

宋绵, 龚磊, 王艳, 等. 河北阜平县表层土壤重金属对人体健康的风险评估[J]. 岩矿测试, 2022, 41(1): 133 – 144.
SONG Mian, GONG Lei, WANG Yan, et al. Risk Assessment of Heavy Metals in Topsoil on Human Health in Fuping County, Hebei Province[J]. Rock and Mineral Analysis, 2022, 41(1): 133 – 144. 【DOI: 10.15898/j.cnki.11-2131/td.202109290135】

河北阜平县表层土壤重金属对人体健康的风险评估

宋绵^{1,2}, 龚磊^{1,2}, 王艳³, 田大争³, 王新峰^{1,2*}, 李跃⁴, 李伟^{1,2}

- (1. 中国地质调查局水文地质环境地质调查中心, 河北 保定 071051;
2. 中国地质调查局地下水勘查与开发工程技术研究中心, 河北 保定 071051;
3. 河北省地质工程勘察院, 河北 保定 0710514;
4. 河北省地矿局第五地质大队, 河北 唐山 063000)

摘要: 河北省阜平县矿产资源丰富, 矿产开发会产生大量重金属污染物, 近年来大力发展果农业, 也会对表层土壤造成一定影响, 目前该县表层土壤重金属现状尚不清晰。为评估阜平县农业重点区表层土壤重金属污染特征和对人体健康的影响, 本文按照 1:5 万土地质量调查规范要求, 布设标准网格在该县农业重点区采集表层土壤样品 647 组, 采用原子荧光光谱、电感耦合等离子体质谱、X 射线荧光光谱等方法, 测定 Hg、As、Cd、Cu、Pb、Zn、Ni、Cr 等 8 种重金属含量; 运用地累积指数、内梅罗污染指数和富集因子法等方法, 识别表层土壤重金属的污染特征和来源; 利用中国人体健康土壤环境基准制定技术指南的健康风险评估标准, 评估重金属污染对人体健康的风险。结果表明: ①研究区表层土壤中 Hg、Pb、Cu、Zn、Cd、Cr、Ni 存在一定程度的富集, 但含量均未超过农用地管控值, 98.6% 的样品土壤重金属对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境风险低; ②As 的来源主要为自然源, Hg、Pb 局部受到人类活动影响, Cu、Zn、Cd、Cr、Ni 受到人类活动和天然地质背景共同影响; ③对表层土壤中重金属的非致癌和致癌风险评估显示, 成人和儿童的非致癌风险指数小于 1, 均不存在非致癌风险, 处于可接受水平。As 和 Cd 超过可接受致癌风险水平 (As 为 10^{-5} , Cd 为 10^{-6}), 具有一定的致癌风险, 经口吸入是造成人体健康风险的主要暴露途径, 儿童受到的影响远高于成人。由此认为, 研究区土壤存在轻微污染, 且 As 和 Cd 对人体健康有一定影响, 应加强对土壤重金属的监测, 掌握其变化动态, 防范土壤污染加重。

关键词: 表层土壤; 重金属; 原子荧光光谱法; 电感耦合等离子体质谱法; 非致癌风险; 致癌风险; 阜平县要点:

- (1) 利用中国人体健康土壤环境基准开展土壤重金属对人体健康的评估, 更符合中国实际情况。
(2) 综合 3 种土壤重金属评价方法表明研究区土壤中重金属除 As 外, 其他都受到施肥灌溉、农药喷洒等外部因素影响。
(3) 98.6% 的土壤样品无 As 和 Cd 污染风险, 但其毒性大, 应加强监测。

中图分类号: S151.93; O657.63 文献标识码: A

重金属具有持久性、生物毒性、致癌性、可降解性低, 以及生物蓄积性等特征, 甚至在特定条件下与某些有机物发生反应, 从而转化为毒性更大的重金属-有机复合污染物, 产生更为严重的环境问题, 威胁人类健康。国内外学者研究发现, 微量金属如铜、锌和铬, 在酶结构以及血红蛋白和维生素的合成中起着重要作用, 但是过量就会对人体健康产生危害。近十年来, 在中国和其他发展中国家, 人们对重

收稿日期: 2021-09-29; 修回日期: 2021-11-14; 接受日期: 2021-12-08
基金项目: 中国地质调查局水工环地质调查项目 (XTZX202109, 12120114010801, DD20190259, DD20179262)
第一作者: 宋绵, 硕士, 工程师, 水文地球化学专业。E-mail: songmian@mail.cgs.gov.cn。
通信作者: 王新峰, 硕士, 高级工程师, 主要从事基岩山区水文地质调查及研究工作。E-mail: wangxinfeng@mail.cgs.gov.cn。

金属污染的风险及健康影响的担忧显著增加,尤其将重金属与空气质量相结合是研究热点^[1-2]。京津冀及周边地区土壤中重金属来源研究表明,重金属随颗粒物从排放源通过大气沉降的方式进入农田系统,从而加重了农田土壤重金属的负荷量^[3-4]。除此之外,采矿、冶炼、加工、施用农药和化肥等活动,导致重金属进入大气、水、土壤环境中,也造成农田重金属负荷量的增加^[5-7]。2014年发布的《中国土壤污染状况调查公报》数据显示,中国土壤环境污染形势总体不容乐观,土壤污染总的超标率达16.1%,污染类型以无机型为主,无机污染物超标点位占全部超标点位的82.8%;镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍8种无机污染物点位超标率分别为7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%、0.9%、4.8%^[8]。

农田重金属负荷量的增加势必会造成粮食产品中重金属含量的增加,严重的将导致粮食产品中的重金属超标问题,影响区内的粮食质量和食用人群的身心健康。表层土壤中的重金属不仅会被作物吸收,也可进入地下水、大气等系统中,通过呼吸吸入、皮肤接触、经口摄入等暴露途径进入人体,这些重金属在人体内长期累积,将会对人体健康造成一定危害^[9-13]。因此,近年来国内外学者在不同区域,开展自然条件、工矿业及交通发达度等不同条件下,土壤重金属污染及其人体健康风险等研究^[6,14-21]。崔邢涛等^[22]研究表明,河北省保定市平原区Cr、Pb、Ni、As处于清洁安全状态,Hg、Cu绝大部分处于清洁安全状态。郭志娟等^[23]、周亚龙等^[24]研究发现,雄安新区主要污染元素为Cd,土壤重金属成人非致癌健康风险危害和致癌健康风险危害均在可接受范围内,仅1件土壤样品重金属对儿童有一定的健康风险。

河北省阜平县矿产资源丰富,矿产资源开发会产生大量的重金属污染物,加之近年来大力发展果农业,且其处于京津冀生态涵养区和雄安新区水源上游,表层土壤系统生态保护修复的形势亟需判别清晰^[25]。迄今为止,该县土壤重金属污染现状和对人体的健康风险尚不明晰。本文通过采集阜平县农业重点区天生桥镇、北果园乡、阜平镇、平阳镇表层土壤,采用原子荧光光谱、电感耦合等离子体质谱、X射线荧光光谱等方法,测定Hg、As、Cd、Cu、Pb、Zn、Ni、Cr等8种重金属指标含量水平,综合考虑自然作用和人类活动影响,以地累积指数、内梅罗污染指数和富集因子法等方法分析土壤测试数据,识别表层土壤重金属的污染特征和来源,采用适合中国

