

石门雄黄矿周边农田土壤重金属污染及健康风险评估^①

杨敏^{1,2}, 滕应^{2*}, 任文杰², 黄阳², 徐德福¹, 傅赵聪², 马文亭², 骆永明²

(1 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 南京 210044 ; 2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008)

摘要: 湖南石门雄黄矿区环境污染及风险是当前国家环保部门和地方政府极为关注的重要环境问题之一。本研究以该矿区周边农田表层土壤为研究对象, 调查分析了矿区周边农田土壤重金属污染状况及其空间分布特征, 并采用美国 EPA 土壤健康风险模型评估了其对人体健康风险。土壤重金属污染评价结果显示: 该区土壤受到中度的 As 污染和 Cd 污染, As 平均含量为 80.26 mg/kg, Cd 平均含量为 0.55 mg/kg; Cu、Zn、Pb 含量均未超过国家《土壤环境质量》的二级标准; 综合污染指数显示研究区域为中度污染。美国 EPA 模型评估结果显示: 成人和儿童的日暴露量及非致癌健康风险主要途径均为经手-口摄入, Cd 对成人和儿童均不存在非致癌风险和总风险, As 对儿童非致癌总风险指数为 3.36, 造成严重的非致癌健康威胁; 经呼吸暴露的致癌风险, Cd 对儿童和成人均不造成致癌健康影响, As 对成人和儿童的平均致癌风险指数为 3.13×10^{-4} 和 5.58×10^{-4} , 均存在显著的致癌健康风险, 且 As、Cd 对儿童的健康威胁均高于成人。可见, 该矿区周边农田土壤中 As、Cd 污染及其风险应加强控制与治理。

关键词: 雄黄矿; 重金属; 变异特征; 健康风险评估

中图分类号: X53

金属矿区采矿、冶炼活动是导致周边农田土壤重金属污染的重要来源之一^[1]。土壤重金属污染具有隐蔽性、复合性和不可逆转性等特点, 农田重金属的污染状况关系到农产品质量安全及人体健康^[2-3]。因此, 加强对矿区周边农田土壤的重金属污染调查与健康风险评估具有十分重要的现实意义。石门雄黄矿位于湖南省石门县鹤山村, 是亚洲最大的雄黄矿, 其开采历史悠久, 已达 1 500 多年, 主要生产砒霜、硫酸等^[4]。虽然雄黄矿区内企业在 20 世纪 80 年代已经关闭, 但是由于雄黄矿采选废水灌溉、冶炼砒霜产生的砒灰飘尘沉降以及近 20 t 炼 As 废渣的简单堆放, 导致矿区周围农田土壤的重金属污染状况非常严重^[5]。胡毅鸿等^[6]系统分析了雄黄矿区矿渣、农田土壤与地表水体中 As 的污染空间分布, 结果表明高浓度 As 矿渣会持续危害农田土壤和水体。李莲房等^[7]对石门雄黄矿区周边土壤和作物进行系统研究, 发现其表层土壤 As 含量平均达到 99.5 mg/kg, 为当地普通农田的 9.7 倍。目前已有的研究大多采用单因子污染指数法或潜在生态危害指数法对雄黄矿区周边农田土壤、矿渣及农产品进行 As 污染评价, 而对矿区周边农田土壤

As、Cd 复合污染及其健康风险评估的研究甚少。由于不同重金属元素之间的交互作用, 相较于单一重金属污染, 重金属复合污染更为复杂, 对居民造成的健康风险危害更高。因此, 本研究在野外调查和室内分析的基础上, 采用内梅罗污染指数法和美国 EPA 土壤健康风险评估模型对石门雄黄矿区周边农田土壤重金属 As、Cd 污染状况及对居民的健康风险进行评价, 以为雄黄矿区周边农田土壤的健康风险预警和农产品安全生产提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

雄黄矿位于湖南省常德市石门县鹤山村, 距石门县西北 42 km。当地属中亚热带向北亚热带过渡的季风气候区; 境内年平均气温 16.8℃; 年均降雨量 1 540 mm, 春夏两季雨水较多; 土壤类型为黄棕壤酸性土。研究区位于雄黄矿尾矿库东面下风向处, 伴随着矿区冶炼活动的进行, 以及含 As 废水、废气的排放及废渣的不当处置, 导致土壤和农产品重金属含量均超标。

基金项目: 中国科学院科技服务网络计划项目(KFJ-EW-ZY-005)资助。

* 通讯作者(yteng@issas.ac.cn)

作者简介: 杨敏(1991—), 女, 河南濮阳人, 硕士研究生, 主要从事重金属土壤污染和生物修复研究。E-mail: yangmin199215@163.com

