



环境科学  
*Environmental Science*  
ISSN 0250-3301, CN 11-1895/X

## 《环境科学》网络首发论文

题目: 耕地土壤重金属健康风险空间分布特征  
作者: 姬超, 侯大伟, 李发志, 包广静, 邓爱萍, 沈红军, 孙华  
DOI: 10.13227/j.hjlx.201908163  
收稿日期: 2019-08-20  
网络首发日期: 2019-10-25  
引用格式: 姬超, 侯大伟, 李发志, 包广静, 邓爱萍, 沈红军, 孙华. 耕地土壤重金属健康风险空间分布特征. 环境科学. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.201908163>



**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。

# 耕地土壤重金属健康风险空间分布特征

姬超<sup>1</sup>, 侯大伟<sup>1\*</sup>, 李发志<sup>1</sup>, 包广静<sup>2</sup>, 邓爱萍<sup>3,4</sup>, 沈红军<sup>3,4</sup>, 孙华<sup>1\*</sup>

(1. 南京农业大学公共管理学院, 南京 210095; 2. 云南财经大学城市与环境学院, 昆明 650221; 3. 江苏省环境监测中心, 南京 210036; 4. 江苏省环境与健康重点实验室, 南京 210036)

**摘要:** 以江苏省某市为研究区域, 借助ArcGIS和SPSS分析工具, 利用US EPA健康风险评估模型评估耕地土壤重金属Cr、Pb、Cd和Hg的健康风险, 从地理学的视角构建包含地理探测器及优化后的位序-规模理论模型的健康风险分析方法体系, 分析其健康风险空间分异度及风险水平差异。结果表明, 研究区域Cr、Pb、Hg及Cd这4种耕地土壤重金属含量均值分别为65.207、25.486、0.238和0.045 mg kg<sup>-1</sup>, 均低于耕地土壤污染风险的最低筛选值; Hg和Cd的健康风险均处于可接受范围内, Cr和Pb的儿童非致癌风险均值以及Cr的成人及儿童致癌风险指数均值分别为2.914385、1.337503、4.312679×10<sup>-6</sup>及8.137130×10<sup>-6</sup>, 均超过可接受范围; 不同耕地重金属健康风险 $q$ 值的范围为0.005523~0.204238, 高风险特征因子需要进一步引起关注; 研究子区域1、子区域2、子区域3和子区域4的Cr与Pb的儿童非致癌风险及Cr的致癌风险的 $R$ 值较大, 均接近或超过1, 其他研究子区域的 $R$ 值均低于0.1, 中、高风险区与低风险区 $R$ 值差异相对较大, 研究子区域的高风险区比较集中。以耕地土壤重金属健康风险评估结果为基础, 地理学视角分析市域范围的空间分异程度以及市辖区的风险水平, 对于丰富健康风险研究手段、衡量不同尺度的健康风险水平以及制定精细化的风险管控策略等具有积极的意义。

**关键词:** 耕地; 土壤重金属; 健康风险; 地理探测器; 位序规模理论

DOI: 10.13227/j.hjlx.201908163

## Assessment and Spatial Characteristic Analysis on Human Health Risk of Heavy Metals in Cultivated Soil

Ji Chao<sup>1</sup>, HOU Da-wei<sup>1\*</sup>, LI Fa-zhi<sup>1</sup>, BAO Guang-jing<sup>2</sup>, DENG Ai-ping<sup>3,4</sup>, SHEN Hong-jun<sup>3,4</sup>, SUN Hua<sup>1\*</sup>

(1. College of Public Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. College of Urban and Environment, Yunnan University of Finance and Economics, Kunming 650221, China; 3. Jiangsu Environmental Monitoring, Nanjing 210036, China; 4. Jiangsu Key Laboratory of Environment and Health, Nanjing 210036, China)

**Abstract:** The spatial characteristics analysis, for human health risk on heavy metals in cultivated soils, has positive significance to prevent and control the soil pollution, protect the human health, provide the basis for risk management, and so on. In this paper, the methodological system, including USEPA health risk assessment model, differentiation and factor detector within geographical detector and optimized initial model of rank-size theory, was constructed in the view of geography. Taking a city as the research object in Jiangsu province, we obtained the spatial differentiation and relative risk level of human health risk of Cr, Pb, Cr, and Hg in cultivated land by using the constructed methodological system and the soft of SPSS and ArcGis. The average concentrations of heavy metals (mg kg<sup>-1</sup>) in the research area were Cr (65.207), Pb (25.486), Hg (0.238), and Cd (0.045), which were lower than the risk control standard for soil contamination of agricultural land in China. The children's non-cancer risk of Cd and Hg and the cancer risk of children and adult about Cr were 2.914385, 1.337503, 4.312679×10<sup>-6</sup>, and 8.137130×10<sup>-6</sup> respectively, all of that exceeded the maximum acceptable limit in the research. Meanwhile, the spatial differentiation( $q$ ) of heavy metals health risk were among 0.005523 and 0.204238, which indicated the high

收稿日期: 2019-08-20; 修订日期: 2019-10-13

基金项目: 2018年度江苏环保科研课题项目(2018001); 流域典型区域农用地环境健康风险研究(1905)

作者简介: 姬超 (1993~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为土地资源环境, E-mail: 208860788@qq.com

\*通信作者, E-mail: dawei900531@163.com; sh@njau.edu.cn

health risk of heavy metals should be paid attention to. The health risk ranking( $R$ ) of the children's non-cancer risk of Cd and Hg and the cancer risk of Cr in Subregion 1, subregion 2, subregion 3, and subregion 4 were approaching or exceeding 1, which were higher than the subregion 5, subregion 6, and subregion 7, whose  $R$  were lower than 0.1. And the  $R$  indicated that the high health risk is concentrated in the research region. This research has positive significance to measure health risk of cultivated soil heavy metals at different scale and to make control strategies with local conditions.

**Key words:** cultivated land; soil heavy metals; human health risk; geographical detector; rank-size theory

随着工业化的迅速发展以及城镇化的快速推进,中国耕地土壤重金属的污染形势愈发严峻<sup>[1,2]</sup>。土壤是重金属向大气、水体和有机体传播的主要介质,并可通过经口摄入途径、呼吸途径和皮肤接触途径等暴露途径进一步影响人体健康,因此耕地土壤重金属的过渡累积对于人类健康和区域生态系统平衡具有较大的影响<sup>[3~5]</sup>。

