优插值模型为高斯函数.函数参数中块金值(C_0)和基台值(C_0+C)的比值($C_0/(C_0+C)$)可以揭示变量的空间自相关程

度.8 种土壤重金属的块金值与基台值的比值处于 23.58%—47.97%之间,数据分布均呈现出中等程度的空间自相关性,这表明八种土壤重金属的空间差异受到结构性因素(成土母质、土壤质地等)和随机性因素(如人工施肥、耕作措施、交通、工业污染等)的双重作用[35].

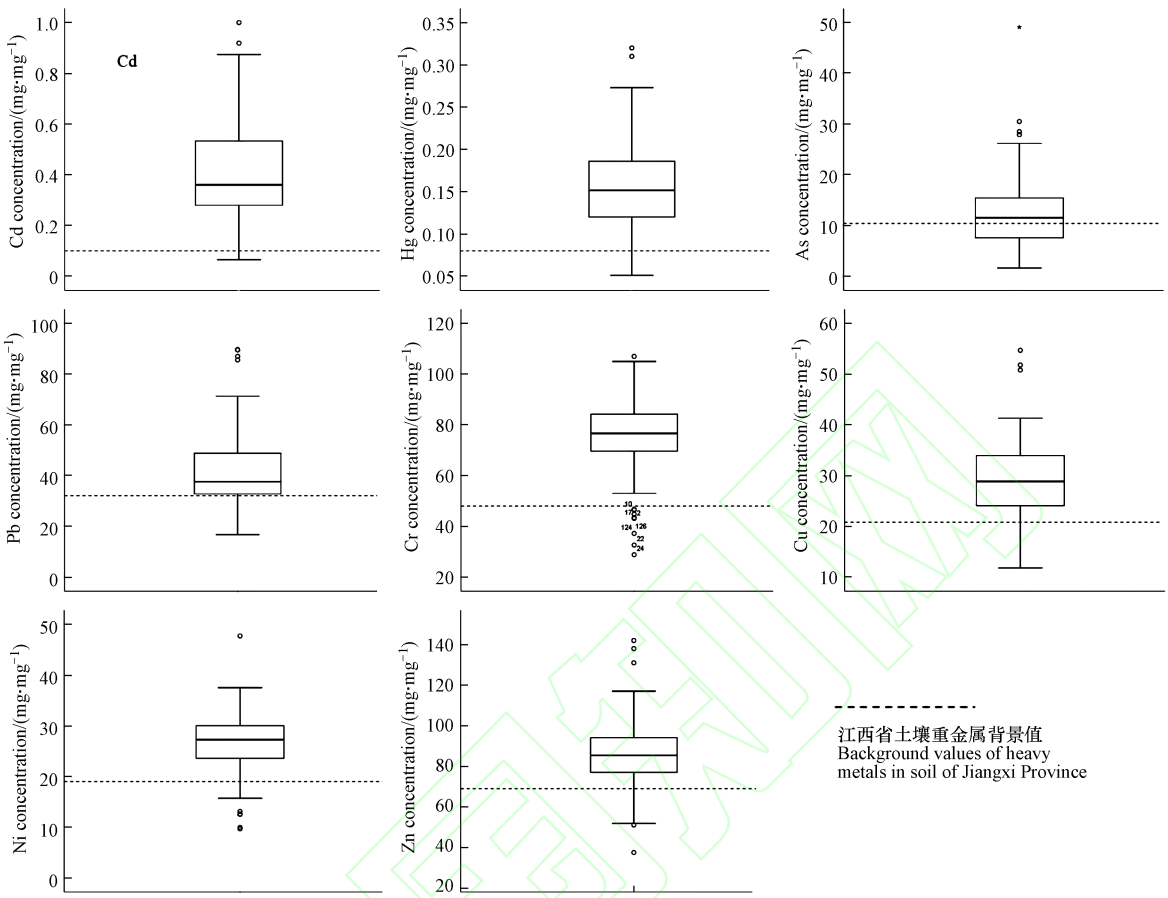

图 2 研究区土壤样本重金属含量箱线图

Fig.2 Boxplot of heavy metal content in soil samples in the study area

表 4 研究区土壤样本重金属含量描述性统计特征

Table 4 Descriptive statistical characteristics of heavy metal content in soil samples in the study area

重金属 Heavy metal	最大值 Max/(mg·kg⁻¹)	最小值 Min/(mg·kg⁻¹)	平均值 Mean/(mg·kg⁻¹)	偏度 Partial degrees	峰度 kurtosis	变异系数 CV	分布类型 Distribution type	背景值[24] The background value/(mg·kg⁻¹)
Cd	1.00	0.07	0.42	0.82	0.12	0.45	对数正态分布	0.10
Hg	0.32	0.05	0.15	0.45	0.26	0.33	近似平方根正态分布	0.08
As	49.10	1.61	12.07	1.76	6.93	0.53	平方根正态分布	10.40
Pb	89.60	16.70	41.33	1.37	2.54	0.35	近似对数正态分布	32.10
Cr	114.00	28.80	76.23	−0.49	1.33	0.19	近似平方根正态分布	48.00
Cu	54.70	11.80	28.86	0.54	0.30	0.32	正态分布	20.80
Ni	47.70	9.66	26.84	−0.20	0.42	0.27	正态分布	19.00
Zn	142.00	37.50	85.59	0.29	0.33	0.24	正态分布	69.00

2.2 土壤重金属空间分布特征分析

参照半方差函数拟合结果,基于 ArcGIS10.2 软件的克里金插值法绘制研究区土壤重金属空间分布图(图 3),结果显示 8 种土壤重金属在空间分布上具有一定的差异性.Cd 的高值区和低值区分布较为集中,高值区主要集中于东部、西部和北部乡镇,呈“三角”状分布,而西北部和南部部分地区为低值区.Hg 的空间分布特征与 Cd 差异很大,高值区主要分布于西部、北部和东北部的部分地区,西部、南部和东南

部为低值区.As、Cu、Ni 和 Zn 的高值区分布地区基本一致,均集中分布于研究区的北部和西北部地区,东南部地区土壤中的 As 和 Ni 含量整体偏低,呈现出“西北-东南对立”分布态势,而 Cu 呈现“左右对立”分布态势.东北部为 Pb 空间分布低值区,与 Zn 一致,高值区主要集中于研究区的东南部.Cr 的高值区和低值区呈现条带状分布特征,高值区主要分布于北部和西北部地区,低值区主要分布于中部和南部地区.