1.2 样品采集与处理

选取湖南石门雄黄矿矿区周边农田为研究区域,采用蛇形布设采样点位,共采集41个土壤样品。采用5点取样法,用土钻取0~20 cm的耕作层土壤,将采集的同一样地的样品混匀,然后用四分法选取0.5 kg土壤。采集的土壤样品自然风干后,除去样品中的杂物,用玛瑙研钵磨细后通过10目和100目尼龙筛,混匀备用。供试土壤的基本理化性质为:pH 5.16(H₂O),有机质 24.81 g/kg,速效磷 17.45 mg/kg,速效钾 96.68 mg/kg,碱解氮 117.93 mg/kg。

1.3 样品分析与测定

土壤样品理化性质的分析参照《土壤农业化学分析方法》^[8]。土壤重金属含量分析:土壤中Cd、Cu、Zn、Pb分析方法采用HCl-HNO₃高压罐消煮法,消煮液用电热板赶酸至1 ml,冷却定容至25 ml,采用原子吸收分光光度计 Varian SpectrAA-220FS(石墨炉)测定;土壤中As分析方法采用王水消煮法,用原子荧光光谱仪(北京瑞利 AF-610)测定;测定时所用试剂均为优级纯,用国家标准物质(GBW07405)和空白进行分析质量控制,标准样品测定结果均在允许误差范围内,平行样测定含量相对偏差均在

10%以内。

1.4 数据分析与健康风险评估方法

利用Excel 2010与SPSS 19.0进行数据处理与分析;采用ArcGIS 10.0进行图形绘制;内梅罗综合污染指数法对污染状况进行评价;选取美国EPA推荐的健康风险评估模型,评估As、Cd对成人和儿童所引起的健康风险。

2 结果与讨论

2.1 矿区周边农田土壤重金属污染空间变异与污染评价

研究区土壤5种重金属含量及变异系数的统计结果如表1所示。Cu、Zn、Pb含量均超过当地背景值,但未超过国家《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)的二级标准^[9],污染较轻。As和Cd均超过国家土壤质量的二级标准,As对土壤的污染程度大于Cd。从变异性来看,5种重金属的变异系数均属于弱变异强度,这说明土壤中的重金属在该区的来源可能具有同源性。此外,较低的变异系数也能说明布设的41个采样点的土壤重金属含量基本上能够代表研究区农田土壤重金属的整体状况。

表1 矿区周边农田土壤重金属含量
Table 1 Concentrations of heavy metal in farmland soils around the realgar mine area

重金属元素	含量范围 (mg/kg)	平均值(mg/kg)	标准差	变异系数	湖南土壤背景值 (mg/kg)	土壤环境二级 质量标准(mg/kg)
As	46.20~125.60	80.26	17.33	0.22	14	30
Cd	0.35~0.73	0.55	0.10	0.18	0.11	0.3
Cu	25.34~43.43	31.47	1.84	0.08	26.0	50
Zn	81.47~125.12	102.08	3.54	0.05	95.0	200
Pb	24.62~37.07	30.54	1.39	0.05	27.0	250

对研究区土壤中的重金属进行反距离权重插值分析,如图1所示,结果表明,土壤中Cd呈现由西北向东南方向递减趋势,即距离雄黄矿区越远,土壤重金属含量越低。由于研究区域位于雄黄矿东南方向下风处,这可能是矿区大气降尘主要受东南风影响所致;且研究区域地势南高北低,土壤中Cd随雨水冲刷及雨水淋溶随水流进行迁移,这与曹雪莹等^[10]的结果研究类似。而从As的空间分布图中可以看出,与Cd污染空间分布不同,土壤中As呈现由西南向东北方向逐渐递减的趋势,这可能是由于研究区域南面有公路通过,可能受到交通运输过程中砒灰扬尘的影响从而导致As污染加重;同时,土地利用方式和施肥措施也会影响农田土壤中重金属含量分布,土壤As污染程度的增加可能与当地施用含As农药和化

肥有关。白玲玉等^[11]研究不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响结果表明,有机肥和农药是土壤中重金属As的重要来源,与本研究的結果相类似。董馥睿等^[12]研究表明,长期施用这些重金属含量较高的肥料将会导致重金属在土壤中的累积,因此,在土地的利用方式中,要注意优质施肥,这样将会大大减少重金属在土壤中的累积。

