

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.03.022

姬超, 董文浩, 侯大伟, 等. 土壤重金属健康风险时空预测及管控目标研究. 土壤, 2023, 55(3): 634–646.

土壤重金属健康风险时空预测及管控目标研究^①

姬超¹, 董文浩¹, 侯大伟², 赵晓杰¹, 谢丽¹, 孙华^{1*}, 包广静^{3*}, 邓爱萍⁴

(1 南京农业大学公共管理学院, 南京 210095; 2 东北农业大学公共管理与法学院, 哈尔滨 150030; 3 云南财经大学物流与管理工程学院, 昆明 650221; 4 江苏省环境监测中心, 南京 210036)

摘要: 以土壤重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 调查数据为基础, 利用黑箱理论、健康风险评估模型和反距离权重插值法, 预测分析了南京市六合区土壤重金属健康风险的时空变化特征, 并基于健康风险视角探究了土壤重金属管控目标。结果表明: 研究区重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 在 2007—2017 年的平均累积速率分别为 -0.711 、 0.558 、 0.006 、 -0.086 和 0.013 mg/(kg·a), 且 Pb、Cd、As 和 Hg 在 2007 年和 2017 年均处于中度或高度变异状态。Cr 和 As 的儿童致癌风险在 2017 年的最小值分别为 13.307×10^{-6} 和 4.548×10^{-6} , Pb 儿童非致癌风险的最大值为 1.366, 且该风险值高于 1 的点位占有所有调查点位的 11.58%, Cr、Pb 和 As 是六合区土壤重金属健康风险特征因子。2017—2030 年, Pb 儿童非致癌风险呈上升趋势, 该风险值高于 1 的区域主要分布在大厂街道、长芦街道等六合区南部区域和以金牛湖街道为核心的六合区北部区域; Cr 和 As 儿童致癌风险总体呈下降趋势, 但对应的平均值分别高于 8.670×10^{-6} 和 9.564×10^{-6} , 其中 Cr 儿童致癌风险值高于 20×10^{-6} 的区域逐渐集中在以六合开发区和化工园区为核心的周边区域, As 儿童致癌风险值高于 10×10^{-6} 的区域逐渐集中在以马鞍街道为核心的六合区北部区域。基于 2030 年健康风险管控目标, Cr 和 As 的含量分别需降低到 37.500 mg/kg 和 4.167 mg/kg, 对应的年均降低速率分别处于 $0.978 \sim 8.122$ mg/(kg·a) 和 $0.305 \sim 0.747$ mg/(kg·a), 且均值分别为 3.176 mg/(kg·a) 和 0.381 mg/(kg·a); Cr 降低速率高值区域主要分布在六合开发区周边的区域以及冶山镇南部区域, As 则主要分布在以竹镇镇西部、冶山镇北部以及马鞍街道北部为核心的六合区北部区域。

关键词: 土壤重金属; 健康风险; 黑箱理论; 时空预测; 风险管控

中图分类号: X53 文献标志码: A

Spatio-temporal Prediction and Control Objectives for Health Risk of Soil Heavy Metals

Ji Chao¹, Dong Wenhao¹, Hou Dawei², Zhao Xiaojie¹, Xie Li¹, Sun Hua^{1*}, Bao Guangjing^{3*}, Deng Aiping⁴

(1 College of Public Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 College of Public Administration and Law, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China; 3 School of Logistics and Management Engineering, Yunnan University of Finance and Economics, Kunming 650221, China; 4 Jiangsu Environmental Monitoring Center, Nanjing 210036, China)

Abstract: With the support of black box theory and the monitoring data of Cr, Pb, Cd, As and Hg in soil, the health risks and their spatio-temporal distributions in Luhe district of Nanjing City were assessed and predicted by using the health risk assessment model and inverse distance weight interpolation method, and then the corresponding control objectives were proposed. The results show that the average annual accumulation rates of Cr, Pb, Cd, As and Hg were -0.711 , 0.558 , 0.006 , -0.086 and 0.013 mg/(kg·a) with the moderate or high variation of from 2007 to 2017, respectively. The minimum carcinogenic risks of Cr and As for children were 13.307×10^{-6} and 4.548×10^{-6} in 2017, respectively. The maximum non-carcinogenic risk of Pb for children was 1.366, and the sites higher than 1 account for 11.58% of all sites, which indicated Cr, Pb and As are the main health risk characteristic factors. From 2017 to 2030, the non-carcinogenic risk of Pb shows an upward trend, and the areas higher than 1 are mainly distributed in the southern area such as Dachang and Changlu streets and the northern area with the core of Jinnihu street. The children carcinogenic risks of Cr and As show the downward trend, but their corresponding average values are higher than 8.670×10^{-6} and 9.564×10^{-6} , respectively, and the areas with the children carcinogenic risk higher than 20×10^{-6} for Cr are gradually concentrated

①基金项目: 江苏省环保科研课题(2018001), 江苏省社会科学基金项目(22JZB001)和 NSFC-云南联合基金重点支持项目(U2102208)资助。

* 通讯作者(sh@njau.edu.cn; cyberbao@qq.com)

作者简介: 姬超(1993—), 男, 安徽亳州人, 博士研究生, 主要研究方向为资源环境评价与规划管理。E-mail: 208860788@qq.com

in the surrounding areas of Luhe Economic Development Zone and Industrial Park, while the areas with the children carcinogenic risk higher than 10×10^{-6} for As is gradually concentrated in the northern part including Ma'an street. Based on 2030 carcinogenic risk control targets, the contents need to be reduced to 37.500 mg/kg for Cr and 4.167 mg/kg for As, and their reduction rates should be reduced from 0.978 mg/(kg·a) to 8.122 mg/(kg·a) and from 0.305 mg/(kg·a) to 0.747 mg/(kg·a), with the corresponding mean values of 3.176 mg/(kg·a) and 0.381 mg/(kg·a) respectively. Furthermore, the regions with high Cr reduction rates are mainly distributed around Luhe Economic Development Zone and the south of Yeshan town, and the regions for As is mainly distributed in the north, including the west of Zhuzhen town, the north of Yeshan town and the north of Ma'an street.

Key words: Soil heavy metals; Health risk; Black-box theory; Spatio-temporal prediction; Risk management

随着人类对地球资源开发利用强度的持续增加,土壤环境面临的重金属污染形势日益严峻^[1-3],土壤重金属污染已成为当前全球可持续发展面临的主要挑战之一,尤其对于发展中国家^[4]。同时,土壤重金属可通过皮肤接触、呼吸吸入、经口摄入等暴露方式进入人体中^[5],并隐藏在蛋白质或沉积在细胞中,进而影响肺、脑、肝、肾和其他器官的正常功能,威胁人体健康^[6]。此外,土壤重金属污染对于人体健康造成的影响具有长期性、隐蔽性和不可逆转性等特征^[7-8]。因此,土壤重金属健康风险研究一直是环境与健康研究的热点^[2, 9-10]。

自20世纪80年代《化学混合物健康风险评估指南》^[11]提出以来,国内外学者围绕毒性效应、暴露评估和风险分析等开展了一系列关于土壤重金属健康风险的研究。Briffa等^[6]和Azeh Engwa等^[12]基于毒理学视角探讨了人体对重金属的生物吸收和累积,并揭示了重金属的毒理效应;杨敏等^[13]和Chen等^[14]定量评估了土壤重金属在经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触途径下的健康风险;Zhang等^[15]和Hu等^[16]在土壤重金属健康风险评估的基础上进一步探究了其影响因素和空间分异规律。以上研究明确了土壤重金属与人体健康之间的联系,完善了土壤重金属健康风险评估的理论与方法体系。当前,土壤重金属健康风险时空预测分析相对缺乏,且由于重金属在土壤中具有累积性、持久性和生物难降解性等特征^[5, 17],揭示土壤重金属健康风险的时空变化规律和明晰健康风险视角下的不同区域在不同时期的土壤重金属管控目标对于制定风险管控策略、提升风险管控效率、落实“健康中国2035”战略等具有重要的现实意义。

虽然多元统计分析^[5, 18]、同位素示踪法^[9, 19]、UNMIX模型^[20-21]和PMF模型^[7, 22]等源解析模型可以定量分析不同因素对土壤重金属的影响程度,但是其研究目的侧重于为土壤重金属健康风险的影响因素管控提供现实依据,研究结果无法满足区域土壤重金属时空变化特征预测分析的需求。如PMF源解析模

