

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

# 南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究

张妍, 张磊, 程红光, 孙海旭, 崔祥芬

引用本文:

张妍, 张磊, 程红光, 等. 南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2752-2761.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0485

# 您可能感兴趣的其他文章

# Articles you may be interested in

# 福建省稻米镉含量及其健康风险

涂杰峰, 刘兰英, 罗钦, 陈涵贞, 伍云卿, 陈卫伟, 宋永康, 黄薇, 姚清华 农业环境科学学报. 2015(4): 695-701 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.04.013

# 江苏省稻米镉含量调查及其膳食暴露评估

宋雯,李优琴,吕康,刘贤金 农业环境科学学报.2016,35(5):886-893 https://doi.org/10.11654/jaes.2016.05.010

贵州遵义松林Ni-Mo多金属矿区土壤Ni污染及农作物健康风险评价

张迪,周明忠,熊康宁,顾秉谦,杨桦 农业环境科学学报. 2019, 38(2): 356-365 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0746

# 镉在桑树体内的迁移与分布特征研究

潘雨齐, 黄仁志, 雷鸣, 颜新培, 龚昕, 蒋诗梦, 贾超华 农业环境科学学报. 2016, 35(8): 1480-1487 https://doi.org/10.11654/jaes.2015-1725

# 我国含磷肥料中镉和砷土壤累积风险分析

余垚,朱丽娜,郭天亮,黄青青,王琪,陈清,李花粉 农业环境科学学报. 2018, 37(7): 1326-1331 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0715



关注微信公众号,获得更多资讯信息

张妍,张磊,程红光,等.南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2752-2761. ZHANG Yan, ZHANG Lei, CHENG Hong-guang, et al. Soil cadmium pollution and crop health risk in a mining area in south China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(12): 2752-2761.



# 南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究

张妍1,张磊2,程红光1\*,孙海旭1,崔祥芬1

(1.北京师范大学环境学院,北京 100875; 2.中海油信息科技有限公司海洋信息化中心,北京 100027)

摘 要:为了评估南方某县土壤镉污染情况、量化当地不同作物镉含量并对不同人群健康风险进行评估,从该县3个镇采集135份土壤样本,入户采集128份自产大米样本,种植区采集7份脐橙样本,对其中镉含量进行测定。结果表明,3镇采集土壤样品镉超标率分别为41.67%、28.81%和21.62%,地累积指数计算得到该县68.9%的土壤样本受到不同程度的镉污染,大米镉含量超标率分别为48.57%、34.48%、8.82%。而脐橙果肉样品中镉含量较低,远低于0.05 mg·kg<sup>-1</sup>。计算不同作物的危害商数(HQ)可得,食用自产大米的危害商数(HQ)值普遍大于1,风险较高,而食用脐橙果肉产生的健康风险低。种植脐橙具有一定的经济效益,且当地具有脐橙适宜的生长条件,故考虑在重污染区种植脐橙取代种植水稻。

关键词:矿区;镉;大米;膳食暴露;种植结构

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)12-2752-10 doi:10.11654/jaes.2020-0485

#### Soil cadmium pollution and crop health risk in a mining area in south China

ZHANG Yan<sup>1</sup>, ZHANG Lei<sup>2</sup>, CHENG Hong-guang<sup>1\*</sup>, SUN Hai-xu<sup>1</sup>, CUI Xiang-fen<sup>1</sup>

(1.School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2.Marine Information Center, Cnooc Information Technology Co., LTD., Beijing 100027, China)

**Abstract**: A county in southern China is rich in mineral resources and suffers from serious soil cadmium pollution. To assess local soil cadmium pollution and the health risks of different populations and quantify the cadmium content of different local crops, a total of 135 soil samples were collected from three towns in the county; 128 rice samples were obtained from households, and seven navel orange samples were acquired from planting areas. The results revealed that the excess cadmium rates of the soil samples were 41.67%, 28.81%, and 21.62%, respectively. According to a geo-accumulation index, 68.9% of the soil samples in the county were polluted with cadmium to different degrees. The excess cadmium contents of the rice samples ranged from 8.82% to 48.57% among locations. The navel orange pulp cadmium content was <0.05 mg  $\cdot$  kg<sup>-1</sup>. The hazard quotient value of consuming home–grown rice was generally >1, which constitutes a high risk, whereas the health risk of consuming navel orange pulp was low. Orange planting has certain economic benefits, and navel orange is suitable for cultivation under local conditions. Therefore, it is recommended that local residents of heavily polluted areas buy commercially sold rice and farm navel orange instead of rice.

Keywords: mining area; cadmium; rice; dietary exposure; planting structure

重金属污染是全球范围内的重大环境问题,在中 国、日本等亚洲地区情况更为严重<sup>[1]</sup>。土壤重金属具 有不可逆累积性,且易于富集,难降解,不仅危害生态 环境,同时严重危害人类健康。镉是人体非必需元素,迁移性强,是毒性最强的重金属元素之一<sup>[2]</sup>。土壤中的镉主要来源于工业废物排放、污水灌溉、大气

收稿日期:2020-04-28 录用日期:2020-08-12

作者简介:张妍(1997一),女,河北廊坊人,硕士研究生,从事环境健康风险评价相关研究。E-mail:1084240091@qq.com

<sup>\*</sup>通信作者:程红光 E-mail:chg@bnu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41171384)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41171384)

沉降和长期施用磷肥等。在矿区附近,镉通常伴随废 渣废水排入土壤,被植物根系吸收和转运,最终在植 物可食部分中积累并通过食物链传递进入人体从而 危害人体健康<sup>[3]</sup>。镉能引发心血管系统和器官损伤 以及代谢类疾病的发生<sup>[4-5]</sup>。目前镉已被联合国环境 规划署(UNEP)、世界卫生组织和美国农业委员会等 列为优先关注污染物之一<sup>[6]</sup>。