本次土壤污染评价采用《土壤环境质量标准》的二级标准,利用单因子指数法^[13]分析该矿周边农田土壤重金属污染状况,并利用内梅罗综合污染指数法^[14]计算土壤重金属综合污染指数,评价土壤重金属综合污染程度,计算公式为 $P_{综} = \{[(C_i/S_i)_{ave}^2 + (C_i/S_i)_{max}^2]/2\}^{0.5}$ 。式中: $P_{综}$ 为内梅罗综合污染指数, C_i 为污染物的实测浓度, S_i 为污染物*i*的国家二级标准,内梅罗指数

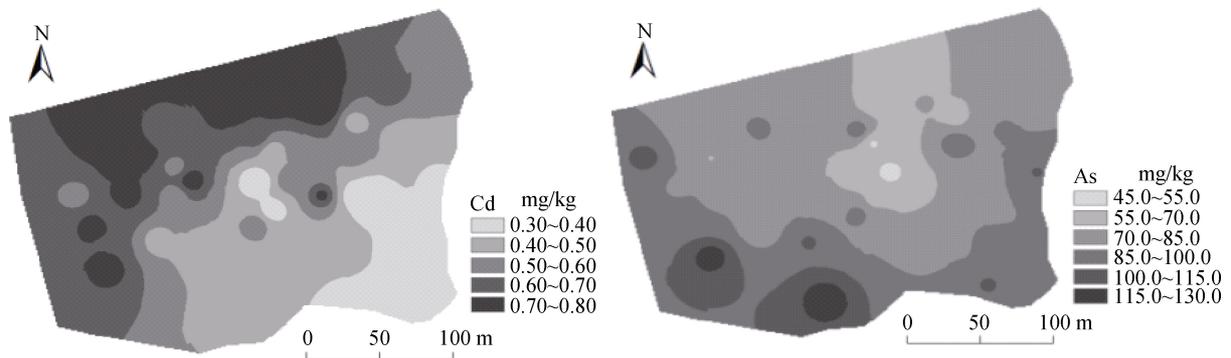


图 1 矿区周边农田土壤 As、Cd 含量空间分布

Fig. 1 Spatial variation of As and Cd in farmland soils around the realgar mine area

污染评价标准见表 2。由于研究区为复合重金属污染农田土壤,不同重金属元素互相作用,元素累积会增强重金属的毒性作用。内梅罗综合污染指数法可全面反映土壤中各污染物的平均污染水平及综合污染状况,可突出对环境造成污染严重的污染物,具体评价结果见表 3。

表 2 土壤内梅罗污染指数评价标准

Table 2 The soil evaluation standard of Nemerow pollution index

污染等级	内梅罗污染指数	污染评价
	$P_{综} \leq 0.7$	清洁(安全)
	$0.7 < P_{综} \leq 1.0$	尚清洁(警戒限)
	$1.0 < P_{综} \leq 2.0$	轻度污染
	$2.0 < P_{综} \leq 3.0$	中度污染
	$P_{综} > 3.0$	重度污染

表 3 矿区周边农田土壤重金属污染指数评价结果

Table 3 Pollution index of heavy metals in farmland soils around the realgar mine area

重金属	单项污染指数	土壤污染物分担率 (%)
As	2.41	53.56
Cd	2.09	46.44
内梅罗综合污染指数	2.33	
污染评价	中度污染	

从单因子污染评价方法来看(表 3),该区土壤中 As、Cd 的单项污染指数分别为 2.41 和 2.09,污染水平为中度污染。内梅罗综合污染指数为 2.33,说明

该区土壤整体处于中度污染水平。土壤污染物 As 的分担率大于 Cd,说明该区 As、Cd 均不同程度地受到人为污染,而 As 在此农田土壤污染强度最大。这可能是主要受雄黄矿区大气降尘及人为活动的影响所致。

2.2 矿区周边农田土壤重金属含量与其基本理化性质的相关性分析

一般而言,矿区周围农田土壤重金属来源于大气降尘、人类生产活动等方式,而土壤中某一元素与土壤理化性质的相互关系是土壤固相物质与多种元素在一种特定环境下相互作用的结果,土壤重金属含量与土壤理化性质具有一定的相关性^[15]。利用 SPSS 19.0 对该矿区周围农田土壤中重金属含量与土壤理化性质之间进行 Pearson 相关分析,见表 4。由表 4 可以看出,As 与土壤理化性质各指标均没有相关性,而其他 4 种重金属含量分布在一定程度上受土壤理化性质的影响。Cd 含量与土壤 pH 的正相关性达极显著水平($P < 0.01$);与速效磷含量存在显著正相关性,相关系数为 0.341。Cu 含量与土壤 pH 存在显著负相关性;与有机质含量存在显著正相关性;与速效钾含量正相关性达极显著水平,相关系数为 0.412。Zn 含量与土壤速效钾含量呈极显著正相关性,相关系数为 0.428。Pb 含量与土壤碱解氮含量呈极显著正相关性,相关系数为 0.413;与速效磷含量的相关系数为 0.396,存在显著正相关。