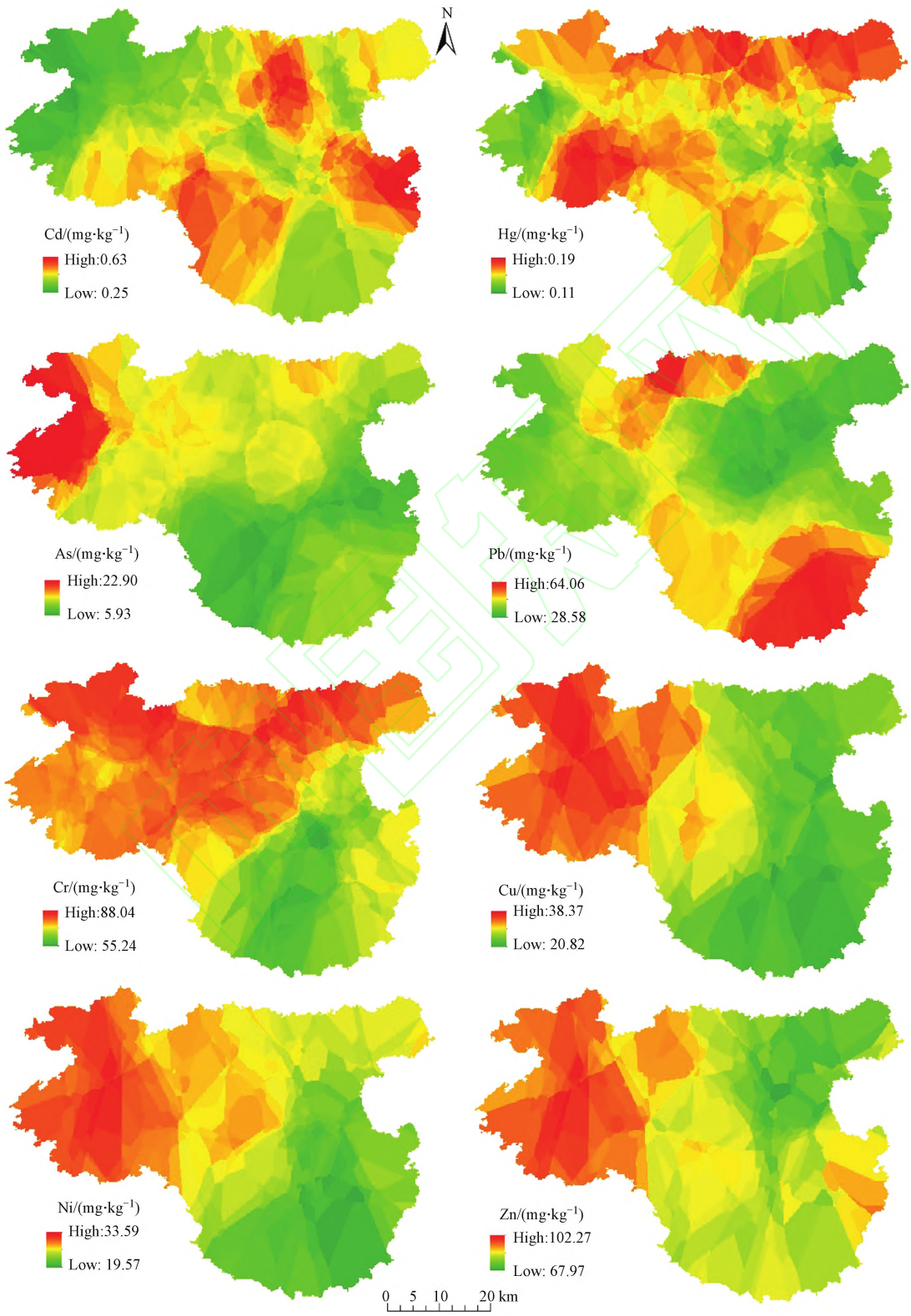

图 3　研究区土壤重金属含量空间分布示意图

Fig.3　Spatial distribution diagram of heavy metal content in soil in the study area

表 5 研究区土壤样本重金属半方差函数及拟合参数

Table 5 Semi-variance functions and fitting parameters of heavy metals in soil samples in the study area

重金属 Heavy metal	函数模型 Function model	C_0	C_0+C	$C_0/(C_0+C)$ /%	A_0 /m	R^2	RSS
Cd	指数模型 Exponential	0.00795	0.02086	38.11983	850.00	0.80600	2.374×10^{-6}
Hg	球状模型 Spherical	0.01372	0.02860	47.97203	2920.00	0.76200	4.735×10^{-5}
As	指数模型 Exponential	0.03840	0.14310	26.83438	71100.00	0.86100	5.844×10^{-4}
Pb	球状模型 Spherical	0.00391	0.00844	46.30332	17160.00	0.78400	7.155×10^{-6}
Cr	高斯函数 Gaussian	0.00518	0.01146	45.20070	9120.00	0.75500	9.565×10^{-6}
Cu	球状模型 Spherical	0.02708	0.09680	27.97203	14930.00	0.83700	2.805×10^{-4}
Ni	球状模型 Spherical	0.02530	0.08860	28.55530	15750.00	0.82900	4.490×10^{-5}
Zn	球状模型 Spherical	0.01472	0.06240	23.58974	14960.00	0.91600	1.782×10^{-4}

2.3 土壤重金属富集及污染程度分析

研究区土壤重金属富集指数结果如图 4 所示.土壤重金属富集程度为 As(12.29)>Pb(5.83)>Cd(3.82)>Hg(3.54)>Zn(2.24)>Cr(1.40)>Cu(0.96)>Ni(0.66).样本中 As 总体处于轻微-极度富集状态,其中 82.24%处于显著富集状态,此外还有 8.55%处于高度-极度富集状态,Pb 分别有 59.21%和 40.79%处于显著富集和中度富集状态,出现局部聚集分布特征.样本中 Cd 和 Hg 均达到显著富集水平,Cd 有 23.03%为显著富集状态,样本中 Hg 有八成处于中度富集状态.Zn、Cr、Cu 和 Ni 均处于未富集-中度富集状态.整体来看,As、Pb、Cd 和 Hg 的富集程度较大,Cu 和 Ni 的富集程度较轻.