作为土壤环境风险研究的重要组成部分,耕地土壤重金属健康风险研究对于指导区域耕地质量提升和保障人体健康等具有积极地意义,已引起广泛的关注。1875年, Hawley<sup>[6]</sup>根据前人的研究成果提出了不同年龄段的人群在不同暴露途径下室内外的暴露参数; Monisha等<sup>[7]</sup>分析了重金属Cr、Cd和Pb的毒性机制及其对人体健康的危害程度; Swartjes<sup>[8]</sup>从暴露参数、风险评价及实践分析的视角梳理了当前土壤健康风险的研究进展并提出了未来研究的侧重点; Ihedioha等<sup>[9]</sup>在调查尼日利亚南部旱季和雨季固体废弃物堆放场周边土壤重金属的基础上分析其土壤重金属健康风险等。与美国和加拿大等发达国家相关的研究相比<sup>[6~8,10]</sup>,我国土壤环境健康风险的研究起步较晚,研究方法及相关参数主要借鉴国外相关研究成果,如Zhao等<sup>[11]</sup>利用89个土壤点位数据分析了大宝山矿区不同土地利用类型的重金属健康风险;刘芳等<sup>[12]</sup>对煤矿周边地区的土壤重金属健康风险并通过对52个点位插值分析其空间分布特征; Shen等<sup>[13]</sup>和杨敏等<sup>[14]</sup>也是在点位调查的基础上进行矿区周边的耕地土壤重金属健康风险评价,研究的内容不断拓展,研究结果对于推动我国土壤重金属健康风险研究和土壤污染防治具有重要的意义。然而,当前的研究领域侧重于环境科学,研究方法主要基于暴露参数和暴露途径等的土壤重金属健康风险评估,研究基础单元侧重于调查点位或者基于调查点位空间插值单元,以包含多个调查点位的县域为研究基础单元的耕地土壤重金属健康风险的分析研究较少,同时针对健康风险评估结果的空间特征分析的相关研究方法和基础理论亟待深入研究。

地理探测器(geographical detector)作为探测不同尺度范围的变量空间分异特征或变量之间一致性的空间数据探索性分析的有力工具<sup>[15]</sup>,已被应用于环境<sup>[16]</sup>、社会<sup>[17]</sup>和经济<sup>[18]</sup>等方面的研究,研究内容侧重于变量之间的相关性的探测,直接衡量单一变量的空间分异特征的研究较少,因此以重金属调查点位为研究区单元数,将地理探测器应用于土壤重金属健康风险空间分异特征分析进而探索分析其空间特征分异,即丰富了地理探测器的实践应用领域又可为后续健康风险水平分析提供前期支撑。同时,位序-规模理论最初主要用来反应城市发展规模在一定的时空范围内具有分形性质<sup>[19~21]</sup>,随后一些学者通过优化该模型并进一步将其运用在地理学和经济学等领域,如城市旅游规模分析<sup>[22]</sup>、港口体系位序规模<sup>[23]</sup>和石油资源流量位序-规模特征<sup>[24]</sup>等,但在生态环境领域应用的较少,因此依据耕地重金属健康风险空间分异特征评价结果,进一步通过优化位序-规模理论模型综合评价包含多个耕地土壤重金属点位数据的区域健康风险位序来表征健康风险的综合水平,可以解决当前区域综合风险水平测度研究缺乏及空间特征研究较少的问题,同时对于拓展该理论模型的应用领域、丰富健康风险分析方法等也具有积极地意义。

基于此,本研究以江苏省某市为研究区域并将市辖县作为研究子区域,尝试将地理探测器及位序-规模理论模型嵌入耕地土壤重金属健康风险分析中,从地理学视角构建健康风险

空间特征分析方法体系,分析区域总体的健康风险分异特征及子区域间的风险水平,明晰包含多个点位的区域综合健康风险的空间分异特征及健康风险水平,以期探索构建多维视角下的耕地土壤环境管控策略提供借鉴及参考,同时对于丰富环境健康风险研究方法和理论等也具有积极的意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

研究区位于黄淮海平原(东经 116°22′~118°40′, 北纬 33°43′~34°58′),属暖温带半湿润季风气候,年均气温为 14℃,年均降水量为 800~930 mm,地形以平原为主,约 90%的区域属于平原地区,是全国重要的粮食主产区,耕地土壤为弱碱性且土壤类型主要为脱潮土和潮土<sup>[25]</sup>。该市拥有丰富的煤炭资源且重工业发达,是江苏省主要的工业生产基地,也是我国电力和煤炭工业的重要基地。伴随着工业化和城镇化的快速推进,工业生产、农业生产等致使该市土壤面临的生态环境形势进一步加剧,尤其是重金属污染。同时全市耕地面积、化肥使用量及农药使用量等在 2014 年均位于江苏省前列,耕地质量整体水平较低。因此本研究选取该市作为研究区进行耕地土壤重金属健康风险研究具有一定的实用意义和代表性。

### 1.2 研究基础数据

研究基础数据主要包括耕地土壤重金属统计数据以及研究区的矢量数据,其中矢量数据利用ArcGis软件对研究区的行政区划图进行矢量化得到的;耕地土壤重金属数据依据我国 2014 年批准实施的“土壤环境监测技术示范”以及研究区的耕地空间分布特征,采用网格法进行布点并对网格区域实施 0~20 cm 耕层土壤采集,每个采样点的土壤质量在除去土壤中的农作物根系和土壤动物等之后不低于 1 kg,利用手持 GPS 定位仪测定采样点的经纬度,在此基础上分别参照我国土壤环境质量分析的相关标准 HJ 491-2009、GB/T 22105.3-2008、GB/T 23739-2009 及 GB/T 22105.1-2008 分别分析研究区域耕地土壤的 Cr、Pb、Cd 和 Hg 的含量,并将经纬度、重金属监测结果以及行政代码等数据导入到 Excel 表格中,删除重金属数据的缺省值和异常值等,最终得出覆盖该市 7 个县区的 766 个有效调查点位(图 1)。

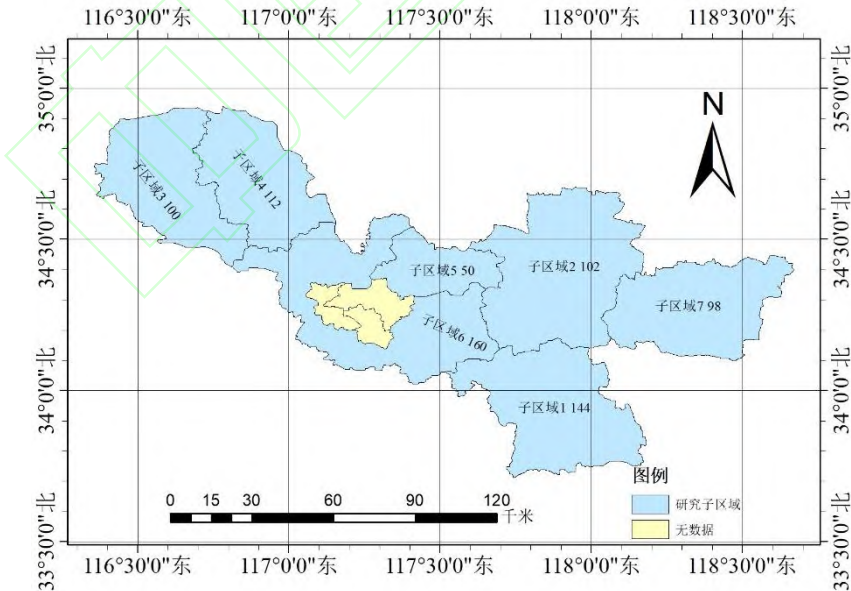


图 1 研究区域及采样点位统计

Fig. 1 Research area and sampling point statistics

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 健康风险评价



由美国环境保护署(US EPA)提出的健康风险评价模型已得到国内外广泛认可和应用,因此本研究以该模型为基础,结合市域土壤调查数据及相关研究,评估研究区耕地土壤重金属的健康风险<sup>[26~32]</sup>。同时由于土壤重金属通过皮肤和呼吸暴露方式进入人体的量低于经口摄入量的1%<sup>[11,26]</sup>,因此本研究的耕地土壤日均暴露量主要从经口摄入暴露途径分析[公式(1)]。在日均暴露量分析的基础上,进一步探讨研究区域内致癌风险及非致癌风险[公式(2)、(3)]。

