

# DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20220901001

李惠民, 赵刚, 文琛, 等. 赣东北典型重(类)金属污染农田土壤人体健康风险评估[J]. 生态毒理学报,2023, 18(5): 255-265 Li H M, Zhao G, Wen C, et al. Health risk assessment of typical heavy metal (metalloid) contaminated farmland soils in part of northeast Jiangxi [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2023, 18(5): 255-265 (in Chinese)

# 赣东北典型重(类)金属污染农田土壤人体健康风险 评估

# 李惠民1,赵刚1,\*, 文琛2,樊艳春1,易芳1,刘奕1,梅子奇1,汤小群1

江西省生态环境科学研究与规划院,南昌 330039
 江西省生态环境监测中心,南昌 330006

收稿日期:2022-09-01 录用日期:2022-10-25

摘要:目前关于农田污染土壤直接接触人体的健康风险没有明确的评估规范,部分研究主要采用并不完全适用的建设用地相 关参数对农田人群进行健康风险评估,更贴近农田暴露场景相关评估参数的选择仍需进一步探讨。本研究在江西省东北部 采集了重(类)金属污染较重表层农田土壤样品,分析了土壤中6种重金属镉、砷、镍、锌、铊和铜的含量,利用我国生态环境部 推荐的健康风险评价模型,以农民为暴露对象对该农田土壤进行人体健康风险评价,重点探讨了每日经口摄入土壤量(oral soil ingestion rate, OSIR)、空气中可吸入颗粒物浓度(air inhalable particulate matter concentration, PM<sub>10</sub>)、每日呼吸空气量(daily air inhalation rate, DAIR)3 个参数对评价结果的影响。对比建设用地风险评估推荐参数,更贴近农田暴露场景的上述3 个评估参 数主要通过增大经口暴露与经呼吸暴露途径的暴露量,显著提升风险水平,其中 OSIR 和 PM<sub>10</sub>的敏感性比例为 100%。单因 子砷、镍、镉致癌风险水平超过 1.0×10<sup>-6</sup>的点位占比分别达 100%、50% 与 90%;单因子镉、砷、镍、锌、铊和铜危害商水平超过 1 的点位占比分别为 0%、85%、20%、0%、0%、0%。这些结果表明研究区域农田土壤重(类)金属污染的潜在致癌风险不容忽 视,为全面评估农田土壤污染人体健康风险提供参考。

关键词:农田土壤;重(类)金属;健康风险评估;评估参数

文章编号:1673-5897(2023)5-255-11 中图分类号:X171.5 文献标识码:A

# Health Risk Assessment of Typical Heavy Metal (Metalloid) Contaminated Farmland Soils in Part of Northeast Jiangxi

Li Huimin<sup>1</sup>, Zhao Gang<sup>1,\*</sup>, Wen Chen<sup>2</sup>, Fan Yanchun<sup>1</sup>, Yi Fang<sup>1</sup>, Liu Yi<sup>1</sup>, Mei Ziqi<sup>1</sup>, Tang Xiaoqun<sup>1</sup> 1. Jiangxi Academy of Eco-Environmental Sciences and Planning, Nanchang 330039, China

2. Jiangxi Ecological Environment Monitoring Center, Nanchang 330006, China

Received 1 September 2022 accepted 25 October 2022

Abstract: Currently, there are no clear assessment norms about the health risk of direct human exposure to contaminated soil on farmland. Parameters related to construction land were applied in some studies assessing health risk of farmland populations, which were not exactly applicable. Further exploration is required for the selection of evaluation parameters more closely related to farm exposure scenarios. In this study, soil samples from the heavily contami-

基金项目:江西省重大科技研发专项(20194ABC28010);江西省自然科学基金面上项目(20212BAB203026)

第一作者:李惠民(1978—),男,硕士研究生,高级工程师,研究方向为土壤污染调查评估与修复,E-mail: 296063880@qq.com

<sup>\*</sup> 通信作者(Corresponding author), E-mail: zhaogang6766@126.com

nated surface farmland in northeastern Jiangxi Province of China were collected and the contents of six heavy metals (metalloid), including cadmium, arsenic, nickel, zinc, thallium and copper in the soil were analyzed. Using the health risk evaluation model recommended by the Ministry of Ecology and Environment of China, human health risk evaluation of this farmland soil was conducted with farmers as the exposure target. The impact of three parameters on the evaluation results, namely, daily oral soil ingestion rate (OSIR), air inhalable particulate matter concentration (PM<sub>10</sub>), and daily air inhalation rate (DAIR), was investigated. Compared with the recommended parameters for risk assessment of construction land, the above three assessment parameters, which are closer to the exposure scenario of agricultural land, significantly increase the risk level mainly by increasing the exposure through oral and respiratory exposure pathways, where the sensitivity ratio of OSIR and PM<sub>10</sub> is  $1.0 \times 10^{-6}$  were 100%, 50% and 90%, respectively; while the percentages of sites with single-factor cadmium, arsenic, nickel, zinc, thallium and copper hazard levels exceeding 1 were 0%, 85%, 20%, 0%, 0% and 0%, respectively. These results indicate that the potential carcinogenic risk of heavy metal or metal-like contamination of agricultural soils in the study area cannot be ignored, and provide a reference for a comprehensive assessment of the human health risk of agricultural soil contamination. **Keywords**; farmland soil; heavy metals (metalloid); health risk assessment; assessment parameters

我国耕地土壤环境质量总体不乐观,总体超标 率为19.4%,主要以重(类)金属污染为主<sup>[1]</sup>。由于重 (类)金属在土壤中具有累积性、稳定性和生物毒性, 使得农田土壤重(类)金属通过接触人体的直接途径 或"土壤-植物-人体"、"土壤-植物-动物-人体"食物 链的间接途径对人体健康造成器官或系统损伤,甚 至致癌致畸致突变的严重危害<sup>[2-7]</sup>。大量研究主要 集中于农田土壤重(类)金属污染对农作物的影响, 而人体直接暴露于农田重(类)金属污染土壤,尤其 是其健康风险研究很少<sup>[8-12]</sup>。研究农田重(类)金属 污染土壤直接对农民的健康风险评估能够为全面评 估农田土壤污染提供一定的支撑。

目前关于农用地污染土壤直接接触人体的健康 风险没有明确的评估规范,少量的相关研究主要采 用建设用地相关参数对农用地人群进行健康风险评 估<sup>[13-14]</sup>。我国生态环境部在 2019 年发布的《建设用 地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)规 范了建设用地土壤污染直接接触人体的健康风险评 估,推荐了风险评估模型和参数。然而,因为农民可 能进行长时间、重体力耕作,尤其对于多山地丘陵等 机械化水平不高地区(如江西省南部和东北部部分 地区),由于耕作方式的不同,农民接触土壤的距离、 耕作期土壤因翻刨扬尘等人群行为模式和环境参数 都与建设用地存在较大差异,导致呼吸量、暴露时 间、环境因子暴露强度等人体健康评估所需关键参 数与建设用地明显不同<sup>[15-20]</sup>。例如,仅仅因为男性 与女性农民的农业劳动强度不同,林匡飞等<sup>[21]</sup>研究

