

江西赣州地区土壤-水稻系统重金属含量特征及健康风险评价

周墨, 唐志敏, 张明, 梁晓红, 湛龙

ZHOU Mo, TANG Zhimin, ZHANG Ming, LIANG Xiaohong, ZHAN Long

中国地质调查局南京地质调查中心, 江苏 南京 210016

Nanjing Center, China Geological Survey, Nanjing 210016, Jiangsu, China

摘要:为研究江西省赣州市主要耕作区土壤-水稻系统中重金属的含量及人体健康风险,系统采集了赣州市主要耕作区水稻及根系土样品 954 组,分析了水稻籽实和根系土中 Cd、Cr、Hg 和 Pb 的含量及根系土 pH 值,利用美国环保署(USEPA)推荐的健康风险评估模型进行健康风险评价。研究表明:随着土壤 pH 值升高,水稻籽实中各重金属元素超标率逐渐降低,其中 Cd 是土壤和水稻中最主要的污染元素;在土壤-水稻系统中,Cd 的迁移能力和土壤 pH 值是决定水稻籽实重金属是否超标的主要因素。健康风险评价结果显示,研究区重金属总非致癌风险指数 $HI < 1$,说明几乎不存在由食用水稻得慢性疾病的风险。致癌健康风险值为 7.10×10^{-3} ,Cd 是最主要的致癌风险因子,Cr 和 Pb 致癌风险属于可接受范围。基于行政单元的人体健康风险区划表明,上犹县、兴国县和南康区存在一定的风险,虽然重金属没有出现显著超标,但是有关部门应对水稻及根系土中 Cd 元素含量予以重视,将 Cd 元素作为赣州市土壤重金属污染防控工作中优先控制的重金属。

关键词:土壤重金属;水稻重金属;富集系数;健康风险评价

中图分类号:P595;S15 **文献标志码:**A **文章编号:**1671-2552(2021)12-2149-10

Zhou M, Tang Z M, Zhang M, Liang X H, Zhan L. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in soil-rice system in the Ganzhou area, Jiangxi Province. *Geological Bulletin of China*, 2021, 40(12): 2149-2158

Abstract: Total 954 pairs of rice grain and soil samples were collected to investigate the distribution of heavy metals in the soil-rice system and their human health risk in Ganzhou City. The contents of Cd, Cr, Hg and Pb in rice seeds and root soil and the pH value of root soil were analyzed, and the health risk assessment model derived by USEPA was used to evaluate health risk caused by heavy metals. The results show that exceedance rate of heavy metals in rice decreases with the increase of soil pH; Cd is the most severely contaminated metal; and migration ability of Cd and soil pH value are the main factors that determined whether heavy metals in rice grains exceed the standard. The results of health risk assessment show that the total non-carcinogenic risk index (HI) of heavy metals is less than 1, indicating that there is almost no risk of chronic diseases from ingesting rice. The carcinogenic health risk value is 7.10×10^{-3} ; Cd is the most important carcinogenic risk factor; and Cr and Pb carcinogenic risk is within the acceptable range. According to the human health risk zoning, there are risks in Shangyou, Xingguo and Nankang, which is worth paying more attention. Although heavy metals do not exceed the standard significantly, the relevant authorities should take exceedance of Cd seriously, and should take Cd as the priority in the prevention and control of heavy metal pollution in the soil of Ganzhou City.

Key words: soil heavy metals; heavy metals in rice; enrichment coefficient; health risk assessment

随着现代农业的快速发展,中国农田土壤重金属污染问题日益严重。土壤中的重金属在农作物

中产生富集,不但影响农作物的品质和安全,而且会通过食物链最终进入人体,威胁人类健康。因

收稿日期:2020-06-01;修订日期:2020-10-26

资助项目:中国地质调查局项目《全国土地质量地球化学调查成果集成与服用应用(南京地质调查中心)》(编号:DD20190519)、《华东地区自然资源综合调查》(编号:DD20211384)

作者简介:周墨(1989-),男,硕士,工程师,地球化学专业,从事生态地球化学研究。E-mail:zhoumo407@126.com

此,食品安全问题已经引起了国内外学者的广泛关注^[1-7]。水稻籽实是中国最主要的粮食作物之一,富含蛋白质、纤维、铁、钙等营养元素^[8]。同时,水稻还能从土壤中吸收人体非必需元素,如重金属元素等^[9-10]。已有学者研究表明,食物摄入是人体吸收重金属元素最主要的途径^[11]。因此,水稻中重金属对人体健康的影响一直是近年国内外研究的热点问题。

人体健康风险评估是一种识别人类活动健康风险的有效方法。1998 年美国环保署(USEPA)正式颁布《生态风险评价指南》,建立了一种评估方法和标准,该方法是一种识别人类活动健康风险的有用手段,以风险度作为评价指标,把环境污染与人体健康联系起来,定量地评价有害污染物对人体健康危害的概率,为确定优先控制污染物及环境治理提供科学决策^[12-15]。

关于水稻中镉、汞、铅、砷等重金属的污染及其对健康的危害,国内外学者已经做了大量的研究,然而,以往的研究大多偏向于通过盆栽或田间试验或在特定区域开展相关工作。由于土壤-水稻之间关系的复杂性和异质性,利用自然稻田生态系统开展实地调查更具有现实意义。本文以江西省赣州市为研究区,以水稻籽实及根系土作为研究对象,采用美国环保署建立的人体健康风险评估方法,对赣州地区居民食用水稻过程中接触重金属的健康风险进行了评估。本次工作的目标:①探讨水稻籽实中重金属元素的含量、分布特征。②通过对水稻的日常摄入,估算膳食重金属摄入量和非致癌风险指数(HI)和致癌健康风险(TRISK)。研究结果对中国南方丘陵地区水稻安全生产具有一定的指导意义。