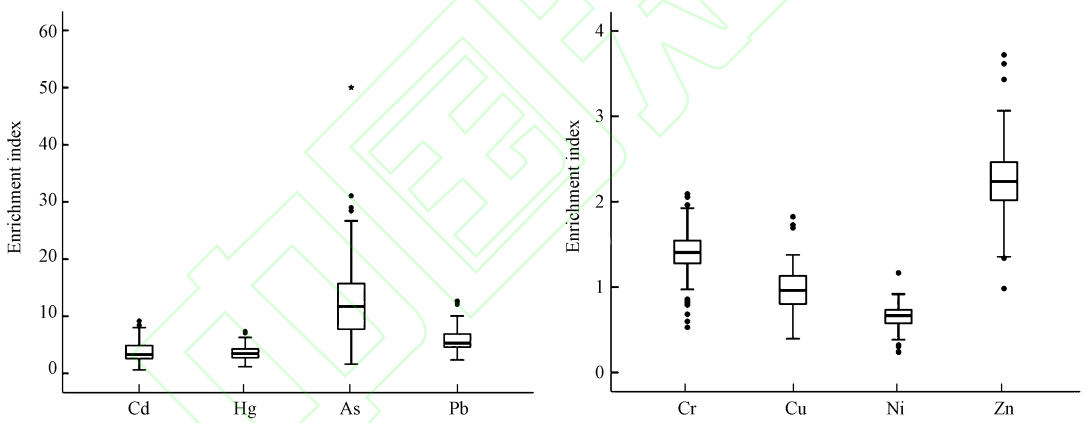

图 4 研究区土壤样本重金属富集指数箱线图

Fig.4 Boxplot of heavy metal enrichment index of soil samples in the study area

研究区表层土壤的重金属污染程度具有明显的差异性,单项污染程度由高到低依次为:Cd(1.28)>Cu(0.48)>Cr(0.43)>Pu(0.42)>Zn(0.40)>As(0.36)>Ni(0.35)>Hg(0.14).重金属 Cu、Cr、Pu、Zn、As、Ni 和 Hg 的单项污染指数均处于 0—1 之间,属于清洁等级.重金属 Cd 的污染程度最为严重,各等级占比分别为清洁状态 44.74%、轻微污染 38.82%、轻度污染 15.13%、中度污染 1.32%.图 5 所示为研究区土壤重金属 Cd 的单项污染程度空间分布示意图.由图 5 可知,研究区东部和中部的工业园区附近土壤中重金属 Cd 的含量较高,污染程度较为严重,且这些高值点位及区域主要分布于大型工厂企业、养殖场以及交通主干道周边地区,可能是由于近邻工厂排放的废气废物经大气沉降对周边土壤的重金属产生积累效应,另外研究区土壤酸化严重,当地农业耕种过程中长期使用土壤改良剂、农药化肥等也在一定程度上危害土壤健康.

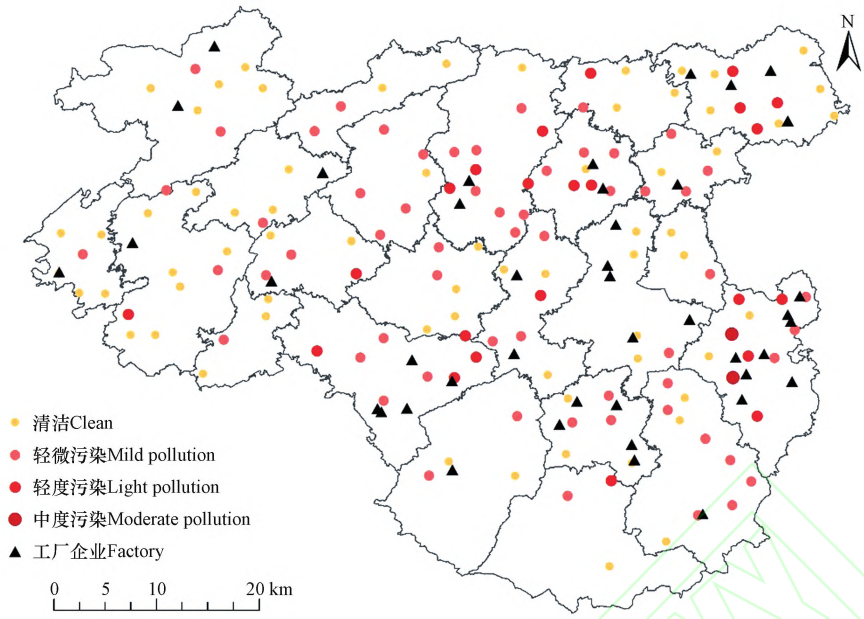

图 5　研究区土壤重金属 Cd 的单项污染程度空间分布图

Fig.5　Spatial distribution diagram of single pollution degree of soil heavy metal Cd in the study area

2.4　土壤重金属潜在生态风险评价

研究区潜在生态风险评价结果如图 6 所示.单项潜在生态危害指数由高到低依次为 Cd(125.17)>Hg(77.19)>As(11.61)>Ni(7.06)>Cu(6.94)>Pb(6.44)>Cr(3.18)>Zn(1.30),Cd 的潜在生态风险程度最高,单项潜在生态风险指数处于 19.50—300.00 之间,有 25%的样品已达强生态风险等级,高生态风险、中度生态风险和轻微生态风险所占比例分别为 55.26%、15.79%和 3.95%,远远超出其他重金属,高值区主要集中于北部、西部和东部的部分地区.Hg 的单项潜在生态风险程度也达到强生态风险等级,有 45.4%属于高度及以上生态风险等级,主要分布于北部和西部地区.