$$ADD = C_i \times \frac{IF \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

式中, ADD(average daily dose)为日均暴露量,  $\text{mg} (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ ;  $C_i$  (concentration)为土壤重金属 $i$ 含量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; IF (ingestion factor)土壤的摄入频率,  $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ ; ED (exposure duration)暴露年限, a; CF (conversion factor)为转换系数; EF (exposure frequency)暴露频率,  $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$ ; BW (body weight)为体重, kg; AT(averaging time)平均暴露时间, d。

非致癌风险评价:

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i = \frac{ADD}{RfD_i} \quad (2)$$

致癌风险评价:

$$RI = \sum_{i=1}^n RI_i = \sum_{i=1}^n SF_i \times ADD \quad (3)$$

式中, HI (hazard index)和HQ (hazard quotient)分别为耕地土壤重金属的危害指数和非致癌风险, 其阈值均为1;  $RfD_i$  (chronic reference dose)为重金属 $i$ 毒性参考剂量,  $\text{mg} (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ , 在后续的结果分析中用Hla、Hlc、HQa和HQc分别表示成人危害指数、儿童危害指数、成人非致癌风险及儿童非致癌风险; RI为致癌风险, 其最大可接受风险指数( $RI_{\max}$ )为 $10^{-6}$ ,  $SF_i$  (cancer slope factor)为重金属 $i$ 致癌强度系数,  $(\text{kg} \cdot \text{d}) \cdot \text{mg}^{-1}$ 。公式(1)~(3)中的具体参数见文献[29~34]。

### 1.3.2 健康风险空间分异特征分析

地理探测器可应用于不同领域、不同尺度及不同数据类型等的地理空间分析, 根据健康风险评价结果, 进一步引用地理探测器中的分异及因子探测(differentiation and factor detector), 在健康风险评价的基础上进一步探测不同耕地重金属健康风险的空间分析分异特征, 进而为后续健康风险水平的研究提供支撑。具体评价模型如下:

$$q = 1 - \frac{\sum_{v=1}^n N_v \times \sigma_v^2}{N \times \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (4)$$

$$SSW = \sum_{v=1}^n N_v \times \sigma_v^2, \quad SST = N \times \sigma^2 \quad (5)$$

式中,  $q$ 为空间分异度, 表征研究区域内重金属健康风险空间分异程度, 该值的范围为0~1,  $q$ 值越大表明健康风险的空间分析程度越高, 反之则越低;  $N_v$ 和 $N$ 分别为研究子区域 $v$ 和全区的单元数, 调查点位作为研究子区域的研究基础单元;  $\sigma_v^2$ 和 $\sigma^2$ 分别是研究子区域 $v$ 和研究区的健康风险方差; SSW(within sum of squares)为各研究子区域的健康风险方差与调查点位数的乘积, SST(total sum of squares)为全区健康风险总方差与总调查点位数的乘积。

以地理探测器中的分异及因子探测器分析市域范围内的耕地土壤重金属健康风险的空间分异特征, 若不同调查点位的耕地土壤重金属健康风险平均值较高且 $q$ 值较小, 表明市域范围内的耕地土壤重金属的空间异质性较低, 则可以进行统一的风险管控; 若健康风险平均值较高且 $q$ 值其较大, 则表明市域范围内的健康风险空间差异较大, 研究区需因地制宜地制定精细化的风险管控措施, 进而衡量不同研究子区域间耕地重金属健康风险水平。

### 1.3.3 健康风险水平分析

以位序-规模理论为理论基础, 根据齐夫(G K Zipf)最初提出的位序-规模公式的先导形式<sup>[19]</sup>, 结合研究基础子区域内多个点位的重金属健康风险评价结果和地理探测器分析结果, 通过优化其先导模型得到研究区域内不同研究单元的耕地土壤重金属健康风险水平, 具

体模型如下：

$$R_{ij} = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_j}{\bar{p}}}{n} \quad (6)$$

式中， $R_{ij}$ 为研究基础单元*i*的健康风险序位(风险水平)， $p_j$ 为研究子区域*i*内调查点位*j*的健康风险值、 $\bar{p}$ 为研究区域内健康风险均值， $n$ 为*i*内调查点位数量，该值必须能够反映区域耕地重金属的总体水平，由于本研究的基础数是按照土壤普查的标准实施的，所以研究数据能够满足本研究的需求。

## 2 结果与分析

### 2.1 耕地土壤重金属统计分析

利用SPSS软件中的描述统计功能分析了耕地土壤重金属Cr、Pb、Hg及Cd的含量，分析结果如表1。4种耕地土壤重金属含量的平均值分别为65.207、25.486、0.238和0.045 mg kg<sup>-1</sup>，均低于其对应的中位数值，同时其偏度均为正数，表明重金属含量高于平均值的采样点位较多。根据其变异系数可以看出Cr和Pb属于中等程度的变异，而Cd和Hg则呈现出高等程度的变异。与国家于2018年发布的“农用地土壤污染风险管控标准”所确定的风险筛选值相比，虽然研究区域Cr、Pb、Hg及Cd的含量均值均小于最低风险筛选值，但是较高的峰度以及变异系数表明研究区耕地重金属在区域上具有较高分异程度，同时由于不同重金属健康风险的暴露参数和毒性系数的差异以及健康风险叠加效应等<sup>[35,36]</sup>，4种重金属的健康风险都需要引起关注。