1 研究区概况

赣州市位于江西省最南部,赣江上游,是著名的革命老区,占地面积 39379.64 km²,是江西省面积最大、人口最多的城市,下辖 3 个市辖区、14 个县、1 个县级市、2 个功能区,地理位置为北纬 24°29′~27°09′、东经 113°54′~116°38′。地貌类型以山地、丘陵、盆地为主。海拔高度平均在 300~500 m 之间。地处中亚热带南缘,属典型的亚热带湿润季风气候,四季分明,雨量充沛,年平均气温在 19.1~20.8℃之间,年平均降水量为 1318.9 mm。土壤类

型以水稻土和红壤为主。研究区河网密布,水系发育,水系呈辐射状向章贡区汇集。

赣州地区地处南岭东段隆起带,东临武夷,西接诸广,区内地层发育,地质构造复杂,岩浆活动强烈,矿产资源丰富,地质遗迹独特。本区经历了 3 个重要的地壳发展阶段,中元古代—早古生代,以海相类复理石沉积建造为特征;晚古生代—中生代初,以碳酸盐及碎屑沉积为主,地壳运动表现为以沉降为主的隆拗差异运动;早三叠世以后,发展到了一个新阶段,内陆断陷盆地沉积丰富,断裂发育,并伴随大规模的燕山期花岗岩浆活动,形成了极其丰富的钨、锡、铋、钼等金属矿产资源。同时,赣州地区也是中国主要的稀土产地之一。现已发现矿产约 105 种,其中黑钨矿储量全国第一,稀土矿储量全国第二,素有“世界钨都”、“稀土王国”之誉。

2 材料与方法

2.1 样品采集

2016—2018 年,在赣州地区主要农耕区采集水稻及其根系土样品 954 组(图 1)。采用 GPS 定位采样点,每个水稻籽实样点由 3~5 个子样本混合成 1 个主样本,同时采集 0~20 cm 耕作层土壤,用竹铲收集 3~5 个子样本混合成 1 个主样本。采集样品的地点远离一些明显的人类活动污染区域,土壤样品需用 10 目尼龙网筛剔除根系、碎片和石头后,在阴凉处彻底风干。将筛过的表土样品储存在干净的聚乙烯袋中。在分析之前,将约 200 g 的表土样品在 40℃以下烘干并研磨成细粉(小于 0.074 mm)进行化学分析。用自来水仔细冲洗水稻籽实,然后用去离子水清洗,随后在 60℃以下干燥至恒重。然后把没有外壳的水稻籽实磨成细碎的粉末(小于 0.25 mm),置于清洁的塑胶袋内,以便进行进一步的化学分析。

2.2 样品的分析检测与质量控制

本次所有样品分析均严格按照中国地质调查局地质调查技术标准《多目标区域地球化学调查规范(1:250 000)》(DZ/T0258—2014)^①的要求执行。土壤样品分析测试 Cd、Hg、Pb、Cr、pH 值等指标,水稻籽实样品分析 Cd、Hg、Pb、Cr 等指标,不同样品的分析方法及检出限见表 1。本次土壤样品、农作物样品等分析测试方法、重复样分析质量、样品分析准确度均符合《生态地球化学评价样品分析

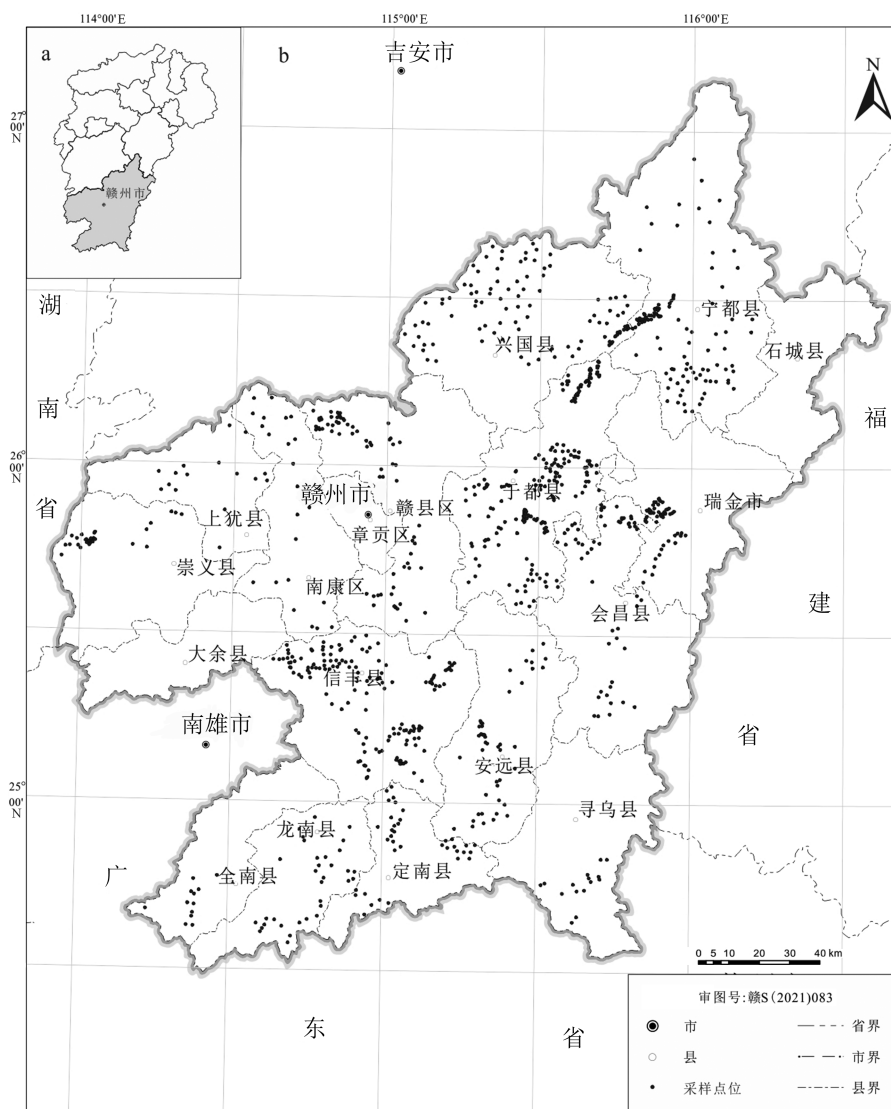


图 1 研究区采样点位分布图

Fig. 1 Distribution of sampling location in the study area

方法和技术要求》(DD2005—03)^②的质量要求,采用国家标准物质和内外重复样品验证分析的准确性和精密度,质量可靠。

相关图件由 ArcGIS 10.2(ERSI 公司,美国)软件绘制,数据结果采用 Excel 2013(IBM 公司,美国)软件和 SPSS 22(Microsoft 公司,美国)软件进行统计分析。