表 4 矿区周边农田土壤重金属元素与理化性质之间的相关性分析

Table 4 The correlation analysis between concentrations of heavy metals and physicochemical properties in farmland soils around the realgar mine area

元素	pH	有机质	碱解氮	速效磷	速效钾
As	0.043	-0.169	-0.171	0.242	0.394
Cd	0.531**	0.121	0.171	0.341*	0.076
Cu	-0.359*	0.331*	0.174	-0.184	0.412**
Zn	-0.208	0.301	0.110	0.015	0.428**
Pb	0.045	0.303	0.413**	0.396*	0.085

注:**表示极显著相关($P < 0.01$),*表示显著相关($P < 0.05$)。

由此，研究区土壤中重金属含量受 pH 和速效钾含量影响比较明显；土壤速效磷含量对重金属的分布也起到一定作用；土壤有机质和碱解氮含量也在一定程度上影响了重金属的分布，并且碱解氮的作用比有机质强烈。陈励科等^[16]研究表明，土壤的酸碱性影响重金属形态及有效性，低 pH 环境可促进重金属的溶解和活化，提高重金属的生物有效性。然而，随着土壤酸度增加，重金属有效性和移动性增加，更易被农作物吸收积累，增加人体的健康风险。土壤重金属含量与土壤性质间的关系复杂，不同土地利用方式、人类活动及污染环境条件下的重金属含量与土壤理化性质的相关性差异较大，因此，对土壤重金属与理化性质相关性分析应视具体污染环境来判定。

2.3 矿区周边农田土壤重金属的健康风险评估

农田土壤健康风险评估主要是对研究区域内的农田土壤中的污染物所造成的潜在健康效应过程，参照评价结果确定土壤污染的风险类型和等级，来预测污染环境的范围和污染的严重程度。本文主要借鉴并选用美国土壤健康风险评估体系^[17]来研究农田土壤重金属对人体健康风险的评估。通过对研究区农田土壤重金属不同途径的暴露量评估计算，进而评估出研究区附近或与研究区有接触居民的健康风险表征。

2.3.1 暴露风险模型 人体可通过手-口直接摄入、皮肤接触和呼吸系统等途径摄入土壤中的重金属，长期累积将对人体健康造成严重危害^[18-19]。健康风险以风险度作为评价指标，评价和预测人体暴露于某类污染物的某种剂量后对人体健康可能产生不良健康风险水平，其中包括致癌风险评价和非致癌风险评价^[20-22]。本文以矿区周围农田土壤为研究对

象，采用美国 EPA 健康风险评估方法对 3 种暴露途径下的日平均暴露量进行计算，探讨土壤重金属对矿区周围农田土壤附近人群的健康风险评估，计算公式如下：

手-口摄入途径日平均暴露量：

$$ADD_{oral} = \frac{C \times IR_{oral} \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

呼吸吸入途径日平均暴露量：

$$ADD_{inh} = \frac{C \times IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (2)$$

皮肤接触日平均暴露量：

$$ADD_{dermal} = \frac{C \times SA \times CF \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

总日平均暴露量：

$$ADD = ADD_{oral} + ADD_{inh} + ADD_{dermal} \quad (4)$$

参考美国 EPA 健康风险评估方法，并结合我国场地环境评价指南和实际情况，各参数意义及取值见表 5，C 表示土壤重金属含量。由于成人和儿童自身的差异和对环境风险响应程度有所差异，故在健康风险评估中应有所区别。根据美国 EPA 健康风险评估方法的参数及重金属 As、Cd 的实测值可得 As、Cd 对成年人和儿童的日暴露情况，具体见表 6 所示。从重金属日平均暴露量分析，As 对成人和儿童的平均日暴露量分别为 1.08×10^{-4} mg/(kg·d) 和 1.00×10^{-3} mg/(kg·d)；而 Cd 对成人和儿童平均日暴露量分别为 7.36×10^{-7} mg/(kg·d) 和 6.86×10^{-6} mg/(kg·d)，As 与 Cd 对人体日暴露量相差 3 个数量级。总体而言，重金属对儿童日平均暴露量均高于对成人的日暴露量，对儿童的健康风险危害更大，这与车飞等^[23]的研究结果相似。与成人相比，不论是非致癌性还是致癌性儿童通过摄入途径引起