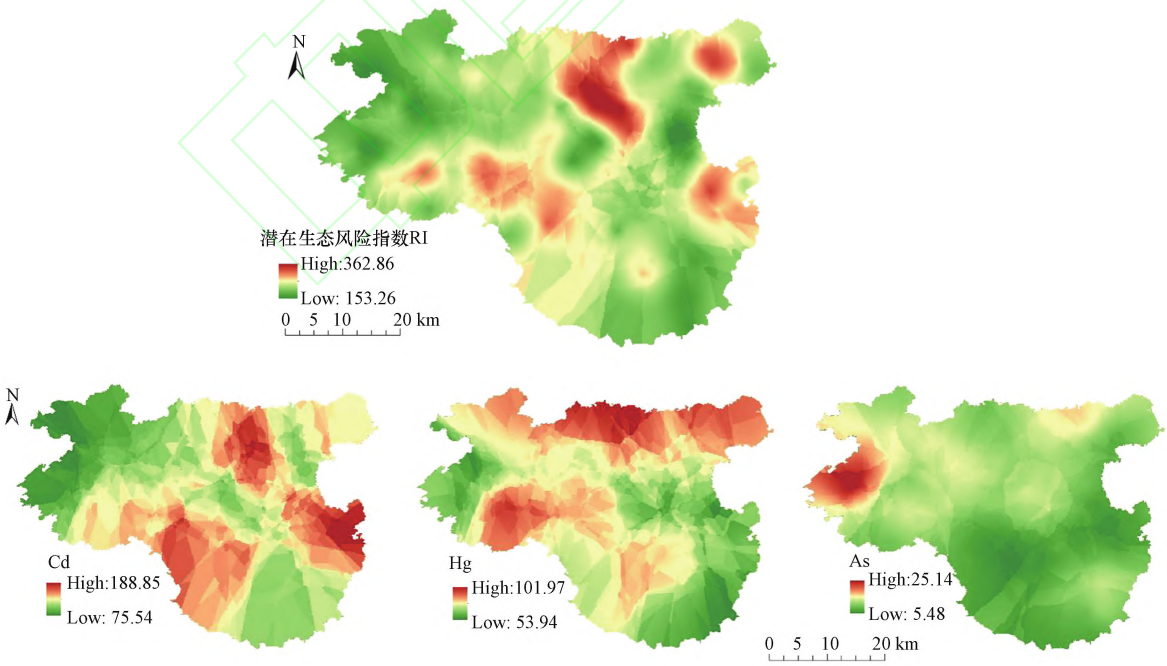

图 6　研究区土壤重金属潜在生态风险评价(a)、Cd(b)、Hg(c)和 As(d)单因子生态风险指数空间分布示意图

Fig.6　The spatial distribution diagram of single factor ecological risk index of soil heavy metals Cd, Hg and As in the study area

样本中 As 呈中度生态风险等级的样本点仅有一个,其余均属于轻微生态风险.Ni、Cu、Pb、Cr 和 Zn 均处于轻微生态风险等级,这五种重金属对于研究区的土壤环境质量的生态危害性较小.研究区土壤样本的重金属潜在生态风险综合指数处于 93.53—429.68 之间,整体上处于中度生态风险等级,但是仍有 19.08%处于强生态风险等级,插值结果显示主要位于中部偏北、东北部、东部以及西部的部分地区,Cd 和 Hg 元素对于研究区土壤生态环境健康的威胁程度最大.

2.5 土壤重金属潜在风险因子识别与分析

参考相关文献,本研究选取 10 个影响因子,探究研究区表层土壤重金属含量和潜在生态风险的空间分布差异的主要原因,影响因子的空间分布如图 7 所示,将行政边界数据通过 ArcGIS10.2 软件处理为 1 km×1 km 的格网,取格网中心点(图 8),用中心点对影响因子进行离散化处理,并根据自然断点法分为 7 级,均通过 0.05 显著性水平检验.将这十个影响因素的属性值输入 GeoDetector 2015 软件作为自变量,将土壤重金属含量和潜在生态风险综合指数作为因变量.因子探测器用于探究不同因子对于土壤重金属空间分异的影响程度,主要是通过 q 值来测算,其值越大,表明该影响因子对于土壤重金属含量空间分异的解释能力越强即影响程度越高,从而筛选出土壤重金属含量空间分异的主要影响因素;交互作用探测器用于探究影响因子的共同作用对于土壤重金属空间分异的组合影响,值越大,交互作用解释力越强,进而识别出土壤重金属空间分布差异性的复合影响因素.

基于地理探测器的研究区土壤重金属的因子探测和交互探测结果如表 6、表 7 所示.由因子探测结果可知,距公路距离对研究区潜在生态风险的空间分异的影响最大, q 值为 0.1652,其次是化肥施用量(0.1096)、成土母质(0.0701);化肥施用量、距水源距离、距公路距离对 Cd 的影响较大,成土母质、距公路距离、化肥施用量对 Cr 的影响较大,坡度、距水源距离、土壤类型对 As 的影响较大,距公路距离、化肥施用量、距工厂距离对 Pb 的影响较大,距公路距离、距水源距离、化肥施用量对 Cu 的影响较大,距公路距离、成土母质、距工厂距离对 Zn 的影响较大,距公路距离、成土母质、化肥施用量对 Hg 和 Ni 的影响较大.

表 6 研究区土壤重金属影响因子探测结果

Table 6 Detection results of soil heavy metal influence factors in the study area

重金属 Heavy metal	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7	X_8	X_9	X_{10}
Cd	0.0994	0.0110	0.2871	0.1281	0.0216	0.1607	0.0259	0.0134	0.0201	0.0243
Hg	0.1370	0.0173	0.1071	0.2239	0.0280	0.0055	0.0120	0.0151	0.0910	0.0165
As	0.1416	0.0165	0.0778	0.1080	0.0987	0.1485	0.1798	0.0029	0.1424	0.0675
Pb	0.0413	0.0349	0.2150	0.3432	0.1461	0.0333	0.0612	0.0354	0.0603	0.0469
Cr	0.3995	0.0142	0.1581	0.2083	0.0144	0.1564	0.0221	0.0169	0.1506	0.0873
Cu	0.0856	0.0240	0.1015	0.2215	0.0985	0.1303	0.0084	0.0073	0.0368	0.0602
Ni	0.1651	0.0313	0.3352	0.1835	0.1281	0.0479	0.0099	0.0102	0.0537	0.0615
Zn	0.2165	0.0325	0.1082	0.2259	0.1357	0.0889	0.0143	0.0130	0.0139	0.0349
潜在生态风险 Potential ecological risks	0.0701	0.0073	0.1096	0.1652	0.0085	0.0420	0.0101	0.0099	0.0433	0.0103

注:X_1为成土母质,X_2为 NDVI,X_3为化肥施用量,X_4为距公路距离,X_5为距工厂距离,X_6为距水源距离,X_7为坡度,X_8为土地利用,X_9为土壤类型,X_{10}为土壤质地.

Note: X_1 is the parent soil, X_2 is NDVI, X_3 is the amount of fertilizer applied, X_4 is the distance from the highway, X_5 is the distance from the factory, X_6 is the distance from the water source, X_7 is the slope, X_8 is the land use, X_9 is the soil type, and X_{10} is the soil texture.