2.3 生物富集系数(BAF)

利用水稻籽实与根系土样品中重金属的含量比值计算生物富集系数 BAF。生物富集系数反映水稻籽实从土壤中吸收和积累重金属的能力^[16-17]。

$$BAF = \frac{C_{\text{农作物}}}{C_{\text{土壤}}} \quad (1)$$

式中, $C_{\text{农作物}}$ 和 $C_{\text{土壤}}$ 分别代表作物水稻籽粒及其根系土壤中重金属的含量。

2.4 健康暴露风险评估

土壤重金属通过皮肤、呼吸等暴露方式进入人体的量远低于食物摄入的量,最常见的暴露途径为土壤-作物-人体。美国环境保护署提出的健康风险评价模型,可以评估暴露于污染环境中的化学元素对人体健康产生的不良影响,该模型已得到国内外学者的广泛认可与应用。本次研究以该模型为基

表 1 指标的分析方法及检出限

Table 1 The analysis method and detection limit of the index

类型	元素	分析方法	检出限	类型	元素	分析方法	检出限
土壤	Cd	ICP-MS	0.03	水稻籽实	Cd	ICP-MS	0.03
	Hg	AFS	0.0005		Hg	AFS	0.005
	Cr	ICP-MS	5		Cr	ICP-MS	0.5
	Pb	XRF	2		Pb	XRF	0.1
	pH	ISE	0.1 * *				

注:“ * * ”为无量纲,其他元素单位为 mg/kg;AFS—原子荧光光谱法;ICP-MS—等离子体质谱法;XRF—X 射线荧光光谱法;ISE—离子选择性电极法

础,结合赣州地区水稻及其根系土调查数据和相关参数,评估研究区耕地土壤-水稻籽实系统中重金属对人体的健康风险,在重金属元素日均摄入量分析的基础上,进一步探讨研究区的致癌风险及非致癌风险。由于赣州当地居民以水稻为主要食物,因此食物暴露途径主要考虑水稻的摄入。当地居民通过摄入水稻接触重金属元素的日摄入量 CDI ($\text{mg/kg} \cdot \text{d}$) 通过公式(2)计算:

$$CDI = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2)$$

式中, C 是水稻籽实中的重金属浓度 (mg/kg); IR 是水稻籽实的日摄入量 (kg/d); EF 是曝光频率 (d/a); ED 是曝露时间 (a); BW 是暴露个人的体重 (kg); AT 为平均作用时间 (d)。在本次研究中, $AT = ED \times 365 \text{d}$,成年人平均寿命 ED 为 72a,平均体重 BW 是成人 61.75 kg,日摄入量 IR 为 $0.328 \text{ kg/d}^{[18]}$ 。

HQ 表示某种重金属元素的非致癌风险, HI 表示综合非致癌风险。通过公式(3)和(4)计算:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD_0} \quad (3)$$

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (4)$$

式中, RfD_0 为特定金属的参考剂量, Cd 为 $0.001 \text{ mg/kg} \cdot \text{d}$, Cr 为 $0.003 \text{ mg/kg} \cdot \text{d}$, Hg 为 $0.0003 \text{ mg/kg} \cdot \text{d}$, Pb 为 $0.004 \text{ mg/kg} \cdot \text{d}^{[15]}$ 。如果 $HI > 1$,认为可能会对人体造成健康影响,存在得慢性疾病的风险。如果 $HI < 1$,可认为产生的人体健康风险较小或可忽略不计。

致癌风险与癌症斜率因子 (SF) 相关。单个重金属元素的致癌风险可以用公式(5)计算,综合致

癌风险采用公式(6)计算:

$$RISK = CDI \times SF \quad (5)$$

$$TRISK = \sum_{i=1}^n RISK_i \quad (6)$$

式中, Cr 的癌症斜率因子 SF ($\text{kg} \cdot \text{d/mg}$) 为 0.5, Pb 为 0.0085, Cd 为 $15^{[19]}$ 。当 $TRISK$ 或 $RISK$ 小于 1×10^{-6} 时,致癌风险可忽略不计,当 $TRISK$ 介于 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$ 之间时,表明致癌风险处于可接受水平,而当 $TRISK > 1 \times 10^{-4}$ 时,则认为风险达到不可接受的水平,应采取措施降低风险^[20]。

3 结果与讨论

3.1 土壤中重金属含量的统计描述

研究区水稻根系土样品中重金属元素和含量 pH 值如表 2 所示。土壤 pH 值显示酸性,平均值为 5.32,变化范围介于 4.30~7.95 之间。土壤 Cd 、 Hg 、 Pb 的平均含量(最小值~最大值)分别为 0.194 ($0.004 \sim 4.040$) mg/kg 、 0.12 ($0.01 \sim 1.19$) mg/kg 、 44.36 ($8.10 \sim 335.50$) mg/kg ,均高于中国土壤背景值。土壤 Cr 的平均含量为 53.02 ($7.91 \sim 269.00$) mg/kg ,低于中国土壤背景值。总体来说,赣州地区水稻根系土壤中重金属含量大部分低于《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)^③中规定的标准界限值,但是也存在少量土壤重金属超标的现象。水稻根系土中有 61 件 Cd 和 53 件 Pb 超过土壤环境质量标准界限值,超标率分别为 6.39% 和 5.56%,土壤 Cr 和 Hg 未见明显超标,仅 5 件 Cr 和 1 件 Hg 超过土壤环境质量标准界限值。