表 5 土壤重金属健康风险评估参数意义及取值
Table 5 The values of exposure parameter for health risk assessment

参数	物理意义及单位	取值		来源
		成人	儿童	
IR_{oral}	土壤的日均摄入量(mg/d)	100	200	U.S.EPA, 2013
IR_{inh}	呼吸频率(m ³ /d)	20	7.65	U.S.EPA, 2013
CF	转换系数(kg/mg)	1×10^{-6}	1×10^{-6}	U.S.EPA, 2013
EF	暴露频率(d/a)	350	350	U.S.EPA, 2013
ED	暴露持续时间(a)	24	6	U.S.EPA, 2013
SA	暴露皮肤面积(cm ²)	5 700	2 800	U.S.EPA, 2013
AF	土壤对皮肤的黏附系数(mg/(cm·d))	0.07	0.2	U.S.EPA, 2013
ABS	皮肤吸收因子(无量纲)	0.001	0.001	U.S.EPA, 2013
PEF	灰尘排放因子(m ³ /kg)	1.36×10^9	1.36×10^9	U.S.EPA, 2013
BW	平均体重 (kg)	70	15	U.S.EPA, 2013
AT	平均总的暴露时间(d)	ED×365(非致癌)； 70×365(致癌)	ED×365(非致癌)； 70×365(致癌)	U.S.EPA, 2013

表 6 矿区周边人体对农田土壤重金属 As、Cd 的日暴露量
Table 6 Daily exposure doses of As and Cd in farmland soils to human bodies around the realgar mine area

重金属	统计值	ADD _{inh}		ADD _{oral}		ADD _{dermal}		ADD	
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	最大值	2.53×10 ⁻⁸	4.52×10 ⁻⁸	1.72×10 ⁻⁴	1.61×10 ⁻³	6.87×10 ⁻⁷	4.50×10 ⁻⁶	1.72×10 ⁻⁴	1.61×10 ⁻³
	最小值	6.21×10 ⁻⁹	1.11×10 ⁻⁸	4.22×10 ⁻⁵	3.94×10 ⁻⁴	1.69×10 ⁻⁷	1.10×10 ⁻⁶	4.24×10 ⁻⁵	3.95×10 ⁻⁴
	平均值	1.58×10 ⁻⁸	2.81×10 ⁻⁸	1.07×10 ⁻⁴	1.00×10 ⁻³	4.27×10 ⁻⁷	2.80×10 ⁻⁶	1.08×10 ⁻⁴	1.00×10 ⁻³
Cd	最大值	1.47×10 ⁻¹⁰	2.62×10 ⁻¹⁰	9.99×10 ⁻⁷	9.32×10 ⁻⁶	3.98×10 ⁻⁹	2.61×10 ⁻⁸	1.00×10 ⁻⁶	9.35×10 ⁻⁶
	最小值	5.16×10 ⁻¹¹	9.21×10 ⁻¹¹	3.51×10 ⁻⁷	3.28×10 ⁻⁶	1.40×10 ⁻⁹	9.17×10 ⁻⁹	3.52×10 ⁻⁷	3.29×10 ⁻⁶
	平均值	1.08×10 ⁻¹⁰	1.92×10 ⁻¹⁰	7.33×10 ⁻⁷	6.85×10 ⁻⁷	2.92×10 ⁻⁹	1.92×10 ⁻⁸	7.36×10 ⁻⁷	6.86×10 ⁻⁶

的健康风险均超过成人。从暴露途径分析,不同暴露途径的日平均暴露量也有所差异,手-口摄入途径是对人体健康暴露风险的主要途径,其次是皮肤接触途径,通过呼吸途径对人体健康危害作用最小。

2.3.2 重金属健康风险评估 根据美国 EPA^[24]化学物质致癌分类标准,As 被认为是“明确的致癌物”,而 Cd 被认为是“很可能的人类致癌物”,但 Cd 的致癌效应仅为吸入效应,暴露途径中贡献率很小^[25]。土壤非致癌健康风险评估模型和致癌健康风险评估模型为:

$$HQ_i = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (5)$$

$$HI = \sum HQI \quad (6)$$

$$Risk = ADD \times SF \quad (7)$$

$$(Risk) = \sum (Risk_i) \quad (8)$$

表 7 矿区周边人体对农田土壤重金属 As、Cd 不同暴露途径的 RfD
Table 7 RfD of As and Cd for different exposure routes to human bodies around the realgar mine area

参数	RfD _{inh}	RfD _{oral}	RfD _{dermat}	SF _{inh}	来源
As	3.00×10 ⁻⁴	3.00×10 ⁻⁴	1.23×10 ⁻⁴	15.1	U.S.EPA, 2013
Cd	1.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁻⁵	6.30	U.S.EPA, 2013

