

曹 冉,孜比布拉·司马义,杨胜天,等. 典型蔬菜基地土壤重金属健康风险评价[J]. 江苏农业科学,2020,48(4):246–253.
doi:10.15889/j.issn.1002–1302.2020.04.045

典型蔬菜基地土壤重金属健康风险评价

曹 冉^{1,2,3}, 孜比布拉·司马义^{1,2,3}, 杨胜天^{1,2,3,4}, 张兆永^{1,2,3}, 斯 琴¹

(1. 新疆大学资源与环境科学学院,新疆乌鲁木齐 830046; 2. 新疆大学绿洲生态教育部重点实验室,新疆乌鲁木齐 830046;

3. 新疆智慧城市与环境建模普通高校重点实验室,新疆乌鲁木齐 830046; 4. 北京师范大学地理学与遥感科学学院,北京 100875)

摘要:为了探究乌鲁木齐市典型蔬菜基地表层土壤重金属对人的健康风险,采集 140 份土壤样品进行重金属分析,结合实测土壤重金属数据和美国环境保护署(US EPA)推荐的健康风险评价模型,评价成人和儿童的健康风险。结果表明,重金属对儿童的 *HI*(总非致癌风险)和 *TCR*(总致癌风险)大于成人,各分区表现为粮食作物区>蔬菜作物区>油料作物区>水果区,砷(As)、铬(Cr)和铅(Pb)是各分区非致癌风险中较大的 3 个贡献因子,其中 As、Cd 也是各分区致癌风险中最主要的贡献因子。非致癌风险评价结果表明,重金属不会对成人健康造成危害,但可能对儿童健康造成危害。评价结果还表明,致癌风险处于人体可耐受的范围,As 是最主要的致癌因子,镍(Ni)、Cr 无致癌风险。用污染负荷指数(PLI)评价该区域污染程度的结果表明,该区域的整体污染程度比较小。

关键词:土壤;重金属;EPA;健康风险评估;GPS;污染负荷指数(PLI);乌鲁木齐

中图分类号: X825 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002–1302(2020)04–0246–08

土壤重金属污染已经成为我国最突出的环境问题之一。蔬菜基地土壤重金属的累积会影响农产品质量^[1],且可以经过手–口摄入、呼吸和皮肤接触等途径进入人体,影响人类健康^[2–3]。1986 年美国环境保护署(US EPA)颁布了一系列有关健康风险评价的技术性文件、准则或指南,这一科学体系被世界多国和组织广泛采用^[4–5]。目前,通过采

用 US EPA 健康风险评价模型揭示重金属等污染物对人体的健康风险状况的研究已在土壤、大气降尘中广泛开展^[6]。在对土壤重金属引起的健康风险进行评估时,手–口摄入在很多情况下被认为是主要的暴露途径^[7]。地统计分析(Kriging 插值)被广泛应用于分析土壤、大气降尘和沉积物中重金属的空间分布特征、环境风险等^[8]。随着公众对健康风险意识的加强,蔬菜基地中重金属产生的健康风险成为国内外研究的热点^[9]。已有关于乌鲁木齐蔬菜基地土壤重金属方面的大量研究,研究者已经针对土壤镍^[10]、土壤铅^[11]、土壤镉^[12–13]的重金属含量、污染评价及空间分布等进行了研究。干旱区土壤环境更加脆弱,土壤更新周期长,易造成持续危害^[14–15]。目前,专门针对干旱区绿洲乌鲁木齐蔬菜基地重金属的健康风险评估的研究仍较少。

收稿日期:2019–01–22

基金项目:国家自然科学基金–新疆联合基金(编号:U1603241);国家自然科学基金(编号:41661036);新疆地方公派出国留学成组配套项目(编号:117/40299006)。

作者简介:曹 冉(1993—),女,黑龙江牡丹江人,硕士研究生,主要从事环境地球化学研究。E-mail: gwhmdzy@163.com。

通信作者:孜比布拉·司马义,博士,教授,主要研究方向为城市发展与城市生态环境。E-mail: zibibulla3283@sina.cn。

地整治项目进展评价模型研究[J]. 中国土地科学,2014,28(3):83–88.

[6] 邹连敏. 土地开发整理项目规划设计实用技术[M]. 北京:中国水利水电出版社,2011:7–8.

[7] 杨清华,李景华,韩 旭,等. QuickBird 遥感数据在土地整理工作中的应用[J]. 国土资源遥感,2007(4):72–75.

[8] 张 超,刘佳佳,陈英义,等. 土地整治区田块空间形态变化遥感监测与评价[J]. 农业机械学报,2017,48(1):104–111.

[9] 陈红宇,朱道林,郎文聚,等. 嘉兴市耕地细碎化和空间集聚格局分析[J]. 农业工程学报,2012,28(4):235–242.

[10] 吕振宇,牛灵安,郝晋珉,等. 基于层次分析法的耕地细碎化程

度多指标综合评价研究[J]. 中国农学通报,2014,30(26):200–206.

[11] 李鹏山,吕雅慧,张 超,等. 基于核密度估计的京津冀地区耕地破碎化分析[J]. 农业机械学报,2016,47(5):281–287.

[12] 薛 剑,郎文聚,杜国明,等. 基于遥感的现代与传统农业区域土地利用格局差异分析[J]. 农业工程学报,2012,28(24):245–251.

[13] 吕振宇. 耕地细碎化的评价、效应及整治研究[D]. 北京:中国农业大学,2015:28–48.

[14] 徐秀云,陈 向,刘宝梅. 微型无人机助力土地整治项目监管[J]. 测绘通报,2017(3):86–90.