表1 耕地土壤重金属描述性统计分析  
Table 1 Descriptive statistics of heavy metals in cultivated soil

| 调查要素<br>描述统计                  | Cr      | Pb     | Cd     | Hg     |
|-------------------------------|---------|--------|--------|--------|
| 最大值/mg kg <sup>-1</sup>       | 152.000 | 88.000 | 2.650  | 0.442  |
| 最小值/mg kg <sup>-1</sup>       | 14.400  | 7.670  | 0.070  | 0.010  |
| 平均值/mg kg <sup>-1</sup>       | 65.207  | 25.486 | 0.238  | 0.045  |
| 中位数/mg kg <sup>-1</sup>       | 61.850  | 24.200 | 0.200  | 0.037  |
| 标准差/mg kg <sup>-1</sup>       | 16.851  | 8.774  | 0.184  | 0.034  |
| 偏度                            | 3.206   | 2.345  | 5.817  | 5.952  |
| 峰度                            | 27.040  | 11.653 | 53.417 | 52.412 |
| 变异系数                          | 0.258   | 0.344  | 0.773  | 0.756  |
| 国家最低风险筛选值/mg kg <sup>-1</sup> | 150     | 70     | 0.3    | 0.5    |

### 2.2 健康风险总体分析

依据前期整理的数据和公式(1) ~ (3)，本研究评估了研究区耕地土壤Cr、Pb、Hg及Cd的成人和儿童的危害指数(HI)、非致癌风险值(HQ)以及Cr和Cd的致癌风险值(RI)，为方便分析耕地土壤重金属Cr和Pb的致癌风险，将其致癌风险值RI与RI<sub>max</sub>的比值作为分析基础数据，并再次利用SPSS软件中制表分析工具统计分析研究区的健康风险评估结果(表2)。

耕地土壤重金属Cd、Cr、Pb和Hg的成人非致癌风险HQ的均值分别为0.000397、0.325711、0.148615和0.002241，总体排序为HQa\_Cr > HQa\_Pb > HQa\_Hg > HQa\_Cd，Cd、Cr、Pb和Hg成人非致癌风险的方差和95.0%百分位数上限分别小于0.001和0.5，危害指数HI的均值为0.476964，其方差小于0.02及95.0%百分位数的上限小于1，表明研究区耕地土壤重金属的成人非致癌风险均处于可接受范围内<sup>[37]</sup>。对于儿童非致癌风险而言，Cd、Cr、Pb和Hg的HQ均值以及危害指数HI均值分别为0.003581、2.914385、1.337503、0.020174和4.275643，由于HI最小值为1.526100，表明研究区耕地土壤重金属存在儿童非致癌风险<sup>[38]</sup>，其中Cd和Hg的

HQ最大致值分别为0.039750和0.198900，远小于1，表明对儿童不会产生健康危害，Pb和Cr的儿童非致癌风险HQ的最小值及全距分别为0.648000、0.402675和6.192000、4.217325，表明Cr和Pb是儿童非致癌风险的主要的风险特征因子，需要重点关注以及进一步要的研究分析。由于耕地土壤重金属Cd、Cr、Pb和Hg中仅Cr和Cd具有经口致癌斜率因子参数<sup>[38,39]</sup>，因此对其分别评价其致癌风险，研究结果显示Cd的成人及儿童致癌风险的均值及最大值分别为0.000057、0.000635和0.000120、0.000108，与杨敏等对土壤Cd致癌风险评价结果均值0.679相差2个数量级以上，表明Cd对人体的致癌风险可以忽略<sup>[14]</sup>；Cr的成人及儿童致癌风险的均值分别为4.312679和8.137130，均超过最大可接受风险指数RI<sub>max</sub>，成人及儿童致癌风险的最小值和全距分别为0.958904、1.809253、9.162861和17.288418，且其方差分别为0.977953和1.816714，表明研究区Cr的致癌风险较高<sup>[40]</sup>。

对比分析研究区耕地土壤重金属成人、儿童非致癌风险以及致癌风险的均值、最大值和最小值等可以发现相较于成人健康风险而言，儿童健康风险指数更高，更容易受到土壤重金属的危害。结合以往研究可以看出，虽然不同区域的重金属健康风险指数差异较大，通常儿童健康风险指数大于成人健康指数，该结果在本研究中进一步得验证，这主要是由于儿童接触的土壤暴露量较成人更高、对环境污染更敏感等因素造成的<sup>[11,37~42]</sup>。

表2 耕地土壤重金健康风险评价结果分析

Table 2 Analysis of health risk assessment on heavy metals in cultivated soil

| 项目 <sup>1)</sup> | 全距        | 平均值      | 中位数      | 最小值      | 最大值       | 众数                     | 方差       | 95.0% 百分位数上限 |
|------------------|-----------|----------|----------|----------|-----------|------------------------|----------|--------------|
| HQa_Cd           | 0.004300  | 0.000397 | 0.000333 | 0.000117 | 0.004417  | 0.000283               | 0        | 0.000833     |
| HQa_Cr           | 0.847500  | 0.325711 | 0.309000 | 0.072000 | 0.919500  | 0.304000               | 0.007076 | 0.490500     |
| HQa_Pb           | 0.468592  | 0.148615 | 0.141167 | 0.044742 | 0.513333  | 0.120167               | 0.002625 | 0.242083     |
| HQa_Hg           | 0.021600  | 0.002241 | 0.001850 | 0.000500 | 0.022100  | 0.001500               | 0.000003 | 0.050000     |
| HIa              | 0.769395  | 0.476964 | 0.450825 | 0.169567 | 0.938961  | 0.300517 <sup>2)</sup> | 0.013746 | 0.710283     |
| HQc_Cd           | 0.038700  | 0.003581 | 0.003000 | 0.001050 | 0.039750  | 0.002550               | 0.000008 | 0.007500     |
| HQc_Cr           | 6.192000  | 2.914385 | 2.781000 | 0.648000 | 6.840000  | 2.736000               | 0.423374 | 4.360500     |
| HQc_Pb           | 4.217325  | 1.337503 | 1.270500 | 0.402675 | 4.620000  | 1.081500               | 0.212546 | 2.178750     |
| HQc_Hg           | 0.194400  | 0.020174 | 0.016650 | 0.004500 | 0.198900  | 0.013500               | 0.000235 | 0.045000     |
| HIc              | 7.033800  | 4.275643 | 4.057425 | 1.526100 | 8.559900  | 2.704650 <sup>2)</sup> | 0.956392 | 6.366450     |
| RIa_Cr           | 9.162861  | 4.312679 | 4.115297 | 0.958904 | 10.121766 | 4.048706               | 0.927096 | 6.452626     |
| RIa_Cd           | 0.000618  | 0.000057 | 0.000048 | 0.000017 | 0.000635  | 0.000041               | 0        | 0.000120     |
| RIc_Cr           | 17.288418 | 8.137130 | 7.764711 | 1.809253 | 19.097671 | 7.639068               | 3.300449 | 12.17476     |
| RIc_Cd           | 0.001167  | 0.000108 | 0.000090 | 0.000032 | 0.001199  | 0.000077               | 0.000000 | 0.000226     |