根据风险评价模型,该矿区周围农田土壤重金属对成年人和儿童的非致癌健康风险评估和致癌健康风险评估分布图如图 2 所示。从图 2 可以看出,从非致癌风险分析,HI 的结果为 As>Cd,重金属 Cd 对成年人的非致癌风险指数 HI 平均数为 0.001,对儿童的非致癌风险指数为 0.009,As 对成年人的非致癌风险指数为 0.36,HI 值均小于 1,说明目前 Cd 对人体尚未造成健康威胁;而 As 对儿童的健康风险指数 HI 值为 3.36,为成人的 10 倍。从致癌健康风险分析,Cd 对成年人的致癌风险 Risk 平均值为 6.79×10⁻⁷,对儿童的致癌风险 Risk 平均值为 1.21×10⁻⁶,结果均低于癌症风险阈值范围(10⁻⁶~10⁻⁴),表明 Cd 对人体健康危害还不明显,但不能忽视 Cd 污染潜在的危害。As 对成年人的致癌风险 Risk 平均值为 3.13×10⁻⁴,与

式中:HQ_i 为非致癌重金属 i 单项健康风险指数;ADD_{ij} 为非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的日均暴露量,单位 mg/(kg·d);RfD_{ij} 为非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的参考剂量,单位 mg/(kg·d),参数值见表 7;HI 表示各污染物各种暴露途径的非致癌总风险。当 HQ 或 HI<1 时,表示不存在显著的非致癌健康风险;当 HQ 或 HI>1 时,表示存在非致癌健康风险;由于美国 EPA 只给出了 As、Cd 呼吸暴露途径的致癌斜率 SF_{inh} 的值,表示人体暴露于某种污染物产生致癌效应的最大概率,见表 7,故本文只对 As、Cd 经呼吸暴露所导致的致癌风险进行评估^[26];Risk 为致癌健康风险指数,即癌症发生的概率,当 Risk>1×10⁻⁴,认为存在不可接受的致癌风险;当 1×10⁻⁶<Risk<1×10⁻⁴ 时,表示存在可接受的致癌风险;当 Risk<1×10⁻⁶ 时,表示不存在致癌风险^[27]。

Cd 风险值相差 2 个数量级;对儿童的致癌风险 Risk 平均值为 5.58×10⁻⁴,最小值为 1.42×10⁻³,均大于 1×10⁻⁴,这说明 As 对人体造成不可接受的致癌风险。总体而言,不论非致癌健康风险还是致癌健康风险,儿童因土壤重金属摄入而带来的健康风险均高于成年人,这与李继宁等^[28]研究的结果类似,这可能与儿童的生理及生活习性相关。一方面儿童身体的免疫抵抗能力低于成年人,另一方面儿童因户外活动接触土壤的机会较多,从而使得土壤重金属对他们更易造成健康风险,因此对儿童群体应给予更多的关注。