发现污水灌溉砷污染区的农民男性体内砷含量高于 女性;姚春霞等[22]研究了某金属冶炼厂周围居民毛 发中的重金属含量,发现男性农民毛发中铅和砷略 高于女性农民。因此,沿用建设用地的污染风险评 估参数计算农用地污染对人体的直接健康风险缺乏 准确性。高智花<sup>[23]</sup>用蒙特卡罗方法定量分析健康风 险评价的不确定程度,由儿童的体质量和每日空气 呼吸量等参数的数学期望的风险点推定值得到健康 风险评估结果的概率分布,指出镉、砷、铬的致癌风 险超过阈值(10-6)的概率分别为 53%、84%、96%。 韦斌腾[24]对污染地块健康风险评估模型参数敏感性 进行研究,指出在砷污染土壤的健康风险评估中,儿 童体质量增加1倍使得致癌风险和危害商分别随之 增加 0.65 倍、1.07 倍。由此可见,在现有模型下部 分参数对于风险评估计算结果影响显著,获取更接 近真实暴露场景的参数值对于准确评估农用地污染 对人体的直接健康风险意义重大。

本文以江西省东北部某区域农田土壤为研究对 象,基于该区域农田土壤的重(类)金属污染调查数 据,通过对关键评估参数进行调研,分析了该区域农 田土壤对主要暴露人群的人体健康危害风险程度, 为农用地土壤污染风险评估提供不同角度的判断思 路与科学依据。

# 1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 研究区域概况与土壤样品采集

研究区位于江西省东北部某耕地污染区域,区 域面积约2 km<sup>2</sup>,灌溉水来自附近山区水库和河流, 主要种植水稻,冬季种植油菜、蔬菜等,目前污染耕 地类型为安全利用类和严格管控类耕地,以镉等重 金属超标为主。区域西北部为丘陵地区,其中矿山 在历史上有煤矿开采经历,东南部为耕地和河流。 前期调查研究发现煤矿历史开采区域周边固废、下 游水系底泥镉等重金属超标严重,为耕地重金属污 染的主要来源。依据历史和现状污染源、污染途径、 污染耕地和敏感受体分布情况,采样点覆盖以公路、 灌溉水渠等地理要素分割的每个田块,在严格管控 类耕地区域共布设了 20 个土壤表层采样点。按照 《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004)去除表 层土壤的植物根系和碎石等杂物,用木铲采集 5 个 方位点的表层土壤(0~20 cm),等量均匀混合后采 用四分法取 1 kg 土壤,经风干研磨后过 100 目尼龙 筛,备用。

# 1.2 样品分析方法

土壤样品采用微波消解,具体参考《全国土壤 污染状况详查土壤样品分析测试方法技术规定》。 土壤中铜、镍、锌采用火焰原子吸收分光光度法(HJ 491—2019),镉采用石墨炉原子吸收分光光度法 (GB/T 17141—1997),铊采用石墨炉原子吸收分光 光度法(HJ 1080—2019),砷采用原子荧光法(GB/T 22105.2—2008)。加入标准物质 GBW 07405 对整个 分析测试过程进行质量控制。各元素回收率在 87%~102%之间。

# 1.3 健康风险评价

采用我国生态环境部发布的《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)(以下简称 《导则》)推荐的土壤环境中污染物对人体健康的致 瘤和非致癌商模型和部分相应参数,对镉、砷、镍、 锌、铊和铜6种重(类)金属经口摄入、经皮肤接触和 经呼吸吸入3种途径产生的接触人群健康风险进行 评价和研究。本研究主要研究对象为工作在农田上 的农业人员,故采用第二类用地方式下的成人期的 暴露来评估风险。评价主要分为暴露评估和风险表 征两部分。

### 1.3.1 暴露评估的计算模型

在经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入3种暴露途 径下,成人的日平均暴露量,通过公式(1)~(3)计算。

$$SER_{\pm \#. \# \%} = \frac{PM_{10} \times DAIR_{a} \times ED \times PIAF \times fsp_{o} \times EF_{o} \times 10^{-6}}{BW \times AT}$$

式中:SER+壤手口、SER+壤皮肤、SER+壤呼吸为经不同暴 露途径进入成人体内的土壤暴露量,kg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>; OSIR 为每日经口摄入土壤量, mg·d<sup>-1</sup>; ED 为暴露 年限,a;EF为暴露频率,d·a<sup>-1</sup>;BW 为平均体质量, kg;ABS。、ABS。分别为经口和皮肤进入体内的土壤 吸收效率因子,量纲为1;AT 为致癌、非致癌效应平 均时间,d;SAE 为暴露于土壤的皮肤面积,cm<sup>2</sup>; SSAR 为皮肤表面土壤黏附系数,  $mg \cdot cm^{-2}$ ; E, 为每 日皮肤接触土壤的频率,次·d<sup>-1</sup>;PM<sub>10</sub>为空气中可 吸入颗粒物浓度,mg·m<sup>-3</sup>;DAIR 为每日空气吸入 量,m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>;PIAF 为吸入的土壤颗粒在体内的滞留 比例,量纲为1;fsp。为室外空气中土壤颗粒所占比 例,量纲为1;EF。为室外暴露频率,d·a<sup>-1</sup>。其中 SER<sub>+壤.呼吸</sub>的计算公式与导则略有区别,考虑农田土 壤污染主要针对工作时农民,所以室内暴露途径在 此不纳入计算公式。

# 1.3.2 风险表征的计算模型

重金属污染的人体健康风险可分为致癌风险和 非致癌危害商。致癌风险是人群暴露于致癌效应污 染物后诱发致癌性疾病或损伤的概率。非致癌危害 商是污染物每日摄入剂量与参考剂量的比值,用于 表征人体经单一途径暴露于非致癌污染物而受到危 害的水平。计算公式如下:

$$CR_{i} = \sum SER_{ij} \times C_{i} \times SF_{ij}$$
(4)

$$TCR = \sum CR_i \tag{5}$$

$$HQ_{i} = \sum \frac{SER_{ij} \times C_{i}}{RfD_{ii} \times SAF}$$
(6)

$$HI = \sum HQ_i \tag{7}$$

式中:HQ<sub>i</sub>为土壤中单一重金属(第*i*种)经所有暴露 途径的危害商,量纲为1;SER<sub>ij</sub>为重金属*i*的第*j*种 暴露途径的日均暴露量(非致癌效应),kg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;  $C_i$ 为土壤样品中重金属*i*的含量,mg·kg<sup>-1</sup>;RfD<sub>ij</sub>为 重金属*i*的第*j*种暴露途径进入体内产生非致癌危 害的参考剂量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;SAF 为暴露于土壤的 参考剂量分配系数,量纲为1;HI 为总危害商,量纲 为1;CR<sub>i</sub>为土壤中单一重金属(第*i*种)经所有暴露 途径的致癌风险,量纲为1;SF<sub>ij</sub>为致癌重金属*i*的 第*j*种暴露途径的斜率系数,kg·d·mg<sup>-1</sup>;TCR 为总 致癌风险,量纲为1。

