环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第44卷 第9期
2023年9月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第44卷第9期 2023年9月
Vol.44,No.9 Sep.,2023

重庆市煤矸山周边农产品镉健康风险评价及土壤环境基准值推导

马杰[1,2], 佘泽蕾[3], 王胜蓝[1,2*], 邓力[1,2], 孙静[1,2], 刘萍[1,2], 徐敏[1,2]

(1. 重庆市生态环境监测中心, 重庆 401147; 2. 农村生态与土壤监测技术研究中心, 重庆 401147; 3. 重庆文理学院, 重庆 402160)

摘要：以重庆市煤矸山周边农用地土壤和农产品(玉米和水稻)为研究对象,测定土壤和农产品(玉米和水稻)中 Cd 含量,评估摄入农产品(玉米和水稻)对人体的潜在健康风险,并基于物种敏感性分布法(SSD)推导土壤环境基准值. 结果表明,重庆煤矸山周边旱地土壤 Cd 含量超风险筛选值的点位占 55.8%, 水田土壤 Cd 含量超风险筛选值的点位占 31.6%, 土壤 Cd 以较高生态危害和高生态危害为主,分别占 47.4% 和 36.8%. 玉米 Cd 含量超标点位占 4.4%, 水稻 Cd 含量均未超标. 健康风险评价表明因食用玉米和水稻摄入 Cd 的非致癌健康风险可忽略,食用玉米摄入 Cd 存在可耐受致癌健康风险,食用水稻摄入 Cd 存在不可耐受致癌健康风险,且玉米和水稻 Cd 含量敏感度最高. SSD 推导出煤矸山周边旱地土壤在 pH≤5.5、5.5 < pH≤6.5、6.5 < pH≤7.5 和 pH > 7.5 时 Cd 的环境基准值分别为 0.491、0.382、0.376 和 0.588 mg·kg^{-1},水田土壤 Cd 的环境基准值为 0.807 mg·kg^{-1}. 水田土壤和旱地土壤 pH≤7.5 时,现行土壤标准(GB 15618-2018)相对偏严; 旱地土壤 pH > 7.5 时,现行土壤标准(GB 15618-2018)相对偏宽松. 应加强煤矸山周边土壤 Cd 污染防治和农产品安全利用研究,并对土壤 Cd 环境基准值进行适当调整.

关键词：煤矸山; 土壤; 镉(Cd); 物种敏感性分布(SSD); 玉米; 水稻

中图分类号：X820.4 **文献标识码**：A **文章编号**：0250-3301(2023)09-5264-11 **DOI**：10.13227/j.hjkx.202210159

Health Risk Assessment and Environmental Benchmark of Cadmium in Farmland Soils around the Gangue Heap of Coal Mine, Chongqing

MA Jie[1,2], SHE Ze-lei[3], WANG Sheng-lan[1,2*], DENG Li[1,2], SUN Jing[1,2], LIU Ping[1,2], XU Min[1,2]

(1. Chongqing Ecological and Environmental Monitoring Center, Chongqing 401147, China; 2. Rural Ecology and Soil Monitoring Technology Research Center, Chongqing 401147, China; 3. Chongqing University of Arts and Sciences, Chongqing 402160, China)

Abstract: To analyze the health risk assessment and environmental benchmark of cadmium in farmland soils surrounding the gangue heap of a coal mine in Chongqing, Hakanson, the ecological risk index and health risk assessment were used. Meanwhile, the soil environmental reference value of the regional cultivated land was inverted based on the species sensitive distribution model (SSD). The results showed that the dryland soil was polluted by Cd, with an over-standard rate of 55.8%, and the paddy field soil was polluted by Cd, with an over-standard rate of 31.6%. The corn was polluted by Cd, with an over-standard rate of 4.4%, and the rice was not polluted by Cd. The Hakanson ecological risk index showed that Cd was mainly characterized in soils by high ecological risk and considerable ecological risk. The health risk assessment indicated that Cd presented low non-carcinogenic risk by corn and rice; however, it showed acceptable carcinogenic risk by corn and unacceptable carcinogenic risk by rice in this study. The sensitivity analysis of health risks showed that the content of Cd was the most sensitive. The SSD inversion showed that the reference values for Cd in dryland soil of pH≤5.5, 5.5 < pH≤6.5, 6.5 < pH≤7.5, and pH > 7.5 had HC_5 values of 0.491, 0.382, 0.376, and 0.588 mg·kg^{-1}, respectively, and that for Cd in paddy soil had an HC_5 value of 0.807 mg·kg^{-1}. The reverse analysis showed that the HC_5 of Cd in dryland soil (pH≤7.5) and paddy soil was relatively relaxed and was higher than the soil risk screening values, which showed that the current standard was relatively loose. However, the HC_5 of Cd in dryland soil (pH > 7.5) was lower than the soil risk screening values, which showed that the current standard was relatively strict. It is suggested that the current soil standard could be adjusted in this area.

Key words: gangue heap of coal mine; soil; cadmium(Cd); species sensitivity distributions(SSD); corn; rice

煤炭是中国主要的一次能源,约占全国能源消费总量的 70%, 但在开采和洗选过程中会产生大量废弃的煤矸石,占煤炭总产量的 10%~15%[1~3]. 据统计,我国煤矸石堆存量超过 70 亿 t,已成为排放最多的工业废弃物之一,这不仅造成大量土地资源浪费,也对周边环境造成一定危害[4~6]. 有研究表明,煤矸石长期露天堆放,在淋溶、风化和渗滤等作用下,会导致矸石中重金属析出,并扩散和迁移至周边土壤环境中,对土壤-植物系统产生毒性,最终通过食物链危害人体健康[7~10]. 近年来,煤矸山周边土壤重金属污染问题得到学者关注,主要研究集中在小尺度区域土壤污染评价[11~13]、农产品污染评价[14,15]和污染源解析[16,17]等方面,且土壤和农产品污染特征总体表现为距煤矸山越近,污染程度越重.

对农产品污染而言,不仅关系到我国粮食安全问题,更关系到人体健康. 2013 年开始,我国粮食安

收稿日期: 2022-10-16; **修订日期**: 2022-11-30
基金项目: 重庆市生态环境局项目(2021-111)
作者简介: 马杰(1986~),男,硕士,高级工程师,主要研究方向为土壤和农村生态环境监测与评价,E-mail:pony312@qq.com
* 通信作者,E-mail:276473514@qq.com

全的目标确定为“谷物基本自足、口粮绝对安全”，其中谷物以水稻、小麦和玉米为主[18]. 有研究表明，农产品经食用后其含有的污染物易于被人体直接吸收，应引起重视[19]. 目前大多采用 USEPA 推荐的模型，根据污染物含量和相关暴露参数对人体健康进行等级划分[20,21]，但由于个体的差异性，利用固定参数无法准确识别对人体影响较大的因素，导致低估或高估健康风险水平[22]. 因此，相关学者在健康风险评估中引入蒙特卡罗模拟开展敏感性分析，确定风险控制的优先要素[23,24].

对土壤污染评价而言，大多采用《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618-2018）中的风险筛选值和管制值作为评价限值. 理论上，当土壤重金属含量低于筛选值时，农产品的安全风险可忽略；当土壤重金属含量高于管制值时，农产品存在不同程度安全风险，应采取相应管控措施. 但由于不同地区土壤、地质和气候等自然条件迥异，不同农作物对重金属的富集能力也存在差异，导致现行的土壤环境质量标准在实际应用中出现土壤和农产品超标不对应的情况[25]. 如朱志军等[26]研究发现，广西桂平市土壤 Cd 含量不超标但水稻 Cd 含量超标占比 9.2%；王旭莲等[27]研究发现，黔西北地质高背景区土壤 Cd 含量超标但马铃薯 Cd 含量不超标占比 82.9%. 因此，相关学者运用物种敏感性分布法（species sensitivity distributions，SSD）反演计算不同农作物下的土壤环境基准值[28]. 如刘海等[20]通过小麦和水稻反演得到皖江经济带土壤 Cd 环境基准值均为 0.13 $mg \cdot kg^{-1}$；徐梦琪等[21]通过玉米和水稻反演得到黔西北山区旱地和水田土壤 Cd 环境基准值分别为 0.67 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 2.42 $mg \cdot kg^{-1}$；韩东锦等[29]通过水稻反演得到西南碳酸盐区不同土壤 pH 下 Cd 环境基准值，$pH \leq 5.5$、$5.5 < pH \leq 6.5$、$6.5 < pH \leq 7.5$ 和 $pH > 7.5$ 下 Cd 环境基准值分别为 0.22、0.34、0.68 和 0.80 $mg \cdot kg^{-1}$. 可见，不同地区农作物对应的土壤重金属环境基准值存在较大差异，应因地制宜结合实际情况进行调整.