新疆乌鲁木齐市在我国“一带一路”重大倡议中占据重要地位,其北郊主要是蔬菜产区,是乌鲁木齐主要的蔬菜基地,因此准确地评估该区域蔬菜基地土壤重金属的健康风险状况,对于无公害农业发展、城市人群健康保护以及地区农业发展都具有重要意义。本研究通过选取乌鲁木齐北郊蔬菜基地的土壤样品,采用 US EPA 推荐的健康风险评价模型,对土壤中重金属铜(Cu)、锌(Zn)、镍(Ni)、铬(Cr)、铅(Pb)、镉(Cd)、汞(Hg)、砷(As)经手-口摄入、呼吸摄入及皮肤接触 3 种暴露途径的健康风险进行评估,结合 GIS(地理信息系统)地统计分析,以期揭示土壤中重金属对人的非致癌风险和致癌风险,旨在为干旱区脆弱的生态环境健康发展及人类健康等提供科学依据和参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

乌鲁木齐市地处亚欧大陆腹地^[16],属温带大陆性气候,全年日照时数为 2 400 ~ 3 000 h,年最高气温 $\geq 38^{\circ}\text{C}$,最低气温 $\leq -20^{\circ}\text{C}$,年均降水量为 260 mm。乌鲁木齐具有丰富的光热资源,其地形、土壤类型适合种植小麦、蔬菜、水稻等农作物,适合

种植农作物的土地面积占总面积的 4%,乌鲁木齐市典型蔬菜基地位于北郊的冲积平原上(图 1),面积约为 120 km^2 ,蔬菜种植历史达 30 多年,主要为露天蔬菜地^[17]。

1.2 数据收集与处理

1.2.1 采样点的设置和样品采集 根据《土壤环境监测技术规范》^[18]的相关要求及研究区的蔬菜基地作物分布、种植区特点,充分考虑风向、地形等因素,分区布设 140 个土壤采集点(采样点分布见图 1)。采集点四周无高大遮挡物,并避开局部污染源,其中粮食作物区土壤样品 47 个,蔬菜作物区土壤样品 71 个,水果区土壤样品 7 个,油料作物区土壤样品 15 个。

采用网格布设样点,于 2016 年 9 月在乌鲁木齐北郊蔬菜基地进行采样,应用 GPS(全球卫星定位系统)进行定位;在采样点用不锈钢铲铲取 0 ~ 20 cm 的表层土壤,将土壤中的砾石、根系等杂物去除后,混合均匀,采用四分法取 1 kg 土壤样品装入洁净的聚乙烯自封袋中,贴上标签编号,运回实验室进行风干处理。将土壤样品混匀并用陶瓷研钵研磨后过 100 目尼龙筛待测,处理过程和重金属元素的测试、分析均在新疆大学资源与环境科学学院实验室进行。

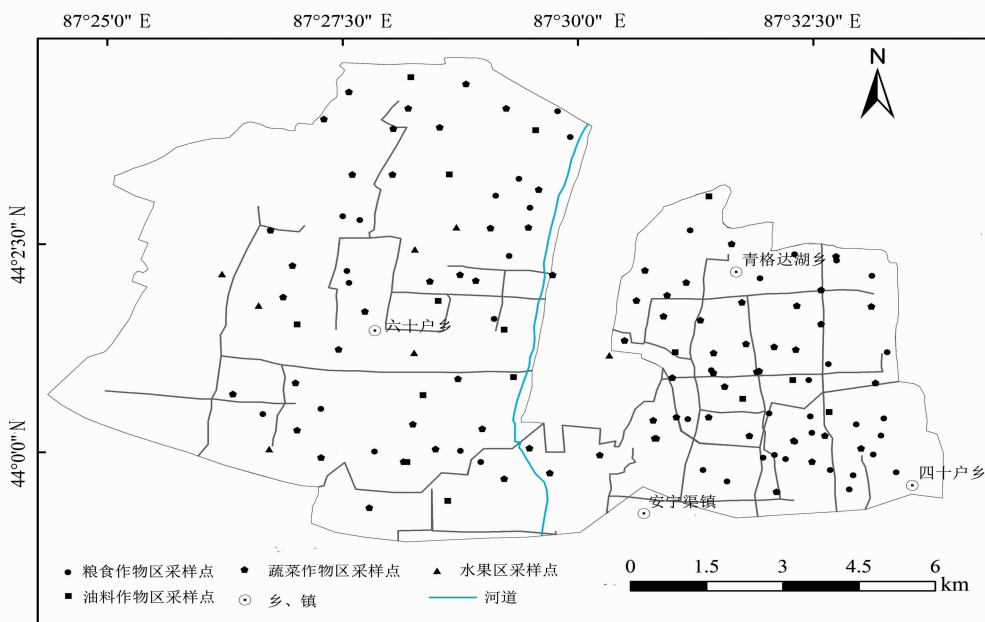


图1 研究区的采样点分布

1.2.2 重金属含量的测定 称取 0.25 g 预处理后的土壤样品于 50 mL 聚四氟乙烯坩埚中,进行消解处理,待消解液冷却后定容于 50 mL 容量瓶中摇匀备测。使用 TAS-990(原子吸收分光光度计),用

火焰原子吸收分光光度法测定 Cu、Zn、Ni、Cr 含量,用石墨炉原子吸收分光光度法测定 Pb、Cd 含量,用 AFS-2100 原子荧光分光光度仪测定 Hg、As 含量。在分析过程中用土壤成分分析标准物质 GSS-12 作