表 2 土壤中重金属元素含量特征

Table 2 Descriptive basic statistics of metal concentrations in paddy soil

元素	算术 平均值	最小值	最大值	标准偏差	CV/%	中国土壤背景值 ^[21]	评价标准 ^③			
							pH≤5	5.5<pH≤6.5	6.5<pH≤7.5	pH>7.5
Cd	0.194	0.004	4.040	0.21	106.47	0.097	0.3	0.4	0.6	0.5
Cr	53.20	7.92	269.00	25.10	47.18	61	250	250	300	350
Hg	0.12	0.01	1.19	0.08	66.94	0.065	0.5	0.5	0.6	1
Pb	44.36	8.10	335.50	25.22	56.86	26	80	100	140	240
pH	5.32	4.30	7.95	0.49	9.13	6.7				

从空间分布看(图 2),研究区土壤 Cd 含量主要集中在 0.004~0.408 mg/kg 之间。Cd 含量为 0.004~0.189 mg/kg 的低值区主要分布在于都县、瑞金市、安远县、信丰县、宁都县南部等地区,其余地区根系土 Cd 含量范围主要为 0.190~0.408 mg/kg。Cd 含量为 1.571~4.040 mg/kg 的高值点主要分布于赣州市最南部龙南县和全南县。土壤中 Pb 含量为 8.100~53.901 mg/kg 的分布与土壤 Cd 含量低值区分布基本一致。土壤 Pb 含量大于 82.081 mg/kg 的高值点主要分布在宁都县。全区土壤 Hg 含量大多低于 0.167 mg/kg。土壤 Cr 含量高值区多分布于龙南县、信丰县南部和兴国县北部等地区。研究区土壤 pH 值以强酸性—酸性为主,龙南县、信丰县南部、会昌县西北部等地区土壤 pH 值相对全区较高。

3.2 水稻籽实中重金属含量的统计描述

研究区水稻籽实中 Cd 的平均含量为 0.079 mg/kg,变化范围为 0.002~1.660 mg/kg;Pb 的平均含量为 0.058 mg/kg,变化范围为 0.005~0.860 mg/kg;Cr 的平均含量为 0.297 mg/kg,变化范围为 0.080~3.470 mg/kg;Hg 的平均含量为 0.006 mg/kg,变化范围为 0.0002~0.316 mg/kg(表 3)。根据《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)^④,本次采集水稻样品中有 87 件 Cd、30 件 Cr、23 件 Hg、15 件 Pb 超过食品安全最大限量值,超标率依次为 9.12%、3.14%、2.41% 和 1.57%。土壤 pH 值对水稻籽实中重金属元素含量具有一定影响。随着土壤 pH 值不断降低,水稻籽实中重金属元素的含量逐渐升高,表明酸性土壤环境对水稻籽实富集重金属元素具有一定的促进作用。当土壤 pH 值低于 5.5 时,水稻籽实 Cd、Cr、Hg、Pb 的超标个数依次为 61、25、17、13,分别占各重金属元素超标总数的 70.11%、83.33%、73.91% 和 86.67%。随着土壤 pH 值升高,超标率显著降低。赣州地区水稻籽

实存在轻微的重金属超标,其中 Cd 的超标率远高于其他重金属元素,在中国南方其他地区也发现水稻籽实 Cd 超标率较高的现象^[22~24]。说明 Cd 元素是影响赣州地区水稻安全性最主要的潜在污染元素。

通过水稻 Cd 的富集系数(BAF—Cd)与土壤 pH 值相关性研究(图 3)可以看出,当土壤 Cd 不超标但水稻 Cd 超标时,BAF 值最高,说明土壤 Cd 向水稻 Cd 的迁移能力最强。当水稻和土壤 Cd 同时超标时,BAF 值属于中等。当水稻 Cd 不超标而土壤 Cd 含量超标时,总体 BAF 值较低。这一结果表明,土壤 Cd 的含量是否超标对于水稻 Cd 是否超标并不一定是绝对的,Cd 从土壤向水稻的迁移能力是最主要的因素。

从空间分布看(图 4),研究区水稻籽实 Cd 含量主要集中在 0.002~0.069 mg/kg 之间,大于 0.388 mg/kg 的高值点主要分布于宁都县、于都县南部级南康区。于都县、信丰县和龙南县水稻籽实中 Pb 含量主要分布在 0.005~0.043 mg/kg 之间,其余地区以 0.044~0.094 mg/kg 为主。水稻籽实 Cr 含量为 0.533~1.020 mg/kg 的中值区多分布于兴国县、信丰县上犹县等地区。水稻籽实 Hg 含量全区以 0.0002~0.0056 mg/kg 为主。

表 3 水稻籽实中各重金属元素含量

Table 3 Statistics of metal concentrations in rice grains

元素	mg/kg			
	Cd	Cr	Hg	Pb
平均值	0.079	0.297	0.006	0.058
最小值	0.002	0.080	0.0002	0.005
最大值	1.660	3.470	0.316	0.860
标准偏差	0.12	0.33	0.01	0.06
CV/%	155.33	112.43	228.25	98.20
最高允许界限值 ^④	0.2	1.0	0.02	0.2