### 1.4 评价模型的参数

《导则》的附录 G 提供了暴露评估模型参数推

(3)

荐值,但由于不同人群的暴露场景和不同地块的环 境状况存在较大的差异,建设用地的部分参数推荐 值并不适用于农用地。美国环境保护局发布的《风 险评估指南第一卷:人类健康评估手册补充指南》 指出许多农场活动如犁地和耙地,都会产生大量的 灰尘[25]。农田土壤风险评估应考虑所观察到的农业 做法带来的扬尘对风险评估结果的影响[26-27]。因 此,由于扬尘情况下空气中增加的土壤灰尘,每日经 口摄入土壤量(OSIR)和空气中可吸入颗粒物浓度 (PM10)2 个参数值会升高。另一方面,刘平等<sup>[28]</sup>采用 人体能量代谢估算法计算不同职业人群的长期呼吸 量和短期呼吸量,发现司机长期呼吸量最高(18.9 m<sup>3</sup> ·d<sup>-1</sup>),家庭主妇(14.4 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>)、离退休人员最低(14.7 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>),并且指出不同职业人群在休息、坐、轻微活 动、中体力活动、重体力活动和极重体力活动下的短 期呼吸量也存在一定的差异。由于农民劳作属于中 体力活动,农民的每日呼吸空气量(DAIR)随着其工 作强度增加而相应增加。故本文对 OSIR、DAIR、 PM<sub>10</sub>3个参数进行调研后取值。其他固定参数则 采用《导则》推荐的参数值,取值如表1所示。

不同重金属的致癌效应毒性参数 SF 和非致癌 效应毒性参数 RfD 见表 2。

# 2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 农田土壤重金属污染水平

该区域农田土壤的 20 个点位重(类)金属含量 的统计特征如表 3 所示。由表 3 可知,该区域农田 土壤重(类)金属的平均含量从高到低依次为锌>镍> 铜>砷>镉>铊。根据《土壤环境质量农用地土壤污 染风险管控标准》(GB 15618—2018)中对重金属污 染风险筛选值的要求(区域土壤样品 pH≤5.5),该区 域存在镉、镍、锌、铜严重超标,砷轻微超标的问题。 6 种重(类)金属的变异系数均较高,说明农田土壤的 污染与人类活动有较高的相关性,变异系数铊>镉> 砷>锌>镍>铜。

2.2 健康风险评价

2.2.1 关键参数取值

PM<sub>10</sub>、OSIR、DAIR 3 个关键参数差异性取值的 主要原因为农田土壤翻耕会产生大量的 PM<sub>10</sub>、扬尘 情况下土壤经口摄入增多、呼吸速率随体力活动强 度增大而增加。向华丽等<sup>[29]</sup>对隧道施工现场 PM<sub>10</sub> 浓度水平进行监测,发现开挖工工作时 PM<sub>10</sub> 浓度达

表1	农田重金属健康风险暴露参数
----	---------------

Table 1	Exposure	parameters	for f	arm	land
ł	neavy metal	risk assess	ment	t	

参数符号	成人参考值	参数符号	成人参考值
Parameters	Referred value	Parameters	Referred value
ED	25a	ABS <sub>o</sub>	1
EF	250 d $\cdot$ a <sup>-1</sup>	ABS <sub>d</sub>	0.001
EFo	$62.5 d \cdot a^{-1}$	SAE	$3 \ 020 \ \mathrm{cm}^2 \cdot$
BW	61.8 kg	SSAR	$0.2 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$
AT <sub>ca</sub>	27 740 d	$E_{\rm v}$	1 次·d <sup>-1</sup>
AT <sub>nc</sub>	9 125 d	fspo	0.5
SAF	0.5	PIAF	0.75

表 2	重(类)金属不同暴露途径参考剂量和致癌斜率因子
-----	-------------------------

Table 2 Reference dose and carcinogenic slope factor for different exposure routes of heavy metals (metalloid)

重(类)金属	致 Car	致癌因子(SF)/(kg·d·mg <sup>-1</sup> ) Carcinogenic slope factor (SF) /(kg·d·mg <sup>-1</sup> )			参考剂量(RfD)/(mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> ) Reference dose (RfD) /(mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )			
Heavy metals (metalloid)	经口 Oral	皮肤 Dermal	呼吸 Inhalation	经口 Oral	皮肤 Dermal	呼吸 Inhalation	Source	
砷 As	1.5	1.5	2.66×10 <sup>2</sup> /DAIR	3.0×10 <sup>-4</sup>	3.0×10 <sup>-4</sup>	2.43×10 <sup>-7</sup> /DAIR	《导则》GUIDE	
镉 Cd	ND	ND	1.11×10 <sup>2</sup> /DAIR	1.0×10 <sup>-3</sup>	2.5×10 <sup>-5</sup>	1.62×10 <sup>-7</sup> /DAIR	《导则》GUIDE	
镍 Ni	ND	ND	1.61×10 <sup>2</sup> /DAIR	2.0×10 <sup>-2</sup>	$8.0 \times 10^{-4}$	1.46×10 <sup>-6</sup> /DAIR	《导则》GUIDE	
铊 Tl	ND	ND	ND	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	ND	[2]	
锌 Zn	ND	ND	ND	3.0×10 <sup>-1</sup>	3.0×10 <sup>-1</sup>	ND	《导则》GUIDE	
铜 Cu	ND	ND	ND	4.0×10 <sup>-2</sup>	4.0×10 <sup>-2</sup>	ND	《导则》GUIDE	

注:DAIR 为每日空气吸入量。

Note:DAIR is the daily air inhalation rate.