膳食暴露是人群暴露于环境中镉污染物的主要 途径[7-8],其中粮食类为镉的主要摄入来源[9]。和普通 蔬菜相比,大米对镉具有较强的富集性[10-11]。以大米 为主食的地区,膳食镉的摄入量超过一半来源于大 米<sup>[12]</sup>。在重金属污染严重的地区种植作物,人群食用 当地自产粮食存在较高风险性。谢团辉等四发现在 土壤重金属超标的福建某矿区,食用当地叶菜、薯类 皆有较高镉暴露风险。食用重金属污灌区种植的小 麦也会给人群带来较高的镉、汞重金属健康风险[14]。 相比粮食作物,某些经济作物例如脐橙对重金属富集 能力较差[15]。通过调整污染区的作物种植结构,可以 有效降低污染区人群健康风险[16-17]。脐橙是柑橘良 种,常种植于南方,同时也是一种很好的经济作物。 本研究旨在对比在重金属污染区脐橙与稻米的健康 风险,并对当地种植结构调整提出可行性分析。不同 年龄段人群的重金属暴露风险存在差异,但对儿童的 影响更大。祝白春等的对南京市居民的膳食镉暴露 进行了评估,结果表明6~17岁人群膳食中每月镉暴 露量比其他年龄人群要高。胡青青等118对西南地区 某硫磺矿废弃复垦地种植的玉米重金属健康风险进 行评估,和成人相比儿童具有更高健康风险。

综上,在重金属污染严重的矿区等地,土壤粮食 安全以及人群健康风险问题不容小觑。本次研究区 南方某县具有较长矿产开采历史,其过程中排放的废 水、废渣等对当地农田土壤造成了严重的重金属污 染。研究区位于中国南方,温暖湿润,降水充足,独特 的气候和土壤条件适宜栽培脐橙,脐橙也是当地的经 济作物。为了评估当地土壤及作物镉污染水平以及 研究种植不同作物对防控当地人群健康风险的可行 性,本研究从该县最主要的3个镇采集土壤、大米样 本以及当地脐橙样品,对不同样本镉含量进行测定。 用地累积指数法评价当地土壤镉污染水平,用危险商 法对当地居民食用自产大米及脐橙进行健康风险评 价。通过分析当地种植结构调整的可行性,为降低当 地镉暴露健康风险、合理利用矿区污染农田、改善居 民生活水平提供依据。

# 1 材料与方法

#### 1.1 研究区概况

南方某县地貌以丘陵为主,主要土壤为红壤、黄 壤、冲积土和紫红色岩系,土壤松软肥沃,富含钾、镁、 钙等矿物。研究区河流密布,纵横交错,水能资源丰 沛。气候温暖湿润,四季分明,雨水充沛。研究区富 含钨、钼、锡、稀土等多种矿产资源,该县素有"世界钨 都"之称<sup>[19]</sup>。自1960年以来开始进行大规模钨矿开 采活动,其排放的废水和废渣等,已对当地农田土壤 和大米种植造成了严重的镉污染。本次选取该县受 钨钼开采废水排放影响的QL镇、CJ镇、XC镇3个乡 镇(图1)进行取样调查。

#### 1.2 样品采集与处理

针对当地矿区分布情况,以及地形特点、农户居 住情况、作物种植情况,将研究区划分为36个网格, 覆盖XC镇、CJ镇、QL镇。随机选取35、58、35家农 户,每户入户采集一份自产大米,共采集大米128份。 为了研究当地土壤整体污染情况,在采集自产大米的 农户附近采集土壤样品,共128份。在3镇网格内脐 橙种植区分别随机采集脐橙2、2、3份,共7份,并采 集脐橙种植耕作层对应土样7份,总共采集土样135 份。土样采集采用蛇形布点法,在每个采样点采集5 份子样品,按等量原则混合作为一份土壤样品。将采 集的大米样品、脐橙样品及土壤样品分别装入聚乙烯 自封袋中,贴好标签,并注明编号、经纬度,记录采样 登记表。





大米和脐橙果肉中的镉含量按照《食品安全国家标准 食品中镉的测定》(GB/T 5009.15)进行测定。大米洗净后风干磨碎,过1 mm尼龙筛后储于玻璃瓶;脐橙果肉磨成匀浆,储于玻璃瓶中;采集的土样除去植物残体、碎石并风干,四分法舍至1.0 kg左右,研磨后过100目筛备用。样品经过微波消解后,采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定。采用经国家认证并授予标准物质证书的标准品,增加平行样,进行质量控制,确保数据准确性。回收率为89%~112%。

# 1.3 地累积指数法

地累积指数法是由德国科学家 Muller<sup>120</sup>于 1969 年提出,根据测得的重金属含量与地球化学背景值 为参数,计算地累积指数并划分污染等级。目前广 泛应用于水体、土壤中重金属污染程度评价。计算 公式如下:

 $I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_i}{k \times R_i}$ 

式中: $I_{geo}$ 为地累积指数; $C_i$ 为土壤样品中重金属i的实测浓度,mg·kg<sup>-1</sup>; $B_i$ 为所测元素的地球化学背景值,mg·kg<sup>-1</sup>;k为修正系数,一般取1.5。根据 $I_{geo}$ 将地累积指数分为7个等级,具体见表1。

表1 地累积指数污染程度分级

Table 1 Cumulative index pollution degree classification

$I_{ m geo}$	污染等级 Pollution degree	污染程度 Pollution level
≤0	0	无污染
0~1	1	轻度污染
1~2	2	中度污染
2~3	3	中度污染-强污染
3~4	4	强污染
4~5	5	强污染-极强污染
>5	6	极强污染