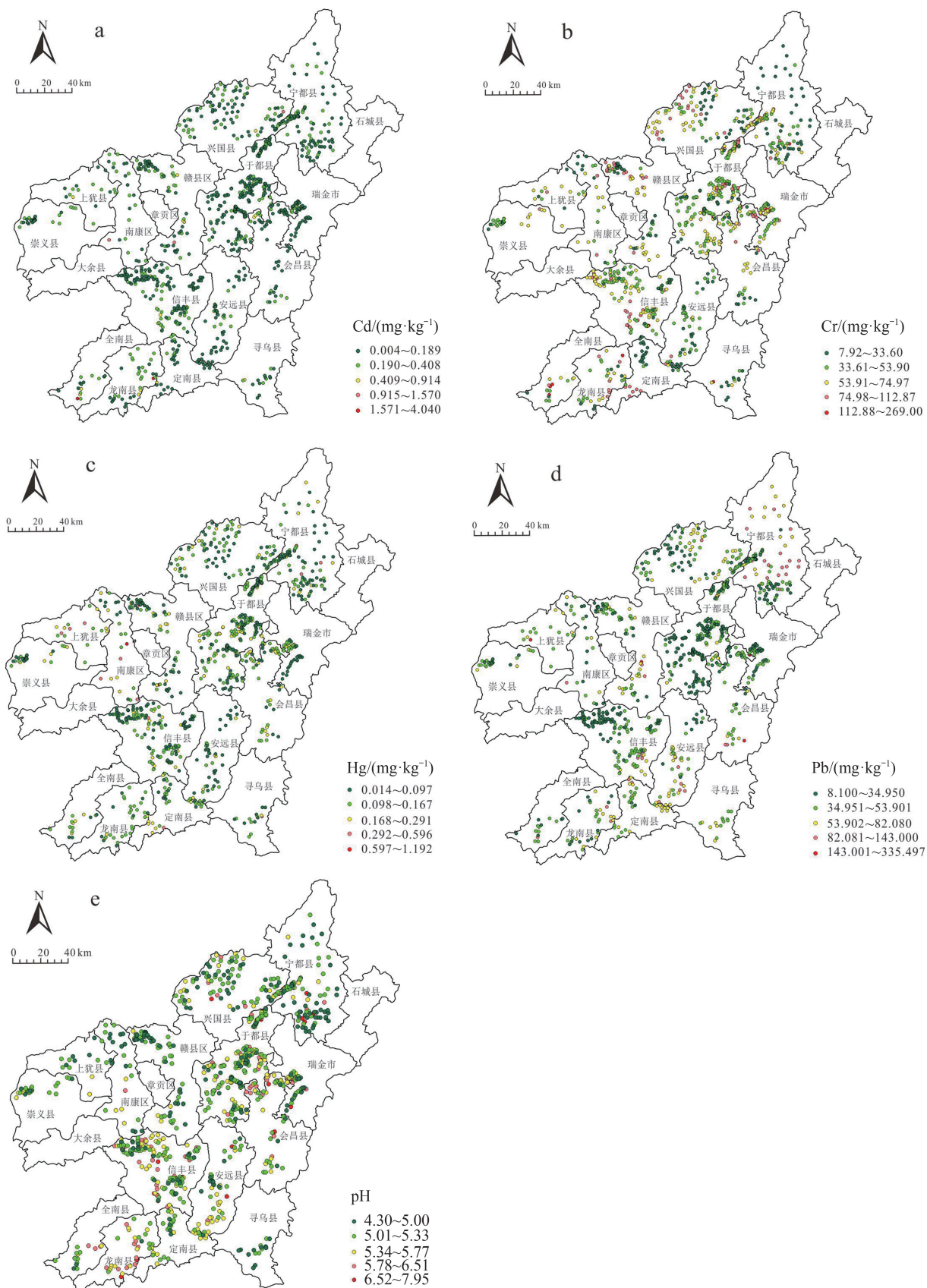


图2 研究区土壤中重金属元素含量和pH值分级图

Fig. 2 Metal concentrations in paddy soil and soil pH grading of different study area

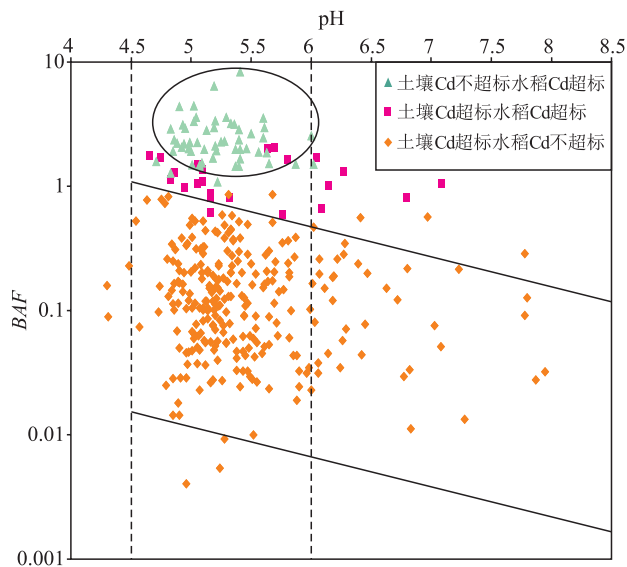


图 3 土壤-水稻系统中 Cd 富集系数和超标情况与土壤 pH 值关系

Fig. 3 Relationship of Cd enrichment coefficient in paddy soil-rice system with pH

3.3 水稻-土壤中重金属元素的富集系数

研究发现,研究区所采集样本中虽然有 87 件水稻籽实 Cd 含量超过国家食品安全界限值,但水稻籽实超标样本中有 69 件土壤 Cd 含量未超过中国土壤环境质量标准界限值。而在水稻籽实 Cd 含量未超标样品中,也发现有 37 件土壤 Cd 含量超过中国土壤环境质量标准界限值。前人研究表明,强酸性土壤可能是中国亚热带地区水稻籽粒中 Cd 含量富集的主要原因,会导致“未受污染”的土壤水稻籽粒存在 Cd 超标的现象,说明水稻籽实中 Cd 的含量并不完全取决于土壤中 Cd 的含量^[25-26]。富集系数是评价重金属元素迁移能力的重要指标。土壤中重金属元素最终富集在水稻中的含量是导致人类通过食物链接触重金属元素的关键过程^[23]。赣州市不同地区水稻籽实对重金属元素的富集系数 (BAF) 见图 5,富集系数由小到大分别是 $Pb < Cr < Hg < Cd$,