公民的人体健康土壤环境基准制定技术指南的健康风险评估标准,评估重金属污染对人体健康的影响,为该地区土壤重金属污染防治、生态环境保护和居民健康保障提供科学依据。

1 研究区概况

研究区位于河北省保定市西南部,太行山与五台山余脉的交汇处,为全山区县,发育低山地貌、丘陵地貌和河谷地貌,除河谷地貌区土壤元素含量受上游物源区影响较大外,山地、丘陵地貌区土壤受背景岩石特征控制,尤其以高钾硅、低钙镁为特征的片麻岩对区内土壤元素含量影响较大。研究区成土母质较复杂,发育多种土壤类型,包括酸性粗骨土、钙质粗骨土、石灰性褐土、潮褐土等,其中酸性粗骨土主要分布于低山区,褐土性土、潮褐土主要分布于山谷。土地利用类型包括水浇地、果园、旱地、建设用地、其他草地、其他林地及裸地,调查面积85km²。

2 实验部分

2.1 样品采集与处理

按照中国地质调查局多目标区域地球化学调查规范要求,表层土壤样品的采样密度:山区农用地为8~10个样/km²,其他土地利用类型为2~4个样/km²,采样深度0~20cm,采样以GPS定位点为中心,向四周辐射25m确定4个分样点,等份组合成一个混合样。采集样品647组,其中基本样633组,重复样14组。研究区采样点分布如图1所示。

土壤样品采集大于1.5kg,装在干净布袋中,进行自然风干。样品在加工前用木槌轻轻敲打,使土壤样品恢复至自然粒级状态。样品干燥加工后用尼龙筛过筛,尼龙筛每筛完一个样品,用毛刷刷干净,再对下一个样品过筛。取300g的10目粒级的样品装入纸袋,测定pH值;用球磨加工至200目,封袋装瓶用于测定重金属元素含量。

2.2 样品测试与数据质量

所有样品的pH、As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn等指标,均由河北省地质实验测试中心测试。pH值用蒸馏水浸提处理后,采用pH计测定;Hg、As等经酸溶处理后,采用原子荧光光谱法测试;Cd等用盐酸-硝酸-氟化氢-高氯酸溶样后,采用电感耦合等离子体质谱法测试;Cu、Pb、Zn、Ni、Cr等用粉末压片法处理后,采用X射线荧光光谱法测试。

对重金属元素采用选定的分析方法;对土壤国家标准物质(GBW07401~GBW07408,GBW07423~

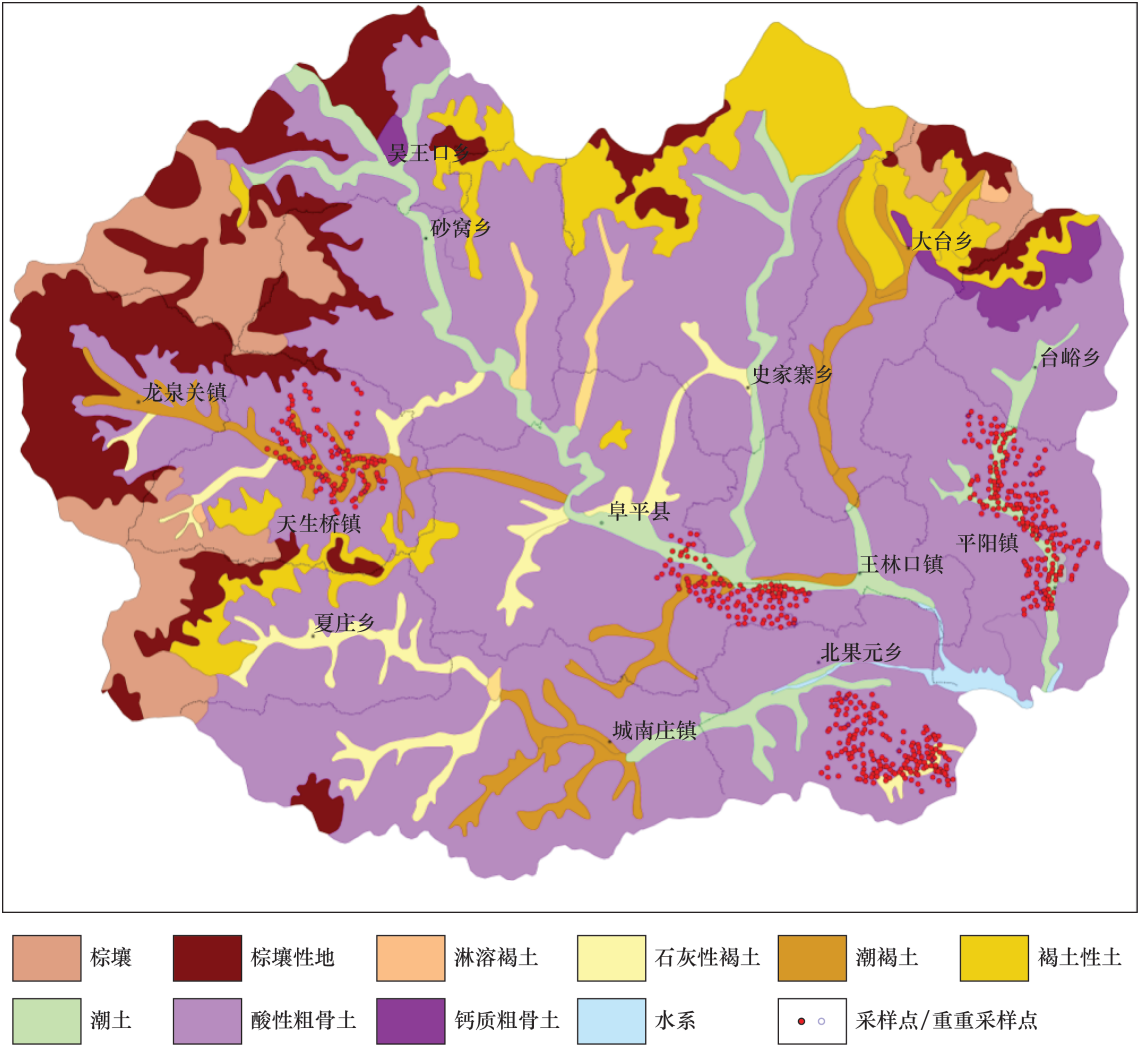


图 1 研究区采样点分布图

Fig.1 Sampling sites of in the study area

GBW07426) 各项目进行 12 次测定,按每个标准物质的标准值作参考,计算测量值与标准值的对数偏差 ($\Delta\lg C$) 和相对标准偏差 (RSD) 等。pH 值用 GBW07412a、GBW07413a、GBW07414a、GBW07415a 四个土壤国家一级标准物质进行 12 次测定,计算 RSD 和相对误差 (RE)。分析测试数据通过中国地质调查局地球化学样品分析质量监控中心的验收,所有分析测试元素一级标准物质合格率为 100%,异常点样品检验总体合格率为 100%,均优于《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016) 要求,数据可靠。