型能够定量描述不同来源对于区域土壤重金属的贡献水平,然而农业生产、交通运输、工业生产等导致重金属进入土壤中的总量在不同时期难以量化^[2],且土壤系统的高度复杂性也决定了土壤重金属在不同区域累积、迁移和转化等存在较大的差异^[23]。黑箱理论的出发点在于系统中各要素是相互联系和相互作用的,在黑箱内部结构不清楚的情况下,可通过掌握系统信息输入与输出的关系,进而分析黑箱系统的相关结构或者参数等特性。土壤系统作为一个物质与能量循环的开放系统,具有黑箱系统中“黑箱”的特征^[24]。重金属在土壤系统中的累积可通过不同时期土壤重金属监测结果获得,即重金属在土壤系统中的输入和输出之间的差值^[25]。

基于上述分析,本研究以南京市六合区为研究区,以土壤重金属Cr、Pb、Cd、As和Hg调查数据为基础,尝试依据黑箱理论构建土壤重金属累积模型,分析研究区2007—2017年土壤重金属累积速率,在此基础上借助健康风险评估模型和反距离权重插值法揭示土壤重金属健康风险的时空变化特征,明晰不同区域在不同时期的土壤重金属管控目标,并进一步探讨对应的风险管控措施,以拓展土壤重金属健康风险研究视角和方法体系,为区域土壤重金属健康风险管控提供现实依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

六合区(32°11'E ~ 32°27'E, 118°34'N ~ 119°03'N)位于江苏省中西部(图1),隶属南京市,下辖10个街道和2个镇,属于亚热带季风气候区,常年盛行东南风和东北风。区内具有铁、铜、硼等30多种矿产资源,年开采铁矿石超过55万t,拥有包括国家级重化工基地“南京化学工业园区”在内的4个开发区,超过2900家企业和240家规模企业,是全国综合实力百强区和国家东部地区现代工业基地。同时,该区拥有超过6.33万hm²的耕地,主要以种植小麦、水稻

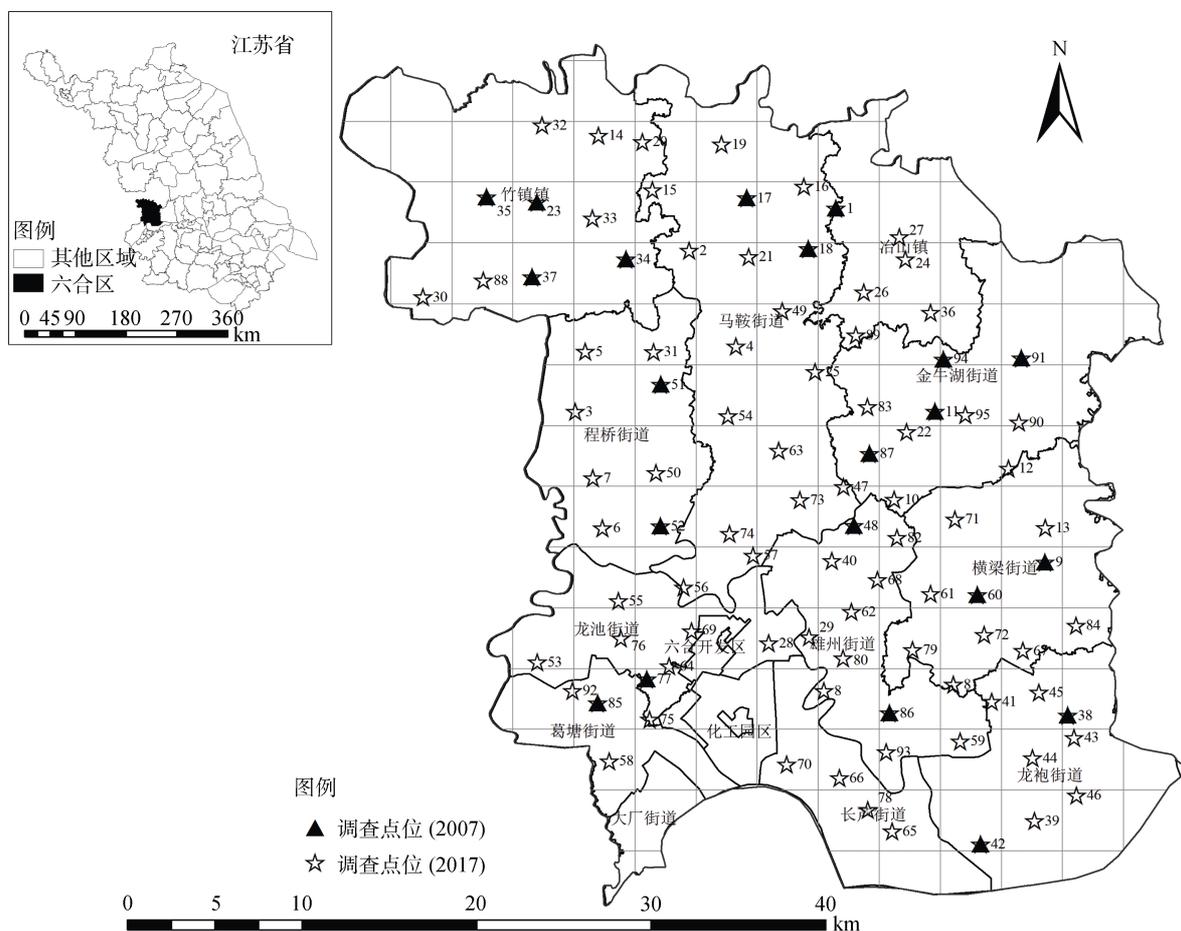


图 1 研究区及调查点位分布图

Fig. 1 Spatial distribution of research area and sampling sites

等农作物为主, 全年粮食总产量超过 40 万 t, 是南京市粮食主产区^[26]。2020 年六合区工业企业和农业总产值分别为 318.81 亿元和 109.31 亿元。在工业和农业快速发展的同时, 其面临的环境污染压力持续增加, 环境与健康问题已引起全区的重点关注, 如制定土壤污染防治方案、开展健康支持性环境建设、推进创建省级慢性病综合示范区和建设省级健康促进区等。因此, 以六合区为研究区, 分析土壤重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 健康风险的时空变化特征并明晰不同区域在不同时期的管控目标具有典型示范意义和现实指导意义。

1.2 样品采集与分析

基于规则网内的随机采样布点法, 按照 $3.5 \text{ km} \times 3.5 \text{ km}$ 的规则网格在六合区初步布设采样点。在实际采样过程中, 根据六合区现场条件适当调整土壤采样点, 利用 GPS 记录调整后的 2017 年采样点位(图 1), 按照对角线法采集每个调查点位耕作层的土壤混合样品, 即在 $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ 的方格对角线 5 等分处分别采集样品, 均匀混合后利用四分法选取约 1 kg 的土

壤作为一个调查点位的样品, 并记录对应的采样人员、采样日期、监测项目等基础信息。土壤样品在室内自然风干后, 除去碎石、砂砾和动植物残体等杂质, 用木槌捣碎之后再用品磨研磨, 并过 100 目尼龙筛, 最后利用原子荧光光谱法(HJ 680—2013)测定 Hg 和 As 的含量, 采用等离子体质谱法(HJ 803—2016)测定 Pb、Cr 和 Cd 的含量。为保证分析结果的准确性, 重金属全量测定过程中使用的所有试剂均为优级纯, 检测用水均为新配置的去离子水, 所有样品均设定重复样和空白样, 质控和样品回收率均在 90% ~ 110%, 实验结果符合监控要求。2007 年土壤重金属数据主要通过文献资料查找和“流域典型区域农用地环境健康风险研究”课题组获取。

1.3 基于黑箱理论的土壤重金属累积模型

对于土壤环境系统, 可以通过重金属输入输出的特点掌握土壤重金属的累积效应、生态效应和环境效应等, 如土壤环境负载容量模型是以黑箱理论为基础建立的, 基于土壤负载容量的土壤污染物分析对于土壤环境质量标准的制定、区域重金属污染总量的控制

以及土壤资源的合理利用等具有重要的现实意义^[27]。因此,黑箱理论可以为揭示土壤重金属的时空变化规律提供理论支撑。基于黑箱理论的土壤重金属累积模型如下:

$$\left. \begin{aligned} Y_{jt} &= f_{jt}(X_1, X_2, X_3, \dots, X_k) \\ U_j &= (Y_{jt_1} - Y_{jt_2}) / (t_1 - t_2) \end{aligned} \right\} \quad (1)$$