1) HQa、HQc、RIa 和 RIc 分别代表成人非致癌风险、儿童非致癌风险、成人致癌风险以及儿童致癌风险；2) 表示存在多个众数

### 2.3 基于地理探测器的耕地土壤重金属健康风险差异分析

在健康风险评估的基础上，本研究进一步利用地理探测器中的分异及因子探测器，即公式(4)~(5)，分析研究区不同耕地土壤重金属的健康风险的整体空间分异特征(表3)。同时，为对比分析不同健康风险空间分异程度，在空间分异特征探测时分析了4种重金属的健康风险 $q$ 值。研究区域内不同耕地土壤重金属健康风险的空间分异度 $q$ 的范围为0.005523~0.204238，不同重金属健康风险的空间分异度差异较大，表明市域范围内不同类型的耕地土壤重金属的健康风险程度差异较大<sup>[15]</sup>。

不同耕地土壤重金属成人非致癌风险的 $q$ 值排序为HQa\_Cr > HQa\_Hg > HQa\_Pb > HQa\_Cd，分异度最大的土壤重金属非致癌风险Cr的 $q$ 值为0.013979，危害指数HI的分异度 $q$ 值为0.013872，比单一重金属的非致癌风险的分异度都高，这与要由于重金属非致癌风险的综合效应。Cr和Cd的成人致癌风险的 $q$ 值分别为0.204238和0.005523，其中Cr的成人致癌风

险的分异度是所有单一重金属成人健康风险中最大的，表明其具有明显的空间分异特征，且将地理探测器结果与成人健康风险分析结果相结合可以进一步发现研究区耕地土壤重金属成人致癌风险的风险特征因子为Cr，在风险管控时需要进一步分析子区域间的健康风险水平的差异。不同耕地土壤重金属的儿童非致癌风险分异度 $q$ 值的排序为 $HQc\_Cr > HQc\_Pb > HQc\_Hg > HQc\_Cd$ ，Cr和Pb儿童非致癌风险的 $q$ 值分别为0.127738和0.101584，均大于0.1，而Hg和Cd的相对较小，分别为0.010094和0.005045，表明市域范围内Cr和Pb的儿童非致癌风险的空间分异程度较大，健康风险在区域间的分布有较大差异，需重点关注；儿童危害指数的分异度 $q$ 值为0.147126，依然高于单一重金属儿童非致癌风险的 $q$ 值，该现象与成人危害指数的分异度相似。Cd的儿童致癌风险的 $q$ 值为0.020962，这表明其空间异质性较低，主要由于 $RIc\_Cd$ 低于 $RI_{max}$  2个数量级，其风险值普遍较小，区域内部整体的分异程度也随之较低。 $RIc\_Cr$ 的分异度 $q$ 值为0.134863，是所有单一重金属儿童健康风险分异度最高的，表明研究区Cr的儿童高致癌风险区域和低致癌风险区域的空间差异较大，需进一步结合子区域间的耕地重金属健康风险空间分布特征制定风险管控策略。

根据耕地土壤重金属评价结果及地理探测器分析结果，研究区域内Pb的儿童非致癌风险以及Cr的儿童非致癌风险、儿童致癌风险以及成人致癌风险的风险超过可接受最大范围且具有明显的空间分析特征，需进一步探索其在研究子区域间的健康风险水平。

表3 基于地理探测器的耕地重金属健康风险空间分异特征分析

Table 3 Analysis of the spatial differentiation characteristics on human health risk of heavy metals in cultivated soil based on geographical detector

| 项目           | HQa_Cd                    | HQa_Cr                    | HQa_Pb                    | HQa_Hg                    | HIa                        | HQc_Cd                    | HQc_Cr                     |
|--------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|
| $\sigma$     | $9.480671 \times 10^{-8}$ | $7.066856 \times 10^{-3}$ | $2.621855 \times 10^{-3}$ | $2.900741 \times 10^{-6}$ | $1.372807 \times 10^{-2}$  | $7.677073 \times 10^{-6}$ | 0.422822                   |
| $\sigma_1^2$ | $1.061307 \times 10^{-7}$ | $9.643954 \times 10^{-3}$ | $2.772261 \times 10^{-3}$ | $4.601141 \times 10^{-6}$ | $1.723219 \times 10^{-2}$  | $2.116760 \times 10^{-6}$ | 0.174161                   |
| $\sigma_2^2$ | $2.217984 \times 10^{-7}$ | $4.961458 \times 10^{-3}$ | $4.451691 \times 10^{-3}$ | $7.667234 \times 10^{-7}$ | $1.290947 \times 10^{-2}$  | $9.534556 \times 10^{-6}$ | 0.686803                   |
| $\sigma_3^2$ | $1.213386 \times 10^{-7}$ | $4.125805 \times 10^{-3}$ | $2.510055 \times 10^{-3}$ | $1.255743 \times 10^{-6}$ | $1.019727 \times 10^{-2}$  | $6.443042 \times 10^{-6}$ | 0.241279                   |
| $\sigma_4^2$ | $2.540634 \times 10^{-8}$ | $5.148580 \times 10^{-3}$ | $1.072682 \times 10^{-3}$ | $3.597466 \times 10^{-6}$ | $8.959984 \times 10^{-3}$  | $1.175562 \times 10^{-5}$ | 0.605426                   |
| $\sigma_5^2$ | $2.897662 \times 10^{-8}$ | $5.220104 \times 10^{-3}$ | $1.537089 \times 10^{-3}$ | $3.448669 \times 10^{-6}$ | $1.101434 \times 10^{-2}$  | $6.096239 \times 10^{-6}$ | 0.221163                   |
| $\sigma_6^2$ | $8.789345 \times 10^{-8}$ | $4.546040 \times 10^{-3}$ | $2.784529 \times 10^{-3}$ | $3.527238 \times 10^{-6}$ | $1.178531 \times 10^{-2}$  | $1.183803 \times 10^{-5}$ | 0.204608                   |
| $\sigma_7^2$ | $3.901456 \times 10^{-8}$ | $1.495052 \times 10^{-3}$ | $2.44350 \times 10^{-3}$  | $1.930725 \times 10^{-6}$ | $2.155115 \times 10^{-2}$  | $3.919456 \times 10^{-6}$ | 0.52699                    |
| SSW/SST      | 0.994477                  | 0.986021                  | 0.989008                  | 0.987982                  | 0.986128                   | 0.989906                  | 0.872262                   |
| $q$          | 0.005523                  | 0.013979                  | 0.010992                  | 0.012018                  | 0.013872                   | 0.010094                  | 0.127738                   |
| 项目           | HQc_Pb                    | HQc_Hg                    | HIc                       | RIa_Cr                    | RIa_Cd                     | RIc_Cr                    | RIc_Cd                     |
| $\sigma$     | 0.212268                  | $2.348432 \times 10^{-4}$ | 0.955143188               | 1.253463                  | $1.961426 \times 10^{-9}$  | 3.296141                  | $6.980585 \times 10^{-9}$  |
| $\sigma_1^2$ | 0.090154                  | $4.543015 \times 10^{-4}$ | 0.401689651               | 1.710569                  | $2.195704 \times 10^{-9}$  | 1.261911                  | $2.606779 \times 10^{-9}$  |
| $\sigma_2^2$ | 0.496225                  | $1.102214 \times 10^{-4}$ | 1.723406464               | 0.880024                  | $4.588717 \times 10^{-9}$  | 6.211921                  | $7.553254 \times 10^{-9}$  |
| $\sigma_3^2$ | 0.132082                  | $1.669830 \times 10^{-4}$ | 0.564233291               | 0.731803                  | $2.510337 \times 10^{-9}$  | 1.749877                  | $6.645486 \times 10^{-9}$  |
| $\sigma_4^2$ | 0.229547                  | $1.422463 \times 10^{-4}$ | 1.217874102               | 0.913215                  | $5.256238 \times 10^{-10}$ | 4.175817                  | $2.734468 \times 10^{-10}$ |
| $\sigma_5^2$ | 0.081074                  | $1.099767 \times 10^{-4}$ | 0.414494157               | 0.925901                  | $5.994882 \times 10^{-10}$ | 1.286801                  | $4.709182 \times 10^{-9}$  |
| $\sigma_6^2$ | 0.107947                  | $2.753731 \times 10^{-4}$ | 0.41525811                | 0.806341                  | $1.818399 \times 10^{-9}$  | 1.450304                  | $4.257552 \times 10^{-9}$  |
| $\sigma_7^2$ | 0.226942                  | $2.054287 \times 10^{-4}$ | 1.126269395               | 2.651806                  | $8.071599 \times 10^{-10}$ | 4.387129                  | $2.856992 \times 10^{-9}$  |
| SSW/SST      | 0.898416                  | 0.994955                  | 0.85287392                | 0.795762                  | 0.994477                   | 0.865137                  | 0.979038                   |
| $q$          | 0.101584                  | 0.005045                  | 0.14712608                | 0.204238                  | 0.005523                   | 0.134863                  | 0.020962                   |