#### 1.4 转移系数

转移系数(Transfer factor, TF)可以用来评估作物 从受污染土壤中富集重金属的能力。计算不同作物 的转移系数,可侧面评估食用矿区种植作物的健康风 险。其计算公式如下<sup>[21]</sup>:

 $TF = \frac{C_L}{C_s}$ 

式中:CL为作物可食用部分重金属元素含量,mg·kg<sup>-1</sup>;Cs为种植该作物的对应土壤中重金属元素总量, mg·kg<sup>-1</sup>。

#### 1.5 镉暴露剂量计算与健康风险评估

重金属经口暴露主要通过饮水、食物、土壤介质

等方式<sup>[22]</sup>。本研究中大米和脐橙中的镉元素通过食物摄入进入人体。采用USEPA推荐的暴露计算模型<sup>[23]</sup>,对不同年龄群体食用自产大米和脐橙果肉的每日镉暴露剂量进行估算,计算公式如下:

# $ADD = \frac{IR \times C \times ED \times EF}{AT \times RW}$

式中:*ADD*(Average daily dose)为通过食用农作物的 重金属平均日摄取量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;*IR*为大米或脐橙 的日均摄入量,g·d<sup>-1</sup>;*C*为大米或脐橙中的镉浓度, mg·kg<sup>-1</sup>,*ED*为暴露持续时长,a;*EF*为暴露频率,d·a<sup>-1</sup>; *AT*为平均暴露时间,d;*BW*为体质量,kg。本文食物 中的镉浓度来源于实验测定结果;食物日均摄入量、 体质量部分来源于美国环保署 EPA 参数手册<sup>1231</sup>和文 献调研<sup>1241</sup>,部分来源于本研究的实地走访调查;暴露 频率和平均暴露时间来源于美国 EPA 参数手册。暴 露参数的取值及数据来源详见表2。

表2 暴露参数取值

Table 2 Values of exposure parameters

参数符号	参数名称	取值	文献来源
Parameter symbols	Parameter name	Value	Sources
IR	食物日均摄入量/(g·d <sup>-1</sup> )	25.8~419.3	[24]、本研究
ED	暴露持续时长/a	2~75	本研究
EF	暴露频率/(d•a-1)	350	[23]
AT	平均暴露时间/d	<i>ED</i> ×365	[23]
BW	体质量/kg	13.4~57.7	[24]、本研究

南方该县主食摄入量主要来源为大米,故采用主食 摄入量代替大米摄入量,水果摄入量代替脐橙摄入量。 不同年龄段的主食、水果摄入量和体质量详见表3,主食 摄入量及30岁以下人群体质量来源于研究区文献调 研<sup>124</sup>;30岁以上人群体质量来源于本研究调查问卷;水果 摄入量来源于《中国人群暴露参数手册(儿童卷:6~17 岁)》<sup>25</sup>和《中国人群暴露参数手册(成人卷)》<sup>26</sup>。

食物经口暴露包含致癌风险和非致癌风险,经口 暴露的致癌性尚未得到一致性结论,故本研究仅探讨 镉暴露的非致癌风险<sup>[27]</sup>。食物非致癌健康风险采用危 害商数(Hazard quotient, *HQ*)来表征,通过日均摄入重 金属剂量(*ADD*)除以每日允许摄入量(Tolerable daily intake, *TDI*)计算,公式如下:

$$HQ = \frac{ADD}{TDI}$$

每日允许摄入量(TDI)根据世界卫生组织 (WHO)和联合国粮食及农业组织(FAO)的规定确 定,2010年,世界卫生组织重新确定了镉摄入量的阈

#### 2020年12月

张妍,等:南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究

## 表3 不同年龄人群主食、水果摄入量及体质量

Table 3 Staple food, fruit intake and weight of different age groups

年龄	主食摄入量	水果摄入量	体质量
Age	Staple food intake/( $g \cdot d^{-1}$ )	Fruit intake/ $(g \cdot d^{-1})$	Body weight/kg
2~3	122.7	61.1	13.4
3~4	128.3	66.6	15
4~5	146.5	53	17.5
5~6	158.4	62.2	19.7
6~9	228.8	63.1	26
9~12	250.8	61.7	35
12~15	331.5	72.9	43.2
15~18	257.2	108.1	51.6
18~30	410.1	25.8	56
30~35	419.3	25.8	52.8
35~40	410.3	25.8	57.7
40~45	332.7	25.8	56.2
45~50	327.4	25.8	57.4
50~55	335	25.8	55.9
55~60	351.9	25.8	54.8
60~65	324.2	25.8	52.6
65~70	295.4	25.8	50.7
70~75	350.1	25.8	49.7
>75	323.2	25.8	46.3

值,并估算了镉的暂定每月耐受摄入量(*PTMI*)为25 μg·kg<sup>-1</sup>体质量(FAO/WHO 2010)。按每月30d计算, *TDI*的计算公式如下:

 $TDI = \frac{PTMI}{30}$ 

当HQ小于1时,表明通过该途径暴露重金属所带来的风险值较低;当HQ大于1时,说明存在潜在的健康风险;如果HQ的值大于10,则说明存在高的慢性风险。

# 2 结果与讨论

#### 2.1 土壤镉含量及污染评价

研究区XC镇、CJ镇、QL镇的土壤镉含量及污染 评价见图2、图3。XC镇的土壤镉含量范围在0.039~ 2.73 mg·kg<sup>-1</sup>,其中存在一异常值,剔除异常值后,该 镇土壤镉含量范围在0.039~1.40 mg·kg<sup>-1</sup>,土壤镉含 量平均值为0.336 mg·kg<sup>-1</sup>,根据《土壤环境质量 农用 地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018) 中的筛选值,土壤样品超标率为41.67%。CJ镇土壤 镉含量范围在0.078~0.859 mg·kg<sup>-1</sup>,剔除异常值后, 该镇土壤镉含量范围在0.078~0.511 mg·kg<sup>-1</sup>,土壤镉 含量平均值为0.242 mg·kg<sup>-1</sup>,土样超标率为28.81%。