式中: Y_{jt} 表示土壤重金属 j 在 t 时期的含量, mg/kg; t 表示时间, a; X 表示影响土壤重金属含量的各种要素; U_j 表示土壤重金属 j 的年均累积速率, mg/(kg·a)。

1.4 反距离权重插值法

反距离权重插值法作为确定性插值方法,以插值点与采样点之间的距离为权重进行加权平均,离插值点越近的样本点赋予的权重越大,采样点的插值结果与评价结果保持一致,且对评价结果的最大值与最小值影响较小^[28]。与克里格法等其他插值方法相比,反距离权重插值法对输入数据的统计属性没有明确假设,在重金属及其相关属性的空间分布特征分析中具有一定的优势^[29]。反距离权重插值法的原理及其计算公式可以表达为:

$$\left. \begin{aligned} Z &= \left[\frac{\sum_{i=1}^n \frac{Z_i}{d_i^2}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^2}} \right] \left\{ \right. \\ d_i^2 &= (x_0 - x_i)^2 + (y_0 - y_i)^2 \end{aligned} \right\} \quad (2)$$

式中: Z 为空间估计点的值; Z_i 为土壤重金属在 i 调查点位的评价结果; d_i^2 表示空间估计点与调查点位 i 之间的欧氏距离; (x_0, y_0) 和 (x_i, y_i) 为空间估值点与调查点位 i 的坐标。

1.5 健康风险评估方法

美国环境保护署提出的健康风险评估方法综合考虑了土壤重金属类型、重金属毒性、人群暴露情况等因素,是当前分析重金属对人体造成潜在危害可能性或程度的有效方法^[17, 22]。且以往研究表明,土壤重金属通过皮肤接触和呼吸吸入的暴露方式进入人体的总量低于经口摄入量的 1%^[30]。鉴于此,本研究重点评估经口暴露途径下的土壤重金属健康风险^[13],公式如下:

$$\left. \begin{aligned} ADD_{oj} &= C_j \times \frac{IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \\ HI &= \sum_{j=1}^n HI_j = \sum_{j=1}^n \frac{ADD_{oj}}{RfD_j} \\ CR &= \sum_{j=1}^n CR_j = \sum_{j=1}^n ADD_{oj} \times SF_j \end{aligned} \right\} \quad (3)$$

式中: ADD_{oj} 为日均经口摄入量, mg/(kg·d); C_j 为土

壤重金属 j 的含量, mg/kg; IR 摄入土壤的频率, mg/d; EF 、 ED 和 BW 分别为暴露年限(a)、暴露频率(d/a)和体重(kg); HI 和 CR 分别为土壤重金属非致癌和致癌风险; RfD_j 为重金属毒性参考剂量, mg/(kg·d); SF_j 致癌斜率因子, (kg·d)/mg。通常,当 $HI_j < 1$ 时,土壤重金属 j 非致癌风险可被接受,相反则需引起关注; $CR_j \leq 10^{-6}$ 、 $10^{-6} < CR_j \leq 10^{-4}$ 和 $CR_j > 10^{-4}$ 分别表示重金属 j 致癌风险可以被忽略、致癌风险可以被接受但需要进行风险管控、存在潜在致癌风险且需要治理,具体参数见参考文献[7, 13-16]。基于健康风险评估模型,进一步构建基于时间视角的土壤重金属健康风险评估模型^[27, 13],公式如下:

$$\left. \begin{aligned} HI_t &= \sum_{j=1}^n \frac{C_{j0} + U_j T}{RfD_j} \times \frac{ADD_{oj}}{C_j} \\ CR_t &= \sum_{j=1}^n (C_j + U_j T) SF_j \times \frac{ADD_{oj}}{C_j} \end{aligned} \right\} \quad (4)$$

式中: C_{j0} 为起始年份的土壤重金属 j 的浓度, mg/kg; T 为预测年限, a; HI_t 和 CR_t 分别为 t 时期的土壤重金属非致癌风险和致癌风险。

1.6 数据处理与统计分析

本文利用 SPSS 25.5 对六合区土壤重金属含量及其健康风险评估结果进行描述性统计分析,并利用该软件中的箱体图模块对比分析 2017 年、2025 年和 2030 年土壤重金属健康风险的时间变化特征。运用 ArcGIS 10.3 中的反距离权重插值法揭示土壤重金属累积速率的空间分布特征、健康风险的时空变化特征和管控目标的空间分布特征。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量及累积速率

2.1.1 不同时期土壤重金属含量 以 2017 年土壤重金属监测数据为核心,基于 2007 年的 21 个对应土壤重金属调查点位,对比分析 2007 年和 2017 年土壤重金属含量(表 1)。2017 年 Cr 和 As 含量的平均值、最大值和中位数均低于 2007 年,且对应的平均值较 2007 年分别降低了 7.119 mg/kg 和 0.859 mg/kg,表明其在研究区域有总体降低趋势; Pb、Cd 和 Hg 则相反,其含量分别增加了 5.581、0.056 和 0.133 mg/kg。同时,2017 年 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 的变异系数分别为 0.173、0.344、0.591、0.219 和 1.153,处于中度变异($0.16 < CV < 0.36$)或高度变异($CV > 0.36$),且对应的最大值和最小值的差值分别为 40.800、41.700、0.329、8.670 和 0.899 mg/kg,均高于 2007 年,表明人类活

表 1 2007 年和 2017 年土壤重金属描述性统计
Table 1 Descriptive statistics of heavy metals from soil in 2007 and 2017

统计特征	2007 年					2017 年				
	Cr	Pb	Cd	As	Hg	Cr	Pb	Cd	As	Hg
平均值(mg/kg)	81.471	26.433	0.138	9.930	0.074	74.352	32.014	0.194	9.071	0.207
中位数(mg/kg)	79.600	25.500	0.130	10.100	0.049	72.700	26.700	0.140	8.630	0.094
标准差(mg/kg)	10.871	4.864	0.063	1.851	0.064	12.885	11.030	0.114	1.990	0.239
偏度	0.970	1.467	3.508	-0.414	2.849	-0.447	1.393	0.727	0.160	1.697
峰度	0.556	2.750	14.369	0.618	9.791	-1.177	1.692	-1.203	0.628	2.671
最小值(mg/kg)	69.400	18.600	0.070	5.820	0.022	49.900	21.800	0.061	4.830	0.021
最大值(mg/kg)	109.000	40.300	0.390	13.800	0.312	90.700	63.500	0.390	13.500	0.920
变异系数	0.133	0.184	0.453	0.186	0.869	0.173	0.344	0.591	0.219	1.153

动对于土壤重金属的干扰逐渐增强以及研究区域土壤重金属具有较高的空间分异性^[22, 31]。因此,在后续的研究中需要进一步关注不同调查点位的土壤重金属累积速率及其空间分布特征。

2.1.2 土壤重金属累积速率 以 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 在 2017 年和 2007 年的调查结果为基础,以基于黑箱理论的土壤重金属累积模型为支撑(公式(1)),分析不同调查点位的土壤重金属累积速率并揭示其空间分布特征(图 2)。为验证本研究土壤重金属累积速率分析的准确性,进一步以 2020 年调查数据为基础进行验证分析,验证结果表明, Cr、Pb、Cd、As

和 Hg 的实测值与预测值的差值与实测值的比值分别为 0.026、0.014、0.028、0.030 和 0.014,表明该研究结果可以为后期土壤重金属健康风险时间变化特征分析提供数据支撑^[31-32]。2007—2017 年,研究区域土壤重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 的年平均累积速率分别为 -0.711、0.558、0.006、-0.086 和 0.013 mg/(kg·a),其中 Cr、Hg、Cd 和 Pb 的年均累积速率高值区域主要分布在从葛塘街道—龙池街道到冶山镇—金牛湖街道的六合区东南—西北的连接区域,并经过六合开发区和化工园区。结合以往的研究可以推断^[7, 18],工业生产和农业生产是六合区 Cr、Hg、Cd