由交互作用探测结果可知因子两两交互的复合作用要强于单个因子的影响力,强度略有差异,交互后多为非线性增强作用.结果显示成土母质-化肥施用量的交互作用对研究区潜在生态风险的空间分异影响最强,其次是化肥施用量-距水源距离,交互作用 q 值均大于两因子单独作用的 q 值之和,具有非线性增加效应.成土母质与化肥施用量的复合作用对 Cd、Hg、Pb、Cr、Cu 和 Ni 的影响最强,成土母质-距水源距离的复合作用对 As 的影响最强,成土母质-距工厂距离的复合作用对 Zn 的影响最强,交互作用 q 值均大于两因子单独作用的 q 值之和,具有非线性增加效应.Cd 和 Cu 的次复合影响因素是成土母质-距水源距离,Pb 和 Zn 的次要复合影响因素是化肥施用量-距工厂距离,Cr、Hg、Ni、As 的次要复合影响因素分别是成土母质-土壤类型、化肥施用量-土壤类型、成土母质-距工厂距离、成土母质-化肥施用量.交互探测结果表明研究区土壤重金属的累积受多种因素复合影响,因子的复合作用对研究区土壤重金属的累积和迁徙起着关键作用,在自然源、农业源和交通源的共同影响下研究区土壤重金属呈现出不同的空间分布规律.

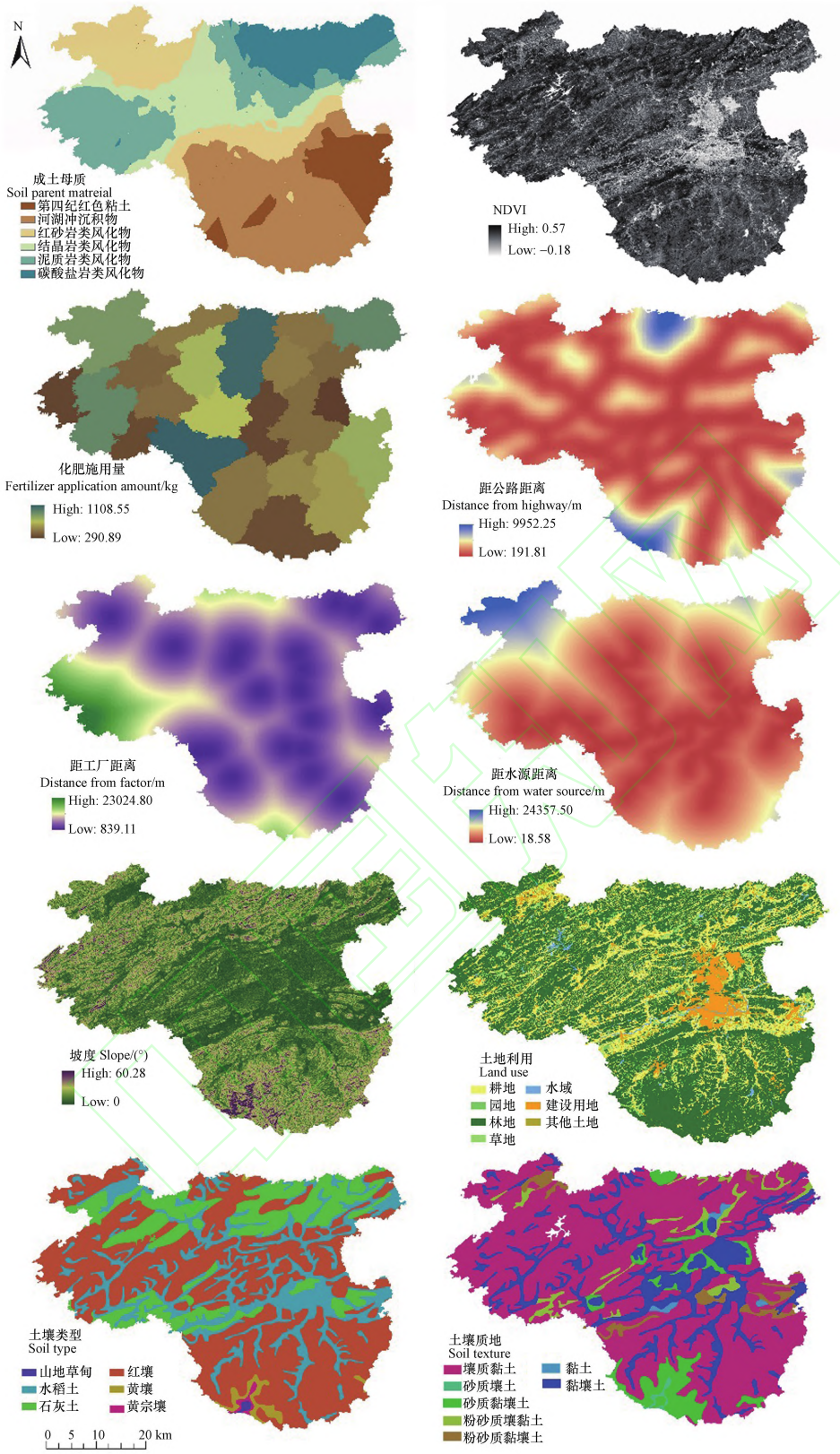

图 7　研究区土壤重金属影响因素空间分布示意图

(注:第四纪红色黏土 Quaternary red clay, 河湖冲沉淀物 River and lake sediment, 红砂岩类风化物 Red sandstone-like weathering, 结晶岩类风化物 Crystalline rock weathering, 泥质岩类风化物 Argillaceous rock weathering, 碳酸盐岩类风化物 Carbonate weathering material; 耕地 Cultivated land 园地 Garden land, 林地 Woodland, 草地 Grassland, 水域 Water area, 建设用地 Construction land, 其他土地 Other land; 山地草甸 Mountain meadow, 水稻土 Paddy soil, 石灰土 Calcareous soil, 红壤 Red soil, 黄壤 Yellow soil, 黄棕壤 Yellow brown soil; 粘土 Clay, 粘壤土 Clay loam, 壤质粘土 Loamy clay, 砂质壤土 Sandy loam, 砂质粘壤土 Sandy clayey loam, 粉砂质壤粘土 Silty loam clay, 粉砂质粘壤土 Silty clay loam.)