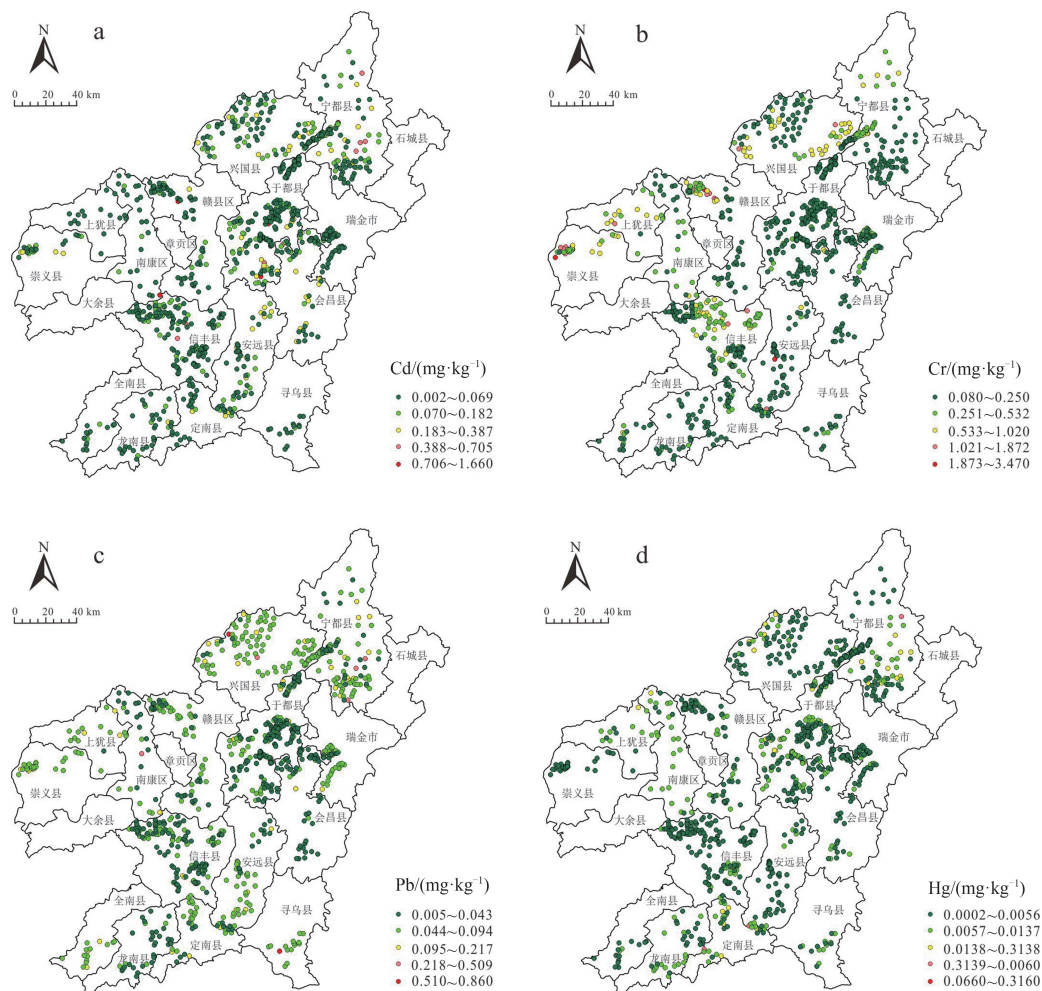


图 4 研究区水稻籽实中重金属元素含量分级图

Fig. 4 Heavy metal concentration grading of rice grains in different study area

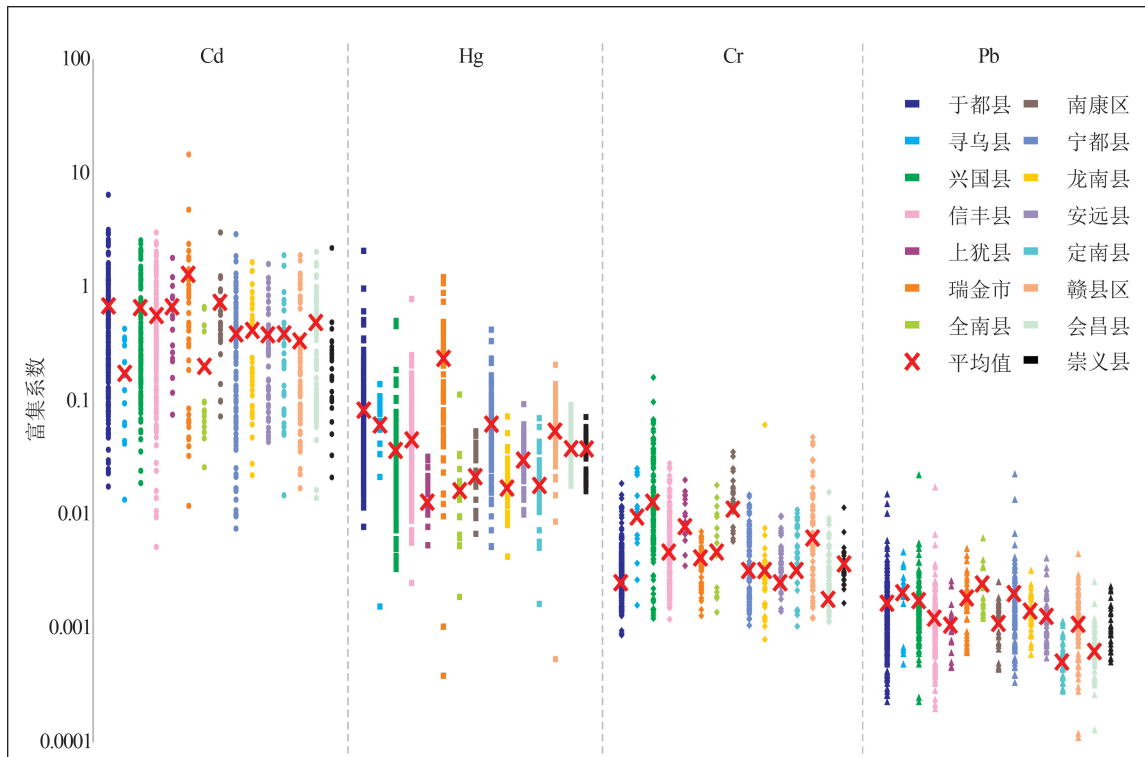


图5 赣州市不同地区重金属元素富集系数示意图

Fig. 5 Enrichment coefficient of heavy metals in different areas of Ganzhou City

富集系数(BAF)平均值分别为0.002、0.007、0.066、0.487。水稻对不同重金属元素的富集能力存在显著差异,其中Cd的富集系数最大,表明赣州地区水稻对Cd的富集能力最强,远高于其他3种重金属元素。由图6可知,土壤中Cr、Pb和Hg三种重金属元素富集系数高值点均分布在pH值为5.0~5.5的强酸性土壤中,随着pH值升高,土壤中Cr、Pb和Hg三种重金属元素迁移能力逐渐降低。