12.50 μg·m<sup>-3</sup>。孙猛等<sup>[30]</sup>对施工工地扬尘进行在线 监测,数据显示在土方开挖阶段的施工工地 PM<sub>10</sub> 排放浓度达329.6 μg·m<sup>-3</sup>。故参考不同场景下扬尘 环境中人群的经口摄入土壤量。《工业企业土壤环 境质量风险评价基准》(HJ/T 25—1999)中建筑工人 经口摄入土壤量推荐值为400 mg·d<sup>-1</sup>。阳文锐等<sup>[31]</sup> 认为我国北方扬尘天气条件下成人经口摄入土壤量 达到1000 mg·d<sup>-1</sup>。侯捷等<sup>[32]</sup>通过整理文献总结的 成人呼吸速率与《导则》推荐值差异很大,其平均值 为25.9 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>。《中国人群暴露参数手册 成人 卷》<sup>[3]</sup>中农村人群在中体力活动下的短期呼吸量推荐值为21.8 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>。通过查找上述相似场景的相关参数值并取其平均值作为 PM<sub>10</sub>、OSIR、DAIR 3 个参数的替换取值(表 4)。

2.2.2 土壤暴露量计算

PM<sub>10</sub>、OSIR、DAIR 3 个关键参数分别选择《导则》推荐参数与替换参数(表 4),其余所需参数皆选择《导则》推荐参数,依据暴露评估计算模型(式(1)~(3))计算不同途径下致癌效应和非致癌效应的土壤暴露量。如表 5 所示,以砷为例无论选择原参数

	Table 3 Con	tents of heavy me	etals (metalloid)	in surface soil f	rom the study area	
重(类)金属 Heavy metals (metalloid)	最大值 /(mg·kg <sup>-1</sup> ) Maximum /(mg·kg <sup>-1</sup> )	平均数 /(mg·kg <sup>-1</sup> ) Average /(mg·kg <sup>-1</sup> )	标准差 /(mg·kg <sup>-1</sup> ) SD /(mg·kg <sup>-1</sup> )	变异系数/% CV/%	中位数 /(mg·kg <sup>-1</sup> ) Median /(mg·kg <sup>-1</sup> )	点位超标率/% Exceeding standard ratio/%
砷 As	39.50	15.49	7.53	49	14.75	10
镉 Cd	9.80	4.53	2.67	59	4.08	100
镍 Ni	148	78.55	33.40	43	76.50	75
铊 Tl	0.20	0.035	0.07	187	未检出 Not detected	0
锌 Zn	635	293.80	142.39	48	258.00	75
铜 Cu	116	66.15	22.18	34	63.50	85

表 3	研究区域表层土壤重(类)金属含量特征
-----	--------------------

表4 暴露评估模型中 PM<sub>10</sub>、OSIR、DAIR 3 个参数的替换取值

Table 4 Alternative values of $PM_{10}$ , OSIR and DAIR in exposure assessment mo
---

替换参数 Altered parameters	最小值 Minimal	平均值 Average	最大值 Maximal	来源 Source
空气中可吸入颗粒物含量(PM <sub>10</sub> )/(mg·m <sup>-3</sup> ) Content of inhalable particles in the air (PM <sub>10</sub> )/(mg·m <sup>-3</sup> )	0.330	6.415	12.50	[7-8]
每日经口摄入土壤量(OSIR)/(mg·d <sup>-1</sup> ) Daily oral intake of soil (OSIR)/(mg·d <sup>-1</sup> )	400	700	1 000	[9]
每日空气吸入量(DAIR)/(m <sup>3</sup> ・d <sup>-1</sup> ) Daily air intake (DAIR)/(m <sup>3</sup> ・d <sup>-1</sup> )	21.8	23.85	25.9	[10-11]

表 5 土壤砷不同参数取值下的暴露量

Table 5	Exposures c	of soil	arsenic	using	different	set c	of parameters
				0			

	-		-	_			
参数取值	暴露量 Ez	(致癌效应)/(kg·kg xposure (carcinogen /(kg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )	$d^{-1} \cdot d^{-1}$ )	暴露量(非致癌效应)/(kg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> ) Exposure (noncarcinogenic)			
Parameter value		(kg kg u)			/(kg kg u)		
	经口	皮肤	呼吸	经口	皮肤	呼吸	
	Oral	Dermal	Inhalation	Oral	Dermal	Inhalation	
《导则》推荐参数 The GUIDE referred	3.65×10 <sup>-7</sup>	6.61×10 <sup>-8</sup>	5.90×10 <sup>-10</sup>	1.11×10 <sup>-6</sup>	2.01×10 <sup>-7</sup>	1.79×10 <sup>-9</sup>	
调整后 Alternative	2.55×10 <sup>-6</sup>	6.61×10 <sup>-8</sup>	5.23×10 <sup>-8</sup>	7.76×10 <sup>-6</sup>	2.01×10 <sup>-7</sup>	1.59×10 <sup>-7</sup>	

还是替换参数,致癌与非致癌暴露量均呈现经口摄 入>经皮肤接触>经呼吸吸入。选择替代参数后,经 皮肤暴露途径的暴露量没有变化,但是经口暴露和 经呼吸暴露的暴露量都大幅上升,其中呼吸吸入暴 露量增幅比经口暴露量要高。

#### 2.2.3 致癌风险评价

PM<sub>10</sub>、OSIR、DAIR 3 个关键参数分别选择《导则》推荐参数与替换参数(表 4),其余所需参数皆选择《导则》推荐参数,计算 20 个点位中重(类)金属砷、镍、镉的最大值与平均值的各暴露途径的致癌风险以及所有暴露途径的总致癌风险(表 6)。选用《导则》推荐参数计算 3 种重(类)金属对人体健康总致癌风险依次为砷>镍>镉,其最大值与平均值对应的总致癌风险依次为孕.59×10<sup>-5</sup>>9.67×10<sup>-8</sup>>4.43×10<sup>-8</sup>与1.02×10<sup>-5</sup>>2.05×10<sup>-8</sup>>5.13×10<sup>-8</sup>。20 个点位砷、镉、镍的经呼吸暴露途径致癌风险都<10<sup>-6</sup>,说明区域内 3 种金属的呼吸致癌风险水平可接受。经口与经皮肤暴露途径导致的致癌风险水平都>1.0×10<sup>-6</sup>,导致砷经口致癌风险水平不可接受点位数为95%,砷经皮肤致癌风险水平不可接受点位数为95%。

选用替换参数计算3种重(类)金属对人体健康 总致癌风险同样依次为砷>镍>镉,但致癌风险都有 所变大,其最大值与平均值对应的总致癌风险依次 为1.78×10<sup>-4</sup>>5.21×10<sup>-6</sup>>2.39×10<sup>-6</sup>与6.99×10<sup>-5</sup>>