重庆作为西南地区历史最悠久的煤炭工业基地，探明资源储量 2.1 亿 t，主要集中在渝南地区綦江、万盛和南川等区县，产业结构转型前，煤矿的过度开采，遗留下较多煤矸山[30,31]. 目前，针对重庆市煤矸山周边农产品重金属健康风险的研究相对缺乏，且土壤重金属基准值的研究鲜有报道. 马杰等[14,16,17,32]研究发现，重庆市煤矸山周边土壤和农产品重金属污染以 Cd 为主，影响范围主要为煤矸山周边 1km 范围内，易受地表径流影响的区域. 因此，本文选取重庆市 12 座煤矸山周边农用地土壤和农产品（玉米和水稻）为研究对象，测定土壤和农产品（玉米和水稻）中 Cd 含量，基于蒙特卡罗模拟评估摄入农产品（玉米和水稻）对人体的潜在健康风险，并运用 SSD 方法推导土壤环境基准值，以期为重庆市煤矸山周边土壤重金属 Cd 污染防治和农业种植结构优化提供科学支撑.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于重庆市南部，属亚热带湿润季风气候，雨热同季，以丘陵山地为主，主要地层包括：三叠系雷口坡组、嘉陵江组和飞仙关组，二叠系梁山组、栖霞组、茅口组、龙潭组和长兴组，志留系韩家店组. 含煤地层集中在龙潭组，龙潭组自上而下分为五段，其中一、三和五段为含煤段，主要发育海陆过渡相和浅海碳酸盐沉积，聚煤区以障壁海岸沉积环境为主，对煤储层的整体封盖能力较强[33,34]. 区内排查近 50 座煤矸山，最终选取 12 座历史遗留无人管理，且堆存时间较长、堆存量较大的煤矸山，其中 5 座位于綦江区、3 座位于万盛区和 4 座位于南川区（图 1 和表 1）. 由于煤矸山多位于煤矿开采区，因受采煤影响，区域水土流失较为严重，大量水田改为旱地[35]. 因此，煤矸山周边农用地土地利用类型以旱地为主，土壤类型为黄壤或紫色土，主要农作物为玉米，其次是水田，土壤类型为水稻土，主要农作物为水稻.

1.2　样品采集和测定

在煤矸山周边 1 km 范围内，易受地表径流影响的区域布设土壤和农产品采样点位. 根据现场耕地和农产品种植情况，按照 150 m × 150 m 的网格进行点位布设，每座煤矸山布设 5 ~ 16 个采样点位（表 1）. 每个点位土壤和农产品协同采样，采样方法为双对角线 5 点混合法. 采集 0 ~ 20 cm 的表层土壤样品，混匀后质量不低于 1 kg；采集农产品样品，质量不低于 1 kg，土壤和农产品采集后分别装入聚乙烯塑料密封袋，并贴好样品标签带回实验室. 2021 年 7 月共完成土壤样品采集 132 个，并协同采集 113 个玉米和 19 个水稻样品.

土壤样品经自然风干后，将测定 pH 的土壤过 2 mm 孔径筛，按 HJ 962-2018 要求[36]，用酸度计（SevenExcellence）测定；将测定 Cd 的土壤过 0.15 mm 孔径筛，按照 GB/T 17141-1997 要求[37]，经盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸全消解后，用石墨炉火焰原子吸收分光光度计（ZEEnit700P）测定. 将玉米脱粒和水稻去壳后，籽实用自来水冲洗 3 遍，再用去离子

水冲洗 3 遍,放入带鼓风的专用烘箱,在 60℃ 以下烘干,用谷物粉碎机加工至过 0.42 mm 孔径筛,Cd 按照 GB 5009.268-2016 微波消解进行前处理后[38],用电感耦合等离子体质谱仪(Xseries Ⅱ)测定. 每批次土壤和农产品样品均设置 1 组平行样,每组平行样分析测试结果的相对偏差均在 8% 以内.

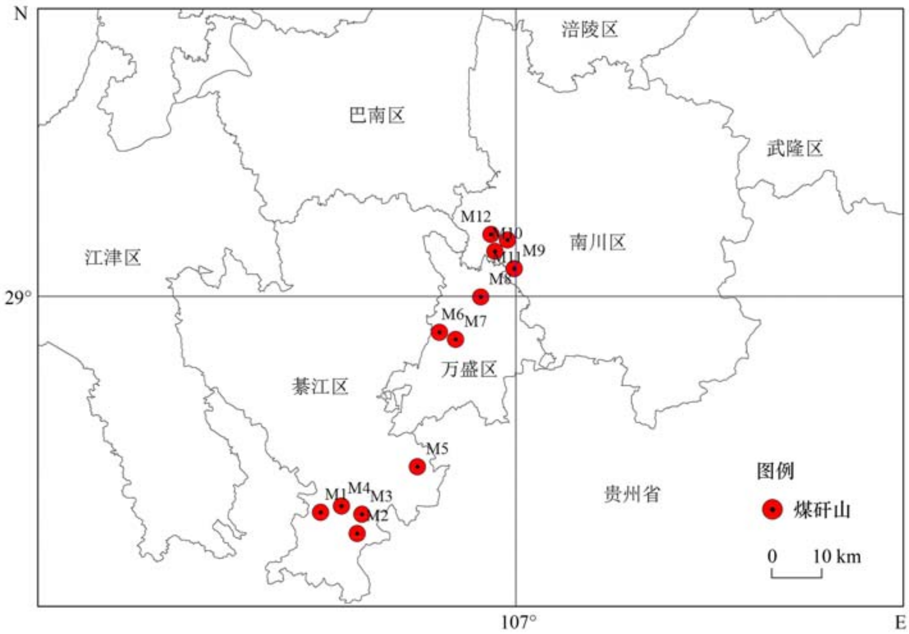

图 1 研究区煤矸山区位分布示意

Fig. 1 Location of coal gangue heap in the study area

表 1 研究区煤矸山基本信息及周边点位布设情况

Table 1 Characteristics of coal gangue heaps and surrounding sampling sites in the study area

编号	位置	占地面积/万 m^2	堆存时间/a	堆存量/万 m^3	影响耕地且种植农产品面积/万 m^2	土壤点位/个	农产品点位/个	
							玉米	水稻
M1	綦江打通镇	4.0	13	50	15	8	8	0
M2	綦江石壕镇	8.0	30	200	12	6	4	2
M3	綦江打通镇	0.7	20	10	30	16	16	0
M4	綦江打通镇	2.9	13	80	25	12	12	0
M5	綦江赶水镇	1.0	42	150	15	7	7	0
M6	万盛南桐镇	10.0	10	110	15	8	4	4
M7	万盛万东镇	6.2	32	100	25	12	12	0
M8	万盛丛林镇	1.5	18	3.5	10	5	3	2
M9	南川南平镇	1.0	20	40	20	10	10	0
M10	南川南平镇	0.4	30	10	20	9	5	4
M11	南川南平镇	0.3	20	3	20	10	6	4
M12	南川南平镇	0.5	20	5	20	10	7	3

1.3 评价方法

1.3.1 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法综合考虑了重金属性质、生物毒性和生态效应等因素,并能定量评估重金属生态危害程度[39,40],如公式(1):

$$E_r = T_r \cdot C_i / C_s \quad (1)$$

式中, E_r 为土壤重金属潜在生态风险指数; T_r 为土壤重金属毒性响应系数(Cd 取 30)[41]; C_i 为土壤重金属实测值; C_s 为土壤背景值(Cd 取 0.11 mg·kg^{-1})[42]. 潜在生态风险指数分为轻微生态危害($E_r<40$)、中等生态危害($40\leqslant E_r<80$)、较高生态危害($80\leqslant E_r<160$)、高生态危害($160\leqslant E_r<320$)和极高生态危害($E_r\geqslant320$).