为质量控制样品,并进行空白试验、平行双样同步测定,质控样测定值在 95% 置信水平范围内。所用试剂均为优级纯,所用水均为 Direct-Q8 超纯水。

1.2.3 数据分析方法 数据统计及处理使用 Excel 2007 软件,健康风险表征的致癌、非致癌风险及重金属污染空间分布分析采用地统计学 ArcGIS 10.2 软件。

1.3 重金属污染评价

污染负荷指数 (PLI) 法最早是由 Tomlinson 等提出的一种重金属污染评价方法^[19-20],现已被广泛应用于土壤、水体重金属的污染评价^[21]。PLI 法能避免污染指数加和关系造成的歪曲评价结果的现象,还可以评价整个区域的污染状况。

某一点的 PLI 计算公式如下:

$$CF_i = \frac{C_i}{C_{i0}}; \tag{1}$$

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \cdots \times CF_n}。 \tag{2}$$

式中:CF_{*i*} 为第 *i* 种重金属污染物的污染系数;C_{*i*} 为第 *i* 种重金属的实测含量;C_{*i0*} 为第 *i* 种重金属的土壤背景值;PLI 为某一点的污染负荷指数;*n* 为评价重金属元素的数量。

某一区域的污染负荷指数 (PLI_{zone}) 计算公式如下:

$$PLI_{zone} = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times \cdots \times PLI_n}。 \tag{3}$$

式中:PLI_{zone} 为区域污染负荷指数;*n* 为采样点的数量,个。根据污染负荷指数的大小来划分污染等级,一共可划分为 4 级:PLI≤1 为无污染,1 < PLI≤2 为轻度污染,2 < PLI≤3 为中度污染,PLI > 3 为重度污染。

在本研究中,采用普通克里格插值方法分析土壤中重金属污染的空间分布格局。

1.4 土壤重金属的健康风险评价

1.4.1 模型与参数的选择 本研究采用美国环保署的土壤健康风险评价模型,得到公式(4)~公式(6),参考 US EPA 的健康风险评估方法,并结合《我国场地环境评价指南》《中国人群暴露参数手册》和实际情况,根据前人的研究成果选取模型变量参数^[22-29],参数及取值见表 1,相关计算公式如下:

$$ADD_{ing} = \frac{c \times CF \times EF \times IngR \times ED}{AT \times BW}; \tag{4}$$

$$ADD_{inh} = \frac{c \times EF \times InhR \times ED}{PEF \times AT \times BW}; \tag{5}$$

$$ADD_{dern} = \frac{c \times CF \times EF \times ED \times SA \times SL \times ABS}{AT \times BW}。 \tag{6}$$

式中:ADD_{ing}、ADD_{inh}、ADD_{dern} 分别为通过手-口摄入途径、呼吸途径、皮肤接触途径摄入的重金属日均暴露量,mg/(kg·d);*c* 为实测土壤重金属含量,mg/kg。

表 1 土壤重金属健康风险评价参数的意义及取值

类别	暴露参数				
	EF(暴露频率) (d/年)	ED(暴露年限) (年)	CF(转换系数) (kg/mg)	AT(重金属平均暴露时间)(d) 非致癌 致癌	BW(平均体质量) (kg)
成人	300	30	1×10 ⁻⁶	365×ED	60
儿童	300	6	1×10 ⁻⁶	365×ED	15
类别	手-口摄入	呼吸摄入	皮肤接触		
	IngR(摄入土壤的频率) (mg/d)	InhR(呼吸频率) (m ³ /d)	PEF(灰尘排放因子) (m ³ /kg)	SL(皮肤黏着度) [mg/(cm ² ·d)]	SA(暴露皮肤表面积) (cm ²)
成人	100	20	1.36×10 ⁹	0.07	4350
儿童	200	5	1.36×10 ⁹	0.2	1600
				ABS(皮肤吸收因子, 无量纲)	
				0.001	
				0.001	

1.4.2 人体的健康风险表征 本研究中的 8 种重金属元素 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、Hg 和 As 均具有慢性非致癌健康风险,其中 Cr、As、Cd、Ni 具有致癌风险。根据本研究中重金属的暴露途径,土壤重金属的非致癌风险熵(HQ)、总非致癌风险指数(HI)和致癌风险指数(TCR)(土壤非致癌、致癌健康风险表征模型)^[24-26]等的计算公式如下:

$$HQ_{ij} = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}}; \tag{7}$$

$$HI = \sum_{i=8}^{j=3} HQ_{ij}; \tag{8}$$

$$CR = \sum_{i=4}^{j=3} ADD_{ij} \times SF_{ij}; \tag{9}$$

$$TCR = \sum_{i=4}^{j=3} CR_{ij}。 \tag{10}$$

公式中各参数的意义见表 2。

一般认为,当 HI < 1 或 HQ < 1 时,表示重金属的健康风险较小,可以忽略;当 HI ≥ 1 或 HQ ≥ 1 时,

表 2 健康风险表征模型公式中各参数的意义

符号	含义
HQ_{ij}	非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径下的指数
RfD_{ij}	非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的参考剂量 ^[30] , $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$
CR_{ij}	致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的风险指数
TCR	As、Cd、Hg、Ni 通过 3 种暴露途径的总致癌风险指数。
ADD_{ij}	非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的日均暴露量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$
HRI	重金属通过 3 种暴露途径所致的非致癌总风险指数
SF_{ij}	致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的斜率系数, $(\text{kg} \cdot \text{d})/\text{mg}$

存在非致癌风险, 其值越大, 表明健康风险越

表 3 不同暴露途径下重金属元素的参考剂量 [$RfD, \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$] 和致癌斜率因子 ($SF, \text{kg} \cdot \text{d}/\text{mg}$)