数据整理分析采用 Origin 完成,研究区采样点分布图采用 Mapgis 软件绘制。

2.3 重金属污染和健康风险评价方法

2.3.1 地累积指数

地累积指数 (geoaccumulation index, I_{geo}),是在

充分考虑自然地质背景 (成岩作用) 引起的元素背景值变动等自然因素基础上,定量评估沉积物及其他物质中重金属污染程度的评价指标^[24,26]。其计算公式如下:

$$I_{geo} = \log \frac{C_n}{k \times B_n} \tag{1}$$

式(1)中: I_{geo} 表示地累积指数; C_n 表示土壤中重金属元素的实测值; B_n 表示土壤重金属元素的背景值; k 为修正系数,一般为 1.5。

地累积指数 I_{geo} 分为 7 个级别^[15],具体为: $I_{geo} \leq 0$,无污染; $0 < I_{geo} \leq 1$,无污染到中度污染; $1 < I_{geo} \leq 2$,中度污染; $2 < I_{geo} \leq 3$,中度污染到强污染; $3 < I_{geo} \leq 4$,强污染; $4 < I_{geo} \leq 5$,强污染到极强度污染; $I_{geo} > 5$,极强污染。

2.3.2 内梅罗指数法

内梅罗指数法广泛应用于土壤重金属污染评

价,可以较全面地反映不同重金属对土壤的作用^[27-28]。单个重金属元素内梅罗指数计算公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}$$

(2)

式(2)中: P_i 为重金属元素*i*的内梅罗指数; C_i 为土壤重金属元素*i*含量实测值; S_i 为土壤中重金属元素污染限量标准[参照《土壤环境质量标准农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中土壤风险筛选值]。当 $P_i \leq 1$ 时,土壤中某个重金属元素无污染; $1.0 < P_i \leq 2.0$,轻度污染; $2.0 < P_i \leq 3.0$,中度污染; $P_i > 3.0$,重度污染。

多个重金属综合污染指数计算公式如下:

$$P = \sqrt{\frac{(P_{ave}^i)^2 + (P_{max}^i)^2}{2}}$$

(3)

式(3)中: P 为土壤重金属污染综合指数; P_{ave}^i 为所有单因子污染指数的平均值; P_{max}^i 为所有单因子污染指数中的最大值。 $P \leq 0.7$,无污染; $0.7 < P \leq 1.0$ 尚未污染(警戒线); $1.0 < P \leq 2.0$,轻度污染; $2.0 < P \leq 3.0$,中度污染; $P > 3.0$,重度污染。

2.3.3 富集因子法

富集因子法,是评价人类活动对土壤重金属富集程度影响的一个重要方法,富集系数可以有效判断自然或人为污染^[29-33]。本次标准化元素选择Al,重金属背景值选择中国土壤重金属平均值^[34]。计算公式如下:

$$EF = \frac{C_i/C_n(\text{样品})}{C_i/C_n(\text{背景})}$$

(4)

式(4)中: EF 为重金属在土壤中的富集系数; C_i 为元素*i*的浓度(mg/kg); C_n 为标准化元素的浓度(mg/kg)。 $EF \leq 1$,污染; $1 < EF < 2$,轻微污染; $2 \leq EF < 5$,中污染; $5 \leq EF < 20$,重污染; $20 \leq EF < 40$,严重污染; $EF \geq 40$,极重污染^[35]。

2.3.4 健康风险评价方法

《人体健康土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》中指出,土壤中污染物迁移到达和暴露于人体的方式,主要包括直接暴露途径(经口摄入土壤、皮肤接触土壤、吸入土壤颗粒物)和间接暴露途径(吸入室外空气来自表层及下层土壤的气态污染物及吸入室内空气来自下层土壤的气态污染物),本次评价仅考虑直接暴露途径。技术指南规定重金属砷、钴、钒的单一污染物可接受致癌风险水平为 10^{-5} ,除重金属As、Co、V外其他污染物的单一污染物可接受致癌风险水平为 10^{-6} 。单一污染物可接

受危害商为1。

土壤暴露量计算公式如下:

$$CDI_{ing} = \frac{C_i \times IR_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

(5)

$$CDI_{der} = \frac{C_i \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

(6)

$$CDI_{inh} = C_i \times \frac{IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times 10^{-6}$$

(7)

式中: CDI_{ing} 、 CDI_{der} 和 CDI_{inh} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)分别代表重金属经口摄入、皮肤接触摄入和吸入土壤颗粒物导致的日均暴露量^[36];其余参数意义及取值见表1。

非致癌风险评价计算公式:

$$HI = \sum \frac{CDI_{ing}}{RfD_{ing}} + \frac{CDI_{der}}{RfD_{der}} + \frac{CDI_{inh}}{RfD_{inh}}$$

(8)

$$THI = \sum HI_i$$

(9)

致癌风险评价计算公式:

$$CR = CDI_{ing} \times SF_{ing} + CDI_{der} \times SF_{der} + CDI_{inh} \times SF_{inh}$$

(10)

$$TCR = \sum CR_i$$

(11)

式中: HI 和 THI 表示某重金属暴露途径的非致癌风险指数和总非致癌风险指数; CR 和 TCR 表示某重金属的致癌风险指数和总致癌风险指数; SF 为致癌斜率因子^[37]; RfD 为暴露途径的参考计量^[23]。

表1 重金属健康风险暴露参数

Table 1 Parameters for health risk assessment of soil heavy metals

参数名称	符号	成人参考值	儿童参考值	单位
每日经口摄入土壤量	IR_{ing}	100	200	mg/d
每日空气呼吸量	IR_{inh}	14.5	7.5	m ³ /d
暴露皮肤表面积	SA	5373.99	2848.01	cm ²
皮肤黏附系数	AF	0.07	0.2	mg/cm ² /d
皮肤吸收因子	ABS	As 0.03;Cd 0.001; Cr 0.001;Cu 0.06; Hg 0.05;Ni 0.001; Pb 0.006;Zn 0.02 ^[19]	—	无量纲
地表灰尘排放因子	PEF	1.36×10^9	1.36×10^9	m ³ /kg
暴露频率	EF	350	350	d/a
暴露年限	ED	24	6	a
平均体重	BW	61.8	19.2	kg
平均暴露时间	AT	致癌 27740 非致癌 9125	致癌 27740 非致癌 9125	d

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属含量与污染程度分析

3.1.1 土壤重金属含量特征

研究区表层土壤 pH 值为 4.40 ~ 8.86,范围属极强酸性-强碱性,整体以弱碱性-碱性为主。重金属含量特征见表 2。研究区内 Cd、Cr、Cu、Ni、Zn 均大于保定市平原区表层土壤平均值和中国土壤背景值;Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Zn 均大于海河平原北部背景值。与对比区域相比,研究区表层土壤中以上重金属有一定的富集趋势。As 和 Pb 均低于对比地区的土壤背景值,表明 As 和 Pb 未受到人类活动影响。

土壤元素的变异系数,常用于表示元素受外来物质影响的程度大小。变异系数大,表明元素有可能受到较为强烈的外源物质的影响;变异系数小,表明受到外来物质的影响程度小^[39-40]。一般认为, $CV < 0.20$ 为弱变异; CV 在 $0.20 \sim 0.50$ 为中等强度变异; CV 在 $0.50 \sim 1.00$ 为强变异; $CV \geq 1.00$ 为异常的强变异^[41]。根据表 2 中变异系数,Hg 为异常的强变异;Cd 为强变异;As、Cr、Cu、Ni、Pb 为中等强度变异;Zn 属于弱变异。表明研究区表层土壤中重金属含量受到外来物质的影响。