1.3.2 健康风险评价

基于 USEPA 推荐的健康风险评价模型对人体摄入农作物的致癌和非致癌健康风险进行评价[43]. 农产品主要通过食用摄入,如公式(2):

$$\text{EDI} = \frac{C_p \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (2)$$

式中,EDI 为农产品籽实重金属日均摄入量, C_p 为农产品籽实重金属实测值,其他参数含义见表 2.

非致癌风险计算如公式(3):

$$\text{HQ} = \text{EDI}/\text{RfD} \quad (3)$$

式中,HQ 为重金属非致癌风险指数,RfD 为重金属

参考剂量[Cd 取 1.0×10^{-3} mg·(kg·d)$^{-1}$][44]. 非致癌风险分为无风险(HQ < 1)和有风险(HQ ≥ 1).

致癌风险计算如公式(4)：

$$CR = EDI \times SF \tag{4}$$

式中,CR 为重金属致癌健康风险指数. SF 为癌症斜率因子(Cd 取 6.1)[44]. 致癌风险分为无风险($CR < 10^{-6}$)、人体可耐受风险($10^{-6} \leqslant CR < 10^{-4}$)和人体不可耐受风险($CR \geqslant 10^{-4}$).

与传统的健康风险模型相比,蒙特卡罗模拟的健康风险评价模型首先要确定变量的分布函数,然后从变量分布中随机取样,并输出仿真结果的概率分布[45]. 本研究采用 Oracle Crystal Ball 11.1.2.4 软件进行数据处理,每次运行的迭代次数设置为10 000,置信水平确定为95%, 求出风险评价的近似解. 蒙特卡罗模拟的相关参数分布和取值见表 2.

表 2　基于蒙特卡罗的健康风险模型参数取值

Table 2　Calculation parameters and values used in health risk assessment model based on Monte Carlo simulation

参数	含义	单位	分布类型	取值	文献
EF	暴露频率	d·a^{-1}	单点	350	[44]
IR	摄入率	g·d^{-1}	三角	1.93、18.5 和 38.6(玉米) 263.5、279.1 和 293.9(水稻)	[46]
ED	暴露期	a	单点	24	[44]
BW	体重	kg	三角	42.4、56.4 和 73.7	[46]
AT	平均暴露时间	d	单点	365 × ED(非致癌) 365 × 70(致癌)	[44]

1.4　土壤环境基准值推导

土壤环境基准值推导一般采用敏感性分布曲线法(SSD),通过测定土壤和农产品重金属含量,计算 BCF,公式如式(5). 然后将 1/BCF 作为概率分布指标,利用公式(6)拟合 SSD 曲线[28]和公式(7)反演种植农作物土壤中 Cd 的基准值[20]：

$$BCF = C_p/C_i \tag{5}$$

$$y = a + \frac{b}{1 + (x/x_0)^c} \tag{6}$$

$$C_s = C_p/BCF \tag{7}$$

式中,BCF 为富集系数, C_p 为农产品籽实重金属实测值, C_i 为土壤重金属实测值, x 为1/BCF; y 为作物样品对应的累积概率, a、b、c 和 x_0 为常数, C_s 为农作物 Cd 限值,参照《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762-2022)规定玉米和水稻中 Cd 限值分别取 0.1 mg·kg^{-1}和 0.2 mg·kg^{-1}.

2　结果与讨论

2.1　土壤 Cd 含量及污染特征

煤矸山周边农用地土壤 Cd 含量如表 3 所示. 旱地和水田土壤 ω(Cd)均值分别为 0.47 mg·kg^{-1}和 0.52 mg·kg^{-1}. 从变异系数(variable coefficient, CV)来看,旱地和水田土壤 CV 分别为 0.54 和 0.49,均属于中等程度变异(0.1 ≤ CV < 1)[44],说明旱地和水田土壤 Cd 含量分布不均匀,受外界人为因素影响较大.

与现行土壤标准(GB 15618-2018)相比(图 2),旱地土壤 Cd 含量超风险筛选值的样品有 63 个,占旱地土壤样品总数的 55.8%, 其中 pH ≤ 5.5 的样品超标率为 40.0%, 5.5 < pH ≤ 6.5 的样品超标率为 77.8%, 6.5 < pH ≤ 7.5 的样品超标率为 80.6%, pH > 7.5 的样品超标率为 22.2%. 水田土壤 Cd 含量超风险筛选值的样品有 6 个,占水田样品总数的 31.6%, 其中 pH ≤ 5.5 的样品超标率为 25.0%, 5.5 < pH ≤ 6.5 的样品超标率为 50.0%, 6.5 < pH ≤ 7.5 的样品超标率为 50.0%, pH > 7.5 的样品均未超标,说明旱地和水田在中性和酸性土壤中 Cd 超标率较高. 与重庆市土壤背景值相比(图 2),旱地和水田土壤 Cd 含量均高于土壤 Cd 背景值,说明旱地和水田土壤 Cd 存在明显累积. 与相关研究相比(表 3),重庆煤矿区周边土壤Cd含量均值明显高于煤

表 3　土壤 Cd 含量统计情况

Table 3　Statistical characteristics of Cd in soil

研究对象		最小值 /mg·kg^{-1}	最大值 /mg·kg^{-1}	平均值 /mg·kg^{-1}	标准差 /mg·kg^{-1}	变异系数	文献
重庆煤矸山周边	旱地土壤(n = 113)	0.12	1.36	0.47	0.25	0.54	本研究
	水田土壤(n = 19)	0.18	1.07	0.52	0.25	0.49	
重庆渝北区农用地土壤(n = 71)		0.06	0.58	0.26	0.11	0.43	[51]
重庆黔江区农用地土壤(n = 118)		0.09	11.4	0.34	1.05	3.05	[52]
重庆垫江县农用地土壤(n = 44)		0.16	0.46	0.28	0.71	0.26	[53]
三峡库区(重庆段)农用地土壤(n = 276)		0.06	0.73	0.25	0.14	0.54	[54]
重庆永川煤矿区土壤(n = 8)		1.91	4.44	2.97	0.91	0.31	[55]
重庆煤矿区周边土壤(n = 27)		0.05	8.91	0.98	1.64	1.67	[56]

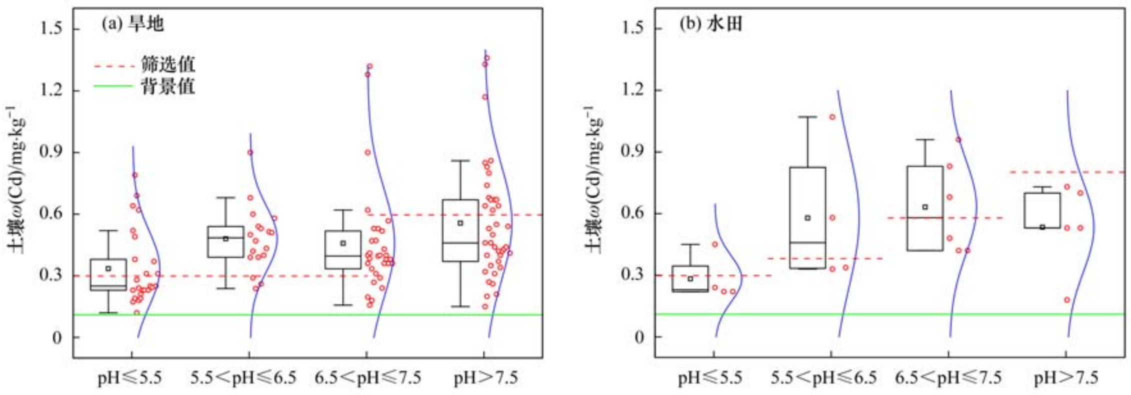

图 2 不同 pH 区间土壤 Cd 含量统计

Fig. 2 Statistical characteristics of Cd in soil with different pH conditions

矸山周边土壤,这可能是因为煤矿周边土壤受矿业活动影响,导致重金属累积[47~50]. 而煤矸山周边土壤 Cd 含量均值高于重庆一般农用地区域,说明煤矸石长期露天堆放,对周边土壤环境会造成一定污染[7~10,16,17,32].