## 2.4 基于位序规模理论的健康风险分析

结合上述分析结果，本研究进一步利用优化后的位序规模理论模型[公式(6)]分析研究子区域的耕地土壤重金属Cr和Pb的儿童非致癌风险及Cr成人和儿童致癌风险的区域健康风险



水平 $R_i$ 值（表4）。根据分析结果可以看：对于儿童非致癌风险的相对风险程度而言，Cr和Pb的儿童非致癌风险 $R$ 值范围分别0.005689~1.141533和0.005634~1.168159，其在子区域2、子区域3和子区域4的均超过1，在子区域1分别为0.929077和0.885193，未超过但接近于1，在子区域5、子区域6及子区域7的 $R$ 值均低于0.1，表明研究区Cr、Pb儿童非致癌风险具有明显的集聚特征<sup>[22~24]</sup>；Cr的成人及儿童致癌风险的 $R$ 值的间距分别为1.027647和1.133916，其聚集特征与Cr和Pb儿童非致癌风险相似。

表4 基于位序规模理论模型的耕地土壤重金属健康风险水平分析

Table 4 Human health risk level of heavy metals in cultivated soil based on optimized rank-scale theory model

| 项目    | HQc_Cr   | HQc_Pb   | RIa_Cr   | RIc_Cr   |
|-------|----------|----------|----------|----------|
| $R_1$ | 0.929077 | 0.885193 | 0.967275 | 0.923020 |
| $R_2$ | 1.078121 | 1.168159 | 0.994792 | 1.092789 |
| $R_3$ | 1.013324 | 1.021933 | 0.96865  | 1.015423 |
| $R_4$ | 1.141533 | 1.155594 | 1.033824 | 1.139630 |
| $R_5$ | 0.020144 | 0.019356 | 0.020499 | 0.019898 |
| $R_6$ | 0.005698 | 0.005634 | 0.006177 | 0.005714 |
| $R_7$ | 0.010009 | 0.009908 | 0.010747 | 0.010039 |

依据“土十条”提出的耕地土壤环境质量要划分为优先保护区、安全利用区以及严格管控区进行分区管控<sup>[43]</sup>，本研究将研究区土壤重金属健康风险水平按照<0.5、0.5~1和>1划分为低、中和高这3个等级，利用ArcGis软件对研究结果进行可视化分析(图2)。根据上文分析结果可以看出Cr和Pb儿童非致癌风险及Cr成人和儿童致癌风险的整体异质性及风险值相对较高，因此可以根据该值进行分类。根据结果可以看出， $R$ 值大于1的区域主要分布该市的西北区域和中部区域，具体包括子区域3、子区域4及子区域2，在健康风险分区管控时，应作为严格管控区重点关注，有效降低耕地土壤重金属健康风险；子区域1作为安全利用区以及子区域5、子区域6和子区域7作为优先保护区，保障耕地土壤重金属健康风险不增加。

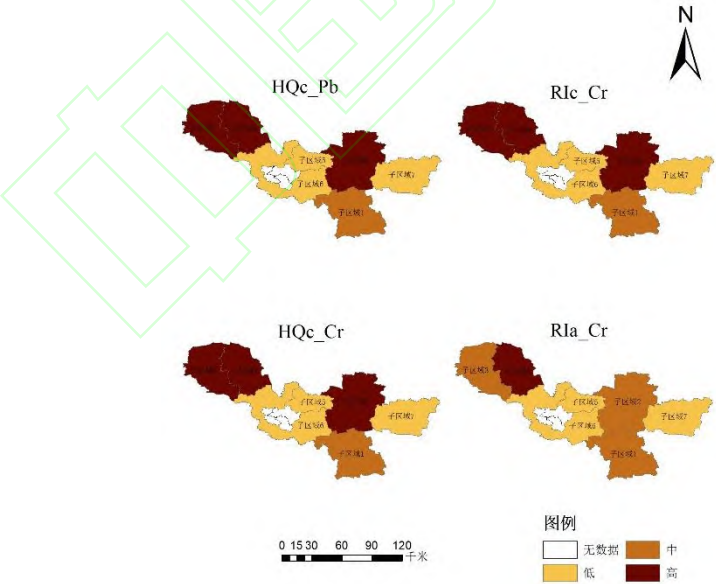


图2 不同子区域内耕地土壤重金属健康风险水平分析

Fig. 2 Health risk level of heavy metals in cultivated soil of different subregions