3.1.2 土壤重金属富集特征

以往研究表明,富集系数 $EF \leq 1$ 时,较参考背

景而言重金属未发生富集; $EF > 1$ 时,重金属富集或受到一定程度人为活动的影响; $EF \approx 1$,重金属来自地壳风化等^[42]。根据研究区土壤重金属富集系数箱线图(图 2)可以看出,As 主要来源于地壳风化,其余元素具有一定富集且受到人为活动影响,其中 Hg 有一处为极重污染,Cd、Cr、Ni、Pb 为轻污染至重污染,Cu、Zn 多表现为轻污染-中污染。

综合分析变异系数和富集系数可以看出,As 为中等强度变异,富集系数低,表明 As 主要为地壳风化等自然来源,但受天然地质背景的影响 As 分布不均。除 As 元素外,Hg、Cd、Cr、Ni、Pb、Cu、Zn 的变异系数与富集系数呈正相关,受成土母质、气候条件等结构性因素,以及与作物品种、施肥灌溉、农药喷洒等人类活动影响的共同作用。

3.1.3 土壤重金属污染程度

虽然受自然因素和人类活动影响强烈,但研究区表层土壤中重金属含量均未超过农用地管控制标准《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),仅 Cd、Cr、Cu、Ni 有极少采样点超过农用地筛选值标准,Cd 全部为单元素超标,表明 Cd 与其他元素相关性较差。Cr、Cu、Ni 超标点之间具有一定的相关性。

根据地累积指数计算结果(表 3)可以看出,As

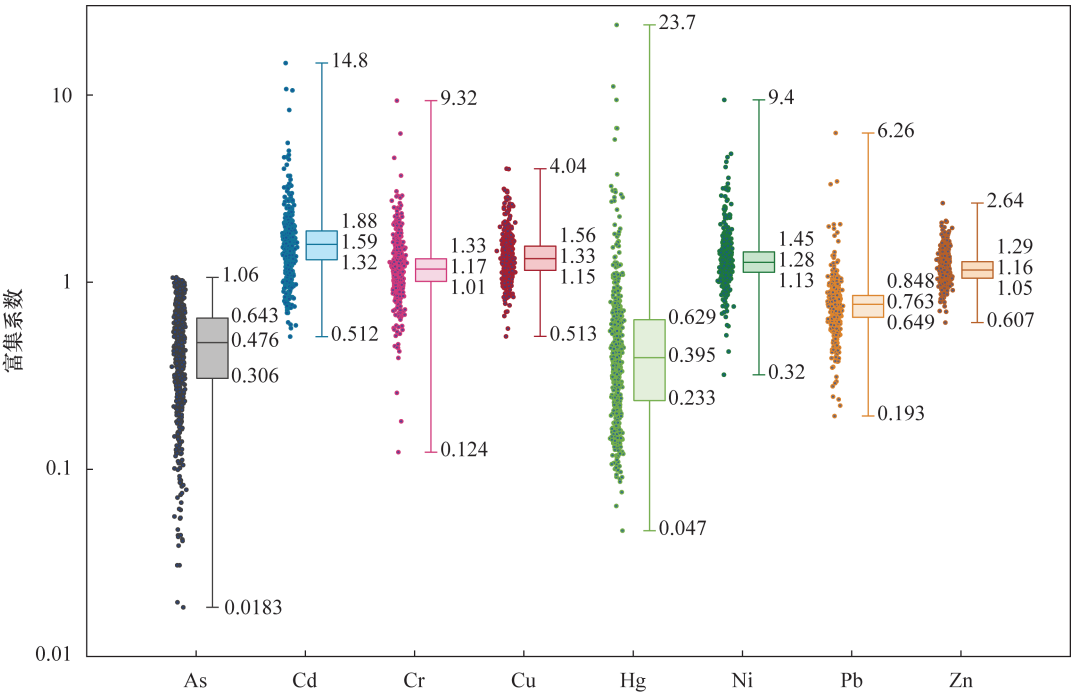


图 2 研究区土壤重金属富集系数箱线图

Fig. 2 Box plot of soil heavy metal enrichment coefficient in the study area

为无污染,Hg 仅有一个点为中度污染,其他元素都存在不同程度的轻微污染,其结果与富集系数一致。

依据 GB 15618—2018 中的风险筛选值,计算研究区表层土壤重金属元素单因子污染指数和综合污染指数($P_{综}$)。表 3 结果显示,研究区土壤重金属为无污染—中度污染,具体为:As、Hg、Pb 和 Zn 处于无污染,对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境风险低;Cd、Cu、Cr 和 Ni 存在不同程度污染,对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境可能存在风险。应当加强土壤环境监测和产品协同监测,原则上应当采用安全利用措施。内梅罗指数计算中不仅考虑了元素的平均含量,而且考虑元素极值的影响,因此污染等级提高。

表 2 研究区表层土壤重金属含量特征

Table 2 Heavy metal content characteristics of topsoil in the study area

项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
研究区重金属含量平均值(mg/kg)	5.73	0.177	82.19	34.09	0.042	39.65	19.63	87.02
变异系数(%)	0.47	0.53	0.47	0.29	1.94	0.43	0.41	0.18
海河平原北部重金属含量背景值(mg/kg) ^[38]	10.8	0.16	66.3	22.7	0.028	28.9	21.2	73.8
保定市平原区表层土壤重金属含量平均值(mg/kg) ^[22]	9.26	0.16	69.12	25.96	0.049	29.36	24.73	75.36
中国土壤重金属含量背景值(mg/kg) ^[34]	9.6	0.097	61	22.60	0.065	26.9	23.6	67.7
超过农用地筛选值个数	0	7	9	4	0	9	0	0

表 3 研究区表层土壤重金属污染指数评价结果

Table 3 Statistics of pollution indices of heavy metals in topsoil of the study area

评价项目	地累积指数评价					单因子污染指数评价				
	平均值	点位数量占比(%)				样点占比(%)				
		≤0	0~1	1~2	>2	无污染	尚未污染	轻污染	中污染	重污染
As	-0.47	100	0	0	0	100	—	0	0	0
Cd	0.05	30.6	69.4	0	0	98.92	—	0.93	0.15	0
Cr	-0.08	78.5	21.5	0	0	98.62	—	1.08	0.15	0.15
Cu	-0.013	57.0	43.0	0	0	99.38	—	0.62	0	0
Hg	-0.54	95.1	4.80	0.10	0	100	—	0	0	0
Ni	-0.03	67.2	32.8	0	0	98.61	—	1.08	0.31	0
Pb	-0.23	97.7	2.3	0	0	100	—	0	0	0
Zn	-0.07	85.2	14.8	0	0	100	—	0	0	0
$P_{综}$	—	—	—	—	—	94.65	3.8	1.41	0.14	0