图2 研究区3镇土壤镉浓度

Figure 2 Soil cadmium concentrations in three towns in the study area



图3 研究区3镇镉地累积指数评价结果

Figure 3 Evaluation results of accumulative index of cadmium in three towns in the study area

QL镇土壤镉含量范围在 0.083~1.442 mg·kg<sup>-1</sup>, 剔除异 常值后, 该镇土壤镉含量范围在 0.083~1.240 mg· kg<sup>-1</sup>, 土壤镉含量平均值为 0.286 mg·kg<sup>-1</sup>, 土样超标率 为 21.62%。XC、CJ、QL 3个镇土壤样品的镉含量变 异系数分别为 124.9%、52.8% 和 98.3%。可以看出, 研究区 3 镇的土样采集样点存在差异, 尤其是 XC 镇 和 QL镇。

根据测得的土样镉含量以及该省份镉背景值 0.108 mg·kg<sup>-1</sup>,按照地累积指数计算公式,得到研究 区3镇土壤镉污染水平评价结果。研究区镉地累积 指数变化范围为-2.04~4.07,污染级别从无污染至强 污染。在135个土壤样品中,93个样品均受到了不同 程度的污染,占总样品数的68.9%,仅42个样品属于 无污染状态。其中,轻度污染的样品个数为56个,占 总样品个数的41.48%,中度污染的样品个数为56个,占 总样品个数的41.48%,中度污染的样品个数为27个, 占总样品个数的20%,中强度污染及以上的土壤样品 个数为10个,占总样品个数的7.41%。基于地累积指 数计算结果计算3个镇的样品污染率,XC镇的土壤 样品污染率为70.27%,CJ镇的土壤样品污染率为 68.33%,QL镇的土壤样品污染率为68.72%。整体上 看,南方该县的土壤镉污染情况较严峻,出现了不同 程度的镉污染,主要集中于轻度、中度污染。

# 2.2 大米、脐橙镉含量分析

大米镉含量见图4。XC镇共入户采集了35份自 产大米样本,经检测,镉浓度范围在0.006 6~1.0737 mg·kg<sup>-1</sup>,均值为0.3259 mg·kg<sup>-1</sup>。CJ镇共采集58份 自产大米样本,镉浓度范围在0.005 8~0.570 6 mg· kg<sup>-1</sup>,均值为0.1704 mg·kg<sup>-1</sup>。QL镇共采集35份自产 大米,统计结果显示有1异常值,剔除后可得镉浓度 范围在 0.007 5~0.277 4 mg·kg<sup>-1</sup>,均值为 0.082 0 mg· kg<sup>-1</sup>。根据《食品安全国家标准食品中污染物限量》 (GB 2762-2017)中的规定,大米镉含量限值为0.2 mg·kg<sup>-1</sup>,按此标准,XC镇、CJ镇、OL镇3镇采集的大 米样品镉含量超标率分别为48.57%、34.48%、8.82%。 由以上统计数据可知,XC镇的自产大米镉和其他两 镇相比镉含量较高,且均值超过食物中镉浓度0.2 mg·kg<sup>-1</sup>的规定。XC镇大米样品75%分位值已接近 食物中镉标准含量限值的3倍,故XC镇的大米镉污 染较为严重,CJ镇和OL镇的自产大米镉含量平均值 虽在国家标准限值以下,但样品中仍有34.48%和 8.82%的超标率。整体看来,研究区3镇的自产大米 均有不同程度的镉污染,自产大米的污染程度高低顺 序为XC镇>CJ镇>OL镇。一方面与当地土壤镉含量 普遍较高有关,另一方面是因为大米自身对重金属的 富集能力强。计算 XC、CJ、QL 3个镇大米镉含量的 变异系数,分别为105.76%、86.33%、89.72%,故在3 镇采集的大米样品存在一定差异性。

XC、CJ、QL 3镇采集的共7份脐橙样本的镉浓度

农业环境科学学报 第39卷第12期

及相对应的土壤镉浓度情况见表4。按照《食品安全 国家标准食品中污染物限量》(GB 2762-2017)中的 规定,水果中镉含量限值为0.05 mg·kg<sup>-1</sup>,研究区所采 集的全部样本镉浓度均低于此限值,镉浓度范围在 0.003 0~0.005 4 mg·kg<sup>-1</sup>, 3 镇脐橙镉浓度均值为 0.0044 mg·kg<sup>-1</sup>,远低于此限值。7个脐橙样品镉浓度 变异系数为22.73%,因此采集的几个脐橙样本差异 较小。脐橙样品采集处土壤镉含量有一处超标,该处 对应土壤镉浓度为0.3452 mg·kg<sup>-1</sup>,该处脐橙镉含量 为0.0054 mg·kg<sup>-1</sup>,为样品中的最大值。对脐橙果肉 的转运系数进行计算,得到几个脐橙果肉样品的转运 系数在0.012 0~0.061 1。不同品种的大米对镉的转 运系数普遍在0.5~1.2<sup>[28-29]</sup>,茎叶类蔬菜对金属镉的转 运系数在0.086~1.073[30],马铃薯对金属镉的转运系数 在0.166~0.509[31],因此,和大米及蔬菜可食部位等相 比,脐橙果肉对重金属的富集能力较差。