重金属元素	手-口摄入 RfD_{ing}	呼吸摄入 RfD_{inh}	皮肤接触 RfD_{derm}	手-口摄入 SF_{ing}	呼吸摄入 SF_{inh}	皮肤接触 SF_{derm}
Cu	4.00×10^{-2}	4.02×10^{-2}	1.20×10^{-2}			
Zn	3.00×10^{-1}	3.00×10^{-1}	6.00×10^{-2}			
Ni	2.00×10^{-2}	2.06×10^{-2}	5.40×10^{-3}		8.40×10^{-1}	
Cr	3.00×10^{-3}	2.86×10^{-5}	6.00×10^{-5}		42	
Pb	3.50×10^{-3}	3.52×10^{-3}	5.25×10^{-4}			
Cd	1.00×10^{-3}	1.00×10^{-3}	1.00×10^{-5}	6.1	1.80×10^{-3}	6.1
Hg	3.00×10^{-4}	1.50×10^{-5}	8.60×10^{-5}			
As	3.00×10^{-4}	1.23×10^{-4}	3.00×10^{-4}	1.5	4.30×10^{-3}	1.5

2 结果与分析

2.1 土壤重金属特征

根据土壤样品分析结果进行统计分析。在 4 种不同的土壤分区中, As 的变异系数均最大, 具体排序为水果区 (251%) > 油料作物区 (125%) > 蔬菜作物区 (103%) > 粮食作物区 (99%), Hg 的平均变异程度均在 100% 左右, 说明 As、Hg 受人类活动的影响较大, 时空分布非常不均匀; Zn 的变异系数均最小, 4 种分区均为 15% 左右。粮食作物区土壤重金属的平均变异程度排序为 As > Hg > Cd > Pb > Cr > Ni > Cu > Zn, 蔬菜作物区土壤重金属的平均变异程度排序为 As > Hg > Pb > Cd > Cr > Cu > Ni > Zn, 水果区土壤重金属的平均变异程度排序为 As > Hg > Cd > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn, 油料作物区土壤重金属的平均变异程度排序为 As > Hg > Cd > Cr > Cu > Pb > Ni > Zn。8 种土壤重金属含量均值中只有 As 含量低于新疆土壤背景值^[33], 其他 7 种重金属 (Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、Hg) 含量均值均高于新疆土壤背景值, 粮食作物区这 7 种重金属含量均值分别为新疆土壤背景值的 1.30、1.37、1.27、1.26、1.18、1.42、4.71 倍, 蔬菜作物区这 7 种重金属含量均值分别为新疆土壤背景值的 1.34、1.41、1.35、1.26、

大^[22-24]。US EPA 和我国的《场地环境评价导则》^[22]均表明, 当 $TCR < 10^{-6}$ 时, 表明重金属无致癌风险; 当 $10^{-6} < TCR < 10^{-4}$ 时, 表明处于人体可耐受的致癌风险; 当 $TCR > 10^{-4}$ 时, 表明处于人体不可耐受的致癌风险^[23-24]。

参考国内外相关研究^[29-32]及我国 DB11/T 656—2009《场地环境评价导则》^[22], 重金属 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、Hg 和 As 在不同暴露途径下对人体的健康风险参考剂量 $RfD [\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]$ 与 As、Cd、Ni、Cr 致癌斜率 SF 见表 3。

1.13、1.42、5.29 倍, 水果区这 7 种重金属含量均值分别为新疆土壤背景值的 1.21、1.27、1.51、1.19、1.22、1.67、2.35 倍, 油料作物区这 7 种重金属含量均值分别为新疆土壤背景值的 1.21、1.26、1.43、1.18、1.14、1.33、4.71 倍。但 8 种重金属的含量均值均未高于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 15618—2018)^[34] 的限值。可见研究区土壤重金属呈现出不同程度的累积。

采用新疆土壤背景值^[33]和《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 15618—2018)^[34]评价乌鲁木齐北郊农田中 8 种土壤重金属的超标状况。图 2 结果表明, 乌鲁木齐北郊农田土壤 4 个分区中除了粮食作物区 As 外, 其余样点中 8 种重金属的平均值和最大值均未超过土壤环境质量标准 (本文未列出), 其中重金属 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、Hg 的平均值超过新疆土壤背景值, 但未超过土壤环境质量标准。粮食作物区 7 种重金属的超标率分别为 91%、100%、89%、77%、62%、85%、79%, 蔬菜作物区 7 种重金属的超标率分别为 92%、99%、90%、77%、66%、89%、89%, 水果区 7 种重金属的超标率分别为 57%、100%、100%、71%、71%、86%、86%, 油料作物区 7 种重金属的超标率分别为 73%、100%、100%、67%、73%、80%、93%。

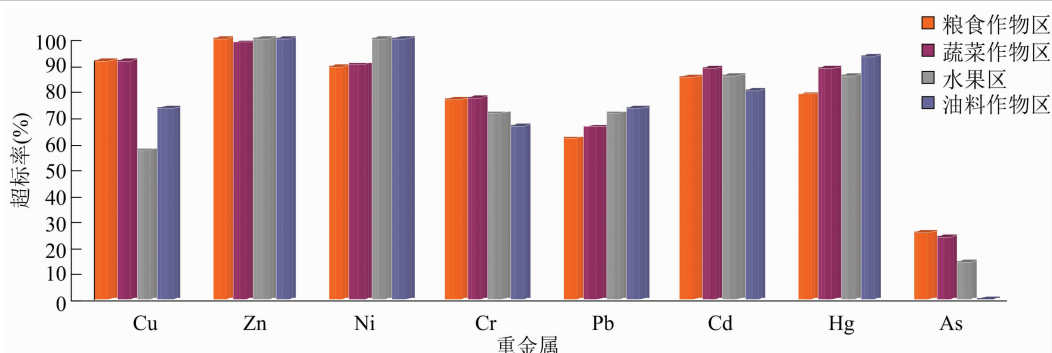


图2 以新疆土壤背景值为参比值的重金属超标率

2.2 污染评价

根据 PLI 法的评价结果可得该区域土壤重金属的污染程度,采用 PLI 法评价可知,140 个样点中有 62 个处于无污染状态,所占比例为 44.29%;有 77 个样点受到轻度污染,占总样点数的 55%;只有 1 个样点受到中度污染,占总样点数的 0.71%;没有