表 4 研究区重金属非致癌风险结果

Table 4 Results of non-carcinogenic risk of heavy metals in the study area

评价项目	成人非致癌风险指数(平均值)				儿童非致癌风险指数(平均值)			
	HI_{ing}	HI_{der}	HI_{inh}	HI	HI_{ing}	HI_{der}	HI_{inh}	HI
As	2.85×10^{-2}	3.21×10^{-3}	2.59×10^{-4}	3.19×10^{-2}	4.58×10^{-2}	3.91×10^{-3}	6.47×10^{-5}	4.98×10^{-2}
Cd	2.64×10^{-4}	3.97×10^{-5}	1.20×10^{-5}	3.15×10^{-4}	4.24×10^{-4}	4.83×10^{-5}	2.99×10^{-6}	4.75×10^{-4}
Cr	4.08×10^{-2}	6.14×10^{-3}	5.55×10^{-4}	4.75×10^{-2}	6.57×10^{-2}	7.48×10^{-3}	1.39×10^{-5}	7.33×10^{-2}
Cu	1.27×10^{-3}	2.87×10^{-4}	4.51×10^{-7}	1.56×10^{-3}	2.04×10^{-3}	3.49×10^{-4}	1.88×10^{-7}	2.39×10^{-3}
Hg	2.07×10^{-4}	5.56×10^{-4}	9.41×10^{-8}	7.63×10^{-4}	3.33×10^{-4}	8.13×10^{-4}	2.36×10^{-7}	1.15×10^{-3}
Ni	2.95×10^{-3}	2.78×10^{-4}	2.98×10^{-8}	3.53×10^{-3}	4.75×10^{-3}	3.38×10^{-4}	7.45×10^{-5}	5.17×10^{-3}
Pb	8.35×10^{-3}	1.24×10^{-3}	3.80×10^{-5}	9.64×10^{-3}	1.34×10^{-2}	1.52×10^{-3}	9.47×10^{-6}	1.50×10^{-2}
Zn	4.32×10^{-4}	3.25×10^{-5}	2.30×10^{-7}	4.65×10^{-4}	6.95×10^{-4}	3.96×10^{-5}	2.88×10^{-7}	7.35×10^{-4}
THC	8.28×10^{-2}	1.18×10^{-2}	1.16×10^{-3}	9.57×10^{-2}	1.33×10^{-1}	1.45×10^{-2}	2.91×10^{-4}	1.48×10^{-1}

注： HI_{ing} 、 HI_{der} 、 HI_{inh} 分别表示某金属通过经口摄入、皮肤接触摄入、吸入土壤颗粒的非致癌风险指数； HI 为某一种重金属的总非致癌风险指数。

指数成人 为 $1.3 \times 10^{-2} \sim 4.26 \times 10^{-1}$, 儿童为 $2.1 \times 10^{-2} \sim 6.65 \times 10^{-1}$, 计算结果小于可接受危害商 1, 表明表层土壤中重金属对成人和儿童不会产生不利于人体健康的影响, 在可接受范围内。儿童的总非致癌风险指数 *THI* 是成人的 1.5 倍, 表明儿童比成人面临更大的影响健康风险。儿童最大的总非致癌风险指数 *THI* 已接近 1, 意味着非致癌健康风险已经接近危险水平, 若存在其他方面的非致癌健康风险, 则会造成一定的健康影响, 因此应采取预防措施, 降低土壤重金属对儿童健康风险的影响。

对成人和儿童的综合非致癌风险, 按降序进行排列: $Cr > As > Pb > Ni > Cu > Hg > Zn > Cd$, 对 *THI* 的贡献率见图 3。由图 3 可以看出 *Cr*、*As*、*Pb* 非致癌风险指数占综合非致癌风险指数的 90% 以上, 是主要形成非致癌风险的元素。大多数当地居民能够接触到 *As* 和 *Cr*, 因为这些金属的毒性相对较高, 且暴露途径的参考计量 *Rfd* 值较低。

经口摄入是成人和儿童暴露于重金属的主要途径, 其次是皮肤接触和呼吸吸入, 这与雄安新区研究结果相同^[23]。根据研究结果证实, 不同重金属经口

摄入是皮肤接触和呼吸吸入的 5 ~ 13 倍, 由于经口摄入是主要的暴露途径, 因此要加强关注和当地土壤重金属直接相关的作物、蔬菜等中的重金属含量, 避免同一暴露途径下土壤和作物中重金属累计摄入, 降低对人体健康的影响。

3.2.2 致癌健康风险评价

本次对研究区表层土壤中的 *As* 和 *Cd* 进行致癌风险评估, 根据《人体健康土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》中的规定, 重金属 *As* 单一污染物可接受致癌风险水平为 10^{-5} , *Cd* 单一污染物可接受致癌风险水平为 10^{-6} 。美国环保署(USEPA)推荐的可接受风险水平为 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 。

研究区重金属致癌风险评价结果见表 5, 表明重金属 *As* 的平均值致癌风险小于 10^{-5} , *Cd* 的平均值致癌风险小于 10^{-6} , 处于可接受水平, 土壤中重金属对儿童的致癌风险是成人致癌风险的 1.5 倍。

按照单一污染物, 研究 *Cd* 和 *As* 的致癌风险分布概率见图 4, *Cd* 造成成人致癌风险低于可接受风险的概率为 97.37%, 儿童为 81.45%; *As* 造成成人致癌风险低于可接受风险的概率为 99.69%, 儿童为 76.35%。

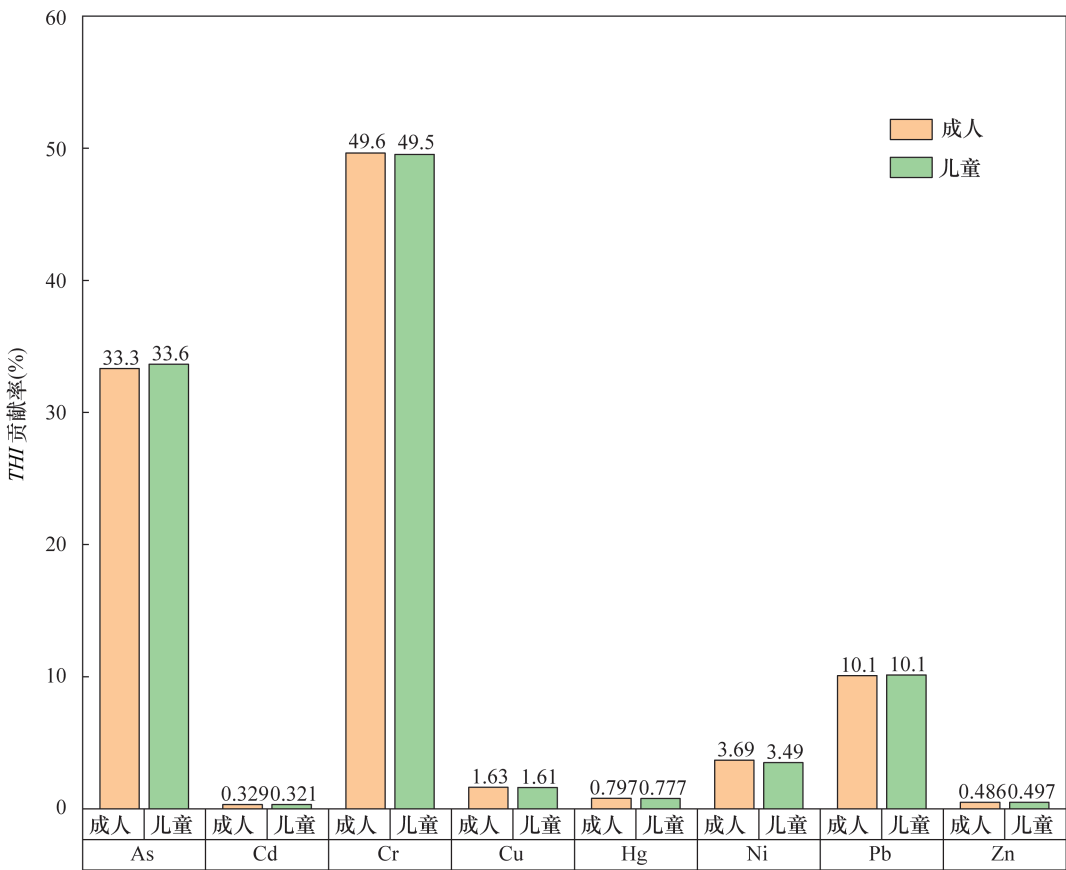


图 3 研究区重金属对非致癌风险指数的贡献率

Fig. 3 Contribution rate of heavy metals to non - carcinogenic risk coefficient in the study area