# 2.3 食用大米、脐橙的不同人群的健康风险

根据暴露剂量公式对研究区3个镇不同年龄群



图4 研究区3镇大米镉浓度

Figure 4 Cadmium concentration in rice of three towns in the study area

表4 研究区采集的脐橙样本及对应土壤镉浓度

编号	脐橙镉浓度	对应土壤镉浓度	土壤-脐橙转运系数
NO.	Cadmium concentration of navel orange/(mg $\boldsymbol{\cdot}$ kg $^{-1})$	Corresponding cadmium concentration/( $mg \cdot kg^{-1}$ )	Transport coefficient
XC-1	0.003 0	0.250 4	0.012 0
XC-2	0.003 0	0.110 1	0.027 3
CJ-1	0.005 4	0.345 2	0.015 6
CJ-2	0.005 1	0.115 4	0.044 2
QL-1	0.005 1	0.139 3	0.036 6
QL-2	0.004 2	0.111 8	0.037 6
QL-3	0.005 1	0.083 4	0.061 1
均值±标准偏差	0.004 4±0.001 0	0.165 1±0.096 1	0.033 5
上四分位值(P25)	0.003 6	0.110 9	0.021 4
下四分位值(P75)	0.005 1	0.194 8	0.040 9

Table 4 Navel orange samples collected in the study area and the corresponding soil cadmium concentration

体摄入自产大米的每日镉暴露剂量(ADD)进行估算, 再利用危害商数(HO)计算公式对3个镇食用自产大 米的健康风险分别进行计算。表5为XC、CL、OL3镇 的不同年龄段居民食用自产大米的日均镉摄入量和 健康风险评价。XC镇同CJ、OL两镇相比在各个年龄 群体的危害商数均为最大,且HO均值除15~18岁群 体外都大于2.故通过食用自产大米摄入的镉含量对 不同年龄层都具有较高的风险水平。CJ镇各个年龄 段的HO均值在1~2,说明该镇整体上各类人群食用 自产大米都存在一定风险性。OL镇HO平均值除2~ 3岁群体外均小于1,整体上污染程度较轻。分析3镇 HO不同分位处的值,3个镇25%分位处HO值均小于 1,在75%点位处HO除了QL镇15~18、40~55、60~70 年龄段人群以外,其余均大于1。从不同年龄段群体 的健康风险对比来看,研究区3镇均是15~18岁人群 健康风险最小,从年龄层上看呈现出先递减再缓慢递 增到平稳的趋势。因此,食用镉污染区自产大米,可 能对当地儿童产生高的健康风险,说明儿童对重金属 污染更敏感,可能是由于儿童身体各组织器官尚未发 育完全,肝肾等代谢器官的解毒、排泄功能较弱[32],故 需要人为采取措施干预。

对研究区3镇不同人群食用脐橙的镉日均摄入量(ADD)和健康风险指数(HQ)进行计算,计算结果见表6。XC、CJ、QL 3镇通过食用脐橙的镉摄入量分别为7.87E-06、1.38E-05、1.26E-05 mg·kg<sup>-1</sup>。3个镇健康风险指数均小于1,故在研究区通过食用脐橙摄入金属镉的风险较小,这与脐橙对土壤镉的富集能力较差有关。

研究区食用自产大米的HQ较高,除了与当地的 镉污染有关以外,也可能与大米摄入量较高有关。有 调查表明研究区大米占总膳食摄入的80%(男性)和 83%(女性),而米镉占总的膳食镉摄入的96%(男性) 和97%(女性)<sup>[33]</sup>,膳食镉摄入的主要贡献者是大米。 2017年研究区所在县粮食作物生产数据显示,该县 稻谷种植面积达到了全县粮食作物播种面积的87%, 研究区所在地稻谷种植面积大、占粮食作物总播种面 积比例高。《中国人群暴露参数手册(成人卷)》中数据 显示,研究区所在省农村食用自产大米比例达 83.18%。

# 3 讨论

整体来看,研究区3镇采集的土壤样品均受到不

表5 3镇不同人群大米镉日均摄入量(ADD)及健康风险指数(HQ)

Table 5 Average rice cadmium intake	(ADD)	) and health risk index	(HQ	) of different	populations	in three towns
-------------------------------------	-------	-------------------------	-----	----------------	-------------	----------------

		XC镇	É.			CJ	镇			QL钅	真	
年龄 Age	$\begin{array}{c} ADD \\ (\mathrm{mg}\!\cdot\!\mathrm{kg}^{-1}\!\cdot\!\mathrm{d}^{-1}) \end{array}$	HQ (均值)	<i>HQ</i> (P25)	<i>HQ</i> (P75)	$\begin{array}{c} ADD / \\ (\mathrm{mg}\!\cdot\!\mathrm{kg}^{-1}\!\cdot\!\mathrm{d}^{-1}) \end{array}$	HQ (均值)	<i>HQ</i> (P25)	<i>HQ</i> (P75)	$\begin{array}{c} ADD / \\ (\mathrm{mg}\!\cdot\!\mathrm{kg}^{\text{-1}}\!\cdot\!\mathrm{d}^{\text{-1}}) \end{array}$	HQ (均值)	<i>HQ</i> (P25)	<i>HQ</i> (P75)
2~3	2.98E-03	3.58	0.51	6.00	1.56E-03	1.87	0.46	2.88	8.41E-04	1.01	0.26	1.43
3~4	2.79E-03	3.34	0.48	5.61	1.46E-03	1.75	0.43	2.69	7.86E-04	0.94	0.24	1.34
4~5	2.73E-03	3.27	0.47	5.49	1.43E-03	1.71	0.42	2.63	7.69E-04	0.92	0.23	1.31
5~6	2.62E-03	3.14	0.45	5.27	1.37E-03	1.64	0.40	2.53	7.39E-04	0.89	0.23	1.26
6~9	2.87E-03	3.44	0.49	5.77	1.50E-03	1.80	0.44	2.77	8.08E-04	0.97	0.25	1.37
9~12	2.34E-03	2.80	0.40	4.70	1.22E-03	1.47	0.36	2.25	6.58E-04	0.79	0.20	1.12
12~15	2.50E-03	3.00	0.43	5.03	1.31E-03	1.57	0.38	2.41	7.05E-04	0.85	0.22	1.20
15~18	1.62E-03	1.95	0.28	3.27	8.49E-04	1.02	0.25	1.57	4.58E-04	0.55	0.14	0.78
18~30	2.39E-03	2.86	0.41	4.80	1.25E-03	1.50	0.36	2.30	6.73E-04	0.81	0.21	1.14
30~35	2.59E-03	3.11	0.45	5.20	1.35E-03	1.62	0.40	2.50	7.30E-04	0.88	0.22	1.24
35~40	2.32E-03	2.78	0.40	4.66	1.21E-03	1.45	0.35	2.24	6.53E-04	0.78	0.20	1.11
40~45	1.93E-03	2.32	0.33	3.88	1.01E-03	1.21	0.29	1.86	5.44E-04	0.65	0.17	0.92
45~50	1.86E-03	2.23	0.32	3.74	9.72E-04	1.17	0.28	1.79	5.24E-04	0.63	0.16	0.89
50~55	1.95E-03	2.34	0.34	3.93	1.02E-03	1.23	0.30	1.88	5.50E-04	0.66	0.17	0.94
55~60	2.09E-03	2.51	0.36	4.21	1.09E-03	1.31	0.32	2.02	5.90E-04	0.71	0.18	1.00
60~65	2.01E-03	2.41	0.35	4.04	1.05E-03	1.26	0.31	1.94	5.66E-04	0.68	0.17	0.96
65~70	1.90E-03	2.28	0.33	3.82	9.93E-04	1.19	0.29	1.83	5.35E-04	0.64	0.16	0.91
70~75	2.30E-03	2.75	0.39	4.62	1.20E-03	1.44	0.35	2.21	6.47E-04	0.78	0.20	1.10
>75	2.27E-03	2.73	0.39	4.57	1.19E-03	1.43	0.35	2.19	6.41E-04	0.77	0.20	1.09