样点受到强度污染。综上所述,受到污染的样点共有 78 个,占总样点数的 55.71%。根据污染负荷指数法评价结果进行插值可视化表达,从图 3 可以看出,中度污染的主要是 1 个点源污染,轻度污染区域集中在研究区东部,西部区域污染很少,尚处于清洁状态。

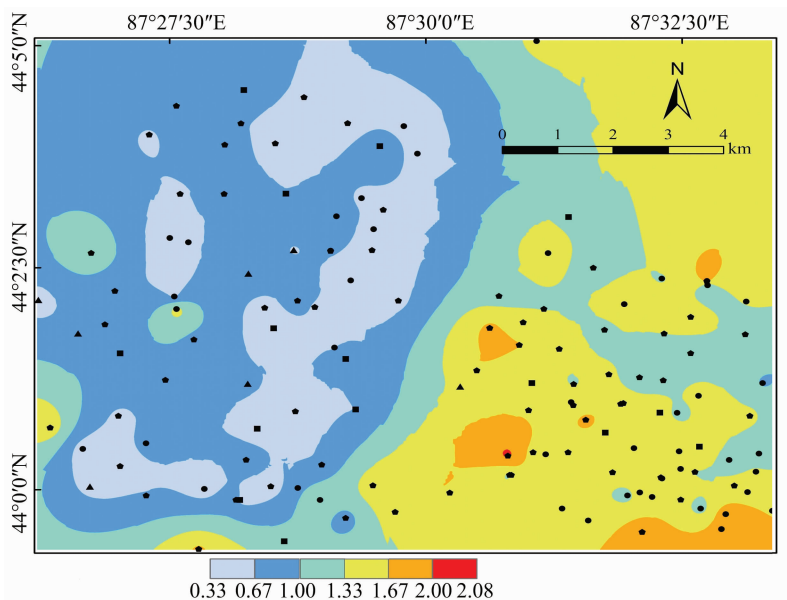


图3 重金属的 PLI 空间分布

根据区域污染负荷指数公式,计算出该区域的区域 PLI 为 1.03,属于轻度污染状态,表明该区域整体污染程度比较小。

2.3 土壤重金属健康风险评价

2.3.1 土壤重金属的日平均暴露量 由式(4)~式(6)计算得到乌鲁木齐北郊蔬菜基地土壤重金属在手-口摄入、呼吸摄入、皮肤接触这 3 种暴露途径下的非致癌、致癌风险日平均暴露量。

2.3.2 土壤重金属的非致癌和致癌健康风险评价 由式(4)、式(5)计算得到乌鲁木齐北郊蔬菜基地 8 种土壤重金属的成人和儿童经手-口摄入、呼吸

摄入和皮肤接触 3 种暴露途径的单项 HQ、HI。由式(9)、式(10)计算得到土壤 Ni、Cr、Cd、As 的单项 CR、TCR,4 个分区 8 种重金属对成人的 HQ、HI 均小于 1,说明研究区土壤重金属对于成人处于安全范围内,基本不会危害人体健康。粮食作物区、蔬菜作物区的重金属对儿童的 HI 分别为 1.40、1.28,超过 1,已超过风险限值,说明粮食作物区、蔬菜作物区的土壤重金属对儿童产生了非致癌健康风险,易对儿童健康造成伤害,需要引起注意并制定一系列人体保护措施。

各分区土壤 Ni、Cr、Cd、As 对成人和儿童的

TCR, As 对成人和儿童的 CR, 粮食作物区、水果区的 Cd 对于成人和儿童的 CR, 蔬菜作物区、油料作物区的 Cd 对儿童的 CR 均不同程度地大于 US EPA 推荐的土壤治理标准 (10^{-6}), 虽然均未超过有关专家建议的土壤治理标准 ($10^{-6} \sim 10^{-4}$), 但其致癌风险已达到了较高水平, 处于人体可耐受的致癌风险范围 ($10^{-6} \sim 10^{-4}$), 应引起重视。研究区其余致癌重金属的 CR 小于 10^{-6} , 不具有致癌风险。

本研究区重金属的非致癌风险、致癌风险均表现为手-口途径 > 皮肤途径 > 呼吸途径。对于重金属元素在 3 种暴露途径下的非致癌健康风险指数, As、Cr、Pb 位列前 3, 致癌风险指数 CR 排序为 As > Cd > Cr > Ni。As 对成人和儿童的致癌风险约占总致癌风险的 90%, 是最主要的致癌因子。针对非致癌风险较高的儿童, 4 个分区的 HI 表现为粮食

作物区 > 蔬菜作物区 > 油料作物区 > 水果区 > 0.5。各分区土壤 As、Cd 对儿童的 CR、TCR 都大于成人, 不管是对儿童还是成人, 各分区重金属 TCR 都表现为粮食作物区 > 蔬菜作物区 > 油料作物区 > 水果区。研究区土壤重金属仅对成人的 HI 未超过标准限值, 粮食作物区、蔬菜作物区对儿童的 HI 超过标准限值。TCR 处于人体可耐受的致癌风险范围。