潜在生态风险指数法能重点反映 Cd 等生物毒性相对较高的重金属元素对土壤环境质量的影响[19]. 煤矸山周边土壤 Cd 潜在生态风险指数评价结果如图 3 所示. 旱地土壤 Cd 评价为极高生态危害的样品($E_r \geqslant 320$)占比 6.2%, 高生态危害($160 \leqslant E_r < 320$)占比 37.2%, 较高生态危害($80 \leqslant E_r < 160$)占比 46.0%, 中等生态危害($40 \leqslant E_r < 80$)占比 10.6%. 水田土壤 Cd 评价为极高生态危害($E_r \geqslant 320$)的样品占比 5.3%, 高生态危害($160 \leqslant E_r < 320$)占比 36.8%, 较高生态危害($80 \leqslant E_r < 160$)占比 47.4%, 中等生态危害($40 \leqslant E_r < 80$)占比 10.5%. 综上,旱地和水田土壤评价结果基本一致,以较高生态危害($80 \leqslant E_r < 160$)和高生态危害($160 \leqslant E_r < 320$)为主. 有研究表明 Cd 的活性和迁移能力较强,易被植物吸收,可能对农产品安全及人体健康造成威胁[57]. 因此,应加强对煤矸山周边农用地土壤 Cd 的污染防治.

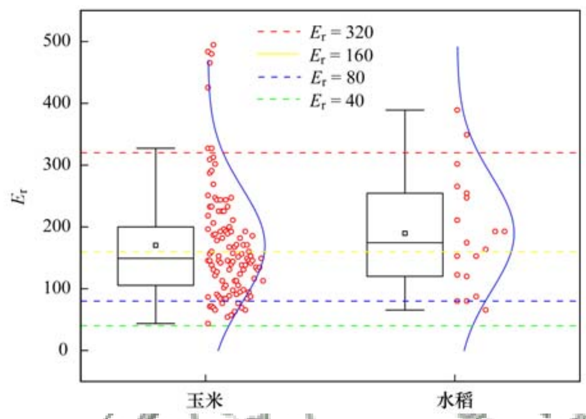

图 3 土壤 Cd 生态风险评价统计结果

Fig. 3 Ecological risk assessment results of Cd in soil

2.2 农产品 Cd 含量及污染特征

煤矸山周边农产品 Cd 含量如表 4 所示. 玉米和水稻 ω(Cd) 均值分别为 0.021 mg·kg^{-1} 和 0.026 mg·kg^{-1}. 从 CV 来看,玉米 CV 为 1.64,属于强变异(CV > 1); 水稻 CV 为 0.71,属于中等变异(0.1 ~ 1),说明玉米 Cd 含量差异性更明显. 与现行农产品标准(GB 2762-2022)相比,玉米 Cd 含量超标的样品有 5 个,占玉米样品总数的 4.4%, 水稻 Cd 含量均未超标. 与重庆相关研究相比(表 4),煤矸山周边玉米和水稻 Cd 超标率处于相对较低水平.

表 4 农产品 Cd 含量统计情况1)

Table 4 Statistical characteristics of Cd in corn and rice

研究对象		最小值 /mg·kg^{-1}	最大值 /mg·kg^{-1}	平均值 /mg·kg^{-1}	标准差 /mg·kg^{-1}	变异系数	超标率 /%	文献
重庆煤矸山周边	玉米($n = 113$)	0.002	0.263	0.021	0.035	1.64	4.4	本研究
	水稻($n = 19$)	0.003	0.067	0.026	0.019	0.71	0	
重庆江津区	玉米($n = 64$)	0.003	0.258	0.033	0.053	1.61	9.4	[58]
	水稻($n = 63$)	0.005	0.246	0.037	0.051	1.38	4.8	
渝东南汞矿区	玉米($n = 32$)	0.006	0.202	0.058	0.051	0.88	15.6	[59]
	水稻($n = 45$)	0.004	1.38	0.202	0.339	1.68	20	
重庆梁平区	玉米($n = 12$)	0.005	0.017	0.012	0.015	1.29	0	[60]
	水稻($n = 25$)	0.002	0.365	0.060	0.106	1.77	8	

1) 参照《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762-2022),玉米和水稻 Cd 超标限量分别为 0.1 mg·kg^{-1} 和 0.2 mg·kg^{-1}

2.3 农作物 Cd 摄入健康风险评价

人体食用煤矸山周边玉米和水稻摄入 Cd 的非致癌风险指数如图 4 所示. 食用玉米和水稻摄入 Cd 非致癌风险指数(HQ)均小于 1,均值分别为0.000 7和 0.132. 说明食用玉米和水稻的非致癌健康风险可忽略. 人体食用煤矸山周边玉米和水稻摄入 Cd 的致癌风险指数如图 5 所示. 食用玉米摄入 Cd 致癌风险指数(CR)大于 1.00×10^{-6} 的点位占比 31.9%, 均值为 1.46×10^{-6},说明食用玉米存在可耐受致癌风险; 食用水稻摄入 Cd 致癌风险指数(CR)大于 10^{-4}的点位占比 84.2%, 均值为 2.76×10^{-4},说明食用水稻存在不可耐受致癌风险.

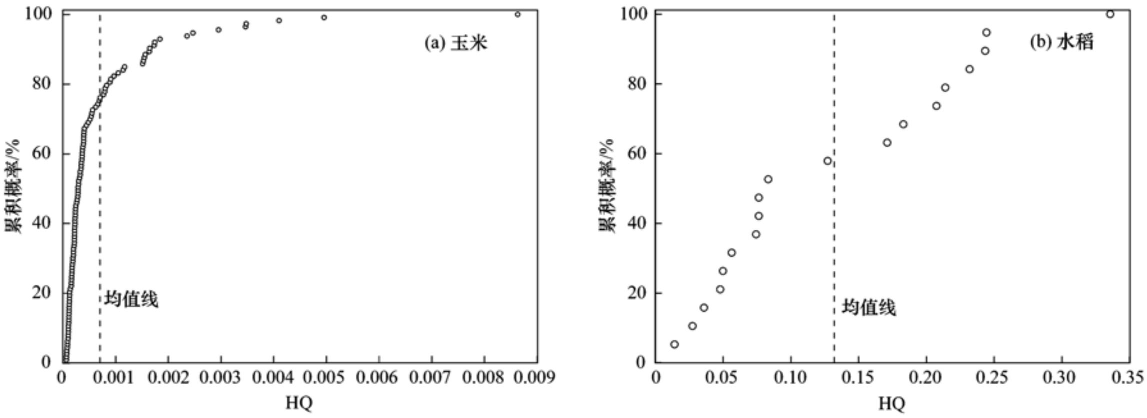

图 4　农产品非致癌健康风险概率分布

Fig. 4　Probability distribution for non-carcinogenic health risk indices in corn and rice