农业环境科学学报 第39卷第12期

年龄	XC镇		CJ镇		QL镇	QL镇		
Age	$ADD/(mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1})$	HQ	$ADD/(mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1})$	HQ	$ADD/(mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1})$	HQ		
2~3	1.37E-05	0.016 4	2.39E-05	0.028 7	2.19E-05	0.026 3		
3~4	1.33E-05	0.016 0	2.33E-05	0.028 0	2.13E-05	0.025 6		
4~5	9.09E-06	0.010 9	1.59E-05	0.019 1	1.45E-05	0.017 4		
5~6	9.47E-06	0.011 4	1.66E-05	0.019 9	1.52E-05	0.018 2		
6~9	7.28E-06	0.008 7	1.27E-05	0.015 3	1.16E-05	0.014 (		
9~12	5.29E-06	0.006 3	9.26E-06	0.011 1	8.46E-06	0.010 2		
12~15	5.06E-06	0.006 1	8.86E-06	0.010 6	8.10E-06	0.009 7		
15~18	6.28E-06	0.007 5	1.10E-05	0.013 2	1.01E-05	0.012		
>18	1.38E-06	0.001 7	2.42E-06	0.002 9	2.21E-06	0.002		
均值	7.87E-06	0.009 4	1.38E-05	0.016 5	1.26E-05	0.015		

表63镇不同人群食用脐橙镉日均摄入量(ADD)及健康风险指数(HQ)

同程度的镉污染。从土壤镉浓度均值来看, XC镇土 壤镉平均值最高,为0.336 mg·kg<sup>-1</sup>。从各镇土样超标 率来看,XC镇的超标率依然最高,为41.67%,CJ、QL 两镇的超标率分别为28.81%和21.62%。因此,XC镇 的土壤镉污染情况最严重, OL镇土样镉浓度稍高于 CJ镇,CJ镇样品超标率略高于OL镇,但二者无显著 性差异(P>0.05)。根据变异系数, XC镇和QL镇样品 中的镉含量有很大差异,受人类活动的影响较大。从 地理位置来看,由于采集住户的位置较为分散,XC镇 采样地点的南北跨度最大。由于开矿引起的重金属 污染在土壤介质中分布不均匀,在局部地区土壤污染 可能更为严重,因此样品的污染差异较大。研究区以 平原和丘陵地区为主,主要土壤为红壤、黄壤、河流冲 积土和紫红色岩系发育土壤。不同土壤母质类型会 影响重金属的含量及迁移转化<sup>[34]</sup>,钙质紫色砂页岩、 石灰岩和河流冲积物发育的土壤中镉的含量较其他 母质发育的土壤高[35]。通过对超标土壤采样点位置 分析发现,XC镇最北部存在镉超标点位,原因是此处 存在丰富的紫色页岩,除人为开矿因素外,也受到自 然因素影响。XC镇河流下游处也存在高污染点位, 是由于该镇某矿区位于河岸处,矿区冶炼的污水大部 分排入河流,大量镉元素经污水灌溉等方式进入当地 农田。其次,采矿过程中产生大量废渣,其中的镉重 金属经过雨水冲刷淋溶等作用进入到农田土壤中,因 此加重了重金属的异常迁移<sup>[36]</sup>。OL镇整体土壤镉超 标率较低,但该镇西北部仍存在高污染点位。OL镇 的高污染点位主要位于该镇矿区周围,是该镇所有采 样点中距离矿区最近的采样点。刘硕等阿对龙口矿 区附近的土壤重金属特征进行分析,同样发现当地空

间分布呈现矿区周围最高,其他部位含量较低的特征,当地土壤镉污染主要来源于工业活动。此外,研究区农业种植规模较大,大范围施用化学肥料<sup>[38]</sup>也会造成当地农田镉累积,尤其是磷肥的施用。王珂等<sup>[39]</sup> 长期对小麦和水稻施用磷肥进行试验,结果发现长期施肥土壤有效镉含量明显高于对照组。