Table 6

2.77×10<sup>-6</sup>>1.10×10<sup>-6</sup>。经呼吸暴露途径下仅用平 均值计算获得的砷、镉、镍的致癌风险都>10-6,区域 内3种金属呼吸致癌风险水平不可接受的点位数分 别为95%、50%与90%。神经口与经皮肤暴露途径 导致的致癌风险不可接受点位数分别为100%与 85%,尤其是经口暴露致癌风险最大高达1.51× 10<sup>-4</sup>。参数修正后农民人体健康致癌总风险整体水 平较高,砷、镍、镉总暴露风险不可接受点位数分别 增长为100%、50%和90%。以砷为例,使用《导 则》参数计算经呼吸、经口和经皮肤3种暴露途径 对致癌总风险的贡献率分别为 1.6%、83.1%、 15.3%,经口摄入是最主要的暴露途径,其次为经皮 肤暴露。参数调整后,经呼吸、经口和经皮肤3种暴 露途径对致癌总风险的贡献率分别为 12.9%、 84.8%、2.3%,经口摄入依然是最主要的暴露途径, 其次变为经呼吸暴露,这主要是因为 PM<sub>10</sub>、OSIR、 DAIR 3 个关键参数中有 2 个是影响经呼吸暴露途 径的暴露量,1个是影响经口暴露途径的暴露量。 2.2.4 非致癌危害商评价

PM<sub>10</sub>、OSIR、DAIR 3 个关键参数分别选择《导则》推荐参数与替换参数(表 4),其余所需参数皆选择《导则》推荐参数,计算 20 个点位中 6 种重(类)金属砷、镍、镉、铜、锌、铊的最大值与平均值对应的各暴露途径危害商以及所有暴露途径的总危害商(表7)。选用《导则》推荐参数计算 6 种重(类)金属浓度

		CR <sub>呼吸</sub>		CR <sub>手口</sub>		CR <sub>皮肤</sub>		CR <sub>总</sub>		
	<b>委(米)</b> 人目		$CR_{I}$		CRo		CR <sub>D</sub>		CR <sub>s</sub>	
里(天)並周 Heavy metals (metalloid)		推荐参数 Referred parameters	替换参数 Alternative parameters	推荐参数 Referred parameters	替换参数 Alternative parameters	推荐参数 Referred parameters	替换参数 Alternative parameters	推荐参数 Referred parameters	替换参数 Alternative parameters	
	最大值 Maximal	$4.27 \times 10^{-7}$	2.30×10 <sup>-5</sup>	2.16×10 <sup>-5</sup>	$1.51 \times 10^{-4}$	$3.92 \times 10^{-6}$	3.92×10 <sup>-6</sup>	2.59×10 <sup>-5</sup>	$1.78 \times 10^{-4}$	
砷 As	平均值 Average	$1.67 \times 10^{-7}$	9.03×10 <sup>-6</sup>	$8.47 \times 10^{-6}$	5.93×10 <sup>-5</sup>	1.54×10 <sup>-6</sup>	1.54×10 <sup>-6</sup>	$1.02 \times 10^{-5}$	6.99×10 <sup>-5</sup>	
	点位超标率/% Exceeding standard ratio/%	0	95	95	100	85	85	95	100	
	最大值 Maximal	4.43×10 <sup>-8</sup>	2.39×10 <sup>-6</sup>	-	-	-	-	4.43×10 <sup>-8</sup>	2.39×10 <sup>-6</sup>	
桓口	平均值 Average	$2.05 \times 10^{-8}$	$1.10 \times 10^{-6}$	-	-	-	-	$2.05 \times 10^{-8}$	$1.10 \times 10^{-6}$	
锎 Cd	点位超标率/% Exceeding standard ratio/%	0	50	-	-	-	-	0	50	
	最大值 Maximal	9.67×10 <sup>-8</sup>	5.21×10 <sup>-6</sup>	-	-	-	-	9.67×10 <sup>-8</sup>	5.21×10 <sup>-6</sup>	
⁄垍 Ni	平均值 Average	$5.13 \times 10^{-8}$	$2.77 \times 10^{-6}$	-	-	-	-	$5.13 \times 10^{-8}$	$2.77 \times 10^{-6}$	
镍 Ni	点位超标率/% Exceeding standard ratio/%	0	90	-	-	-	-	0	90	

表 6 土壤 3 种重(类) 金属致癌健康风险值 Carcinogenic health risk (CR) values of three heavy metals (metalloid) in soil

类) 金属非致癌危害商
襄6种重(
表7 土填

Table 7 Hazard index (HI) values of six heavy metals (metalloid) in soil

		NORT		s comme (mi) vo	hom finon vic to		1100 1		
		HQ	5吸	HQ	Ψ	ОН	皮肤	Η	اڭ ش
	中	Эн	J.	Н	2 <sub>0</sub>	HC	ζ <sub>D</sub>	Η	Is
Hea	里 亚周 wv metals (metalloid)	推荐参数	替换参数	推荐参数	替换参数	推荐参数	替换参数	推荐参数	替换参数
		Referred	Alternative	Referred	Alternative	Referred	Alternative	Referred	Alternative
		parameters							
	最大值 Maximal	$4.02 \times 10^{-2}$	$2.17 \times 10^{0}$	$2.92 \times 10^{-1}$	$2.04 \times 10^{0}$	$5.29 \times 10^{-2}$	$5.29 \times 10^{-2}$	$3.85 \times 10^{-1}$	$4.27 \times 10^{0}$
砷 As	平均值 Average	$1.58 \times 10^{-2}$	$8.51 \times 10^{-1}$	$1.14 \times 10^{-1}$	$8.01 \times 10^{-1}$	$2.08 \times 10^{-2}$	$2.08 \times 10^{-2}$	$1.51 \times 10^{-1}$	$1.67 \times 10^{0}$
-	点位超标率% Exceeding standard ratio%	0	15	0	15	0	0	0	85
	最大值 Maximal	$1.50 \times 10^{-2}$	$8.07 \times 10^{-1}$	$2.17 \times 10^{-2}$	$1.52 \times 10^{-1}$	$5.25 \times 10^{-3}$	$5.25 \times 10^{-3}$	$4.13 \times 10^{-2}$	$9.65 \times 10^{-1}$
匎 Cd	平均值 Average	$6.92 \times 10^{-3}$	$3.73 \times 10^{-1}$	$1.00 \times 10^{-2}$	$7.03 \times 10^{-2}$	$2.43 \times 10^{-3}$	$2.43 \times 10^{-3}$	$1.94 \times 10^{-2}$	$4.46 \times 10^{-1}$
Ē	点位超标率% Exceeding standard ratio%	0	0	0	0	0	0	0	0
	最大值 Maximal	$2.51 \times 10^{-2}$	$1.35 \times 10^{0}$	$1.64 \times 10^{-2}$	$1.15 \times 10^{-1}$	I	I	$4.15 \times 10^{-2}$	$1.47 \times 10^{0}$
鴾 Ni	平均值 Average	$1.33 \times 10^{-2}$	$7.19 \times 10^{-1}$	$8.71 \times 10^{-3}$	$6.09 \times 10^{-2}$	I	I	$2.20{ imes}10^{-2}$	7.80×10 <sup>-1</sup>
	点位超标率% Exceeding standard ratio%	0	15	0	0	I	I	0	20
	最大值 Maximal	I	I	$6.43 \times 10^{-3}$	$4.50 \times 10^{-2}$	I	I	$6.43 \times 10^{-3}$	$4.50 \times 10^{-2}$
锢 Cu	平均值 Average	I	I	$3.67 \times 10^{-3}$	$2.57 \times 10^{-2}$	I	I	$3.67 \times 10^{-3}$	$2.57 \times 10^{-2}$
-	点位超标率%。 Exceeding standard ratio%	I	I	0	0	I	I	0	0
	最大值 Maximal	I	I	$4.69 \times 10^{-3}$	$3.28 \times 10^{-2}$	I	I	$4.69 \times 10^{-3}$	$3.28 \times 10^{-2}$
锌 Zn	平均值 Average	I	I	$2.17 \times 10^{-3}$	$1.52 \times 10^{-2}$	I	I	$2.17 \times 10^{-3}$	$1.52 \times 10^{-2}$
	点位超标率% Exceeding standard ratio%	I	I	0	0	I	I	0	0
	最大值 Maximal	I	I	$4.43 \times 10^{-2}$	$3.10 \times 10^{-1}$	I	I	$4.43 \times 10^{-2}$	$3.10 \times 10^{-1}$
铳 TI	平均值 Average	I	I	$7.76 \times 10^{-3}$	$5.43 \times 10^{-2}$	I	I	$7.76 \times 10^{-3}$	$5.43 \times 10^{-2}$
1	点位超标率% Exceeding standard ratio%	I	I	0	0	I	I	0	0