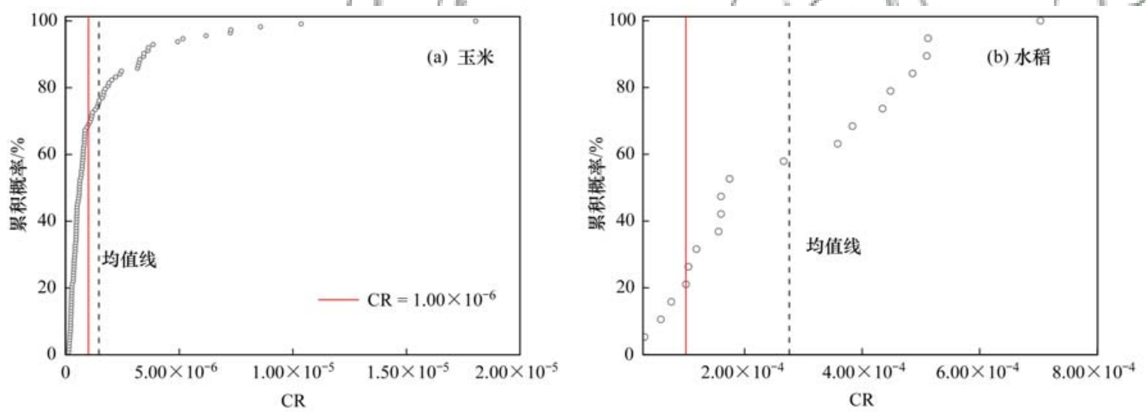

图 5　农产品致癌健康风险概率分布

Fig. 5　Probability distribution for carcinogenic health risk indices in corn and rice

人体食用煤矸山周边玉米和水稻敏感性结果表明玉米和水稻 Cd 含量敏感度最高,分别为 95.1% 和 97.4%, 敏感度值越大则其对风险结果的影响越大,且敏感度为正值,则表示与风险结果正相关[61],说明玉米和水稻 Cd 含量是影响健康风险水平的主要因素,此外玉米和水稻摄入量和体重两个参数也具有一定敏感度. 有研究表明,农产品中 Cd 摄入人体是构成致癌健康风险的关键因子,会诱发肾脏受损、神经毒害、糖尿病等器官损伤和疾病[20,62]. 因此,煤矸山周边土壤和农产品应将 Cd 作为首要污染元素,进一步开展土壤污染防治和农产品安全利用研究.

2.4 土壤 Cd 环境基准值预测

SSD 模型一般包括 log-normal、log-logistic、Burr III、Weibull 和 Gamma 累积分布概率分布函数等[63,64],本研究选取 log-logistic 分布模型拟合玉米和水稻中 Cd 敏感性分布(SSD)曲线,如图 6 所示. SSD 曲线拟合度 R^2 在 0.979 ~ 0.989,拟合度较高,说明模型结果可靠. 有研究表明,点位集中位于 SSD 曲线上端,说明农产品对重金属的吸收富集能力较弱,敏感性较低,反之亦然[20,21]. 煤矸山周边玉米在不同土壤 pH 区间 Cd 富集特征存在一定差异,其中土壤 pH≤5.5 和 5.5 < pH≤6.5 时,曲线上端点位较少,说明富集 Cd 能力较强,敏感性较高; 土壤 6.5 < pH≤7.5 和 pH > 7.5 时,曲线上端点位较多,说明富集 Cd 能力较弱,敏感性较低. 这与已有研究的结果基本一致,因为重金属在碱性土壤环境中容易失活,较高的 OH^- 含量会降低 Cd^{2+} 的活性,使其不易被农作物吸收富集[65,66]. 鉴于水稻点位较少,故不划分土壤 pH 区间进行分析,研究发现水稻在

曲线上端点位较少,说明富集 Cd 能力较强,敏感性较高.玉米和水稻相比,玉米大多数点位介于 0 ~ 100 之间,水稻大多数点位介于 0 ~ 50 之间,水稻曲线斜率较玉米陡,说明水稻富集 Cd 能力较玉米强.有研究表明水稻根系中 Cd 的运输速率显著高于玉米[67],这与徐梦琪等[21]研究的结果基本一致.

基于 log-logistic 分布模型拟合获取保护 95% 的作物安全临界值(hazardous concentration for 5% of species, HC_5),即可保障区域 95% 种植农产品可食部位的重金属含量低于安全限值,该方法已被多个国家确立为制定环境质量基准的方法[63,64].煤矸山周边土壤 Cd 环境基准值结果如表 5 所示,旱地土壤在 pH≤5.5、5.5 < pH≤6.5、6.5 < pH≤7.5 和 pH > 7.5 的环境基准值分别为 0.491、0.382、0.376 和 0.588 mg·kg^{-1},水田土壤 Cd 的环境基准值为 0.807 mg·kg^{-1}.与现行土壤标准(GB 15618-2018)相比,煤矸山周边除旱地土壤 pH > 7.5 时,较现行土壤标准(GB 15618-2018)略偏宽松外,对于旱地土壤 pH≤7.5 和水田土壤均偏严,建议根据土壤和农产品 Cd 污染状况对环境基准值进行适当调整.

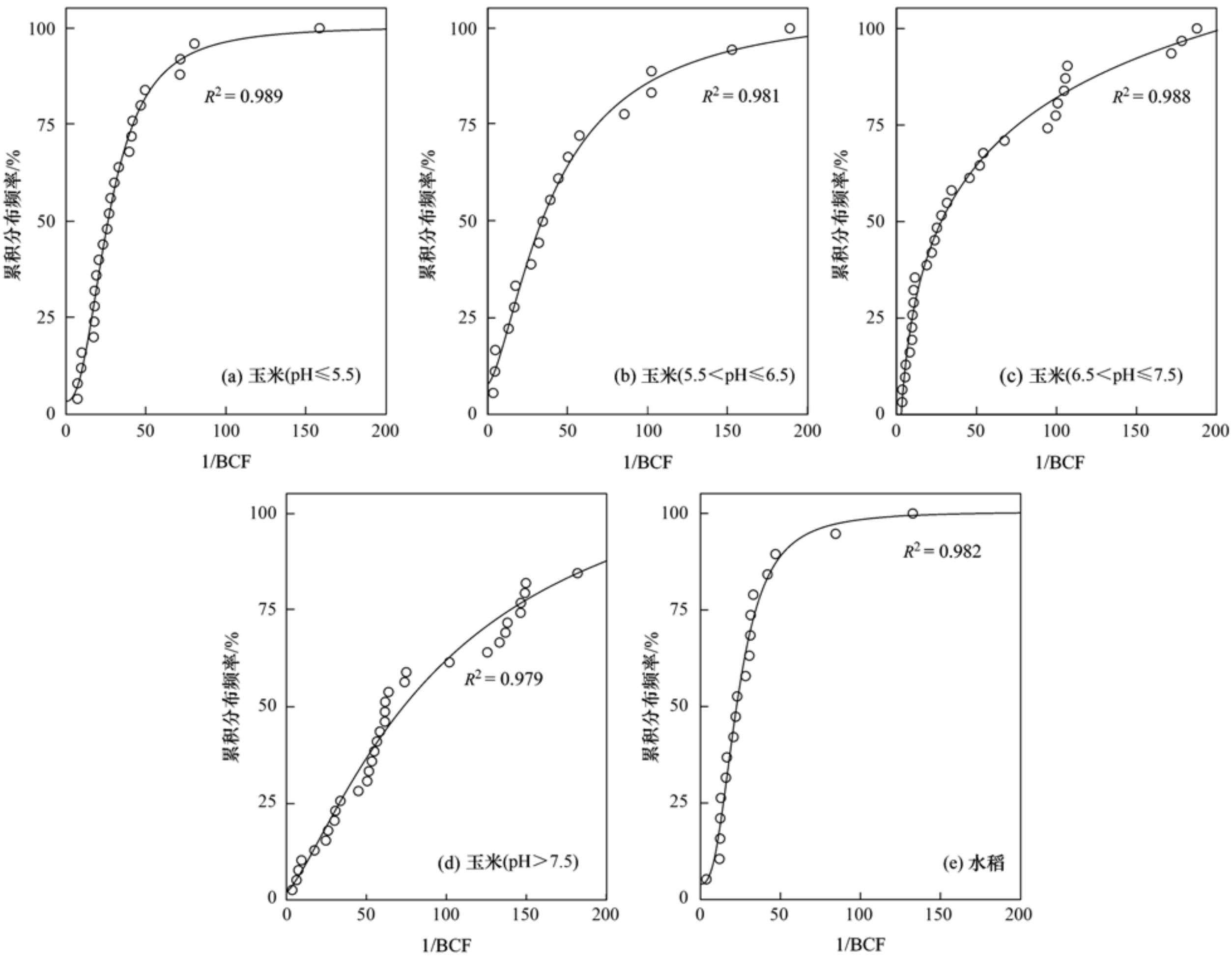

图 6 玉米与水稻中 Cd 敏感性分布(SSD)曲线

Fig. 6 Species sensitivity distributions(SSD) of Cd in corn and rice

表 5 基于 log-logistic 分布模型下农用地土壤 Cd 环境基准值划分/mg·kg^{-1}

Table 5 Environmental benchmark of Cd in farmland soils based on log-logistic model/mg·kg^{-1}