表 5 研究区重金属致癌风险评价结果

Table 5 Carcinogenic risk assessment results of heavy metals of the study area

评价 项目	成人致癌风险指数(平均值)				儿童致癌风险指数(平均值)			
	CR_{ing}	CR_{der}	CR_{inh}	CR	CR_{ing}	CR_{der}	CR_{inh}	CR
As	4.21×10^{-6}	4.76×10^{-7}	1.29×10^{-12}	4.69×10^{-6}	6.78×10^{-6}	5.79×10^{-7}	5.36×10^{-12}	7.36×10^{-6}
Cd	5.29×10^{-7}	1.99×10^{-9}	5.82×10^{-11}	5.31×10^{-7}	8.51×10^{-7}	2.42×10^{-9}	2.42×10^{-11}	8.54×10^{-7}
TCR	4.74×10^{-6}	4.77×10^{-7}	5.95×10^{-11}	5.22×10^{-6}	7.63×10^{-6}	5.82×10^{-7}	2.48×10^{-11}	8.21×10^{-6}

注： CR_{ing} 、 CR_{der} 、 CR_{inh} 分别表示某金属通过经口摄入、皮肤接触摄入、吸入土壤颗粒的致癌风险指数； CR 表示某一种重金属的总致癌风险指数。

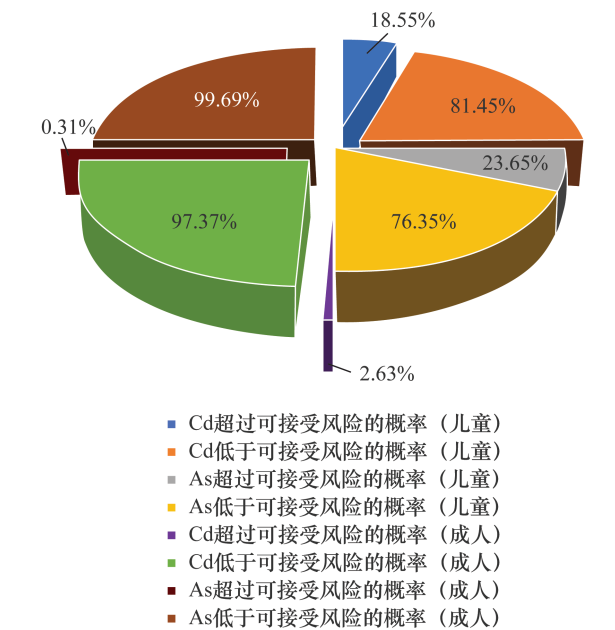


图 4 研究区重金属致癌风险概率分布图
Fig. 4 Probability distribution of heavy metals carcinogenic risk of the study area

虽然 Cd 的可接受致癌风险水平值较 As 高 10 倍,但由于 Cd 的毒性大且致癌斜率因子大,其对儿童和成人造成的致癌风险概率并未降低。目前,没有实验数据可以证实土壤中重金属 As 和 Cd 对人体造成致癌风险作用是拮抗还是协同,但单一污染物中已有少量数据超过中国《人体健康土壤环境基准制定技术指南》中的推荐值。同一种重金属元素综合致癌系数:经口摄入 > 皮肤接触摄入 > 呼吸摄入,因此日常应加强土壤和农产品 As 和 Cd 监测,为当地居民健康保障提供数据支撑。

4 结论

河北阜平县土壤重金属 94.65% 的综合污染指数处于安全污染等级,均未超过农用地土壤污染风险管制值,总体环境相对安全。98.6% 的样品中土壤重金属对农产品质量安全、农作物生长或土壤生

态环境风险低。研究区土壤中重金属含量受到人类活动等外界因素影响,土壤中的 As 无污染主要为地壳风化、土壤母质等自然源;Hg、Pb 受人类活动影响在局部产生富集,无污染 - 轻微污染;Cu、Zn、Cd、Cr、Ni 主要由自然因素和人类农业活动共同作用造成富集。

研究区土壤重金属对儿童和成人的非致癌风险全部在可接受范围内。土壤中 As 均未发现污染,98.92% 的样品中 Cd 无污染,由于 As 和 Cd 毒性大且致癌斜率因子高,与中国《人体健康土壤环境基准制定技术指南》的推荐值(可接受致癌风险水平)相比,2.63% 的样品中 Cd 超过对成人的推荐值,18.55% 超过对儿童的推荐值,0.31% 的样品中 As 超过对成人的推荐值,23.65% 超过对儿童的推荐值。经口吸入是土壤重金属影响人体健康的主要途径。

研究认为重金属 Cu、Cd、Cr、Ni 等元素可能影响农产品质量,建议加强土壤及农产品 Cu、Cd、Cr、Ni 的监测。表层土壤中 As 和 Cd 整体上无污染,但对人体健康有一定影响,而且重金属间对人体健康的影响是拮抗作用还是协同作用等尚不清晰,建议开展深入研究。

致谢:中国地质调查局水文地质环境地质调查中心太行山北段综合地质调查项目组成员在野外样品采集过程中付出了辛勤的劳动,河北省地质实验测试中心承担了样品分析测试任务,在此一并表示感谢!

5 参考文献

[1] Han R,Zhou B,Huang Y,et al. Bibliometric overview of research trends on heavy metal health risks and impacts in 1989—2018[J]. Journal of Cleaner Production,2020, 276:123249.

[2] Kumar V, Sharma A, Pandita S, et al. A review of ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from India [J].