第5期

# 李惠民等:赣东北典型重(类)金属污染农田土壤人体健康风险评估

261

最大值对人体总危害商依次为砷>铊>镍>镉>铜> 锌,其危害商依次为 3.85×10<sup>-1</sup>>4.43×10<sup>-2</sup>>4.15× 10<sup>-2</sup>>4.13×10<sup>-2</sup>>6.43×10<sup>-3</sup>>4.69×10<sup>-3</sup>。20 个点位 砷、镍、镉、铜、锌、铊的总危害商都<1,说明区域内 6 种重(类)金属的非致癌危害水平可接受。

选用替换参数后,6种重(类)金属对人体健康总 危害都增大。以平均值计算6种重(类)金属对人体 健康总危害依次为砷>镍>镉>铊>铜>锌,其总危害 商依次为1.67×10°>7.80×10<sup>-1</sup>>4.46×10<sup>-1</sup>>5.43×10<sup>-2</sup> >2.57×10<sup>-2</sup>>1.52×10<sup>-2</sup>。参数修正后农民人体健康 非致癌危害商整体水平较高,砷、镍的总暴露非致癌 危害商不可接受点位数分别增长为85%和20%;经 呼吸暴露途径下用最大值计算获得的砷与镍的危害 商都>1,区域内砷与镍的呼吸非致癌危害商不可接 受的点位数都为15%;神经口暴露途径导致的危害 商最大为 2.04, 不可接受点位数为 15%。以砷为 例,使用《导则》参数计算经呼吸、经口和经皮肤3 种暴露途径对总危害商的贡献率分别为10.5%、 75.5%、13.8%,经口摄入是最主要的暴露途径,其次 为经皮肤暴露。参数调整后,经呼吸、经口和经皮肤 3种暴露途径对致癌总风险的贡献率分别为 51.0%、47.8%、1.2%,经呼吸与经口暴露都变为主 要贡献途径。这主要是因为砷的呼吸与经口致癌因 子(SF)之比远小于参考剂量(RfD)之比,调整参数导 致的呼吸暴露量与经口暴露量增大后,呼吸导致的 非致癌危害商权重大幅提升。

### 2.2.5 参数敏感性分析

在农民耕作于重金属污染农田的背景下,对可 变参数进行调研后,可变参数修改值计算得出的风 险值整体水平高于推荐值。选取砷和镉,将采用替 换参数前后的总致癌风险均值与总非致癌风险均值 相比较(图1)。选用替换参数后的健康风险整体增 大,砷的总非致癌风险和镉的致癌风险超过阈值,说 明参数的替换对农民的健康风险影响很大。

对参数替换前后各暴露途径风险值贡献率的变 化进行分析(图 2)。经皮肤的致癌风险贡献率略有 减少,经手口和经呼吸的致癌风险贡献率略有增加。 与致癌风险相比,经皮肤和经手口的非致癌风险贡 献率都有所减少,经呼吸的非致癌风险贡献率大幅 增加。由此可得,参数替换对非致癌风险中呼吸途 径的影响显著,对呼吸途径暴露量计算模型中的参 数进一步研究很有必要。同时,砷的非致癌风险各 暴露途径贡献率变化情况与镉的变化情况有差异, 这是由于各暴露途径贡献率与重(类)金属自身生物 毒性有关。因此对不同重(类)金属,选择该重(类)金 属各暴露途径中毒性较大的暴露途径,其对应的暴 露量计算模型涉及的相关参数进行研究非常重要。

风险评估结果需要进行不确定性分析,不确定 因素之一是模型参数取值<sup>[33]</sup>。3个可变参数的敏感 性比例计算采用《导则》推荐的模型参数敏感性分 析公式:



图 1 选用替换参数前后土壤砷、镉的健康风险值 Fig. 1 Health risk values of soil As and Cd using different set of parameters



式中:SR 为模型参数敏感性比例; *P*<sub>1</sub> 为模型计算所 需某一具体参数的某一取值; *P*<sub>2</sub> 为计算所需某一具 体参数的另一取值; *X*<sub>1</sub> 为按照 *P*<sub>1</sub> 计算的致癌风险 或危害商; *X*<sub>2</sub> 为按照 *P*<sub>2</sub> 计算的致癌风险或危害商。

DAIR、OSIR、PM<sub>10</sub> 3 个参数分别作为单一 变量带入模型,取推荐值和修改值分别计算风险值, 得到敏感性比例分别为 0%、100%、100%。DAIR 的变化对风险值无影响,任璇等<sup>[34]</sup>对多环芳烃类污 染场地地下水风险评估参数敏感性进行分析,发现 没有影响的参数为 BW 和 DAIR。OSIR 和 PM<sub>10</sub> 的 变化与风险值的变化成正比,其对风险值的影响很 大。农民耕作带来的扬尘主要导致 OSIR 和 PM<sub>10</sub> 2 个参数值增加,使得风险值增大。而本文所采用的 OSIR 和 PM<sub>10</sub> 参数值经过调研相似场景获得,如施 工场地扬尘,与农民耕作扬尘存在一定区别。农民 暴露于重(类)金属污染农田的 OSIR 和 PM<sub>10</sub> 取值需 要进一步的研究。