农用地	农产品	土壤 pH	log-logistic 模型临界值(HC_5)	GB 15618-2018 风险筛选值
旱地	玉米	pH≤5.5	0.491	0.3
		5.5 < pH≤6.5	0.382	0.3
		6.5 < pH≤7.5	0.376	0.3
		pH > 7.5	0.588	0.6
水田	水稻	未划分区间	0.807	0.3 ~ 0.8

3 结论

(1)重庆煤矸山周边农用地土壤 Cd 含量均高于背景值,旱地和水田土壤 ω(Cd)均值分别为 0.47 mg·kg^{-1} 和 0.52 mg·kg^{-1}.与现行土壤标准(GB 15618-2018)相比,旱地土壤 Cd 含量超风险筛选值

的点位有 63 个，占比 55.8%，水田土壤 Cd 含量超风险筛选值的点位有 6 个，占比 31.6%．旱地和水田土壤 Cd 以较高生态危害和高生态危害为主，分别占 47.4% 和 36.8%．应加强对煤矸山周边农用地土壤 Cd 的污染防治．

（2）重庆煤矸山周边玉米 Cd 超标的样品有 5 个，占玉米样品总数的 4.4%，水稻 Cd 含量均未超标．因食用玉米和水稻摄入 Cd 的非致癌健康风险可忽略，HQ 均值分别为0.000 7和 0.132．因食用玉米摄入 Cd 存在可耐受致癌健康风险，CR 均值为 1.46×10^{-6}．因食用水稻摄入 Cd 存在不可耐受致癌健康风险，CR 均值 2.76×10^{-4}．玉米和水稻 Cd 含量敏感度最高，分别为 95.1% 和 97.4%，应开展对煤矸山周边农产品安全利用研究．

（3）SSD 推导出煤矸山周边旱地土壤 Cd 在 pH ≤5.5、5.5 < pH≤6.5、6.5 < pH≤7.5 和 pH > 7.5 的环境基准值分别为 0.491、0.382、0.376 和 0.588 $mg \cdot kg^{-1}$，水田土壤 Cd 的环境基准值为 0.807 $mg \cdot kg^{-1}$．水田土壤和旱地土壤 pH≤7.5 时，现行土壤标准（GB 15618-2018）相对偏严；旱地土壤 pH > 7.5 时，现行土壤标准（GB 15618-2018）相对偏宽松．应根据土壤和农产品 Cd 污染状况对土壤环境基准值进行调整．

参考文献：

[1] Wang J, Wei Z Y, Wang Q B. Evaluating the eco-environment benefit of land reclamation in the dump of an opencast coal mine [J]. Chemistry and Ecology, 2017, **33**(7): 607-624.

[2] Namaghi H H, Li S. Acid-generating and leaching potential of soils in a coal waste rock pile in northeastern China[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2016, **25** (7): 776-791.

[3] Li J Y, Wang J M. Comprehensive utilization and environmental risks of coal gangue: a review [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, **239**, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.117946.

[4] 周新华，舒悦，周亮亮，等．pH 值对碱性煤矸石碱度和重金属释放规律影响研究[J]．安全与环境学报，2022，**22**(5)：2752-2758.

Zhou X H, Shu Y, Zhou L L, *et al*. Study on effects of pH value on alkalinity and heavy metal release of alkaline coal gangue[J]. Journal of Safety and Environment, 2022, **22**(5): 2752-2758.

[5] Ge H, Feng Y, Li Y, *et al*. Heavy metal pollution diagnosis and ecological risk assessment of the surrounding soils of coal waste pile at Naluo coal mine, Liupanshui, Guizhou[J]. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 2016, **30** (4): 312-318.

[6] Stracher G B, Taylor T P. Coal fires burning out of control around the world: thermodynamic recipe for environmental catastrophe[J]. International Journal of Coal Geology, 2004, **59** (1-2): 7-17.

[7] Rodríguez R, Díaz M B, Vigil H, *et al*. Development of a user-friendly method to assess the present condition of old abandoned mining waste dumps in Asturias (Spain) [J]. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 2011, **25** (1): 6-31.

[8] 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**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146557.

[9] Fei X F, Christakos G, Xiao R, *et al*. Improved heavy metal mapping and pollution source apportionment in Shanghai City soils using auxiliary information [J]. Science of the Total Environment, 2019, **661**: 168-177.

[10] 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**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129205.

[11] Li K J, Gu Y S, Li M Z, *et al*. Spatial analysis, source identification and risk assessment of heavy metals in a coal mining area in Henan, Central China[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2018, **128**: 148-154.

[12] Jiang X, Lu W X, Zhao H Q, *et al*. Potential ecological risk assessment and prediction of soil heavy-metal pollution around coal gangue dump [J]. Natural Hazards and Earth System Sciences, 2014, **14**(6): 1599-1610.

[13] Alekseenko V A, Bech J, Alekseenko A V, *et al*. Environmental impact of disposal of coal mining wastes on soils and plants in Rostov Oblast, Russia[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2018, **184**: 261-270.

[14] 马杰，张秀，徐敏，等．煤矸石山周边农用地土壤-玉米重金属污染特征及健康风险分析[J]．农产品质量与安全，2022，(4)：91-96.

Ma J, Zhang X, Xu M, *et al*. Analysis of heavy metal pollution and health risk in farmland soils and corn around the gangue heap [J]. Quality and Safety of Agro-Products, 2022, (4): 91-96.

[15] 王兴明，董众兵，刘桂建，等．Zn，Pb，Cd，Cu 在淮南新庄孜煤矿矸石山附近土壤和作物中分布特征[J]．中国科学技术大学学报，2012，**42**(1)：17-25.

Wang X M, Dong Z B, Liu G J, *et al*. Distribution characteristics of Zn, Pb, Cd, Cu in soil and crops around Xinzhuangzi Coal Mine waste rock pile[J]. Journal of University of Science and Technology of China, 2012, **42**(1): 17-25.

[16] 马杰，刘萍，刘今朝，等．重庆市煤矸山周边农用地土壤重金属污染评价和定量溯源解析[J]．环境科学，2022，**43** (12)：5698-5709.

Ma J, Liu P, Liu J Z, *et al*. Pollution evaluation and quantitative traceability analysis of heavy metals in farmland soils around the gangue heap of a coal mine in Chongqing[J]. Environmental Science, 2022, **43**(12): 5698-5709.

[17] 马杰，沈智杰，张萍萍，等．基于 APCS-MLR 和 PMF 模型的煤矸山周边耕地土壤重金属污染特征及源解析[J]．环境科学，2023，**44**(4)：2192-2203.

Ma J, Shen Z J, Zhang P P, *et al*. Pollution characteristics and source apportionment of heavy metals in farmland soils around the gangue heap of coal mine based on APCS-MLR and PMF receptor model[J]. Environmental Science, 2023, **44**(4): 2192-2203.

[18] 郭惠武．营养供给角度的中国粮食安全分析[J]．中国畜牧杂志，2022，**58**(9)：314-320.

[19] 王蕊，陈楠，张二喜．龙岩市不同利用类型土壤及农作物 Pb、Cd 和 As 污染风险与贡献分析[J]．环境科学，2023，**44** (4)：2252-2264.

Wang R, Chen N, Zhang E X. Pollution risk and contribution analysis of Pb, Cd, and as in soils and crops under different land use types in Longyan city[J]. Environmental Science, 2023, **44**

(4): 2252-2264.