通过分析可得3镇的自产大米均出现镉含量超 标现象,大米镉污染程度依次是XC镇、CJ镇和OL 镇,3镇镉含量均值存在显著性差异(P<0.05)。3镇 所采集的大米样品变异系数均较高,推测是由于入户 采集大米样本的位置较为分散,而当地土壤镉污染程 度也存在一定差异。根据《食品安全国家标准食品 中污染物限量》(GB 2762-2017)中的大米镉含量限 值规定,对研究区采集的超标大米和当地土壤点位污 染程度进行对应分析。XC镇的大米镉超标率最高, 为48.57%。对3个镇超标大米以及采集处的土样进 行对应分析,结果见表7。整体看来,镉超标大米采 集处对应的土壤样品普遍呈现较高的镉污染率,OL 镇超标大米对应的土壤样品污染率达到了100%,土 样镉含量均值达到0.901 mg·kg<sup>-1</sup>。3镇未超标的大米 中镉含量均低于0.1 mg·kg<sup>-1</sup>,对应的土壤镉含量均低 于0.3 mg·kg<sup>-1</sup>。因此研究区当地的土壤镉污染状况 一定程度上影响了当地自产大米的镉含量。除去因 当地矿区、农业活动等影响导致土壤中的镉含量整体 较高外,大米镉含量另一方面也与其对重金属具有较 强的富集性有关。和一般作物相比,水稻对重金属具 有较强的富集能力,有研究表明稻米镉的超标率达到 28.4%<sup>[40]</sup>。土壤环境的不同也会影响稻米对镉的吸 收[41],例如土壤类型、有机质、土壤 pH 等影响因

2020年12月

Table 7 Cadmium in rice and soil contamination rate in the study area									
研究区 Research areas	超标大米镉含量 Cadmium of excessive rice samples/(mg·kg <sup>-1</sup> )	超标大米对应土样镉含量 Soil cadmium of corresponding excessive rice samples/(mg•kg <sup>-1</sup> )	超标大米对应 土样污染率 Contamination rate of soil samples of excessive rice/%	未超标大米镉含量 Cadmium of non- excessive rice samples/(mg·kg <sup>-1</sup> )	未超标大米对应土样镉含量 Soil cadmium of corresponding non-excessive rice samples/(mg•kg <sup>-1</sup> )	未超标大米对应 土样污染率 Contamination rate of soil samples of non- excessive rice/%			
XC镇	0.607±0.295	$0.669 \pm 0.644$	76.5	$0.061 \pm 0.051$	0.173±0.093	16.7			
CJ镇	0.339±0.110	0.266±0.103	35.0	$0.082 \pm 0.062$	0.246±0.149	26.3			
QL镇	$0.295 \pm 0.091$	0.901±0.456	100.0	$0.066 \pm 0.053$	0.261±0.213	16.1			

表7 研究区大米镉超标情况与土壤样品污染率

素<sup>[42-43]</sup>。相比大米,脐橙中的镉含量普遍较低,这是 由于脐橙对镉的富集性不强。脐橙在生长过程中,果 肉部分对重金属的富集能力比树根低 3~4 个数量 级<sup>[44]</sup>,而通过本研究也得出了转运系数在 0.012~ 0.061,和大米、蔬菜等作物相比,富集能力较差。

整体来看,研究区所产大米镉含量超标率较高, 尤其是XC、CJ两镇,HO均值都大于1,75%暴露位点 处HQ在1~6,故食用自产大米可能对当地少部分人 群产生高的慢性健康风险,需要采取措施干预。采用 特定试剂淋洗土壤可以降低大米中镉含量,但成本 高,负面效应难以评估。而食用镉含量达标的市售大 米可以很大程度降低HQ,结合饮食结构的微调,适当 降低饮食中大米摄入量,有望控制HQ在1以内。在 相同的镉污染区种植出的脐橙镉含量很低,远低于水 果镉含量限值0.05 mg·kg<sup>-1</sup>。因此,建议当地改变土 地利用方式,镉污染较重地区不种水稻,人群饮食用 市售大米代替自产大米,可以满足降低研究区居民饮 食镉暴露健康风险的需要。根据研究区所在省份 2015年统计年鉴,研究区所在省的农作物主要有粮 食作物(谷物、豆类、薯类)、油料、棉花、蔬菜及食用 菌、瓜果类等。对研究区所在省2009—2015年7年的 水果产量、种植面积数据进行分析,7年中,柑橘种植 面积稳占水果总种植面积的80%左右,柑橘产量连 续7年稳占水果产量的60%左右。若研究区在高风 险水稻种植区改种脐橙,种植模式、种植人员、脐橙树 苗品种、施用肥料种类、农药施用量、气候状况、营销 路径等诸多因素都会影响脐橙的种植成本和收益,改 种脐橙的成本和收益并不固定。按照该县2015年国 民经济和社会发展统计公报,脐橙种植面积1677 hm<sup>2</sup>,产量 21 025 t,可计算出产量均值为 12.54 t· hm<sup>-2</sup>。研究区所在县人民政府网站2017年农业经济 运行情况分析中,脐橙订购价为5.0元·kg<sup>-1</sup>左右,按照 产量平均值计算,种1hm2脐橙大约可以收获62388 元,该值建立在平均产量基础上,实际产业化种植每

公顷产值应该要高于此值。种脐橙第一年投入最多, 包含种苗费、种植费用、管理费用,以后每年仅管理费 用,直到挂果后开始获利,前3~4年亏本,为了改善当 地农民健康状况,需要政府采取一定补贴或其他措施, 帮助镉污染区农民顺利过渡为果农。镉污染区改种 脐橙还要考虑市场需求,避免市场饱和,增加脐橙售卖 途径,使得当地居民改种脐橙后,降低镉暴露健康风险 的同时可以改善生活水平。