2.2.6 单一重金属风险和叠加风险

不同重金属对人体健康危害的作用不是相互独 立的,它们可能存在拮抗作用或协同作用<sup>[35]</sup>。 Nguyen 和 Kim<sup>[36]</sup>研究发现,重金属(醋酸铅、铝、铁、 铜、金和砷)及其混合物通过基因 BAX、CASP,、 BCL,、TNF和 IL-1B 对认知产生负面影响。在 BAX、CASP<sub>3</sub>、HMOX1、IGF1、TNF、BCL<sub>2</sub>和 IL-1B 中,这些基因的表达和活性受个别重金属的影响呈 相反方向或双重性质的变化,研究发现可能单一重 金属对认知障碍相关基因的影响与混合重金属不 同。选择区域不同重金属的平均值计算所得的各暴 露途径致癌风险与非致癌危害商,将其简单加和获 得单一暴露途径下区域多因子重金属总致癌风险与 非致癌危害商。如表6和表7所示,即便是选择《导 则》推荐参数,土壤的经口致癌总风险为8.47×10<sup>-6</sup>, 风险水平不可接受;另外在参数调整后土壤的经呼 吸致癌总风险由 2.39×10<sup>-7</sup> 提高为 1.29×10<sup>-5</sup>,导致 其总致癌风险水平由可接受变为不可接受。另一方 面,参数调整后土壤的经口与经呼吸总非致癌危害 商分别由 1.47×10<sup>-1</sup> 和 3.60×10<sup>-2</sup> 提高为 1.03 与 1.94,导致此2种暴露途径下的总非致癌危害商水 平都由可接受变为不可接受。《导则》中人体健康 风险评价都是计算单一重金属风险,未考虑重金属 协同危害作用,建议对多种重金属污染地块的总风 险进行计算。

综上所述,运用现行建设用地土壤重金属人体

健康风险计算方法与参数,对江西省东北部某区域 农田土壤重金属污染水平进行计算,结果表明其健 康风险水平大部分可接受。然而,更新 DAIR、OS-IR、PM<sub>10</sub>3个关键参数获得的农田人体健康风险水 平整体提高,以平均浓度值为基准,砷、镉、镍经呼吸 途径的致癌风险水平由可接受变为不可接受,镉与 镍的总致癌风险水平也由可接受变为不可接受;以 平均浓度值为基准,砷的总危害商由可接受变为不 可接受,镍的总危害商由可接受变为不可接受。对 3个关键参数进行敏感性分析, DAIR 无影响, OSIR 和 PM<sub>10</sub> 的敏感性比例为 100%, 对风险值的影响十 分显著。现有的《建设用地土壤污染风险评估技术 导则》提供的计算参数值并不完全适用于农用地土 壤人体健康风险评估,选取使用更贴近实际场景的 参数值将对农用地土壤人体健康风险评估结果产生 重大影响。

通信作者简介:赵刚(1985—),男,博士,副研究员,主要研究 方向为土壤环境化学以及土壤污染过程调查与修复等。

## 参考文献(References):

- [1] 中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[R].北京:中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国国土资源部, 2014
- [2] Kumar S, Prasad S, Yadav K K, et al. Hazardous heavy metals contamination of vegetables and food chain: Role of sustainable remediation approaches—A review[J]. Environmental Research, 2019, 179(Pt A): 108792
- [3] Maurya P K, Malik D S, Yadav K K, et al. Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in River Ganga basin: Possible human health risks evaluation [J]. Toxicology Reports, 2019, 6: 472-481
- [4] Ashraf U, Kanu A S, Mo Z W, et al. Lead toxicity in rice: Effects, mechanisms, and mitigation strategies—A mini review [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015, 22(23): 18318-18332
- [5] 韦炳干, 虞江萍, 曹志强, 等. 唐山市设施菜地土壤重 金属累积与有效态含量的影响特征[J]. 环境化学, 2021, 40(9): 2649-2657
  Wei B G, Yu J P, Cao Z Q, et al. Factors impact on accumulation and availability of heavy metals in greenhouse vegetable soil from Tangshan City [J]. Environmental Chemistry, 2021, 40(9): 2649-2657 (in Chinese)
- [6] 蔡奎,张蒨,吴云霞,等.河北平原农田土壤重金属形态分布特征及控制因素研究[J].生态毒理学报,2017,

12(2): 155-168

Cai K, Zhang Q, Wu Y X, et al. Speciation distribution and its influencing factors of Cd, Cr, Pb, As, Hg in farmland soil from Heibei Plain, China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(2): 155-168 (in Chinese)

[7] 林荩,梁文静, 焦旸, 等. 陕西潼关县金矿矿区周边农田土壤重金属生态健康风险评价[J]. 中国地质, 2021, 48(3): 749-763

Lin J, Liang W J, Jiao Y, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in farmland soil around the gold mining area in Tongguan of Shaanxi Province [J]. Geology in China, 2021, 48(3): 749-763 (in Chinese)

- [8] Li H L, Tatarko J, Kucharski M, et al. PM<sub>25</sub> and PM<sub>10</sub> emissions from agricultural soils by wind erosion [J]. Aeolian Research, 2015, 19: 171-182
- [9] 武亚堂, 吴建国, 王立. 山东泗水春季农田地表空气中 PM<sub>25</sub> 浓度变化及影响因素[J]. 草业科学, 2021, 38(5): 812-822

Wu Y T, Wu J G, Wang L. Changes in fine particulate matter concentration of near-ground air and its influence on environmental factors at farmlands in Sishui during spring [J]. Pratacultural Science, 2021, 38(5): 812-822 (in Chinese)

 [10] 崔祥芬,张琴,田森林,等.中国稻田土壤镉污染及务 农性暴露概率风险[J].中国环境科学,2021,41(8): 3878-3886

Cui X F, Zhang Q, Tian S L, et al. Status of paddy soil Cd pollution and probabilistic health risk via agricultural contact in China [J]. China Environmental Science, 2021, 41 (8): 3878-3886 (in Chinese)

- [11] Yang S Y, Zhao J, Chang S X, et al. Status assessment and probabilistic health risk modeling of metals accumulation in agriculture soils across China: A synthesis [J]. Environment International, 2019, 128: 165-174
- [12] 马喆, 王美娥, 霍彦慧, 等. 场地土壤重金属镉和铅复合污染毒性阈值的推导及其应用[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(5): 259-270
  Ma Z, Wang M E, Huo Y H, et al. Derivation of toxicity threshold for combined pollution of cadmium and lead in site soil and its application [J]. Asian Journal of Ecotoxi-

cology, 2021, 16(5): 259-270 (in Chinese)
[13] 蔚青, 李巧玲, 李冰茹, 等. 北京市典型有机设施蔬菜
基地重金属污染特征及风险评估[J]. 生态毒理学报,

2019, 14(3): 258-271

Yu Q, Li Q L, Li B R, et al. Heavy metal pollution characteristics and risk assessment of typical organic facility vegetable bases in Beijing [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2019, 14(3): 258-271 (in Chinese)