非致癌风险 HI 显示, 成人非致癌风险 $HI < 0.5$ (图 4-a), 说明重金属的健康风险较小, 可以忽略, 而儿童非致癌风险 (图 4-b) HI 在四十户乡附近存在高值, 超过国家标准限值, 可能危害人体健康。研究区的成人致癌风险 (图 4-c) 和儿童致癌风险 (图 4-d) TCR 小于标准限值, 处于可耐受的致癌风险范围。

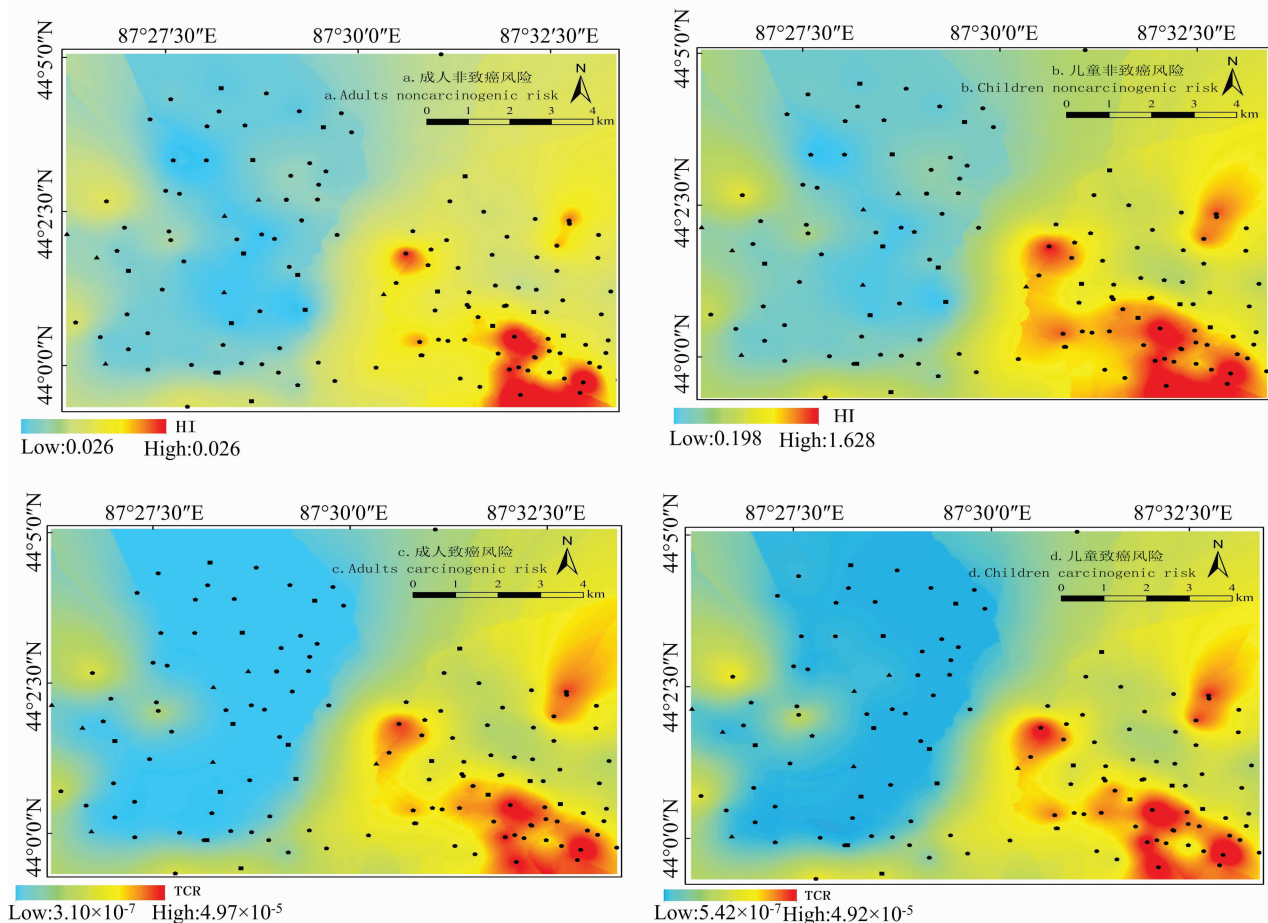


图4 研究区土壤重金属的健康风险评估结果

在儿童和成人非致癌总风险中, 每个分区 HQ_{As} 、 HQ_{Cr} 、 HQ_{Pb} 的贡献率之和均超过 90% (图 5)^[35-36], 可见土壤 As、Cr、Pb 是各分区非致癌风险较大的 3 个贡献因子。由图 6 可见, 成人的 CR_{As} 、

CR_{Cd} 对 TCR 的贡献率为 97.2% ~ 98.5%, 平均为 97.8%; 儿童的 CR_{As} 和 CR_{Cd} 对 TCR 的贡献率为 99.6% ~ 99.8%, 平均为 99.7%, 因此可见土壤 As、Cd 是各分区致癌风险最主要的贡献因子。