3.4 重金属潜在健康风险评估

评价结果(表4)显示,赣州地区总非致癌风险

(HI)小于1,说明赣州地区通过食用水稻引起慢性病的风险较低,但是南康区与上犹县的非致癌风险指数(HI)分别为0.83和0.81,接近1,应当引起重视。由于美国环保署只限定了Cd、Cr和Pb的致癌风险值,因此本次只计算这3种元素的致癌风险。美国环保署认为,当致癌风险指数大于 10^{-4} 时,可能存在一定的致癌风险;介于 10^{-6} ~ 10^{-4} 之间时,表明存在一定的致癌风险,但在可接受的范围内;当致癌风险指数小于 10^{-6} 时,表明没有致癌风险。由表4可知,研究区总致癌风险指数(TRISK)平均值为 $7.10 \times$

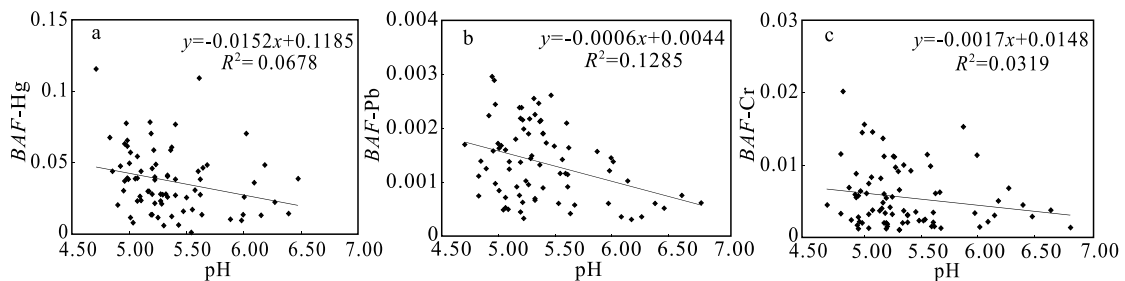


图6 土壤-水稻系统中重金属元素富集系数与土壤pH值关系

Fig. 6 Relationship of heavy metal enrichment coefficient in paddy soil-rice system with pH

10^{-3} , 3 种重金属元素的致癌风险指数平均值由大到小为 $\text{Cd}(6.31 \times 10^{-3}) > \text{Cr}(7.89 \times 10^{-4}) > \text{Pb}(2.60 \times 10^{-6})$ 。结果表明, 研究区存在一定的致癌风险, 其中 Cd 是最主要的风险因子。赣州市 15 个县区中, 致癌风险 (TRISK) 最高的 3 个地区为上犹县、兴国县和南康县, 对于这些致癌风险较高的地区应当引起足够重视 (图 7)。

在这项研究中, 假设重金属的摄入剂量等于污染物的吸收剂量, 而不考虑重金属在人体内的生物利用度, 可能导致评价风险高于实际的健康风险。因此, 需要进一步研究更可靠和准确的方法评估人类健康风险。此外, 在未来的研究中, 有必要进行适当的生物监测, 收集当地人头发、血液、指甲等样本进行重金属测量, 以更准确地评估当地人的健康风险。

4 结 论

(1) 赣州市水稻根系土 pH 值总体呈酸性, 水稻根系土壤中重金属含量大部分低于中国土壤环境质量标准 (GB 15618—2018) 中规定的标准界限值, 但是也存在少量土壤重金属 Cd 和 Pb 的超标现象。水稻籽实食品安全总体较好, 仅 Cd 的超标率较高, 为 9.12%。

(2) 土壤 Cd 的含量是否超标对于水稻籽实 Cd 是否超标并不是绝对的因素, Cd 在土壤-水稻系统

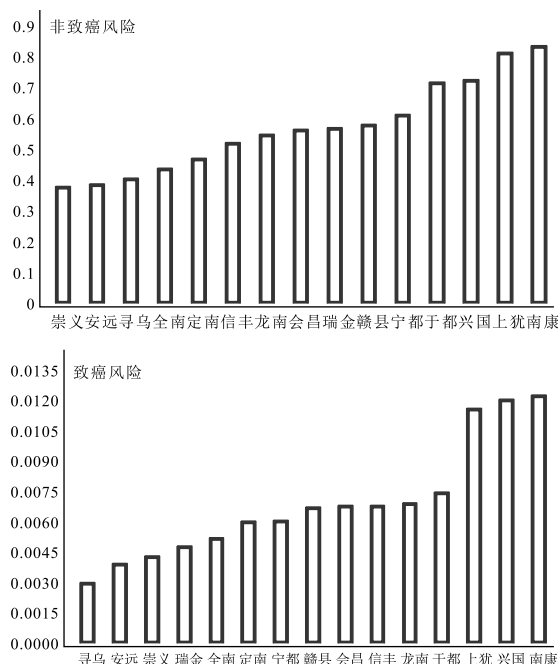


图 7 赣州市不同地区非致癌风险和致癌健康风险

Fig. 7 Non-carcinogenic risks and carcinogenic health risks in different areas of Ganzhou City

的迁移能力和土壤 pH 值是最主要的因素, 土壤酸性条件下更有助于水稻籽实对于 Cd 元素的富集。随着土壤 pH 值升高, 水稻籽实中各重金属元素超标率显著降低。

(3) 研究区总非致癌风险指数 $HI < 1$, 几乎不存在食用水稻籽实引起的非致癌风险。致癌健康风险指数为 7.10×10^{-3} , 其中 Cd 是最主要的致癌风险因子, Cr 和 Pb 致癌风险属于可接受范围。上犹县、兴国县和南康县存在较高的致癌风险, 有关部门应将土壤及水稻籽实中 Cd 作为重金属污染防控工作中优先控制的元素。