3 结论

1)研究区土壤重金属污染以 As、Cd 污染为主,土壤中 As 平均浓度为 80.26 mg/kg, Cd 平均浓度为

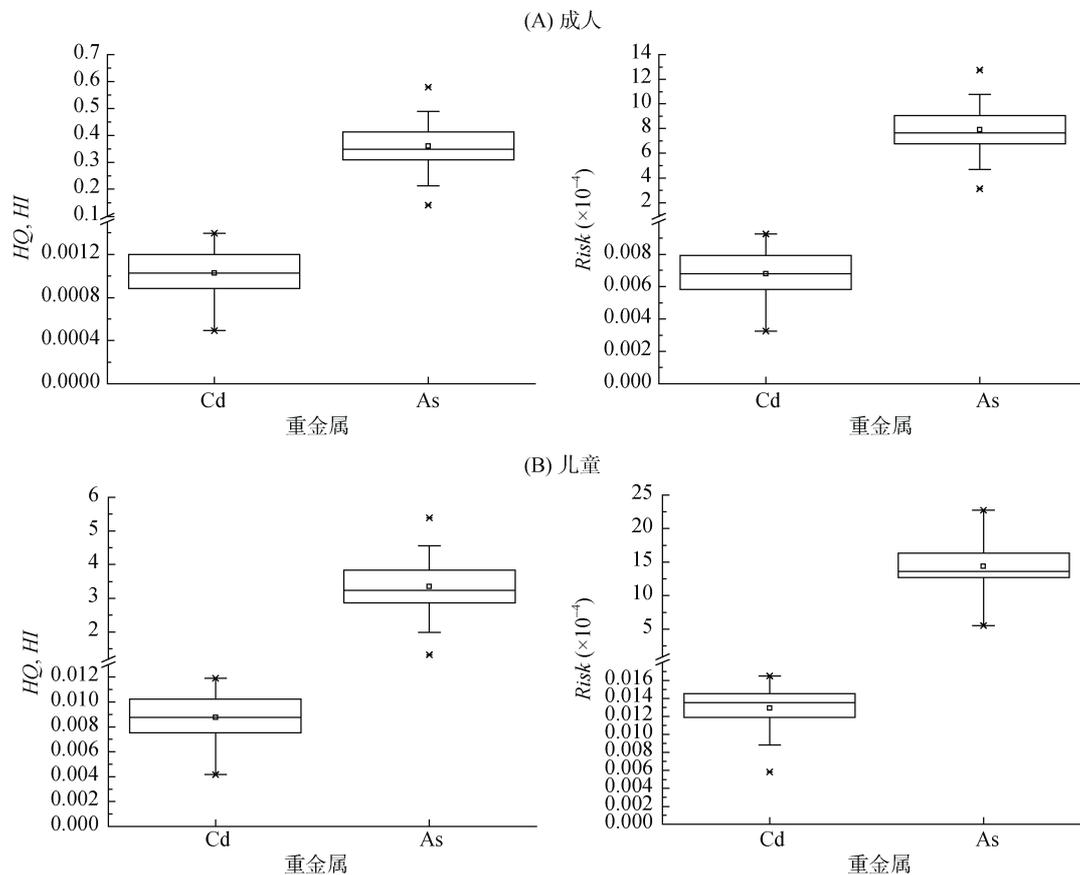


图 2 矿区周边农田土壤重金属对人体的风险评价结果

Fig. 2 Health risk assessment results of heavy metals in farmland soils on human bodies around the realgar mine area

0.55 mg/kg, 该区土壤处于中度污染水平; 土壤 pH 和速效钾含量对重金属分布有明显的影响。

2)对农田土壤重金属进行健康风险评估,结果显示不论非致癌健康风险还是致癌健康风险,土壤中 As 对人体的健康危害均高于 Cd, As 对儿童的非致癌风险超过阈值,同时 As 给人体造成严重致癌健康威胁,土壤中 Cd 对人体不存在显著的风险。虽然研究区土壤中重金属对人体的危害并不是很大,但仍有部分采样点的 HI 和 Risk 均超过风险阈值,需要引起特别关注,同时有关部门应提高矿业生产的安全意识。

参考文献:

- [1] 林玉锁, 李波, 张孝飞. 我国土壤环境安全面临的突出问题[J]. 自然生态保护, 2004(10): 39-42
- [2] 曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 中国农田重金属问题的若干思考[J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 186-194
- [3] 朱烨, 滕应, 张满云, 等. 三七种植土壤中主要污染物累积及微生物特性变化[J]. 土壤, 2015, 47(1): 121-127
- [4] 黄芳. 一个村庄的 As 殇: 石门“亚洲最大雄黄矿”重金属污染调查[N]. 东方早报, 2014-02-14
- [5] 雷鸣, 曾敏, 郑袁明, 等. 湖南采矿业和冶炼区水稻土壤重金属污染及其潜在风险评价[J]. 环境科学学报, 2008, 28(6): 1 212-1 220
- [6] 胡毅鸿, 周蕾, 李欣, 等. 石门雄黄矿区 As 污染研究-As 空间分布/化学形态与酸雨溶出特性[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(8): 1 515-1 521
- [7] 李莲芳, 曾希柏, 白玲玉, 等. 石门雄黄矿周边地区土壤砷分布及农产品健康风险评估[J]. 应用生态学报, 2010, 21(11): 2 946-2 951
- [8] 鲁如坤. 农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 146-195
- [9] 中华人民共和国环境保护局. 中华人民共和国土壤环境质量标准(GB15618-1995)[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995
- [10] 曹雪莹, 张莎娜, 谭长银, 等. 中南大型有色金属冶炼厂周边农田土壤重金属污染特征研究[J]. 土壤, 2015, 47(1): 94-99
- [11] 白玲玉, 曾希柏, 李莲芳, 等. 不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响及原因分析[J]. 中国农业科学, 2010, 43(1): 96-104
- [12] 董騷睿, 胡文友, 黄标, 等. 南京沿江典型蔬菜生产系统土壤重金属异常的源解析[J]. 土壤学报, 2014, 51(6): 1 251-1 261
- [13] 孙清斌, 尹春芹, 邓金锋, 等. 大冶矿区土壤-蔬菜重金属污染特征及健康风险评估[J]. 环境化学, 2013, 32(4): 671-677
- [14] 苏耀明, 陈志良, 雷国建, 等. 多金属矿区土壤重金属垂直污染特征及风险评估[J]. 生态环境学报, 2016, 25(1):