- International Journal of Sediment Research, 2020, 35 (5):516–526.
- [3] 张国忠. 环渤海区域大气沉降对农田土壤重金属污染的影响及其防治对策研究[D]. 兰州:甘肃农业大学, 2019.
- Zhang G Z. Study on the influences of atmospheric deposition on the heavy metal pollution in the farmland over the Bohai Sea Region and corresponding preventions [D]. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2019.
- [4] 杨晓燕, 贾秋森, 孙大利, 等. 京津冀主要大城市经济发展中城市化与大气环境质量的关系[J]. 岩矿测试, 2021, 40(2):273–284.
- Yang X Y, Jia Q M, Sun D L, et al. Research on the relationship between urbanization and atmospheric environmental quality in the economic development of major cities in Beijing—Tianjin—Hebei Region [J]. Rock and Mineral Analysis, 2021, 40(2):273–284.
- [5] 施宸皓, 王云燕, 柴立元, 等. 洞庭湖湿地周围表层土壤重金属污染及其人体健康风险评价[J]. 中国有色金属学报, 2020, 30(1):150–161.
- Shi C H, Wang Y Y, Chai L Y, et al. Assessment of heavy metal and human health risk in surface soils around Dongting Lake wetland, China [J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 2020, 30(1):150–161.
- [6] Zhang Y, Liu C, Liu X, et al. Atmospheric nitrogen deposition around the Dongting Lake, China [J]. Atmospheric Environment, 2019, 207:197–204.
- [7] 白婧, 张文, 张思思, 等. 锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(3):411–421.
- Bai J, Zhang W, Zhang S S, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in soils and their distribution in dominant plants in the Xikuangshan mining area [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2021, 38(3):411–421.
- [8] 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 等. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(9):1689–1692.
- Chen N C, Zheng Y J, He X F, et al. Analysis of the report on the national general survey of soil contamination [J]. Journal of Agro–Environment Science, 2017, 36(9):1689–1692.
- [9] Mielke H W, Gonzales C R, Smith M K, et al. The urban environment and children's health: Soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, U. S. A [J]. Environmental Research, 1999, 81(2):29–117.
- [10] Chary N S, Kamala C T, Raj D S S. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer [J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2008, 69(3):513–524.
- [11] Cai Q, Long M L, Zhu M, et al. Food chain transfer of cadmium and lead to cattle in a lead–zinc smelter in Guizhou, China [J]. Environmental Pollution, 2009, 157(11):3078–3082.
- [12] 陆安祥. 北京农田土壤中重金属来源识别研究[D]. 北京:中国科学院研究生院, 2011.
- Lu A X. Identification of heavy metal sources in the agricultural soils of Beijing [D]. Beijing: Chinese Academy of Sciences, 2011.
- [13] Miao X Y, Miao D, Hao Y P, et al. Potential health risks associated to heavy metal contamination of soils in the Yellow River Delta, China [J]. Journal of Coastal Conservation, 2019, 23(3):643–655.
- [14] 杨安, 王艺涵, 胡健, 等. 青藏高原表土重金属污染评价与来源解析[J]. 环境科学, 2020, 41(2):886–894.
- Yang A, Wang Y H, Hu J, et al. Evaluation and source of heavy metal pollution in surface soil of Qinghai—Tibet Plateau [J]. Environmental Science, 2020, 41(2):886–894.
- [15] 全双梅, 侯文娟, 杨琴, 等. 西南某煤矿区土壤重金属污染特征及人群健康风险评价[J]. 环境与健康杂志, 2019, 36(9):796–801.
- Tong S M, Hou W J, Yang Q, et al. Contamination characteristics and health risk assessment of soil heavy metals in a coal mine area in southwest China [J]. Journal of Environment and Health, 2019, 36(9):796–801.
- [16] Hong H, Dai M, Lu H, et al. Risk assessment and driving factors for artificial topography on element heterogeneity: Case study at Jiangsu, China [J]. Environmental Pollution, 2018, 233:246–260.
- [17] 梁捷, 孙宏飞, 葛成军, 等. 海南省主要农作物主产区土壤重金属含量分布及其健康风险评价[J]. 热带作物学报, 2019, 40(11):2285–2293.
- Liang J, Sun H F, Ge C J, et al. Distribution of heavy metal contents in soils of main crop production areas in Hainan and the health risk assessment [J]. Chinese Journal of Tropical Crops, 2019, 40(11):2285–2293.
- [18] Tan Bo, Wang H W, Wang X M, et al. Health risks and source analysis of heavy metal pollution from dust in Tianshui, China [J]. Minerals, 2021, 11(5):502.
- [19] 于泮, 王伟, 于扬, 等. 川西九龙地区锂铍矿区土壤重金属分布特征及生态风险评价[J]. 岩矿测试, 2021, 40(3):408–424.

- Yu F, Wang W, Yu Y, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in soils from Jiulong Li - Be mining area, western Sichuan Province, China [J]. Rock and Mineral Analysis, 2021, 40(3): 408 - 424.
- [20] 罗飞, 巴俊杰, 苏春田, 等. 武水河上游区域土壤重金属污染风险及来源分析[J]. 岩矿测试, 2019, 38(2): 195 - 203.
- Luo F, Ba J J, Su C T, et al. Contaminant assessment and sources analysis of heavy metals in soils from the upper reaches of the Wushui River [J]. Rock and Mineral Analysis, 2019, 38(2): 195 - 203.
- [21] 贺灵, 吴超, 曾道明, 等. 中国西南典型地质背景区土壤重金属分布及生态风险特征[J]. 岩矿测试, 2021, 40(3): 384 - 396.
- He L, Wu C, Zeng D M, et al. Distribution of heavy metals and ecological risk of soils in the typical geological background region of southwest China [J]. Rock and Mineral Analysis, 2021, 40(3): 384 - 396.
- [22] 崔邢涛, 秦振宇, 栾文楼, 等. 河北省保定市平原区土壤重金属污染及潜在生态危害评价[J]. 现代地质, 2014, 28(3): 523 - 530.
- Cui X T, Qin Z Y, Luan W L, et al. Assessment of the heavy metal pollution and the potential ecological hazard in soil of plain area of Baoding City of Hebei Province [J]. Geoscience, 2014, 28(3): 523 - 530.
- [23] 郭志娟, 周亚龙, 王乔林, 等. 雄安新区土壤重金属污染特征及健康风险[J]. 中国环境科学, 2021, 41(1): 431 - 441.
- Guo Z J, Zhou Y L, Wang Q L, et al. Characteristics of soil heavy metal pollution and health risk in Xiong'an New District [J]. China Environmental Science, 2021, 41(1): 431 - 441.
- [24] 周亚龙, 王乔林, 王成文, 等. 雄安新区企业周边农田土壤-作物系统重金属污染风险及累积效应[J]. 环境科学, 2021, 42(12): 5977 - 5987.
- Zhou Y L, Wang Q L, Wang C W, et al. Heavy metal pollution and cumulative effect of soil - crop system around typical enterprises in Xiong'an New District [J]. Environmental Science, 2021, 42(12): 5977 - 5987.
- [25] 贾中民. 渝西北土壤重金属污染特征、源解析与生态健康风险评价[D]. 重庆: 西南大学, 2020.
- Jia Z M. Characteristics, source apportionment, and ecological health risk assessment of soil heavy metals contamination in northwest Chongqing [D]. Chongqing: Southwest University, 2020.
- [26] 鞠铁男, 雷梅. 地累积指数法评价多金属环境质量的方法优化探索: 以农业发达地区为例[J/OL]. 环境科学, 2021, doi:10.13227/j. hjkx. 202105250.
- Ju T N, Lei M. Geo - accumulation index method to optimize the evaluation method of polymetallic environment quality: Taking developed agricultural areas as an example [J/OL]. Environmental Science, 2021, doi:10.13227/j. hjkx. 202105250.
- [27] 郭笑笑, 刘丛强, 朱兆洲, 等. 土壤重金属污染评价方法[J]. 生态学杂志, 2011, 30(5): 889 - 896.
- Guo X X, Liu C Q, Zhu Z Z, et al. Evaluation methods for soil heavy metals contamination: A review [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(5): 889 - 896.
- [28] 邓霞, 孙慧兰, 杨余辉, 等. 伊宁市土壤中重金属污染评价及来源解析研究[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(2): 223 - 226, 237.
- Deng X, Sun H L, Yang Y H, et al. Pollution assessment and source apportionment of heavy metals in Yining City soil [J]. Environmental Pollution & Control, 2020, 42(2): 223 - 226, 237.
- [29] 滕彦国, 庾先国, 倪师军, 等. 攀枝花工矿区土壤重金属人为污染的富集因子分析[J]. 土壤与环境, 2002, 11(1): 13 - 16.
- Teng Y G, Tuo X G, Ni S J, et al. Application of an enrichment factor in determining anthropogenic pollution of heavy metal in topsoil [J]. Soil and Environmental Sciences, 2002, 11(1): 13 - 16.
- [30] 李娟娟, 马金涛, 楚秀娟, 等. 应用地积累指数法和富集因子法对铜矿区土壤重金属污染的安全评价[J]. 中国安全科学学报, 2006, 16(12): 135 - 139, 170.
- Li J J, Ma J T, Chu X J, et al. Application of index of geo - accumulation and enrichment factor in safety assessment of heavy - metal contamination in soil of copper refining [J]. China Safety Science Journal, 2006, 16(12): 135 - 139, 170.
- [31] 郭海全, 郝俊杰, 李天刚, 等. 河北平原土壤重金属人为污染的富集因子分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(4): 786 - 791.
- Guo H Q, Hao J J, Li T G, et al. Application of an enrichment factor in determining anthropogenic pollution of heavy metal in topsoil in Hebei Plain [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(4): 786 - 791.
- [32] 蒲瑞丰, 康尔泗, 艾贤嵩, 等. 黑河流域农业土壤重金属人为污染的富集因子分析[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(5): 108 - 111.
- Pu R F, Kang E S, Ai X S, et al. The analysis on the enrichment factors of heavy metal pollution in the agricultural soil made by people in Heihe River Valley [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2007, 21(5): 108 - 111.