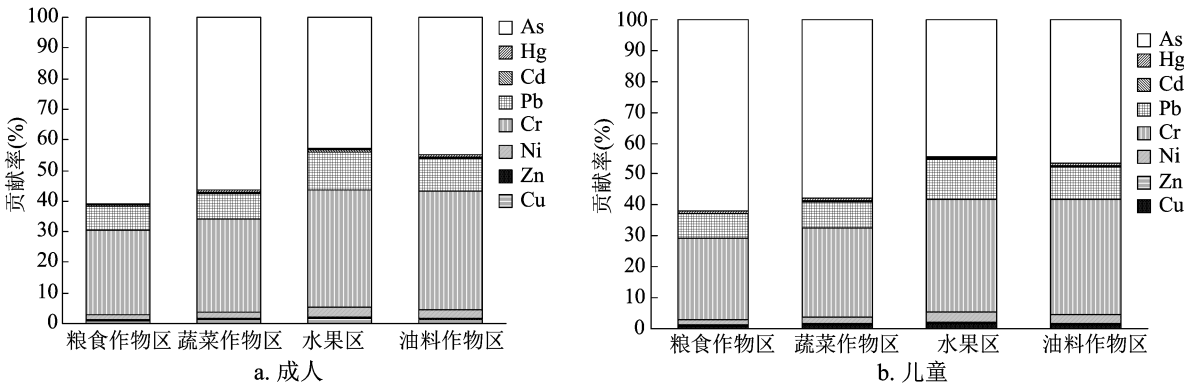


图5 土壤Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、Hg 和 As 在不同作物种类种植区的 HQ 贡献率

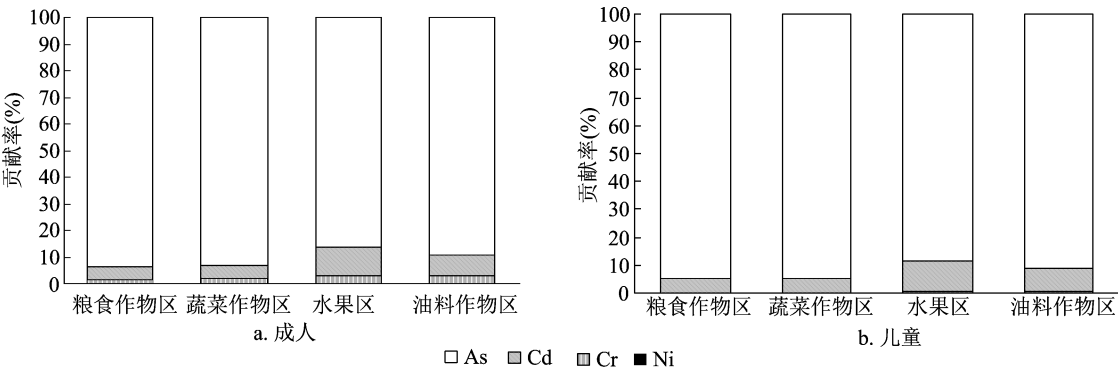


图6 土壤 As、Cr、Cd 和 Ni 在不同作物种类种植区的 CR 贡献率

3 讨论

当前,土壤重金属污染已经成为世界性的严重问题,引起了社会和学术界的巨大关注^[35],土壤中的重金属风险评价可为土壤环境质量评价和管理提供依据。本研究发现,仅粮食作物区土壤中 As 含量最大值超过国家土壤质量标准,而以新疆土壤元素背景值作为参比时,乌鲁木齐市北郊农田土壤样品中的各重金属含量均值均不同程度地高于新疆土壤背景值,说明研究区农田土壤重金属受到人类活动的影响,并呈现出不同程度的累积。手-口途径摄入是研究区土壤重金属暴露的最主要途径,同时也是影响人类健康风险的主要途径。

本研究结果表明,研究区非致癌风险值未超出规定限值,成人总非致癌风险值也小于 1,但儿童总非致癌风险值在部分研究区大于 1,说明研究区农田土壤重金属含量基本不会对成人的健康造成危害,但对儿童人体健康可能造成危害。研究区致癌风险处于人体可耐受的范围,重金属 Ni、Cr 无致癌风险,As 是最主要的致癌因子。值得注意的是,研究区部分地区的非致癌风险和致癌风险均大于标

准限值,可能危害人体健康,甚至可能引起人体不可耐受的致癌风险,需要重视并制定相关对策。

4 结论

研究区农田土壤中 8 种重金属含量均值中只有 As 含量低于新疆土壤背景值,Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、Hg 含量均值均高于新疆土壤背景值,但未高于国家土壤环境质量标准限值,仅粮食作物区 As 含量最大值超过国家土壤环境质量标准。其中 As 含量的变异系数最高,在粮食作物区、蔬菜作物区、水果区、油料作物区分别达到 99%、103%、251%、125%。

无论是儿童还是成人,手-口途径摄入是研究区土壤重金属暴露和影响人类健康风险的最主要途径。重金属对儿童的 HI、TCR 大于成人,4 个分区表现为粮食作物区 > 蔬菜作物区 > 油料作物区 > 水果区。As、Cr、Pb 是各分区非致癌风险较大的 3 个贡献因子,As、Cd 是各分区致癌风险最主要的贡献因子。非致癌风险研究结果表明,研究区农田土壤重金属含量基本不会对成人健康造成危害,但可能对儿童身体健康造成危害;研究区致癌风险处于

人体可耐受的范围,重金属 Ni、Cr 无致癌风险,As 是最主要的致癌因子。

采用污染 PLI 法评价可知,140 个样点中有 62 个处于无污染状态,所占比例为 44.29%;有 77 个样点受到轻度污染,占总样点数的 55%;只有 1 个样点受到中度污染,占总样点数的 0.71%;没有样点受到强度污染。根据区域 PLI 公式计算得出,该区域污染负荷指数为 1.03,是轻度污染状态,可见 PLI 法评价结果显示该区域的整体污染程度比较低。