Fig.7　Spatial distribution diagram of soil heavy metal influencing factors in the study area

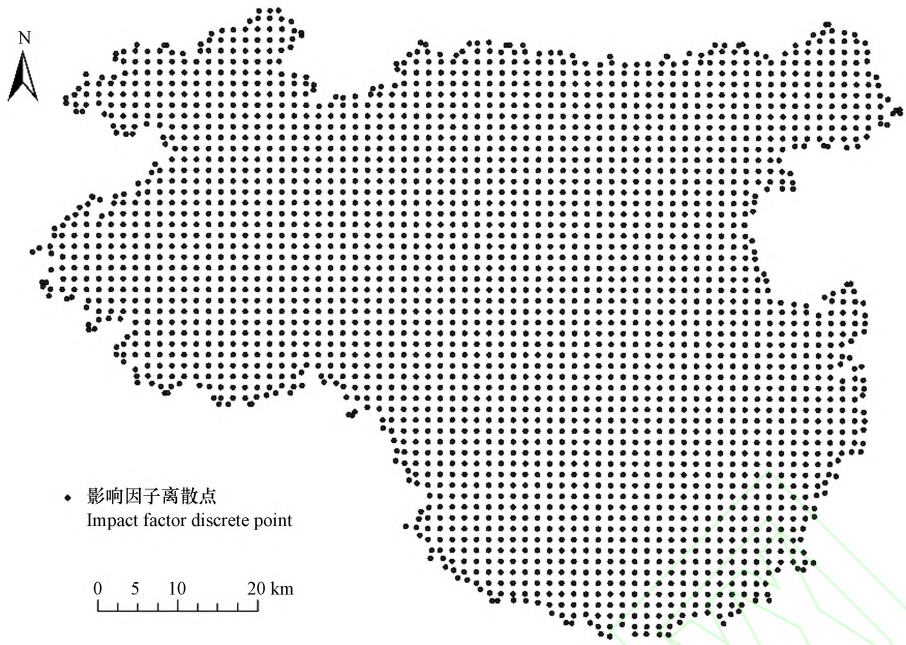

图 8 影响因子离散点分布意图

Fig.8 Distribution intention of discrete points of impact factor

表 7 研究区土壤重金属影响因子交互探测结果

Table 7 Interactive detection results of soil heavy metal influence factors in the study area

重金属 Heavy metals	排序 Sorting	C	A+B	结果 Results	类型 Type
Cd	主	X1∩X3(0.4565)	X1+X3=0.3865	C>A+B	非线性增强
	次	X1∩X6(0.4457)	X1+X6=0.2601	C>A+B	非线性增强
Cr	主	X1∩X3(0.7759)	X1+X3=0.6078	C>A+B	非线性增强
	次	X1∩X9(0.6533)	X1+X9=0.5501	C>A+B	非线性增强
Hg	主	X1∩X3(0.4120)	X1+X3=0.2441	C>A+B	非线性增强
	次	X3∩X9(0.3663)	X6+X7=0.1981	C>A+B	非线性增强
Ni	主	X1∩X3(0.6695)	X1+X3=0.5003	C>A+B	非线性增强
	次	X1∩X5(0.5780)	X1+X5=0.2942	C>A+B	非线性增强
Pb	主	X1∩X3(0.5385)	X1+X3=0.2563	C>A+B	非线性增强
	次	X3∩X5(0.4729)	X3+X5=0.3611	C>A+B	非线性增强
As	主	X1∩X6(0.6184)	X1+X6=0.2901	C>A+B	非线性增强
	次	X1∩X3(0.5248)	X1+X3=0.2194	C>A+B	非线性增强
Cu	主	X1∩X3(0.5585)	X1+X3=0.2437	C>A+B	非线性增强
	次	X1∩X6(0.5415)	X1+X6=0.2159	C>A+B	非线性增强
Zn	主	X1∩X5(0.4208)	X1+X5=0.3522	C>A+B	非线性增强
	次	X3∩X5(0.3871)	X3+X5=0.2439	C>A+B	非线性增强
潜在生态风险	主	X1∩X3(0.3535)	X1+X3=0.1797	C>A+B	非线性增强
Potential ecological risks	次	X3∩X6(0.2937)	X3+X6=0.1506	C>A+B	非线性增强

注:X_1为成土母质,X_3为化肥施用量, X_5为距工厂距离,X_6为距水源距离,X_7为坡度, X_9为土壤类型.

Note: X_1 is the parent soil, X_3 is the amount of fertilizer applied, X_5 is the distance from the factory, X_6 is the distance from the water source, X_7 is the slope, X_9 is the soil type.

综合因子探测和交互探测结果,发现研究区土壤重金属 Hg、Pb、Cu、Ni 等的空间分异性主要受到工业源和交通源的影响,张军等[18]通过研究宝鸡市区土壤重金属来源发现 Pb 主要来自交通排放;Wang 等[36]对广东省普宁市土壤中重金属来源研究结果显示 Pb 和 Cu 主要来源于汽车尾气和大气沉降,Hg 主要来自工业活动;张敏等[37]研究黄土丘陵沟壑区的耕层土壤重金属发现 Ni 可能来自于化石燃料燃

烧,距离道路越远其含量越低.本研究结论与这些学者一致,认为可能是由于附近工业废气排放、化石燃料的不完全燃烧、道路扬尘、交通工具废气废物的大气沉降等导致研究区土壤中这些重金属元素的累积.Zn、As 元素能够帮助畜禽增重、提升肥料转化率、改善毛色等被国家允许添加进饲料中,但相关研究[38]表明过量使用化肥易造成土壤中重金属的积累,堆肥、畜禽粪便等有机肥会使 Cu 增加[18],对比本研究结果也发现 As、Cu、Zn 等的空间分异性主要受到农业活动的影响,可能是由于该区域农业生产过程中长期施用化肥农药肥等导致土壤中这些重金属的累积.相关研究[15]发现农用地土壤中 Zn 的空间分异主要受土种、成土母质的影响,石灰岩风化残积物发育、厚层棕色石灰土等区域需重点监控 Zn 的累积,同时 Zn 是轮胎、机动车润滑油等的主要添加剂,行驶过程中轮胎磨损、频繁制动等交通活动也是 Zn 的主要来源,对比因子探测结果,研究区土壤中的 Zn 主要受到交通源的影响.同时距水源距离也是造成研究区土壤重金属 Cd、As、Cu 含量以及潜在生态风险空间分布差异的主要因素.

地理探测器的风险探测结果显示,距水源距离的 7 个等级对 Cd、As 含量以及潜在生态风险的空间分布具有显著性差异,随着距离的增加,Cd 的显著性差异随之降低,As 的显著性逐渐增强;距水源距离的第六等级(11392—16375 m)和第七等级(16375—24254 m)的 Cu 含量空间分布具有显著差异,第二等级较其他等级差异性最小;距水源距离的第二等级(1740—3741 m)、第三等级(3741—5923 m)、第六等级和第七等级的潜在生态风险空间分布具有显著差异,第二等级显著性差异最大.结合现状和分析结果,研究区应加大对于污染企业三废处理的管控力度,通过在交通主干道旁架设隔板等来降低交通源对土壤的潜在危害,加大水源污染监控和防治工作,同时应大力普及绿色农业耕作知识技术,及时制止滥用泛用农药化肥行为,严格把控危害土壤环境的输入途径,维护研究区农业-城镇-生态空间和谐健康发展.