- 130–134
- [15] 叶华香, 张思冲, 辛蕊, 等. 哈尔滨郊菜地土壤重金属及土壤理化性质[J]. 中国农学通报, 2011, 27(02): 162–166
- [16] 陈励科, 马婷婷, 潘霞, 等. 复合污染土壤中土霉素的吸附行为及其对土壤重金属解吸影响的研究[J]. 土壤学报, 2015, 52(1): 104–111
- [17] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Electronic Code of Federal Regulations, Title 40-Protection of Environment, Part 423d Steam Electric Power Generating Point Source Category. 2013, Appendix A to Part 423e 126, Priority Pollutants
- [18] 林晓峰, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 泉州市主要工业区土壤重金属健康风险评价[J]. 有色金属, 2011, 63(2): 298–301
- [19] Ordonez A, Alvarez R, Charlsworth S, et al. Risk assessment of soils contaminated by mercury mining, Northern Spain [J]. J. Environ. Monit, 2011, 13(1): 128–136
- [20] 谷蕾, 仝致琦, 宋博, 等. 基于不同通车时间的路旁土壤重金属健康风险:以连霍高速郑州–商丘段为例[J]. 环境科学, 2012, 33(10): 3 577–3 584
- [21] 陈奔, 邱海源, 郭彦妮, 等. 尤溪铅锌矿集区重金属污染健康风险评价研究[J]. 厦门大学学报自然科学版, 2012, 51(2): 245–251
- [22] 段小丽. 暴露参数的研究方法及其在环境健康风险评价中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 2012: 57–63
- [23] 车飞, 于云江, 胡成, 等. 沈抚灌区土壤重金属污染健康风险初步评价[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7): 1 439–1 443
- [24] Li Z Y, Ma Z W, Van der Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment [J]. Sci. Total Environ, 2014, 468 (15): 843–853
- [25] 李丽和, 曹云者, 李秀金, 等. 典型石油化工污染场地多环芳烃土壤指导限值的获取与风险评价[J]. 环境科学研究, 2007, 20(1): 32–37
- [26] Man Y B, Sun X L, Zhao Y G, et al. Health risk assessment of abandoned agricultural soils based on heavy metal contents in Hong Kong, the world's most populated city[J]. Environment international, 2010, 36(6): 570–576
- [27] Hu X, Zhang Y, Ding Z H, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China [J]. Atmos. Environ, 2012, 57(6): 146–152
- [28] 李继宁, 侯红, 魏源, 等. 株洲市农田土壤重金属生物可给性及其人体健康风险评估[J]. 环境科学研究, 2013, 26(10): 1 139–1 146

Pollution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Agricultural Soil Around Shimen Realgar Mine

YANG Min^{1,2}, TENG Ying^{2*}, REN Wenjie², HUANG Yang², XU Defu¹, FU Zhaocong², MA Wenting², LUO Yongming²

(1 School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 2 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: The pollution and risk of Shimen Realgar Mine are one of the most important environmental problems, which have received much attention from environmental groups and the local government. The pollution status and spatial distributions of heavy metal pollution in agricultural soils around Shimen Arsenic (As) Mine were analyzed. Moreover, the USEPA soil health risk models were adopted to assess human health risks. The assessment results of soil heavy metals pollution and comprehensive pollution index showed that the soils were moderately contaminated by As and Cd. The data showed that the average contents of As and Cd were 80.26 mg/kg and 0.55 mg/kg, respectively, Cu, Zn, and Pb contents were below the soil environmental quality standard of secondary state. The assessment result by USEPA indicated that hand-mouth intake were the dominate pathway for personal daily exposure and non-carcinogenic risks. The value of Cd would not cause any non-carcinogenic and total carcinogenic risks for both adults and children while the total non-carcinogenic index of As for children (3.36) indicated a significant health threat. Cd would not cause carcinogenic risk of inhalation intake for adults and children while the average carcinogenic risk indexes of As for adults and children were 3.13×10^{-4} , and 5.58×10^{-4} , respectively, which would pose carcinogenic risk. Children were more vulnerable than adults facing As and Cd threats. Thus, the management and prevention for As and Cd contaminated soil around the mining area should be strengthened.

Key words: Arsenic mine; Soil heavy metal; Spatial variation; Health risk assessment