参考文献:

- [1] 刘强. 吉林省典型城市郊区菜地重金属污染与累积效应研究[D]. 长春:中国科学院东北地理与农业生态研究所,2014.
- [2] 陈晓晨,牛佳,崔岩山. 城市表层土壤中铅的生物可给性及其对人体的健康风险评价:以首钢厂区附近小区域为例[J]. 环境科学,2010,31(12): 3028–3035.
- [3] 张文强,黄益宗,招礼军. 底泥重金属污染及其对水生生态系统的影响[J]. 现代农业科学,2009,16(4):155–158.
- [4] 杨彦,陆晓松,李定龙. 我国环境健康风险评价研究进展[J]. 环境与健康杂志,2014,31(4):357–363.
- [5] Risk assessment guidance for superfund volume I. Human health evaluation manual (Part A);US EPA/540/1–89/002[S].
- [6] 侯德坤. 内蒙古西部地区持久性有毒物质的分布特征及生态效应研究[D]. 呼和浩特:内蒙古大学,2014.
- [7] 李春芳,曹见飞,吕建树,等. 不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险[J]. 环境科学,2018,39(12):5628–5637.
- [8] 黄颖. 不同尺度农田土壤重金属污染源解析研究[D]. 杭州:浙江大学,2018.
- [9] 徐笠,陆安祥,田晓琴,等. 典型设施蔬菜基地重金属的累积特征及风险评估[J]. 中国农业科学,2017,50(21):4149–4158.
- [10] 张小禹. 乌鲁木齐市蔬菜基地土壤有效态镍的空间变异特征[J]. 新疆环境保护,2012,34(3):41–45.
- [11] 郑江,王灵. 乌鲁木齐市蔬菜基地土壤有效态铅的空间变异特征[J]. 安徽农业科学,2011,39(1):104–105.
- [12] 刘金伟,赵前程,王灵,等. 乌鲁木齐市蔬菜基地土壤有效态锌的空间变异特征[J]. 安徽农业科学,2011,39(26):16048–16049,16052.
- [13] 王婧,莫其锋,储双双,等. 污泥堆肥对园林植物合果芋 (*Syngonium podophyllum*) 生长及重金属吸收累积的影响[J]. 生态学杂志,2018,37(6):1752–1758.
- [14] 汪霞. 干旱区绿洲农田土壤重金属污染生态补偿机制研究[D]. 兰州:兰州大学,2012.
- [15] 曾妍妍,周金龙,王松涛,等. 新疆民丰县中部地区土壤微量营养元素空间分布特征[J]. 干旱区资源与环境,2018,32(7):76–81.
- [16] 王涛,孜比布拉·司马义,美克拉衣·艾克拜尔,等. 乌鲁木齐市水资源承载力的动态分析[J]. 水文,2014,34(6):55–60.
- [17] 张小禹. 乌鲁木齐市蔬菜基地土壤有效态镍的空间变异特征[J]. 新疆环境保护,2012,34(3):41–45.
- [18] 国家环境保护总局. 土壤环境监测技术规范:HJ/T 166—2004[S]. 北京:中国环境科学出版社,2004.
- [19] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. Helgoländer Marine Research,1980,33(1/2/3/4):566–575.
- [20] 李莹杰,张列宇,吴易雯,等. 江苏省浅水湖泊表层沉积物重金属 GIS 空间分布及生态风险评价[J]. 环境科学,2016,37(4):1321–1329.
- [21] 祝培甜,赵中秋,陈勇,等. 江苏省某镇土壤重金属污染评价[J]. 环境工程学报,2017,11(4):2535–2541.
- [22] 北京市质量技术监督局. 场地环境评价导则:DB11/T 656—2009[S].
- [23] 北京市环境保护局. 场地环境评价导则:京环发[2007]8号[S].
- [24] US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites[R]. Washington DC:Office of Emergency and Remedial Response,2002:4–24.
- [25] 张春荣,吴正龙,姚春卉,等. 青岛市区大气降尘重金属对人体健康风险的评价[J]. 环境科学,2014,35(7):2736–2741.
- [26] US EPA. Risk assessment guidance for superfund. Volume1:human health evaluation manual[R]. Washington DC:Office of Emergency and Remedial Response,1989.
- [27] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册[M]. 北京:中国环境出版社,2013.
- [28] 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:以连霍高速公路郑州—商丘段为例[J]. 环境科学,2012,33(10):3577–3584.
- [29] US EPA. Exposure factors handbook;EPA/600/P–95/002[S]. Washington:Office of Emergency and Remedial Response,1997:104–126.
- [30] 杨敏,滕应,任文杰,等. 石门雄黄矿周边农田土壤重金属污染及健康风险评估[J]. 土壤,2016,48(6):1172–1178.
- [31] US Environmental Protection Agency. Soil screening guidance: technical background document [M]. Washington DC:Office of Solid Waste and Emergency Response,1996:1–447.
- [32] US Environmental Protection Agency. Supplemental guidance for developing soil screening levels for super fund sites [M]. Washington DC:Office of Solid Waste and Emergency Response,2002:1–106.
- [33] 中国国家环境保护局. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社,1990.
- [34] 中华人民共和国国家标准 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准:GB 15618—2018[S].
- [35] 李有文,王晶,巨天珍,等. 白银市不同功能区土壤重金属污染特征及其健康风险评价[J]. 生态学杂志,2017,36(5):1408–1418.
- [36] 徐友宁,张江华,柯海玲,等. 某金矿区农田土壤重金属污染的人体健康风险[J]. 地质通报,2014,33(8):1239–1252.