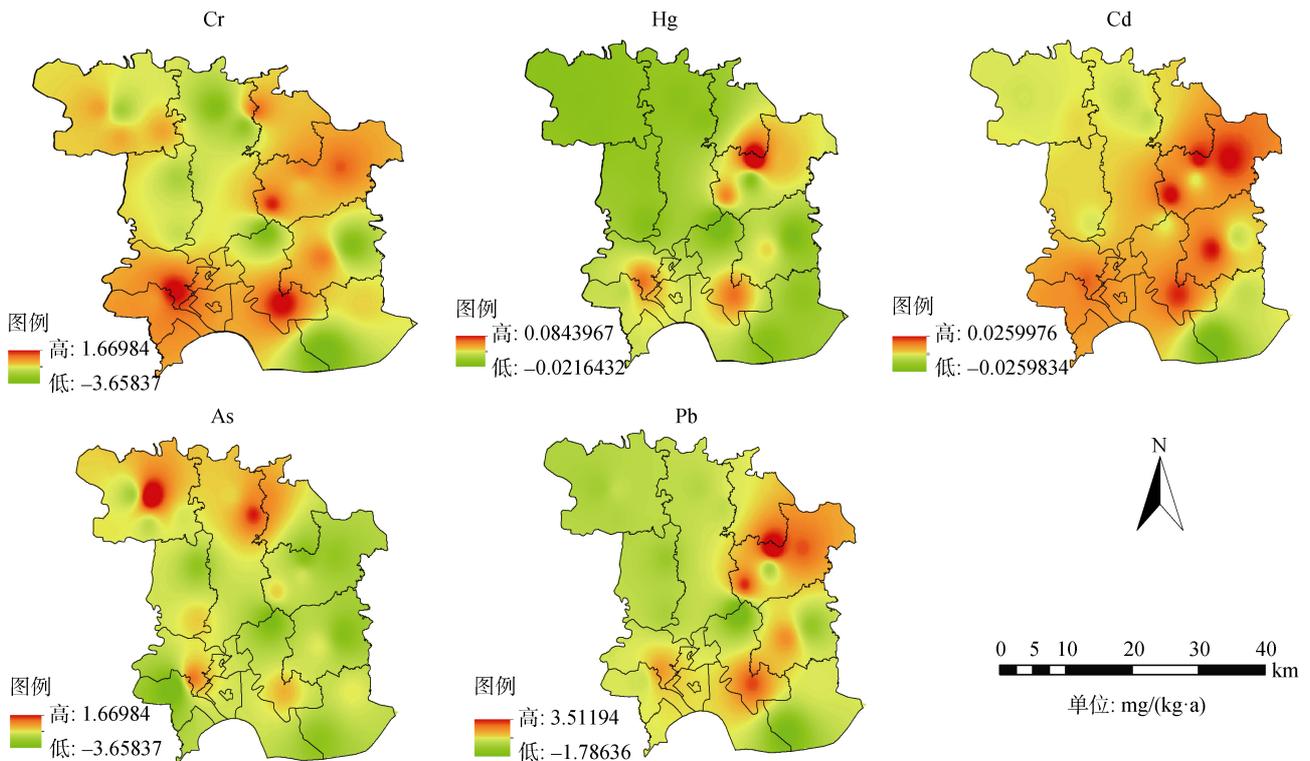


图 2 2007—2017 年土壤重金属年平均累积速率空间特征
Fig. 2 Spatial characteristics of annual accumulation rates of soil heavy metals from 2007 to 2017

和 Pb 累积的重要影响因素。As 对应的高值区域主要分布在竹镇镇、马鞍街道及冶山镇的局部区域, 该区域是六合区农业生产的主要区域, 表明农业生产对于 As 在土壤中的累积影响较大^[18, 22]。Hg 和 Pb 的低值区域主要分布在以竹镇镇和长芦街道为核心的六合区西北部和东南部, As 的低值区域主要分布在六合区的西南部和东部, Cr 的低值区域则零散分布在六合区马鞍街道、程桥街道、长路街道等。因此, 六合区土壤 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 在 2007—2017 年的年平均累积速率具有较高的空间差异性, 在土壤重金属健康风险时空预测分析中, 需分析研究区域总体健康风险的时间变化特征和区域内部健康风险的时空分布特征。

2.2 土壤重金属健康风险评价

基于公式(2)分析 2017 年六合区不同调查点位土壤重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 的成人及儿童致癌风险和非致癌风险, 其描述性统计分析结果如表 2 所示。对于成人健康风险, 成人综合非致癌风险最大值为 0.469, 低于可接受水平的最大值 1, 表明六合区土壤重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 的成人非致癌

风险均处于可接受水平; Cr 和 As 致癌风险的最小值分别为 8.074×10^{-6} 和 1.840×10^{-6} , 而 Pb 致癌风险的最大值为 0.197×10^{-6} , 表明 Cr 和 As 是六合区土壤重金属成人致癌风险特征因子。对于儿童健康风险, Pb 非致癌风险的最大值为 1.366, 且该风险值高于 1 的调查点数为 11 个, 占有调查点位的 11.58%, Cr、Cd、As 和 Hg 非致癌风险的最大值均低于 1; Cr、Pb 和 As 致癌风险的最小值分别为 13.307×10^{-6} 、 0.839×10^{-6} 和 4.548×10^{-6} , 且 Pb 致癌风险的最大值为 3.250×10^{-6} , 其对应的 5% 分位数为 0.999×10^{-6} , 该风险值高于 10^{-6} 的调查点数为 91 个, 占调查点位的 95.79%, 表明 Cr、Pb 和 As 是儿童健康风险的特征因子。

总体来看, 六合区土壤重金属对于成人造成的健康风险低于儿童, 表明儿童健康更容易受到重金属的威胁, 这与 Han 等^[2]、Yang 等^[10]和 Sun 等^[19]的研究结果相符。同时, Cr、Pb 和 As 是六合区土壤重金属健康风险特征因子, 在后续的风险分析或管控过程中需要重点关注, 尤其是 Cr、Pb 和 As 的儿童致癌风险以及儿童综合非致癌风险。

表 2 2017 年土壤重金属健康风险评价结果描述性统计
Table 2 Descriptive statistics of health risk assessment of soil heavy metals in 2017

人群	统计特征	非致癌风险						致癌风险(10^{-6})			
		Cr	Pb	Cd	As	Hg	综合	Cr	Pb	As	综合
成人	平均值	0.021	0.202	0.000 2	0.025	0.002	0.250	12.748	0.096	4.425	17.270
	中位数	0.023	0.165	0.000 1	0.025	0.001	0.214	13.689	0.079	4.456	18.065
	众数	0.023	0.131	0.000 1	0.023	0.001	0.152	13.754	0.062	4.189	10.155
	标准差	0.004	0.073	0.000 1	0.006	0.002	0.077	2.393	0.035	1.030	2.841
	偏度	0.567	0.937	0.334 0	-0.030	1.671	0.857	0.567	0.937	-0.030	-0.313
	峰度	3.114	-0.040	-1.486 0	-0.362	2.525	-0.198	3.114	-0.040	-0.362	1.043
	最小值	0.014	0.107	0.000 0	0.010	0.000 1	0.152	8.074	0.051	1.840	10.155
	最大值	0.039	0.414	0.000 3	0.038	0.008	0.469	23.301	0.197	6.748	27.187
	百分位数(5%)	0.014	0.127	0.000 1	0.015	0.000	0.164	8.634	0.061	2.618	11.791
百分位数(95%)	0.025	0.346	0.000 3	0.034	0.006	0.397	14.977	0.165	6.126	20.317	
儿童	平均值	0.175	0.667	0.001	0.203	0.007	1.052	21.009	1.587	10.939	33.535
	中位数	0.188	0.545	0.001	0.204	0.003	0.963	22.560	1.297	11.016	35.048
	众数	0.189	0.432	0.001	0.192	0.003	0.639	22.667	1.029	10.356	19.186
	标准差	0.033	0.241	0.001	0.047	0.008	0.268	3.944	0.574	2.547	5.388
	偏度	0.567	0.937	0.334	-0.030	1.671	0.646	0.567	0.937	-0.030	-0.665
	峰度	3.114	-0.040	-1.486	-0.362	2.525	-0.425	3.114	-0.040	-0.362	0.309
	最小值	0.111	0.352	0.000	0.084	0.000	0.639	13.307	0.839	4.548	19.186
	最大值	0.320	1.366	0.003	0.309	0.035 5	1.787	38.400	3.250	16.680	48.719
	百分位数(5%)	0.119	0.420	0.001	0.120	0.000	0.713	14.229	0.999	6.473	23.191
百分位数(95%)	0.206	1.139	0.003	0.280	0.025	1.558	24.683	2.712	15.144	39.756	