3　结论(Conclusion)

开展区域土壤重金属的现状调查、污染评价与来源分析等工作,对于科学指导当地土壤污染防控和修复、提升自然生态环境质量、改善居民健康水平等具有重要意义.本研究以江西省宜春市袁州区表层土壤为研究对象,结合统计学、沉积学、数理分析、空间变异学和空间分析等知识和技术,定量分析了研究区表层土壤中重金属的空间分布规律、污染特征及潜在生态风险程度,并探讨了研究区土壤重金属含量和潜在生态风险的空间分布差异性的来源与作用强度,主要结论如下:

(1)经测定,8 种土壤重金属的含量在空间分布上呈现异质性特征,研究区土壤重金属污染程度整体上处于轻-中等水平,中部偏北、东北部、东部以及西部的部分地区存在着很强的潜在生态风险, Cd 和 Hg 的贡献最大.

(2)影响因子对重金属空间分布和潜在生态风险的影响有所差异,自然源、农业源、工业源和交通源共同影响着研究区土壤重金属的累积和迁徙,其中工业源和交通源是 Cd、Hg、Pb、Cu 的空间分异性的主要来源,农业源、自然源和交通源是 As、Zn、Ni、Cr 的主要来源.

(3)总体而言,研究区土壤主要是以 Cd 元素污染为主,高风险地区临近交通主干道和工业园区,交通运输、工厂企业的废气废物排放以及化肥农药的过量使用是影响当地土壤环境质量的主要人为干扰因素,建议研究区通过推广和普及生态耕种和先进的灌溉施肥技术,逐步弱化农业污染源给土壤环境带来的危害,另外还需加大水源污染防控力度,通过主干道架设隔板等措施,来削减工业源和交通源造成的重金属的累积效应.

参考文献(References)

[1] ZHANG P, QIN C, HONG X, et al. Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 633: 1136-1147.

[2] NABULO G, YOUNG S D, BLACK C R. Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils [J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(22): 5338-5351.

[3] BHATTI S S, KUMAR V, SAMBYAL V, et al. Comparative analysis of tissue compartmentalized heavy metal uptake by common forage crop: A field experiment[J]. Catena, 2018, 160: 185-193.

[4] ZACCONE C, DI CATERINA R, ROTUNNO T, et al. Soil-farming system-food-health: Effect of conventional and organic fertilizers on

heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) content in semolina samples[J]. Soil and Tillage Research, 2010, 107(2): 97-105.

[5] 范薇, 曾妍妍, 周金龙, 等. 新疆若羌县土壤质量地球化学评价[J]. 环境化学, 2019, 38(5): 1190-1196.
FAN W, ZENG Y Y, ZHOU J L, et al. Geochemical evaluation of soil quality in Ruoqiang County xinjiang[J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(5): 1190-1196(in Chinese).

[6] 谢龙涛, 潘剑君, 白浩然, 等. 基于 GIS 的农田土壤重金属空间分布及污染评价——以南京市江宁区某乡镇为例[J]. 土壤学报, 2020, 57(2): 316-325.
XIE L T, PAN J J, BAI H R, et al. Spatial distribution and pollution evaluation of heavy metals in farmland soil based on GIS: A case study of a town in Jiangning District, Nanjing[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(2): 316-325(in Chinese).

[7] 钟萍, 张家泉, 占长林, 等. 华中冶金工业走廊表层土壤、道路尘重金属污染特征及健康风险[J]. 环境化学, 2019, 38(1): 87-96.
ZHONG P, ZHANG J Q, ZHAN C L, et al. Pollution characteristics and health risks of heavy metal dust in surface soil and road of metallurgical industry corridor in Central China[J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(1): 87-96(in Chinese).

[8] 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. Risk assessment and spatial principal component analysis of heavy metals in farmland near Tianjin [J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(9): 1955-1965(in Chinese).

[9] 孙彤, 纪艺凝, 李可, 等. 弱碱性玉米地土壤重金属赋存形态及生态风险评价[J]. 环境化学, 2020, 39(9): 2469-2478.
SUN T, JI Y N, LI K, et al. Occurrence patterns and ecological risk assessment of heavy metals in weakly alkaline maize soil[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(9): 2469-2478(in Chinese).

[10] 张成丽, 张伟平, 程红丹, 等. 禹州市煤矿区周边土壤和农作物重金属污染状况及健康风险评价[J]. 环境化学, 2019, 38(4): 805-812.
ZHANG C L, ZHANG W P, CHENG H D, et al. Health risk assessment of heavy metal pollution in soil and crops in yuzhou coal mine area [J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(4): 805-812(in Chinese).

[11] 范刘丹, 王明仕, 宋党育, 等. 部分中国城市公园重金属生态风险及健康风险评价[J]. 环境化学, 2019, 38(4): 793-804.
FAN L D, WANG M S, SONG D Y, et al. Ecological risk and health risk assessment of heavy metals in some Chinese urban parks[J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(4): 793-804(in Chinese).

[12] FANG G, ZHENG Y. Diurnal ambient air particles, metallic elements dry deposition, concentrations study during year of 2012—2013 at a traffic site[J]. Atmospheric Environment, 2014, 88: 39-46.

[13] 姬超, 侯大伟, 李发志, 等. 耕地土壤重金属健康风险空间分布特征[J]. 环境科学, 2020, 41(3): 1440-1448.
JI C, HOU D W, LI F Z, et al, Sun Hua. Spatial distribution characteristics of health risks of heavy metals in cultivated soils[J]. Environmental Science, 2020, 41(3): 1440-1448(in Chinese).

[14] 李艳玲, 陈卫平, 杨阳, 等. 济源市平原区农田重金属污染特征及综合风险评估[J]. 环境科学学报, 2020, 40(6): 2229-2236.
LI Y L, CHEN W P, YANG Y, et al. Pollution characteristics and comprehensive risk assessment of heavy metals in farmland in Jiyuan City[J]. Journal of Environmental Sciences, 2020, 40(6): 2229-2236(in Chinese).

[15] 刘霈珈, 吴克宁, 罗明. 太湖流域典型农用地表层土壤重金属空间分异潜在风险因子识别[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(3): 609-622.
LIU P J, WU K N, LUO M. Identification of potential risk factors for spatial differentiation of heavy metals in surface soils of typical agricultural lands in the Taihu Lake Basin[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020, 29(3): 609-622(in Chinese).