[33] 陈翠华,倪师军,何彬彬,等. 江西德兴矿区土壤重金属污染的富集因子分析[J]. 金属矿山,2005(12): 57-60.
Chen C H, Ni S J, He B B, et al. Enrichment factor analysis of soil pollution by heavy metals in Dexing mining area, Jiangxi Province [J]. Metal Mine, 2005 (12):57-60.

[34] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学,1991,12(4):12-19,94.
Wei F S, Chen J S, Wu Y Y, et al. Study on the background contents on elements of soils in China[J]. Environmental Science,1991,12(4):12-19,94.

[35] Sutherland R A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii [J]. Environmental Geology,2000,39(6):611-627.

[36] 刘发欣. 区域土壤及农产品中重金属的人体健康风险评估[D]. 成都: 四川农业大学,2007.
Liu F X. The regional health risk assessment of heavy metals in the agricultural products and soil [D]. Chengdu:Sichuan Agriculture University,2007.

[37] 曲常胜. 重金属污染的健康风险评估与调控研究[D]. 南京:南京大学,2011.
Qu C S. Health risk assessment and management of heavy metal pollution[D]. Nanjing:Nanjing University,2011.

[38] 曹峰,李瑞敏,王轶,等. 海河平原北部地区土壤地球化学基准值与环境背景值[J]. 地质通报,2010,29(8):1215-1219.
Cao F, Li T M, Wang Y, et al. Soil geochemical baseline and environmental background values in northern Haihe Plain, China [J]. Geological Bulletin of China,2010,29(8):1215-1219.

[39] Wang H Y, Lu S G. Spatial distribution, source identification and affecting factors of heavy metals contamination in urban-suburban soils of Lishui City, China[J]. Environmental Earth Sciences,2011,64(7): 1921-1929.

[40] 孙天河,刘伟,靳立杰,等. 基于多元统计的土壤主要重金属影响因素分析——以济南市平阴县城区及附近区域为例[J]. 安全与环境学报,2021,21(2): 834-840.
Sun T H, Liu W, Jin L J, et al. Assessment of the heavy metal influential factors based on the multivariate statistical analysis—A case study of the urban and nearby areas of Pinyin County of Jinan, China [J]. Journal of Safety and Environment,2021,21(2):834-840.

[41] Pan L, Ma J, Hu Y, et al. Assessments of levels, potential ecological risk, and human health risk of heavy metals in the soils from a typical county in Shanxi Province, China [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2016,23(19):1-11.

[42] 崔龙鹏,白建峰,史永红,等. 采矿活动对煤矿区土壤中重金属污染研究[J]. 土壤学报,2004,41(6): 896-904.
Cui L P, Bai J F, Shi Y H, et al. Heavy metals in soil contaminated by coal mining activity [J]. Acta Pedologica Sinica,2004,41(6):896-904.

Risk Assessment of Heavy Metals in Topsoil on Human Health in Fuping County, Hebei Province

SONG Mian^{1,2}, GONG Lei^{1,2}, WANG Yan³, TIAN Da-zheng³, WANG Xin-feng^{1,2*},
LI Yue⁴, LI Wei^{1,2}

- (1. Center for Hydrogeology and Environmental Geology, China Geological Survey, Baoding 071051, China;
2. Center for Groundwater Exploration and Development Engineering Technology Research, China Geological Survey, Baoding 071051, China;
3. Hebei Geological Engineering Exploration Institute, Baoding 071051, China;
4. The Fifth Geology Company of Hebei Geology and Minerals Bureau, Tangshan 063000, China)

HIGHLIGHTS

- (1) The assessment of human health by soil heavy metals using the Chinese human health soil environmental benchmark is more in line with the actual situation in China.
- (2) The three soil heavy metal evaluation methods showed that the heavy metals except As in the soil in the study area were affected by external factors such as fertilization, irrigation and pesticide spraying.
- (3) 98.6% of soil samples have no risk of As and Cd contamination, but they are highly toxic and should be monitored.

ABSTRACT

BACKGROUND: Mineral resources are rich in Fuping County, and mineral resource exploitation produces heavy metal pollution. In recent years, fruit agriculture has developed greatly, which will impact the topsoil. At present, the heavy metal content of topsoil in Fuping County is not clear.

OBJECTIVES: In order to investigate pollution characteristics of heavy metals in topsoil and their effect on human health in agricultural key areas of Fuping County.

METHODS: According to the requirements of 1 : 50000 land quality survey specification, 647 topsoil samples in agricultural key areas of Fuping County were collected. The contents of eight heavy metal elements such as Hg, As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni and Cr were determined by atomic fluorescence spectrometry, inductively coupled plasma – mass spectrometry and X – ray fluorescence spectrometry. The pollution characteristics and sources of heavy metals in topsoil were identified using the geological accumulation index, Nemerow pollution index and enrichment factor method. The risk of heavy metal pollution to human health was evaluated by technical guidelines for deriving soil environmental criteria for human health.

RESULTS: (1) Hg, Pb, Cu, Zn, Cd, Cr and Ni in the topsoil of the study area were enriched to a certain extent, but the contents did not exceed the control value of agricultural land. 98.6% of the samples showed low risks of the soil heavy metal elements for the quality and safety of agricultural products, crop growth or soil ecological environment. (2) The source of As was mainly natural, Hg and Pb were locally affected by human activities, and Cu, Zn, Cd, Cr and Ni were affected by human activities and the natural geological background. (3) The non – carcinogenic risk and carcinogenic risk assessment of heavy metals in topsoil showed that the non – carcinogenic risk index of adults and children was less than 1, and there was no non – carcinogenic risk, which was at an acceptable level. As and Cd exceeded the acceptable carcinogenic risk level (As was 10^{-5} , Cd was 10^{-6}), which had a definite carcinogenic risk. Oral inhalation was the main pathway to cause human health risk, and children were much more affected than adults.

CONCLUSIONS: There is a slight pollution in the soil of the study area, and As and Cd have a definite impact on human health. It is necessary to strengthen the monitoring of heavy metal elements in soil, master their dynamic changes, and prevent the aggravation of soil pollution.

KEY WORDS: surface soil; heavy metals; atomic fluorescence spectrometry; inductively coupled plasma – mass spectrometry; on – carcinogenic risk; carcinogenic risk; Fuping County