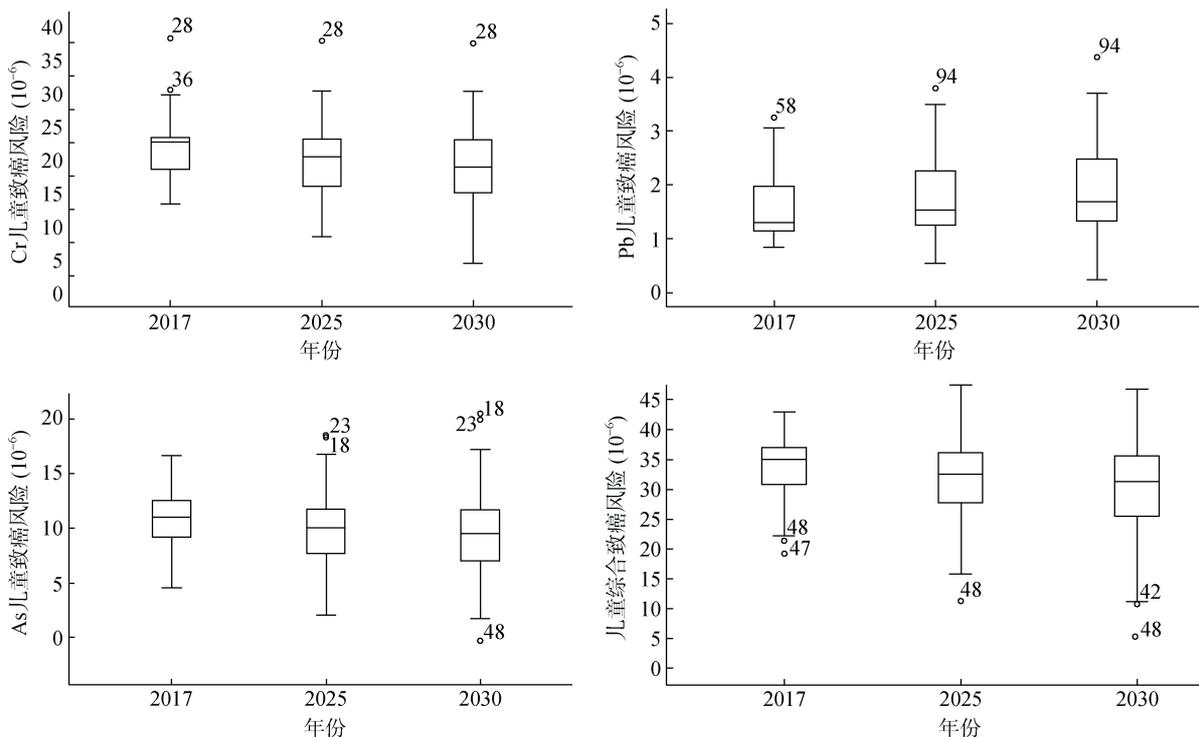
2.3 基于土壤重金属累积的健康风险时间变化特征

依据 2007—2017 年的土壤重金属累计速率分析结果和 2017 年土壤重金属健康风险评价结果,进一步结合公式(3)和公式(4)预测分析六合区土壤重金属健康风险的时间变化特征。一方面,《土壤污染防治行动计划》^[33]指出:到 2030 年,农用地土壤环境质量稳中向好、有效保障土壤环境安全以及全面管控土壤环境风险,进而为实现土壤环境质量全面改善和生态系统良性循环的最终目标提供基础保障;另一方面,《江苏省“十四五”生态环境保护规划》^[34]提出:在“十四五”期间需要加强土壤重金属污染治理并严格管控土壤污染风险。基于此,本研究以 2025 年和 2030 年为预测目标年,预测分析土壤重金属健康风险的时空变化特征。由于上述分析结果表明儿童健康更容易受到土壤重金属的威胁,本研究重点分析土壤重金属儿童健康风险的时间变化特征,进而为基于环境与健康视角的土壤重金属风险防控提供现实依据。

对于儿童非致癌风险,2025 年和 2030 年的 Pb 儿童非致癌风险均值、最大值分别为 0.754 和 0.808、1.596 和 1.837,且该风险值高于 1 的调查点位数为 19 个和 27 个,均高于 2017 年对应的评价结果;Cr、Cd、As 和 Hg 儿童非致癌风险在以上 3 个时期的最大值均低于 0.379,其引起的儿童非致癌风险均

处于可接受范围之内。因此,Pb 是未来引起儿童非致癌风险的风险特征因子。同时,Pb 的年均累计速率大于 0 的点位占比为 92.63%,且 Pb 儿童非致癌风险值超过 1 的调查点位在 2007—2017 年之间呈逐年递增趋势,未来需要引起关注。

进一步对比分析 2017 年、2025 年和 2030 年的 Cr、Pb、As 的儿童致癌风险和儿童综合致癌风险(图 3)。Cr 和 As 儿童致癌风险在 2017—2030 年呈现整体下降趋势,其在上述 3 个时期对应的平均值分别为 21.010×10^{-6} 和 10.940×10^{-6} 、 19.569×10^{-6} 和 10.093×10^{-6} 以及 18.670×10^{-6} 和 9.564×10^{-6} ;Pb 儿童致癌风险则呈现上升趋势,其在 2017 年、2025 年和 2030 年的平均值和最大值分别为 1.587×10^{-6} 和 3.250×10^{-6} 、 1.795×10^{-6} 和 3.798×10^{-6} 以及 1.924×10^{-6} 和 4.372×10^{-6} ;儿童综合致癌风险虽然整体呈现降低趋势,但对应的年均降低速率较低,仅为 0.260×10^{-6} ,且其在 2030 年的平均值为 30.157×10^{-6} 。因此,虽然 Pb 儿童致癌风险呈上升趋势,Cr 和 As 儿童致癌风险呈下降趋势,但是由于 As 和 Cr 的儿童致癌风险水平较高,其依然是未来六合区土壤重金属致癌风险重点关注的风险特征因子,需要进一步加强以 Cr 和 As 为核心的儿童致癌风险的管控,进而确保研究区域实现或者接近江苏省土壤污染防治目标。同时,根



(图中数字为调查点位的编号)

图 3 不同时期重金属儿童致癌风险箱体图

Fig. 3 Box diagrams of children carcinogenic risks of heavy metals in 2017, 2025 and 2030

据图3可以进一步发现,土壤重金属累计速率的空间异质性引起不同调查点位的健康风险时间变化特征具有较大的差异。因此,需进一步分析研究区域内部土壤重金属健康风险的时空分布特征,进而为制定差异化的管控策略提供基础支撑。

2.4 不同时期土壤重金属健康风险空间特征

在土壤重金属健康风险时间变化特征分析的基础上,进一步结合公式(2)分析2017年、2025年和2030年土壤重金属Cr和As的儿童致癌风险、儿童综合致癌风险以及Pb儿童非致癌风险的空间分布特征,结果如图4所示。2017—2030年,Cr儿童致癌风险值高于 20×10^{-6} 的区域逐步集中在以六合开发区和化工园区为核心的周边区域,如龙池街道、雄州街道和长芦街道等,其中,该风险值处于 $20 \times 10^{-6} \sim 25 \times 10^{-6}$ 的区域范围呈现减少趋势,高于 25×10^{-6} 的区域范围未发生明显变化,低于 20×10^{-6} 的区域范围呈现增加趋势,并主要集中在六合区的西北部和东南部,如竹镇镇、龙池街道、程桥街道等。这进一步表明Cr的儿童致癌风险处于降低趋势,但是其总体水平依然较高,尤其是以六合开发区和化工园区为核心的高值区域需要重点关注。

与Cr儿童致癌风险的时空变化特征类似,As儿童致癌风险在2017—2030年的高值区域范围呈现减少趋势、低值区域范围呈现增加趋势。其中,该风险值高于 10×10^{-6} 的区域逐步集中在以马鞍街道为核心的六合区北部,低于该值的区域逐步由六合区东部和西部区域向中心区域扩展;该风险值高于 14×10^{-6} 的区域分布在竹镇镇东北部、马鞍街道北部以及冶山镇西北部,且对应的区域范围持续增长和最大值持续增加。这进一步表明As对于该区域的儿童健康的威胁程度将持续升高。

Pb儿童非致癌风险高于0.8的区域范围在2017—2030年呈增长趋势,其中该风险值高于1的区域主要分布在大厂街道、长芦街道等六合区南部区域以及以金牛湖街道为核心的北部区域,且对应的该风险最大值持续升高。未来需结合Pb累积速率分析结果(图2),进一步加强该区域与土壤Pb累积相关的人类生产活动的管控,进而降低Pb儿童非致癌风险。