- [14] 麦麦提吐尔逊·艾则孜,艾尼瓦尔·买买提,阿吉古丽·马木提,等.新疆焉耆盆地农田土壤重金属污染及健康风险评价[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(2): 171-181
  Mamattursun E, Anwar M, Ajigul M, et al. Assessment of heavy metals pollution and its health risk of farmland soils of Yanqi Basin in Xinjiang Province [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2018, 13(2): 171-181 (in Chinese)
- [15] Yu Y, Ma J H, Song N N, et al. Comparison of metal pollution and health risks of urban dust in Beijing in 2007 and 2012 [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(12): 657
- [16] 郎笛, 王宇琴, 张芷梦, 等. 云南省农用地土壤生态环境基准与质量标准建立的思考及建议[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(1): 74-86
  Lang D, Wang Y Q, Zhang Z M, et al. The establishment of soil eco-environmental criteria and environmental quality standards for agricultural land in Yunnan Province [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(1): 74-86 (in Chinese)
- [17] 秦建新,朱柯颖,吴涛,等.长沙市城区施工扬尘和土 壤扬尘污染时空特征研究[J].中国环境监测,2020,36
   (4):69-79

Qin J X, Zhu K Y, Wu T, et al. Study on spatial and temporal characteristics of construction dust and soil dust pollution sources in urban areas of Changsha [J]. Environmental Monitoring in China, 2020, 36(4): 69-79 (in Chinese)

[18] 舒媛媛,柏荣耀,石俊豪,等.孝感市开放源扬尘重金 属污染特征、来源及健康风险评价[J].环境化学,2022, 41(2):499-510

Shu A A, Bai R Y, Shi J H, et al. Pollution characteristics, sources and health risk assessment of heavy metals in open-source dusts in Xiaogan City [J]. Environmental Chemistry, 2022, 41(2): 499-510 (in Chinese)

- [19] Men C, Wang Y F, Liu R M, et al. Temporal variations of levels and sources of health risk associated with heavy metals in road dust in Beijing from May 2016 to April 2018 [J]. Chemosphere, 2021, 270: 129434
- [20] Yang S C, Liu J L, Bi X Y, et al. Risks related to heavy metal pollution in urban construction dust fall of fast-developing Chinese cities [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 197: 110628
- [21] 林匡飞, 徐小清, Anid Paul, 等. As 污染区农民头发中As 含量与环境中As 含量的关系[J]. 中国环境科学, 2001, 21(5): 440-444
  Lin K F, Xu X Q, Paul A, et al. Relationship between As

contents of farmers' hair and of environment in As polluted area [J]. China Environmental Science, 2001, 21(5): 440-444 (in Chinese)

 [22] 姚春霞, 尹雪斌, 宋静, 等. 某金属冶炼厂周围居民人发的6种元素含量特征[J]. 环境科学, 2008, 29(5): 1376-1379

Yao C X, Yin X B, Song J, et al. Characteristics of six elements contents in human hairs in the vicinity of metal smelting factories [J]. Environmental Science, 2008, 29 (5): 1376-1379 (in Chinese)

- [23] 高智花. 静态扬尘对呼吸途径健康风险评价的影响研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2015: 44-49
  Gao Z H. Health risk assessment research of static dust impacting on breathing exposure way [D]. Changsha: Hunan University, 2015: 44-49 (in Chinese)
- [24] 韦斌腾. 污染地块健康风险评估模型参数敏感性研究
  [D]. 徐州: 中国矿业大学, 2021: 34-35
  Wei B T. Study on parameter sensitivity of health risk assessment model of contaminated plot [D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2021: 34-35 (in Chinese)
- [25] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Human health evaluation manual, supplemental guidance: Standard default exposure factors [J]. Washington DC: US EPA, 1991
- [26] 任培. 拉萨河流域农用地土壤重金属污染现状调查分析[D]. 拉萨: 西藏大学, 2021: 73
  Ren P. Investigation and analysis of the status of heavy metal pollution in agricultural land in Lhasa River Basin [D]. Lasa: Tibet University, 2021: 73 (in Chinese)
- [27] Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, et al. Identifying the origins and spatial distributions of heavy metals in soils of Ju country (Eastern China) using multivariate and geostatistical approach [J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15 (1): 163-178
- [28] 刘平, 王贝贝, 赵秀阁, 等. 我国成人呼吸量研究[J]. 环境与健康杂志, 2014, 31(11): 953-956
  Liu P, Wang B B, Zhao X G, et al. Research on inhalation rate of Chinese adults [J]. Journal of Environment and Health, 2014, 31(11): 953-956 (in Chinese)
- [29] 向华丽,杨俊,仇珍珍,等.隧道工人的 PM<sub>10</sub> 职业暴露 特征调查分析及其健康风险评价[J].环境科学,2015, 36(8): 2768-2774

Xiang H L, Yang J, Qiu Z Z, et al. Health risk assessment of tunnel workers based on the investigation and analysis of occupational exposure to  $PM_{10}$  [J]. Environmental Science, 2015, 36(8): 2768-2774 (in Chinese)

- [30] 孙猛, 高翔, 刘茂辉, 等. 扬尘在线监测在施工工地扬 尘污染监管中的应用研究[J]. 环境科学与管理, 2016, 41(11): 142-145
  Sun M, Gao X, Liu M H, et al. Application of on-line monitoring in construction site dust supervision [J]. Environmental Science and Management, 2016, 41(11): 142-
- [31] 阳文锐, 王如松, 黄锦楼, 等. 反距离加权插值法在污染场地评价中的应用[J]. 应用生态学报, 2007, 18(9): 2013-2018

145 (in Chinese)

Yang W R, Wang R S, Huang J L, et al. Application of inverse distance weighted interpolation method in contaminated site assessment [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(9): 2013-2018 (in Chinese)

[32] 侯捷,曲艳慧,宁大亮,等. 我国居民暴露参数特征及 其对风险评估的影响[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(8): 179-187
Hou J, Qu Y H, Ning D L, et al. Characteristic of human

exposure factors in China and their uncertainty analysis in health risk assessment [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(8): 179-187 (in Chinese)

- [33] 赵秀阁,段小丽.中国人群暴露参数手册(成人卷)概要[M].北京:中国环境出版社,2014:787-799
- [34] 任璇,高越,张吉. 多环芳烃类污染场地地下水风险评估参数敏感性分析[J]. 地下水, 2021, 43(2): 21-23
  Ren X, Gao Y, Zhang J. Sensitivity analysis of groundwater risk assessment parameters in polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated sites [J]. Ground Water, 2021, 43(2): 21-23 (in Chinese)
- [35] 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 (in Chinese)

[36] Nguyen H D, Kim M S. Exposure to a mixture of heavy metals induces cognitive impairment: Genes and microR-NAs involved [J]. Toxicology, 2022, 471: 153-164 ◆