[20] 刘海, 魏伟, 宋阳, 等. 皖江经济带耕地重金属健康风险评价及环境基准[J]. 环境科学, 2023, **44**(6): 3531-3543.
Liu H, Wei W, Song Y, *et al*. Health risk assessment and environmental benchmark of heavy metals in cultivated land in Wanjiang economic zone[J]. Environmental Science, 2023, **44**(6): 3531-3543.

[21] 徐梦琪, 杨文弢, 杨利玉, 等. 黔西北山区耕地重金属健康风险评价及环境基准[J]. 环境科学, 2022, **43**(7): 3799-3810.
Xu M Q, Yang W T, Yang L Y, *et al*. Health risk assessment and environmental benchmark of heavy metals in cultivated land in mountainous area of northwest Guizhou Province [J]. Environmental Science, 2022, **43**(7): 3799-3810.

[22] Hu B F, Jia X L, Hu J, *et al*. Assessment of heavy metal pollution and health risks in the soil-plant-human system in the Yangtze River Delta, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, **14**(9), doi: 10.3390/ijerph14091042.

[23] Ginsberg G L, Belleggia G. Use of Monte Carlo analysis in a risk-based prioritization of toxic constituents in house dust[J]. Environment International, 2017, **109**: 101-113.

[24] Karami M A, Fakhri Y, Rezania S, *et al*. Non-carcinogenic health risk assessment due to fluoride exposure from tea consumption in Iran using Monte Carlo simulation [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, **16**(21), doi: 10.3390/ijerph16214261.

[25] 何雪, 刘克, 陆引罡. 基于农作物富集系数的土壤重金属安全阈值研究及环境风险评价[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2022, **44**(8): 146-157.
He X, Liu K, Lu Y G. Study on safety threshold and environmental risk assessment of soil heavy metal based on crop enrichment factor[J]. Journal of Southwest University (Natural Science Edition), 2022, **44**(8): 146-157.

[26] 朱志军, 杨寿山, 杨泽忠, 等. 广西桂平市稻田土壤酸化与镉污染风险评价探析[J]. 南方农业学报, 2019, **50**(7): 1466-1471.
Zhu Z J, Yang S S, Yang Z Z, *et al*. Risk assessment of soil acidification and cadmium pollution in paddy field of Guiping, Guangxi[J]. Journal of Southern Agriculture, 2019, **50**(7): 1466-1471.

[27] 王旭莲, 刘鸿雁, 周显勇, 等. 地质高背景区马铃薯安全生产的土壤镉风险阈值[J]. 农业环境科学学报, 2021, **40**(2): 355-363.
Wang X L, Liu H Y, Zhou X Y, *et al*. Risk threshold for soil cadmium, based on potato quality in a high geological background area[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, **40**(2): 355-363.

[28] 李勖之, 郑丽萍, 张亚, 等. 应用物种敏感分布法建立铅的生态安全土壤环境基准研究[J]. 生态毒理学报, 2021, **16**(1): 107-118.
Li X Z, Zheng L P, Zhang Y, *et al*. Derivation of ecological safety based soil quality criteria for lead by species sensitivity distribution[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, **16**(1): 107-118.

[29] 韩东锦, 赵龙, 张乃明, 等. SSD法对西南碳酸盐岩母质区稻田土壤镉污染类型划分研究[J]. 环境科学研究, 2021, **34**(2): 409-418.
Han D J, Zhao L, Zhang N M, *et al*. Classification of Cd contaminated paddy soils in carbonate parent material area of southwest China by species sensitivity distribution method (SSD) [J]. Research of Environmental Sciences, 2021, **34**(2): 409-418.

[30] 郭利君, 胡唤雨, 胡魁, 等. 矿业城市南川转型路径选择[J]. 中国矿业, 2012, **21**(4): 25-28.
Guo L J, Hu H Y, Hu K, *et al*. The selection of transition direction on economic development for mining city, Nanchuan [J]. China Mining Magazine, 2012, **21**(4): 25-28.

[31] 刘顺国. 基于制度创新的我国煤炭资源开发管理研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2008.
Liu S G. Research on the development and management of Chinese coal resourcel based on the institutional innovation[D]. Chongqing: Chongqing University, 2008.

[32] 马杰, 张秀, 刘今朝, 等. 重庆市某矿区煤矸山周边耕地土壤重金属分布特征与污染评价[J]. 江苏农业科学, 2022, **50**(13): 242-249.
Ma J, Zhang X, Liu J Z, *et al*. Distribution characteristics and pollution assessment of heavy metals in arable soils around coal gangue mountain in a mining area in Chongqing City[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2022, **50**(13): 242-249.

[33] 李恒乐, 曹运兴, 秦勇, 等. 重庆煤矿区瓦斯赋存特征及地质控制因素[J]. 煤田地质与勘探, 2015, **43**(2): 1-7, 12.
Li H L, Cao Y X, Qin Y, *et al*. Geological control factors and characteristics of gas occurrence in Chongqing coal mining area [J]. Coal Geology & Exploration, 2015, **43**(2): 1-7, 12.

[34] 谢庆明, 程礼军, 刘洪, 等. 渝南地区中-高阶煤储层测井评价方法研究[J]. 煤炭技术, 2019, **38**(4): 78-80.
Xie Q M, Cheng L J, Liu H, *et al*. Coalbed methane log evaluation method of medium-high rank coal in southern Chongqing[J]. Coal Technology, 2019, **38**(4): 78-80.

[35] 顾刚, 梁海超, 王爱国, 等. 重庆煤矿区生态补偿核算: 以松藻矿区为例[J]. 中国矿业, 2014, **23**(3): 66-71.
Gu G, Liang H C, Wang A G, *et al*. The research of ecological compensation in Chongqing coal mining area: a case study of Songzao mining area[J]. China Mining Magazine, 2014, **23**(3): 66-71.

[36] HJ 962-2018, 土壤 pH 值的测定 电位法[S].

[37] GB/T 17141-1997, 土壤质量铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法[S].

[38] GB 5009.268-2016, 食品安全国家标准 食品中多元素的测定[S].

[39] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, **14**(8): 975-1001.

[40] 黄志伟, 李文静, 李伟杰, 等. 东江流域土壤重金属污染特征及潜在风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2022, **41**(3): 504-515.
Huang Z W, Li W J, Li W J, *et al*. Evaluation of heavy metal pollution characteristics and the potential risks of soil in the Dongjiang River basin [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, **41**(3): 504-515.

[41] 韩东锦, 张乃明, 赵龙, 等. 滇东耕地土壤铅安全阈值研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, **41**(10): 2190-2199.
Han D J, Zhang N M, Zhao L, *et al*. Safe threshold value of lead in cultivated land soil in eastern Yunnan, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, **41**(10): 2190-2199.

[42] Li S Y, Jia Z M. Heavy metals in soils from a representative rapidly developing megacity (SW China): levels, source identification and apportionment[J]. CATENA, 2018, **163**: 414-423.

[43] 陈璐, 王凯荣, 王芳丽, 等. 平度市金矿区农田土壤-玉米系统重金属污染风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2018,

35(2): 161-166.
Chen L, Wang K R, Wang F L, *et al*. Risk assessment of heavy metal pollution in the agricultural soil-maize system of a gold mining area in Pingdu city, China[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2018, **35**(2): 161-166.

[44] USEPA. Exposure factors handbook 2011 edition (Final Report) [R]. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment, 2011.

[45] Chen G Z, Wang X M, Wang R W, *et al*. Health risk assessment of potentially harmful elements in subsidence water bodies using a Monte Carlo approach: an example from the Huainan coal mining area, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, **171**: 737-745.

[46] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册(成人卷)[M]. 北京: 中国环境出版社, 2013.
Ministry of Environmental Protection. Exposure factors handbook of Chinese population (adults) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2013.

[47] 安文超, 孙立娥, 马立科, 等. 某典型工业聚集区遗留地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2022, **45**(5): 108-116.
An W C, Sun L E, Ma L K, *et al*. Assessment of heavy metals and human health risk in surface soils in a legacy land of typical industrial agglomeration area[J]. Journal of Natural Science of Hunan Normal University, 2022, **45**(5): 108-116.