### 3 讨论

耕地土壤重金属健康风险评估及空间特征分析分析对于践行《土壤污染防治法》的污染

防治和“健康中国2030”国家战略中的环境健康保障具有积极地意义。本研究在耕地土壤重金属健康风险评价结果的基础上,构架地理探测及位序规模理论模型的健康风险分析方法体系,从地理学视角分析了健康风险分异及风险程度,研究结果可以有效衡量研究区的空间特征并且可为区域精细化的管控提供参考借鉴。然而,本研究主要分析市域耕地土壤重金属Cr、Pb、Hg及Cd的健康风险,由于研究数据的限制及健康风险的复合性,研究结果可能低于实际情况。未来,在暴露参数上,可进一步对不同性别、不同年龄段、不同区域的土壤暴露参数进一步的细化,明确健康风险对不同人群健康的影响程度<sup>[44,45]</sup>,同时也可以采用体内或者体外实验法,进一步分析不同耕地土壤重金属在不同人体器官的生物有效性<sup>[46~48]</sup>,进而为健康风险管控提供更为详细的依据;在研究内容上可进一步增加As、Zn和Ni等耕地土壤重金属以及DDTs或PAHs等耕地土壤有机污染物<sup>[49]</sup>,同时也可以一步增加农产品健康风险评价研究,构建土壤—农产品的健康风险研究体系,进而为统筹管理各健康风险特征因子奠定基础<sup>[36]</sup>;在研究方法上,可进一步引入地理学中的时间序列分析、空间趋势分析以及遥感解译分析等,进一步分析区域耕地土壤重金属健康风险的空间变化趋势等<sup>[50]</sup>;在研究尺度上,可以进一步依托本研究所提及的方法进一步扩展到省、国家尺度上,也可精细到村镇尺度上,进而为落实国家相关宏观管控战略或者具体的健康风险管控措施提供依据。

## 4 结论

(1)耕地土壤重金属的成人非致癌风险水平较低,HQa\_Cr、HQa\_Pb、HQa\_Hg、HQa\_Cd以及HIa均较小,处于可接受范围内的点位数占总点位的99.74%;儿童非致癌风险较高,HIc值均大于1,且主要的风险特征因子为Cr和Pb;致癌风险中Cr的风险水平较高,RI\_Cr均高于最大可接受风险水平 $RI_{max}$ ,而Cd的非致癌风险水平远低于 $RI_{max}$ ,因此全市耕地土壤重金属健康风险特征因子为Cr和Pb。

(2)不同耕地土壤重金属的健康风险 $q$ 值范围为0.005523~0.204238,其中Cr和Pb儿童非致癌风险以及Cr的成人及儿童致癌风险的 $q$ 值均大于1,而其他重金属健康风险的 $q$ 值均低于0.05,该市除Cr和Pb之外的重金属健康风险空间分布较为均衡,同时也有必要对耕地土壤重金属Cr和Pb实施分区管控,降低其健康风险水平。

(3)Cr和Pb儿童非致癌风险水平的 $R$ 值及Cr致癌风险的 $R$ 值在研究区域中的空间分布特征相似,中、高非致癌风险区及致癌风险区主要分布在子区域1、子区域2、子区域3及子区域4,低风险区主要分布在子区域5、子区域6及子区域7,该市的西北部的耕地土壤重金属Cr和Pb需重点关注。

## 参考文献:

- [1] Chen H, Teng Y, Lu S, *et al.* Contamination features and health risk of soil heavy metals in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, **512-513**: 143-153.
- [2] Li Z, Ma Z, Kuijp T J V D, *et al.* A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2013, **468-469**: 843-853.
- [3] Cheng S. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2003, **10**(3): 192-198.
- [4] Zaccone C, Caterina R D, 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 & Tillage Research*, 2010, **107**(2): 97-105.
- [5] 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, Lu 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.
- [6] Hawley J K. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil [J]. *Risk Analysis*, 1985, **5**(4): 289-302.
- [7] Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, *et al.* Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals [J]. *Interdisciplinary Toxicology*, 2014, **7**(2): 60-72.
- [8] Swartjes F A. Human health risk assessment related to contaminated land: state of the art [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, **37**(4): 651-73.
- [9] Ihedioha J N, Ukoha P O, Ekere N R. Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo, Nigeria [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2016, **39**(3): 1-19.
- [10] Meek M E, Newhook R, Liteplo R G, *et al.* Approach to assessment of risk to human health for priority substances under the Canadian environmental protection act [J]. *Journal of Environmental Science and Health Part C*, 1994, **12**(2): 105-134.
- [11] Zhao H, Xia B, Fan C, *et al.* Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, southern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, **417-418**: 45-54.
- [12] 刘芳, 塔西甫拉提·特依拜, 依力亚斯江·努尔麦麦提, 等. 淮东煤炭产业区周边土壤重金属污染与健康风险的空间分布特征[J]. *环境科学*, 2016, **37**(12): 4815-4829.
- Liu F, Tashpolat T, Ilyas N, *et al.* Spatial distribution characteristics of heavy metal pollution and health risk in soil around the coal industrial area of east Junggar basin [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(12): 4815-4829.
- [13] Shen Z J, Xu D C, Li L L, *et al.* Ecological and health risks of heavy metal on farmland soils of mining areas around Tongling city, Anhui, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, **26**(15): 15698-15709.
- [14] 杨敏, 滕应, 骆永明, 等. 石门雄黄矿周边农田土壤重金属污染及健康风险评估[J]. *土壤*, 2016, **48**(6): 1172-1178.
- Yang M, Teng Y, Luo Y M, *et al.* Pollution and health risk assessment of heavy metals in agricultural soil around Shimen realgar mine [J]. *Soils*, 2016, **48**(6): 1172-1178.
- [15] 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.
- [16] He J H, Pan Z Z, Liu D F, *et al.* Exploring the regional differences of ecosystem health and its driving factors in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **673**: 553-564.
- [17] Liu X, Macedo J, Zhou T, *et al.* Evaluation of the utility efficiency of subway stations based on spatial information from public social media [J]. *Habitat International*, 2018, **79**:10-17.
- [18] Wang S J, Wang J Y, Wang Y. Effect of land prices on the spatial differentiation of housing prices: evidence from cross-county analyses in China [J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2018, **28**(6): 725-740.
- [19] 陈彦光, 罗静. 城市位序-规模问题的分形理论初探——Zipf定律的理论来源、异化形式及其统一基础[J]. *信阳师范学院学报(自然科学版)*, 1998, **3**: 52-56.
- Chen Y G, Luo J. A fractal study on Zipf's law and rank-size rule of cities in an urban system [J]. *Journal of Xinyang Teachers College (Natural Science Edition)*, 1998, **3**: 52-56.