[16] WEI B, YANG L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. Microchemical Journal, 2010, 94(2): 99-107.

[17] 吕建树, 何华春. 江苏海岸带土壤重金属来源解析及空间分布[J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2853-2864.
LV J S, HE H C. Source analysis and spatial distribution of heavy metals in the soils of Jiangsu coastal zone[J]. Environmental Science, 2018, 39(6): 2853-2864(in Chinese).

[18] 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. Detection and source analysis of soil heavy metal pollution influencing factors in Baoji urban area [J]. Environmental Science, 2019, 40(8): 3774-3784(in Chinese).

[19] MCGRATH D, ZHANG C, CARTON O T. Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines area, Ireland[J]. Environmental Pollution, 2004, 127(2): 239-248.

[20] 李珊, 张浩, 李启权, 等. 广元植烟土壤有效态微量元素的空间变异特征及影响因素[J]. 核农学报, 2017, 31(8): 1618-1625.
LI S, ZHANG H, LI Q Q, et al. Spatial variability and influencing factors of available trace elements in tobacco-growing soils in Guangyuan [J]. Chinese Journal of Nuclear Agriculture, 2017, 31(8): 1618-1625(in Chinese).

[21] 王国芳, 张吴平, 毕如田, 等. 县域尺度农田深层土壤有机质的估算及空间变异特征[J]. 农业工程学报, 2019, 35(22): 122-131.
WANG G F, ZHANG W P, BI R T, et al. Estimation and spatial variability of deep soil organic matter in farmland at county scale[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35(22): 122-131(in Chinese).

[22] 姬亚芹, 朱坦, 冯银厂, 等. 用富集因子法评价我国城市土壤风沙尘元素的污染[J]. 南开大学学报(自然科学版), 2006, 39(2): 94-99.
JI Y Q, ZHU T, FENG Y C, et al. Evaluation of element pollution of urban soils in my country by enrichment factor method[J]. Journal of Nankai University (Natural Science Edition), 2006, 39(2): 94-99(in Chinese).

[23] 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 analysis of heavy metal pollution in the Surface soil of Qinghai-Tibet Plateau [J]. Environmental Science, 2020, 41(2): 886-894(in Chinese).
[24] 徐光炎, 何纪力, 郭依勤, 等. 江西省地区土壤环境质量评价标准[J]. 中国环境检测, 1992, 8(3): 6-8.
XU G Y, HE J L, GUO Y Q, et al. Evaluation standard of soil environmental quality in Jiangxi Province[J]. China Environmental Testing and Testing, 1992, 8(3): 6-8(in Chinese).
[25] TAYLOR S R. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1964, 28(8): 1273-1285.
[26] WEDEPOHL K H. The composition of the continental crust[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1995, 59(7): 1217-1232.
[27] 孙厚云, 吴丁丁, 毛启贵, 等. 新疆东天山某铜矿区土壤重金属污染与生态风险评价[J]. 环境化学, 2019, 38(12): 2690-2699.
SUN H Y, WU D D, MAO Q G, et al. Soil heavy metal pollution and ecological risk assessment of a copper mine in Dongtianshan, Xinjiang[J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(12): 2690-2699(in Chinese).
[28] GUPTA S K, CHABUKDHARA M, KUMAR P, et al. Evaluation of ecological risk of metal contamination in river Gomti, India: A biomonitoring approach[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 110: 49-55.
[29] 何博, 赵慧, 王铁宇, 等. 典型城市化区域土壤重金属污染的空间特征与风险评价[J]. 环境科学, 2019, 40(6): 2869-2876.
HE B, ZHAO H, WANG T Y, et al. Spatial characteristics and risk assessment of soil heavy metal pollution in typical urbanized areas[J]. Environmental Science, 2019, 40(6): 2869-2876(in Chinese).
[30] TODOROVA Y, LINCHEVA S, YOTINOV I, et al. Contamination and ecological risk assessment of long-term polluted sediments with heavy metals in small hydropower cascade[J]. Water Resources Management, 2016, 30: 4171-4184.
[31] 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. Analysis of influencing factors of soil heavy metal pollution based on geographic detectors[J]. Journal of Agricultural Environment Sciences, 2019, 38(11): 2476-2486(in Chinese).
[32] 王劲松, 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 S, XU C D. Geodetector: Principles and prospects[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116-134(in Chinese).
[33] 马群, 赵庚星. 集约农区不同土地利用方式对土壤养分状况的影响[J]. 自然资源学报, 2010, 25(11): 1834-1844.
MA Q, ZHAO G X. The effect of different land use patterns on soil nutrient status in intensive agricultural areas[J]. Journal of Natural Resources, 2010, 25(11): 1834-1844(in Chinese).
[34] 王学民. 偏度和峰度概念的认识误区[J]. 统计与决策, 2008(12): 145-146.
WANG X M. Misunderstanding of the concepts of skewness and kurtosis[J]. Statistics and Decision, 2008(12): 145-146(in Chinese).
[35] 徐辰星, 濮励杰, 朱明, 等. 基于序贯高斯条件模拟的土壤重金属含量预测与不确定性评价——以宜兴市土壤 Hg 为例[J]. 土壤学报, 2018, 55(4): 999-1006.
XU C X, PU L J, ZHU M, et al. Prediction and uncertainty evaluation of soil heavy metal content based on sequential gaussian condition simulation——taking soil Hg in Yixing city as an example[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, 55(4): 999-1006(in Chinese).
[36] WANG S, CAI L, WEN H, et al. Spatial distribution and source apportionment of heavy metals in soil from a typical county-level city of Guangdong Province, China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 655: 92-101.
[37] 张敏, 陈海, 史琴琴, 张行, 刘迪, 赵岩. 黄土丘陵沟壑区耕层土壤重金属空间分异及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(11): 2465-2475.
ZHANG M, CHEN H, SHI Q Q, et al. Spatial differentiation and influencing factors of heavy metals in cultivated soils in loess hilly and gully regions[J]. Journal of Agricultural Environment Sciences, 2019, 38(11): 2465-2475(in Chinese).
[38] 王美, 李书田, 马义兵, 等. 长期不同施肥措施对土壤和作物重金属累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014,33(1): 63-74.
WANG M, LI S T, MA Y B, et al. Effects of long-term different fertilization measures on the accumulation of heavy metals in soil and crops [J]. Journal of Agricultural Environment Sciences, 2014,33(1): 63-74(in Chinese).