[48] 孙锐, 周晓芳, 陈阳, 等. 正定矩阵因子模型解析鄂尔多斯高原煤矿土壤重金属来源[J]. 科学技术与工程, 2021, **21**(16): 6937-6943.
Sun R, Zhou X F, Chen Y, *et al*. Positive definite matrix factor model analysis of the source of heavy metals in coal mine soils in the Ordos Plateau[J]. Science Technology and Engineering, 2021, **21**(16): 6937-6943.

[49] 比拉力·依明, 阿不都艾尼·阿不里, 师庆东, 等. 基于PMF模型的准东煤矿周围土壤重金属污染及来源解析[J]. 农业工程学报, 2019, **35**(9): 185-192.
Imin B, Abliz A, Shi Q D, *et al*. Pollution and source identification of heavy metals in surrounding soils of Eastern Junggar Coalfield based on PMF model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, **35**(9): 185-192.

[50] 李家莹, 陈亚婷, 安燕飞, 等. 亳州市涡北煤矿周边农田土壤重金属污染评价及来源解析[J]. 安徽农业大学学报, 2021, **48**(4): 641-647.
Li J Y, Chen Y T, An Y F, *et al*. Soil heavy metal pollution evaluation and sources analysis in the surrounding farmland of Guobei Coal Mine[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2021, **48**(4): 641-647.

[51] 李小红, 刘正实, 徐龙君. 渝北区农村土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 安徽大学学报(自然科学版), 2022, **46**(4): 94-101.
Li X H, Liu Z S, Xu L J. Assessment of heavy metal pollution and ecological risks of rural soils in Yubei District[J]. Journal of Anhui University (Natural Science Edition), 2022, **46**(4): 94-101.

[52] 张传华, 王钟书, 刘力, 等. 基于APCS-MLR受体模型和地统计法的矿区周边农用地土壤重金属来源解析[J]. 环境科学, 2023, **44**(6): 3500-3508.
Zhang C H, Wang Z S, Liu L, *et al*. Source analysis of soil heavy metals in agricultural land around the mining area based on APCS-MLR receptor model and geostatistical method [J]. Environmental Science, 2023, **44**(6): 3500-3508.

[53] 卢吉文, 杨忠礼, 姚玉玺. 垫江县农用地土壤潜在重金属毒性污染评价及源解析[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2022, **40**(1): 13-16, 23.
Lu J W, Yang Z L, Yao Y X. Source analysis and environmental quality assessment of heavy metals in soil in agricultural area of Dianjiang County [J]. Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences), 2022, **40**(1): 13-16, 23.

[54] 刘娅君, 李彩霞, 梅楠, 等. 三峡库区稻田土壤重金属污染特征及风险评价[J]. 环境科学, 2023, **44**(6): 3520-3530.
Liu Y J, Li C X, Mei N, *et al*. Characteristics and risk evaluation of heavy metal contamination in paddy soils in the Three Gorges reservoir area[J]. Environmental Science, 2023, **44**(6): 3520-3530.

[55] 任艳霞, 周俊杰, 毕捷, 等. 渝西某煤矿区土壤重金属污染程度及其特征分析[J]. 南方农业学报, 2021, **52**(7): 1905-1911.
Ren Y X, Zhou J J, Bi J, *et al*. Pollution degree and characteristics of heavy metals in soil of a coal mine area in western Chongqing[J]. Journal of Southern Agriculture, 2021, **52**(7): 1905-1911.

[56] 周川, 刘东, 郑杰炳, 等. 丘陵山区煤矿下游影响区土壤重金属污染生态风险评价[J]. 中国水土保持, 2018, (5): 27-29.
Zhou C, Liu D, Zheng J B, *et al*. Evaluation on ecological risk of soil pollution by heavy metals of the downstream affected area of coal mine in hilly area[J]. Soil and Water Conservation in China, 2018, (5): 27-29.

[57] 张素荣, 王昌宇, 刘继红, 等. 雄安新区西南部土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 地学前缘, 2021, **28**(4): 238-249.
Zhang S R, Wang C Y, Liu J H, *et al*. Assessments of heavy metal pollution in soils of the southwestern Xiong'an District and its ecological risk[J]. Earth Science Frontiers, 2021, **28**(4): 238-249.

[58] 袁余洋, 刘属灵, 刘永林, 等. 重庆江津区自产大米和玉米中重金属的健康风险评价[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2021, **47**(6): 677-683.
Yuan Y Y, Liu S L, Liu Y L, *et al*. The heavy metal content characteristic and human health risk assessment of rice and corn in Jiangjin District, Chongqing [J]. Journal of Hunan Agricultural University (Natural Sciences), 2021, **47**(6): 677-683.

[59] 余飞, 张永文, 严明书, 等. 重庆汞矿区耕地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, 2022, **41**(2): 536-548.
Yu F, Zhang Y W, Yan M S, *et al*. Heavy metal pollution and human health risks assessment of soil and crops near the mercury ore in Chongqing[J]. Environmental Chemistry, 2022, **41**(2): 536-548.

[60] 张风雷, 郑循艺, 陈琦伟, 等. 重金属地质高背景区及工业区农作物重金属健康风险评价——以重庆市梁平区现代农业示范区为例[J]. 地球与环境, 2017, **45**(5): 567-575.
Zhang F L, Zheng X Y, Chen Q W, *et al*. Health risk assessment of heavy metals in crops from geological background of high heavy metals and industrial suburb——taking a modern agricultural demonstration zone of Liangping county as an example [J]. Earth and Environment, 2017, **45**(5): 567-575.

[61] 方晴, 冼萍, 蒙政成. 基于蒙特卡罗模拟的农用地土壤健康风险评价[J]. 环境工程, 2021, **39**(2): 147-152.
Fang Q, Xian P, Meng Z C. Environmental health risk assessment model of agricultural land based on Monte Carlo

simulation and its application[J]. Environmental Engineering, 2021, **39**(2): 147-152.

[62] 汪鹏, 赵方杰. 土壤-水稻系统中镉迁移与阻控[J]. 南京农业大学学报, 2022, **45**(5): 990-1000.
Wang P, Zhao F J. The transfer and control of cadmium in the soil-rice systems[J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2022, **45**(5): 990-1000.

[63] 田大勇, 常琛朝, 王成志, 等. 环境中重金属和有机污染物的物种敏感性分布研究进展[J]. 生态毒理学报, 2015, **10**(3): 38-49.
Tian D Y, Chang C C, Wang C Z, *et al*. Review of species sensitivity distributions for heavy metals and organic contaminants[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, **10**(3): 38-49.

[64] 孙聪, 陈世宝, 宋文恩, 等. 不同品种水稻对土壤中镉的富集特征及敏感性分布(SSD)[J]. 中国农业科学, 2014, **47**(12): 2384-2394.
Sun C, Chen S B, Song W E, *et al*. Accumulation characteristics of cadmium by rice cultivars in soils and its species sensitivity distribution[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2014, **47**(12): 2384-2394.

[65] 管伟豆, 郭堤, 王萍, 等. 北方农田镉污染土壤玉米生产阈值及产区划分初探[J]. 环境科学, 2021, **42**(12): 5958-5966.
Guan W D, Guo T, Wang P, *et al*. Investigations on the derivation of safe maize-producing threshold of soil Cd content and on classification of Cd contaminated maize-producing Areas in northern China[J]. Environmental Science, 2021, **42**(12): 5958-5966.

[66] 李洋, 张乃明, 魏复盛. 滇东镉高背景区菜地土壤健康风险评价与基准[J]. 中国环境科学, 2020, **40**(10): 4522-4530.
Li Y, Zhang N M, Wei F S. A benchmark study on soil health risks of vegetable fields in a high-cadmium background area in eastern Yunnan[J]. China Environmental Science, 2020, **40**(10): 4522-4530.

[67] Sui F Q, Chang J D, Tang Z, *et al*. Nramp5 expression and functionality likely explain higher cadmium uptake in rice than in wheat and maize[J]. Plant and Soil, 2018, **433**(1-2): 377-389.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 44 No. 9

Sep. 15, 2023

CONTENTS