致谢: 感谢项目组所有成员对本项目工作的付出, 感谢审稿专家提出的宝贵意见。

参考文献

- [1] 张迪, 周明忠, 熊康宁, 等. 遵义松林 Ni-Mo 矿区土壤 Cu、Zn 污染及农作物健康风险评价[J]. 地球与环境, 2018, 46(6): 581-589.
- [2] 高健翁, 龚晶晶, 杨剑洲, 等. 海南岛琼中黎母山—湾岭地区土壤重金属元素分布特征及生态风险评价[J]. 地质通报, 2021, 40(5): 807-816.
- [3] Gu Q, Yang Z, Yu T, et al. From soil to rice—a typical study of transfer and bioaccumulation of heavy metals in China[J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science, 2018, 68(7): 631-642.

表 4 土壤重金属对人体的日摄入量、非致癌风险和致癌健康风险

Table 4 Daily intake, non-carcinogenic risk and carcinogenic health risk of soil heavy metals

非致癌风险指数			致癌风险指数		
元素	范围	平均值	元素	范围	平均值
HQ-Cd	0.010623~ 8.817490	0.420475	RISK-Cd	$0.16 \times 10^{-3} \sim$ 1.32×10^{-1}	6.31×10^{-3}
HQ-Cr	0.000283~ 0.012289	0.00105	RISK-Cr	$2.12 \times 10^{-4} \sim$ 9.22×10^{-3}	7.89×10^{-4}
HQ-Hg	0.003541~ 5.595034	0.109075	RISK-Hg	—	—
HQ-Pb	0.006082~ 1.142024	0.076431	RISK-Pb	$2.07 \times 10^{-7} \sim$ 3.88×10^{-6}	2.60×10^{-6}
HI	0.056648~ 8.938562	0.060703	TRISK	$4.75 \times 10^{-4} \sim$ 1.34×10^{-1}	7.10×10^{-3}

- [4] Guan X, Sun L N. Current situation and the harm of soil heavy metal pollution and food safety [J]. Applied Mechanics and Materials, 2014, 675/677: 612–614.
- [5] 鄢海满, 文帮勇, 王继强, 等. 江西赣州梓山地区富硒土壤重金属元素安全性评价[J]. 华东地质, 2017, 38(3): 234–240.
- [6] 徐友宁, 张江华, 柯海玲, 等. 某金矿区农田土壤重金属污染的人体健康风险[J]. 地质通报, 2014, 33(8): 1239–1252.
- [7] 文帮勇, 黄锦, 张涛亮, 等. 赣南大余地区农田土壤 As、Cd 元素化学形态含量分析[J]. 华东地质, 2015, 36(4): 298–305.
- [8] Farrow E M, Wang J M, Burken J G, et al. Reducing arsenic accumulation in rice grain through iron oxide amendment [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 118: 55–61.
- [9] 齐雁冰, 黄标, 杨玉峰, 等. 苏州市不同区域水稻籽实重金属积累特征与健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(4): 659–665.
- [10] 王运, 邹勇军, 王鹤, 等. 江西信丰油山地区土壤硒及重金属元素地球化学特征[J]. 华东地质, 2019, 40(2): 152–160.
- [11] Moon C S, Zhang Z W, Shimbo S, et al. Dietary intake of cadmium and lead among the general population in Korea [J]. Environmental Research, 1995, 71(1): 46–54.
- [12] US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Supplemental Guidance [M]. Washington DC, 1989.
- [13] US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment [M]. Washington DC, 2001.
- [14] US EPA. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites [M]. Washington, DC, 2002.
- [15] US EPA. Exposure Factors Handbook (2011 edition) [M]. Washington, DC, 2011.
- [16] 薛强, 赵元艺, 张佳文, 等. 基于农作物食用安全的土壤重金属风险阈值[J]. 地质通报, 2014, 33(8): 1132–1139.
- [17] Gu Q B, Yu T, Yang Z F, et al. Prediction and risk assessment of five heavy metals in maize and peanut: A case study of Guangxi, China [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2019, 70: 103199.
- [18] Mao C P, Song Y X, Chen L X, et al. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice [J]. Catena, 2019, 175: 339–348.
- [19] USEPA. Integrated Risk Information System (IRIS) [DB/OL]. Washington, DC, USA. <https://www.epa.gov/iris>, 2016.
- [20] 宗庆霞, 窦磊, 侯青叶, 等. 基于土地利用类型的土壤重金属区域生态风险评价: 以珠江三角洲经济区为例 [J]. 地球科学进展, 2017, 32(8): 875–884.
- [21] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [22] 宋波, 王佛鹏, 周浪, 等. 广西高镉异常区水田土壤 Cd 含量特征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2443–2452.
- [23] 王锐, 胡小兰, 张永文, 等. 重庆市主要农耕地土壤 Cd 生物有效性及影响因素[J]. 环境科学, 2020, 41(4): 355–361.
- [24] 敖明, 柴冠群, 刘桂华, 等. 水稻对镉的吸收与转运规律研究进展[J]. 南方农业, 2018, 12(24): 127–128, 131.
- [25] Hu W Y, Chen Y, Huang B, et al. Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from a typical greenhouse vegetable production system in China [J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2014, 20: 1264–1280.
- [26] Zheng N, Wang Q, Zheng D M. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables [J]. Science of The Total Environment, 2007, 383(1/3): 81–89.
- ①中华人民共和国国土资源部. 中华人民共和国地质矿产行业标准多目标区域地球化学调查规范 (1 : 250000) (DZ / T0258—2014). 2014.
- ②中国地质调查局. 中国地质调查局地质调查技术标准生态地球化学评价样品分析技术要求 (试行) (DD2005—03). 2005.
- ③生态环境部中华人民共和国国家市场监督管理总局. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (试行) (GB 15618—2018). 2018.
- ④中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中污染物限量 (GB 2762—2017). 2017.