2017—2030年,儿童综合致癌风险值高于 35×10^{-6} 的区域逐渐集聚在六合开发区和化工园区周边的区域以及马鞍街道东北部和冶山镇西北部交接的区域;低于 30×10^{-6} 的区域逐渐由六合区西北部和东南部向六合区中心扩散;处于 $30 \times 10^{-6} \sim 35 \times 10^{-6}$ 之间的区域逐步向高于 35×10^{-6} 的区域核心方向靠近,其

区域范围逐步增加,表明研究区域儿童综合致癌风险呈现降低趋势。同时,儿童综合致癌风险高于 30×10^{-6} 的区域空间分布特征与对应时间节点的Cr儿童致癌风险高于 20×10^{-6} 和As儿童致癌风险高于 10×10^{-6} 的区域空间分布特征具有较高的一致性。

总体来看,在2017—2030年期间,六合区Cr和As儿童致癌风险以及儿童综合致癌风险的空间分布特征具有较高的一致性,主要以风险值高于 15×10^{-6} 、 8×10^{-6} 和 25×10^{-6} 为核心,均处于可以被接受但需要进行风险管控等级;同时Pb儿童非致癌风险高于1的区域范围具有明显的上升趋势。从环境与健康视角来看,要达到“环境安全得到有效保障”、“江苏省环境风险得到有效管控”的《江苏省“十四五”生态环境保护规划》^[34]目标以及“到2030年全面管控土壤环境安全”的《土壤污染防治行动计划》^[33]目标等,需要在上述分析的基础上,进一步分析不同区域的具体管控目标,明确不同时期的管控任务。

2.5 基于风险可接受水平的不同时期土壤重金属管控目标

在上述分析的基础上,以2030年土壤重金属Cr和As儿童致癌风险的可接受水平为依据,按照风险管控最严格的要求及研究区域的实际情况,分别将 8×10^{-6} 和 5×10^{-6} 作为2030年土壤重金属Cr和As致癌风险的最终实现目标,以2017年土壤重金属Cr和As含量的调查结果为基础,结合公式(4)分析不同调查点位的土壤重金属含量的降低幅度及年均降低速率。另外,由于土壤重金属的空间异质性,在上述分析的基础上,进一步结合公式(2)分析土壤重金属含量降低幅度及年均降低速率的空间分布特征(图5)。

结果显示,到2030年,六合区土壤重金属Cr和As含量需分别降低至37.500 mg/kg和4.167 mg/kg。具体而言,土壤Cr的降低速率处于0.978 ~ 8.122 mg/(kg·a),其均值为3.176 mg/(kg·a),Cr含量的降低速率的空间分布格局与其对应的健康风险的空间分布特征具有较高的一致性,其平均降低速率在4.001 mg/(kg·a)以上的区域依然主要分布在以六合开发区及化工园区为核心的周边区域,且2025年对应的Cr含量的范围为43.370 ~ 86.231 mg/kg,尤其对于六合开发区周边区域以及冶山镇南部区域,其对应的Cr含量均高于60.001 mg/kg,均未达到2030年确定的最低标准37.500 mg/kg。土壤As的降低速率处于0.305 ~ 0.747 mg/(kg·a),对应的均值为0.381 mg/(kg·a),平均降低速率在0.501 mg/(kg·a)以

上的区域主要分布在竹镇镇西部、冶山镇北部及马鞍街道北部等六合区北部区域，且 2025 年 As 含量的范围为 4.004 ~ 8.650 mg/kg，低于 5.001 mg/kg 的区

域主要零散分布在程桥街道北部、龙袍街道东部以及竹镇镇中部，高于 7.001 mg/kg 区域的主要分布在竹镇镇、马鞍街道和冶山镇。

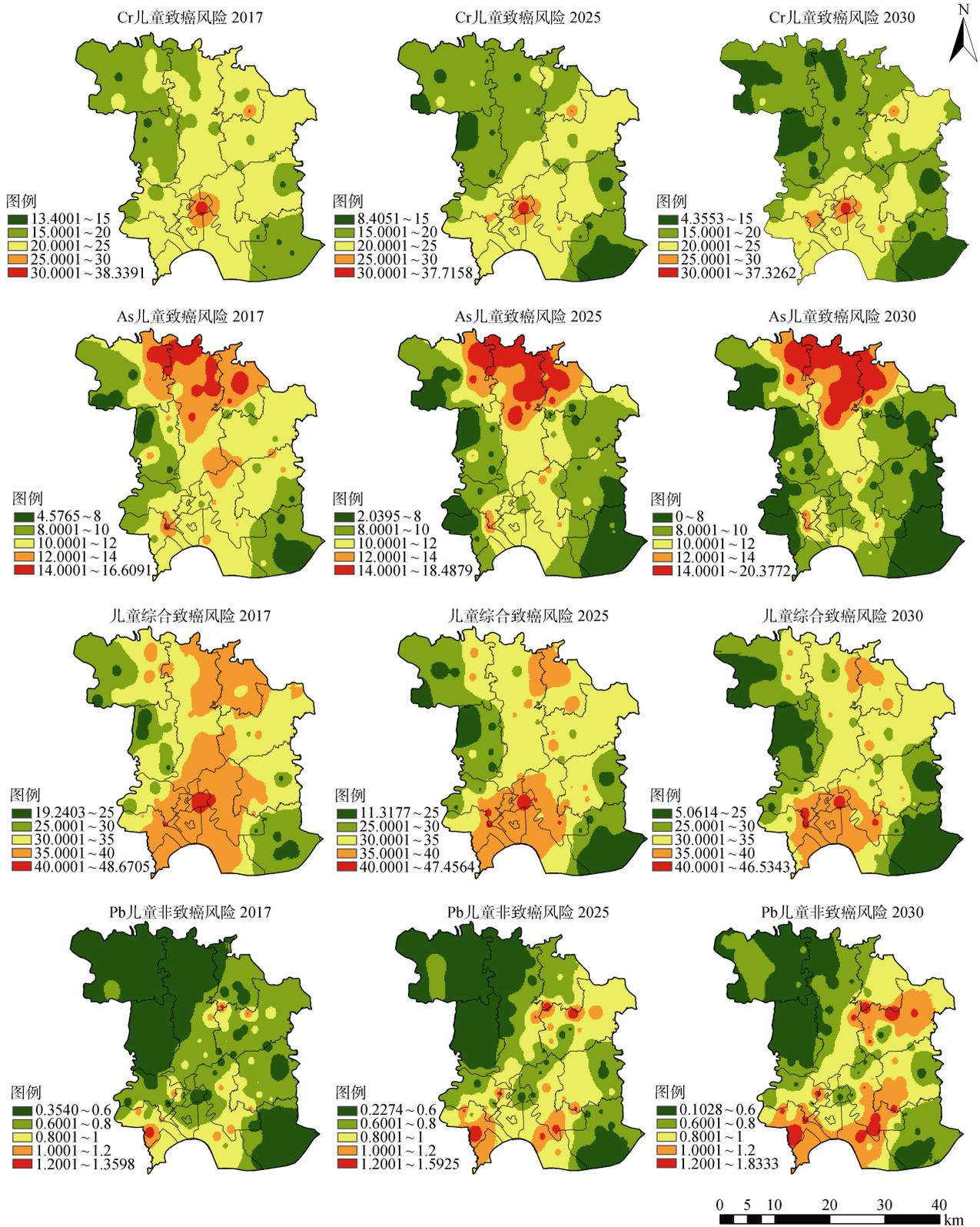


图 4 2017 年、2025 年及 2030 年土壤重金属健康风险空间特征
Fig. 4 Spatial characteristics of health risks of soil heavy metals in 2017, 2025 and 2030