- [20] 谈明洪, 范存会. Zipf维数和城市规模分布的分维值的关系探讨[J]. 地理研究, 2004, **23**(2): 243-248.
- Tan M H, Fan C H. Relationship between Zipf dimension and fractal dimension of city-size distribution [J]. Geographical Research, 2004, **23**(2): 243-248.
- [21] 陈彦光, 刘继生. 城市规模分布的分形和分维[J]. 人文地理, 1999, **2**: 48-53.
- Chen Y G, Liu J S. Fractals and fractal dimensions of city-size distributions [J]. Human Geography, 1999, **2**: 48-53.
- [22] 蒋依依, 温晓金, 刘焱序. 2001-2015年中国出境旅游流位序规模演化特征[J]. 地理学报, 2018, **73**(12): 2468-2480.
- Jiang Y Y, Wen X J, Liu Y X. Evolutionary characteristics of China's outbound tourism flow in rank-size distribution from 2001 to 2015 [J]. Acta Geographica Sinica, 2018, **73**(12): 2468-2480.
- [23] 郭建科, 陈园月, 于旭会, 等. 1985年来环渤海地区港口体系位序—规模分布及作用机制[J]. 地理学报, 2017, **72**(10): 1812-1826.
- Guo J K, Chen Y Y, Yu X H, *et al.* Rank-size distribution and mechanism of port system in the Bohai Rim during the past thirty years [J]. Acta Geographica Sinica, 2017, **72**(10): 1812-1826.
- [24] 赵媛, 牛海玲, 杨足膺. 我国石油资源流流量位序-规模分布特征变化[J]. 地理研究, 2010, **29**(12): 2121-2131.
- Zhao Y, Niu H L, Yang Z Y. Study on the rank-size distribution and variation of crude oil flow in China [J]. Geographical Research, 2010, **29**(12): 2121-2131.
- [25] 秦越华, 强承魁, 曹丹, 等. 徐州市典型稻区土壤和稻米重金属含量及健康风险评价[J]. 生态环境学报, 2016, **25**(9): 1546-1554.
- Qin Y H, Qiang C K, Cao D, *et al.* Contents and distribution of soil nutrients and heavy metal elements in farmlands of Xuzhou [J]. Ecology and Environmental Science, 2016, **25**(9): 1546-1554.
- [26] Baghaie A H, Aghili F. Health risk assessment of Pb and Cd in soil, wheat, and barley in Shazand county, central of Iran [J]. Journal of Environmental Health Science and Engineering, 2019, **17**(1): 467-477.
- [27] US EPA. Risk assessment guidance for Superfund (RAGS), Volume I: human health evaluation manual (Part B, development of risk-based preliminary remediation goals) Interim [M]. Washington, D.C: Office of Emergency and Remedial Response, 1991.
- [28] Gay J R, Korre A. A spatially-evaluated methodology for assessing risk to a population from contaminated land [J]. Environmental Pollution, 2006, **142**(2): 227-234.
- [29] 生态环境部. 中国人群暴露参数手册(成人卷、儿童卷)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2013-2016.
- Ministry of Ecological Environment of the People's Republic of China. Exposure factors handbook of Chinese population(adults, children) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2013-2016.
- [30] Chen H, Teng Y, Lu S, *et al.* Contamination features and health risk of soil heavy metals in China [J]. Science of the Total Environment, 2015, **512-513**: 143-153.
- [31] HJ 25.3-2014. 污染场地风险评估技术导则[S].
- HJ 25.3-2014. Technical guidelines for risk assessment of contaminated sites[S].
- [32] 王洋洋, 李方方, 王笑阳, 等. 铅锌冶炼厂周边农田土壤重金属污染空间分布特征及风险评估[J]. 环境科学, 2019, **40**(1): 437-444.
- Wang Y Y, Li F F, Wang X Y, *et al.* Spatial distribution and risk assessment of heavy metal contamination in surface farmland soil around a lead and zinc smelter [J]. Environmental Science, 2019, **40**(1): 437-444.
- [33] Zhao L, 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.
- [34] Wong S C, Li X D, Zhang G, *et al.* Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China [J]. Environmental Pollution, 2002, **119**(1): 33-44.
- [35] 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.



- [36] Tang L, Deng S, Tan D, *et al.* Heavy metal distribution, translocation, and human health risk assessment in the soil-rice system around Dongting lake area, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, **26**(17): 17655–17665.
- [37] Wang Y, Qiao M, Liu Y, *et al.* Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from wastewater irrigated area, Beijing-Tianjin city cluster, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, **24**(4): 690–698.
- [38] 蔡云梅, 黄涵书, 任露陆, 等. 珠三角某高校室内灰尘重金属含量水平、来源及其健康风险评价[J]. *环境科学*, 2017, **38**(9): 3620–3627.
- Cai Y M, Huang H S, Ren L L, *et al.* Levels, sources, and health risk assessments of heavy metals in indoor dust in a college in the Pearl River Delta [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(9): 3620–3627.
- [39] 张静, 张衍杰, 方小珍, 等. 道路扬尘PM<sub>2.5</sub>中金属元素污染特征及健康风险评价[J]. *环境科学*, 2017, **38**(10): 4071–4076.
- Zhang J, Zhang Y J, Fang X Z, *et al.* Characteristics and health risk assessment of metallic elements in PM<sub>2.5</sub> fraction of road dust [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(10): 4071–4076.
- [40] Bignoli G, Goetz L, Sabbioni E. Health risks of chromium from disposed ash of coal-burning power plants [J]. *Science of the Total Environment*, 1988, **71**(3): 571.
- [41] Dehghani S, Keshavarzi B, Beverley A H, *et al.* Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, **136**: 92–103.
- [42] US EPA. Exposure factors handbook [M]. Washington, D.C: Office of Health and Environmental Assessment, 2011.
- [43] 农业农村部, 生态环境部. 关于进一步做好受污染耕地安全利用工作的通知[EB/OL]. <http://www.moa.gov.cn/>, 2019-04-28.
- [44] Guo L, Luo J, Yuan M, *et al.* The influence of urban planning factors on PM<sub>2.5</sub> pollution exposure and implications: A case study in China based on remote sensing, LBS, and GIS data [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **659**: 1585–1596.
- [45] Sponder M, Fritzer-szekeres M, Marculescu R, *et al.* Blood and urine levels of heavy metal pollutants in female and male patients with coronary artery disease [J]. *Vascular Health and Risk Management*, 2014, **10**: 311–317.
- [46] Rinaldi M, Micali A, Marini H, *et al.* Cadmium, organ toxicity and therapeutic approaches: a review on brain, kidney and testis damage [J]. *Current Medicinal Chemistry*, 2017, **24**: 3879–3893.
- [47] Li S W, Sun H J, Li H B, *et al.* Assessment of cadmium bio-accessibility to predict its bioavailability in contaminated soils [J]. *Environment International*, 2016, **94**: 600–606.
- [48] Tang W, Xia Q, Shan B, *et al.* Relationship of bio-accessibility and fractionation of cadmium in long-term spiked soils for health risk assessment based on four in vitro gastrointestinal simulation models [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **631–632**: 1582–1589.
- [49] 张士超, 姚宏, 向鑫鑫, 等. 沈抚新城地下水中PAHs的污染特征及健康风险评价[J]. *环境科学*, 2019, **40**(1): 248–255.
- Zhang S C, Yao H, Xiang X X, *et al.* Pollution characteristic and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Groundwater of ShenFu New City in the Hunhe river basin [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(1): 248–255.
- [50] 熊俊楠, 李进, 周成虎, 等. 西南地区山洪灾害时空分布特征及其影响因素[J]. *地理学报*, 2019, **74**(7): 1374–1391.
- Xiong J N, Li J, Zhou C H, *et al.* Spatial-temporal distribution and the influencing factors of mountain flood disaster in southwest China [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2019, **74**(7): 1374–1391.