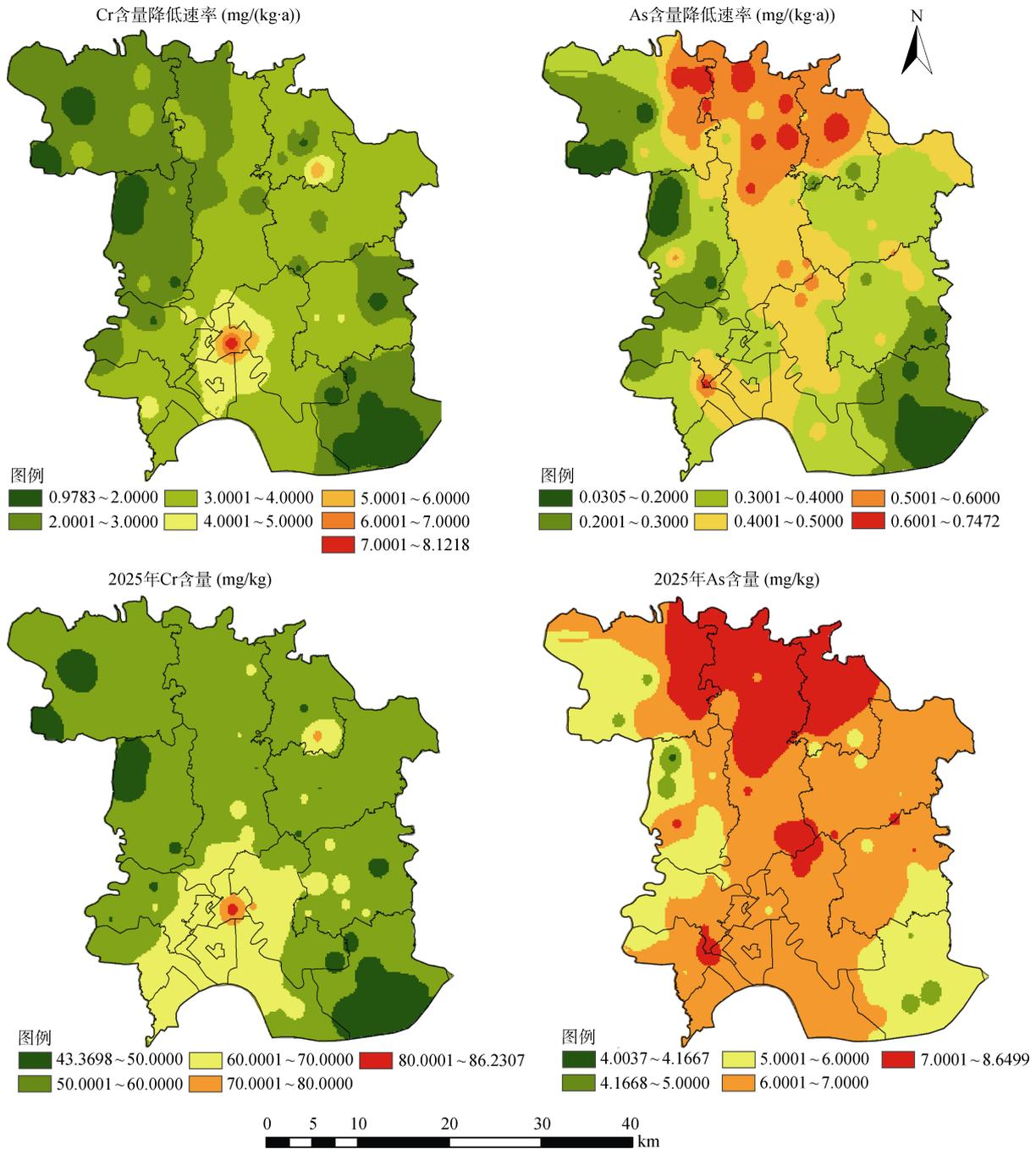


图 5 基于健康风险可接受水平的土壤重金属管控目标的空间特征

Fig. 5 Spatial characteristics of control objectives for soil heavy metals based on acceptable levels of health risk

总体来看,按照本研究确定的不同区域土壤重金属含量的降低速率对六合区土壤 Cr 和 As 进行健康风险管控,虽然在 2030 年能够实现土壤重金属健康风险全面管控的目标,但是在 2025 年之前,六合区全域依然需要重点关注 Cr 和 As 对人体健康造成的潜在危害。

2.6 基于土壤重金属管控目标的管控措施

六合区土壤重金属 Cd 和 Hg 的非致癌风险远低于可接受水平 1,且在 2017—2030 年期间,Pb 儿童

非致癌风险高于 1 的区域处于上升趋势,As 和 Cr 儿童致癌风险的平均值分别高于 18.670×10^{-6} 和 9.564×10^{-6} ,Pb、As 和 Cr 是研究区当前及未来一段时间内的健康风险特征因子。鉴于此,结合土壤重金属健康风险管控目标的研究结果,进一步探讨土壤重金属 Pb、As 和 Cr 的管控措施。

对于 Pb,其儿童非致癌风险总体处于增长趋势,且该风险值高于 1 的区域范围呈现逐年递增,需进一步加强以葛塘街道连接金牛湖街道的六合区西南—

东北区域为重点区域的管控。重点管控该地区含 Pb 化石燃料的使用,并加强工业企业排放烟气中 Pb 的管控^[19, 35],同时对 2017 年 Pb 非致癌风险值高于 1 区域的土壤进行适当的修复,如通过使用海泡石、腐植酸钠和生物质炭等 Pb 修复材料,或推进绿叶苋菜等 Pb 高富集植物与农作物进行间种/套种等方式^[36-37],对其引起的非致癌风险进行管治,进而降低 Pb 的非致癌风险。

对于 As, 2017 年研究区域的 As 致癌风险普遍高于可接受水平的最低限值,虽然其致癌风险水平和分布区域在 2025 年和 2030 年处于降低趋势,但是该风险值高于 8×10^{-6} 的分布区域并未发生明显的变化。且以往研究表明,As 主要来源于化肥、农药、灌溉污水等农业生产活动以及废水、废气等工业生产排放^[7, 23, 38]。按照 2030 年制定的健康风险目标,2025 年六合区土壤 As 含量普遍高于 2.167 mg/kg,需进行全域健康风险管控。首先,要重点管控以竹镇镇北部、马鞍街道北部以及冶山镇西北部为核心的六合区北部区域。该区域是 As 含量增长速度的高值区域,需要重点关注农业生产活动引起的 As 致癌风险,如对于当前在推进测土配方施肥工作和有机肥替代部分化肥行动过程中,需进一步强化肥质量管理,严格管理灌溉水环境质量,并降低含 As 农药的使用量,进而降低农业生产活动对于耕地土壤重金属 As 的累积及健康风险的影响^[26]。其次,需关注以冶山镇—葛塘街道为核心的六合区西南—东北区域,加强对于重金属冶炼或加工等涉重金属企业、峨眉山矿区等周边的工矿废弃地、畜禽养殖废弃物等的管控^[39]。最后,对于 As 含量降低速率较低或其 2025 年的高值区域,可有条件地实施不予种植农作物或者减少轮作系数等轮作休耕制度,也可利用天然有机酸和土壤改良剂等实施化学修复^[40-41];对于相对低值区域可通过种植蜈蚣蕨、粉叶蕨等 As 高累积植物来降低其含量^[42]。

相较于 Pb 的非致癌风险和 As 的致癌风险,Cr 则是研究区耕地土壤重金属健康风险管控的核心要素,其儿童致癌风险在 2017 年均高于 13×10^{-6} 。按“2030 年土壤环境风险得到全面管控”的目标,土壤重金属 Cr 的年均降低速率及幅度分别高于 4.001 mg/(kg·a)和 19.901 mg/kg;而按照其在 2007—2017 年间的土壤累积速率计算,其降低速率与幅度远达不到要求。因此,土壤重金属 Cr 致癌风险也需进行全域管控。一方面要加强对土壤重金属 Cr 的源头管控。六合区作为南京市重要的工业集中区和粮食生产区,金属冶炼和加工制造、电子仪器仪表制造、印染纺织等工业废水、

废渣、粉尘排放以及含 Cr 农药化肥的不合理使用等是引起土壤 Cr 累积的重要因素^[28, 38]。一方面要重点监管 Cr 排放工业企业,严格控制含有 Cr 的农用化学品的投入使用。另一方面要重点关注冶山镇和金牛湖街道—葛塘街道和大厂街道的连接区域,在源头管控的基础上,通过调整种植结构、间作超累积植物、深耕翻土等方式,进一步降低该区域土壤 Cr 的含量,确保土壤重金属含量达到预期目标。

3 结论

1) 研究区域土壤重金属 Cr、Pb、Cd、As 和 Hg 在 2007—2017 年的平均累积速率分别为 -0.711、0.558、0.006、-0.086 和 0.013 mg/(kg·a),对应的土壤重金属变异系数持续增长,表明了人类活动对于研究区域土壤重金属的干扰持续增强。

2) 土壤重金属对于儿童造成的健康风险均高于成人,且 Cr 和 As 儿童致癌风险在 2017 年的最小值分别为 13.307×10^{-6} 和 4.548×10^{-6} ,Pb 儿童非致癌风险和致癌风险对应的均值分别为 1.052 和 1.587×10^{-6} ,Cr、As 和 Pb 是研究区域健康风险特征因子。2017—2030 年,Pb 儿童非致癌风险总体水平和高于 1 的调查点位数呈上升趋势,Cr 和 As 儿童致癌风险虽然整体呈下降趋势,但是其在 2030 年对应的平均值分别为 18.670×10^{-6} 和 9.564×10^{-6} ,均高于 8×10^{-6} 和 5×10^{-6} 的管控目标。

3) 2017 年、2025 年和 2030 年,Cr 儿童致癌风险、As 儿童致癌风险以及儿童综合致癌风险高于 15×10^{-6} 、 8×10^{-6} 和 25×10^{-6} 的区域主要分布在以马鞍街道、大厂街道、金牛湖街道和葛塘街道为核心的六合区东南至西北区域,Pb 儿童非致癌风险高于 1 的区域主要分布在以六合开发区和化工园区为核心的周边区域。

4) 在健康风险视角下,土壤 Cr 和 As 需进行全域管控,其管控最终目标分别为 37.500 mg/kg 和 4.167 mg/kg,对应的年平均变化速率为 -3.176 mg/(kg·a) 和 -0.381 mg/(kg·a),且以六合开发区和化工园区为核心的区域是 Cr 重点管控区域,以冶山镇北部和马鞍街道北部为核心的区域是 As 的重点管控区域。

参考文献:

- [1] Hou D Y, O'Connor D, Igalavithana A D, et al. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2020, 1(7): 366-381.
- [2] Han J, Lee S, Mammadov Z, et al. Source apportionment

- and human health risk assessment of trace metals and metalloids in surface soils of the Mugan Plain, the Republic of Azerbaijan[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 290: 118058.
- [3] 骆永明, 滕应. 中国土壤污染与修复科技研究进展和展望[J]. *土壤学报*, 2020, 57(5): 1137-1142.
- [4] Mitra S, Chakraborty A J, Tareq A M, et al. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity[J]. *Journal of King Saud University - Science*, 2022, 34(3): 101865.
- [5] Ma L, Xiao T F, Ning Z P, et al. Pollution and health risk assessment of toxic metal(loid)s in soils under different land use in sulphide mineralized areas[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 724: 138176.
- [6] Briffa J, Sinagra E, Blundell R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans[J]. *Heliyon*, 2020, 6(9): e04691.
- [7] Wang F F, Guan Q Y, Tian J, et al. Contamination characteristics, source apportionment, and health risk assessment of heavy metals in agricultural soil in the Hexi Corridor[J]. *CATENA*, 2020, 191: 104573.
- [8] Ahmad W, Alharthy R D, Zubair M, et al. Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk[J]. *Scientific Reports*, 2021, 11(1): 1-12.
- [9] Long Z J, Zhu H, Bing H J, et al. Contamination, sources and health risk of heavy metals in soil and dust from different functional areas in an industrial city of Panzhihua City, Southwest China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 420: 126638.
- [10] Yang Q Q, Li Z Y, Lu X N, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 690-700.
- [11] U.S. EPA. Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures[EB/OL]. <https://www.epa.gov/>, 1986.
- [12] Azeh Engwa G, Udoka Ferdinand P, Nweke Nwalo F, et al. Mechanism and health effects of heavy metal toxicity in humans[M]//Poisoning in the Modern World - New Tricks for an Old Dog?. IntechOpen, 2019.
- [13] 杨敏, 滕应, 任文杰, 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.
- [14] Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 512/513: 143-153.
- [15] Zhang R, Chen T, Zhang Y, et al. Health risk assessment of heavy metals in agricultural soils and identification of main influencing factors in a typical industrial park in northwest China[J]. *Chemosphere*, 2020, 252: 126591.
- [16] Hu B F, Shao S, Ni H, et al. Current status, spatial features, health risks, and potential driving factors of soil heavy metal pollution in China at Province level[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266: 114961.
- [17] 杨湜烟, 刘杏梅, 徐建明. 土壤重金属污染健康风险评估新视角——概率风险评估的源起及展望[J]. *土壤学报*, 2022, 59(1): 28-37.
- [18] Zhang Y Q, Wang S T, Gao Z J, et al. Contamination characteristics, source analysis and health risk assessment of heavy metals in the soil in Shi River Basin in China based on high density sampling[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 227: 112926.
- [19] Sun J W, Hu G R, Yu R L, et al. Human health risk assessment and source analysis of metals in soils along the G324 Roadside, China, by Pb and Sr isotopic tracing[J]. *Geoderma*, 2017, 305: 293-304.
- [20] Liu Z Y, Fei Y, Shi H D, et al. Prediction of high-risk areas of soil heavy metal pollution with multiple factors on a large scale in industrial agglomeration areas[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 808: 151874.
- [21] Liao S Y, Jin G Q, Khan M A, et al. The quantitative source apportionment of heavy metals in peri-urban agricultural soils with UNMIX and input fluxes analysis[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2021, 21: 101232.
- [22] Liu H W, Zhang Y, Yang J S, et al. Quantitative source apportionment, risk assessment and distribution of heavy metals in agricultural soils from southern Shandong Peninsula of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 767: 144879.
- [23] Qin G W, Niu Z D, Yu J D, et al. Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology[J]. *Chemosphere*, 2021, 267: 129205.
- [24] 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.
- [25] 陈怀满. 环境土壤学[M]. 3版. 北京: 科学出版社, 2018.
- [26] 南京市六合区统计局. 六合统计年鉴(2019, 2020, 2021)[EB/OL]. (2021-11-3)[2022-5-]. <http://www.njlh.gov.cn/sjfb/tjnj/>.
- [27] 王玉军, 陈能场, 刘存, 等. 土壤重金属污染防治的有效措施: 土壤负容量管控法——献给 2015“国际土壤年”[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(4): 613-618.
- [28] Wu Q M, Hu W Y, Wang H F, et al. Spatial distribution, ecological risk and sources of heavy metals in soils from a typical economic development area, Southeastern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 780: 146557.
- [29] 马宏宏, 余涛, 杨忠芳, 等. 典型区土壤重金属空间插值方法与污染评价[J]. *环境科学*, 2018, 39(10): 4684-4693.
- [30] Safur Rahman M, Khan M D H, Jolly Y N, et al. Assessing risk to human health for heavy metal contamination through street dust in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 660: 1610-1622.
- [31] Wang H Z, Yilihamu Q, Yuan M N, et al. Prediction models of soil heavy metal(loid)s concentration for agricultural land in Dongli: A comparison of regression and random forest[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 119: 106801.
- [32] 任加国, 龚克, 马福俊, 等. 基于 BP 神经网络的污染场地土壤重金属和 PAHs 含量预测[J]. *环境科学研究*, 2021, 34(9): 2237-2247.

- [33] 中华人民共和国国务院. 关于印发土壤污染防治行动计划的通知[EB/OL]. (2016-5-28)[2022-5-11]. <http://www.gov.cn/xinwen/index.htm>.
- [34] 江苏省人民政府办公厅. 关于印发江苏省“十四五”生态环境保护规划的通知[EB/OL]. (2021-9-28)[2022-5-11]. <http://www.jiangsu.gov.cn/>.
- [35] Wan M X, Hu W Y, Wang H F, et al. Comprehensive assessment of heavy metal risk in soil-crop systems along the Yangtze River in Nanjing, Southeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 780: 146567.
- [36] Zhu J F, Gao W C, Zhao W T, et al. Wood vinegar enhances humic acid-based remediation material to solidify Pb(II) for metal-contaminated soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(10): 12648–12658.
- [37] Rajendran S, Priya T A K, Khoo K S, et al. A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2022, 287(Pt 4): 132369.
- [38] 王信凯, 张艳霞, 黄标, 等. 长江三角洲典型城市农田土壤重金属累积特征与来源[J]. *土壤学报*, 2021, 58(1): 82–91.
- [39] Liu P, Wu Q M, Wang X K, et al. Spatiotemporal variation and sources of soil heavy metals along the lower reaches of Yangtze River, China[J]. *Chemosphere*, 2022, 291: 132768.
- [40] Cao M H, Ye Y Y, Chen J, et al. Remediation of arsenic contaminated soil by coupling oxalate washing with subsequent ZVI/Air treatment[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 1313–1318.
- [41] Yoon I H, Moon D H, Kim K W, et al. Mechanism for the stabilization/solidification of arsenic-contaminated soils with Portland cement and cement kiln dust[J]. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91(11): 2322–2328.
- [42] Wan T Y, Dong X W, Yu L H, et al. Comparative study of three *Pteris vittata*-crop intercropping modes in arsenic accumulation and phytoremediation efficiency[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2021, 24: 101923.