# 4 结论

(1)研究区3镇土壤均存在不同程度的镉污染, 土壤镉浓度范围在0.078~1.40 mg·kg<sup>-1</sup>,其中XC镇整 体最严重。地累积指数评价显示,在采集的135个 土壤样品中,93个样品受到了不同程度的污染,占 总样品数的68.9%,污染样品中主要是轻度和中度 污染。

(2)研究区3镇的自产大米镉含量均存在超标, XC、CJ、QL3镇的米镉超标率分别为48.57%、 34.48%、8.82%,XC镇的米镉污染情况最严重。经计 算XC、CJ两镇不同年龄阶段食用自产大米的危害商 数(HQ)远大于1,故健康风险较大。而所产脐橙果肉 中镉含量很低,食用脐橙果肉对人体产生的健康风险 小,HQ远小于1。同时脐橙果肉对金属镉的富集系 数较小,相比蔬菜、谷物等,是一种适合在镉污染严重 地区种植的作物。

(3)研究区独特的气候和土壤条件为改种脐橙提 供了便利的条件,脐橙是一种很好的经济作物,在世 界最大钨矿附近的重金属污染土壤适当推广"水改 旱",改种脐橙,是解决当地居民膳食镉暴露健康风险 的有效途径。

#### 参考文献:

<sup>[1]</sup> Hu W Y, Huang B, He Y, et al. Assessment of potential health risk of heavy metals in soils from a rapidly developing region of China[J]. *Hu-man & Ecological Risk Assessment*, 2016, 1(22):211-225.

农业环境科学学报 第39卷第12期

- [2] Song W E, Chen S B, Liu J F, et al. Variation of Cd concentration in various rice cultivars and derivation of cadmium toxicity thresholds for paddy soil by species-sensitivity distribution[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 9(14):1845–1854.
- [3] Xiao W, Ye X, Zhang Q, et al. Evaluation of cadmium transfer from soil to leafy vegetables: Influencing factors, transfer models, and indication of soil threshold contents[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2018, 164: 355– 362.
- [4] Sigel A, Sigel H, Sigel R K. Cadmium: From toxicity to essentiality[M]. Dordrecht: Springer, 2013, 11:1559–0836
- [5] 祝白春, 王艳莉, 郭宝福, 等. 2013—2016年南京市民膳食中镉暴露 风险评估[J]. 实用预防医学, 2019, 26(9):1027–1030. ZHU Bai-chun, WANG Yan-li, GUO Bao-fu, et al. Risk assessment of cadmium dietary exposure among residents in Nanjing, 2013—2016. *Practical Preventive Medicine*, 2019, 26(9):1027–1030.
- [6] 董欣悦, 宋超, 张石云,等.中华绒螯蟹不同可食部位对重金属镉的 富集效应研究[J]. 中国农学通报, 2019, 35(21):141-147. DONG Yue-xin, SONG Chao, ZHANG Shi-yun, et al. *Eriocheir sinen-sis*: Enrichment effect of heavy metal cadmium in different edible parts [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2019, 35(21):141-147.
- [7] FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants[R]. Geneva: WHO, 1989.
- [8] Nawrot T, Plusquin M, Hogervorst J, et al. Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: A prospective population-based study[J]. *Lancet Oncology*, 2006, 7(2):119–126.
- [9]张岳,路凯,李秋娟,等.南方镉污染X镇人群膳食镉摄入现状调查[J].现代预防医学,2008(21):4140-4142.

ZHANG Yue, LU Kai, LI Qiu-juan, et al. Investigation on present situation of dietary intake of cadmium in X town in south China[J]. *Modem Preventive Medicine*, 2008(21):4140–4142.

- [10] Nahid V, Javad F, Hossein HT, et al, The high levels of heavy metal accumulation in cultivated rice from the Tajan River basin: Health and ecological risk assessment[J]. *Chemosphere*, 2020, 245:125639.
- [11] 王姗姗, 王颜红, 王世成, 等. 辽北地区农田土壤-作物系统中Cd、 Pb的分布及富集特征[J]. 土壤通报, 2010, 41(5):1175-1179.
  WANG Shan-shan, WANG Yan-hong, WANG Shi-cheng, et al. Distribution and accumulation of heavy metals in agricultural soil-crop systems of Tieling area, Liaoning Province[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2010, 41(5):1175-1179.
- [12] Cai S, Yue L, Shang Q, et al. Cadmium exposure among residents in an area contaminated by irrigation water in China[J]. Bulletin of the World Health Organization, 1995, 73(3):359-367.
- [13] 谢团辉, 郭京霞, 陈炎辉, 等. 福建省某矿区周边土壤-农作物重金
   属空间变异特征与健康风险价[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38
   (3):544-554.

XIE Tuan-hui, GUO Jing-xia, CHEN Yan-hui, et al. Spatial variability and health risk assessment of heavy metals in soils and crops around the mining area in Fujian Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(3):544–554.

[14] 孙亚芳, 王祖伟, 孟伟庆, 等. 天津污灌区小麦和水稻重金属的含量及健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(4):679-685. SUN Ya-fang, WANG Zu-wei, MENG Wei-qing, et al. Contents and health risk assessment of heavy metals in wheat and rice grown in Tianjin sewage irrigation area, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(4):679-685.

[15] 陈永涛, 李金强.不同品种柑橘系统重金属富集特征研究[J]. 中国园艺文摘, 2016, 32(7):20-21, 96. CHEN Yong-tao, LI Jin-qiang. Studies of heavy metal enrichment characteristics on different citrus varieties[J]. *Chinese Horticultural Digest*, 2016, 32(7):20-21, 96.

[16] 仝桂杰, 陈东湘, 吴绍华, 等. 水稻和蔬菜的膳食结构变化对农村 居民镉摄入健康风险的影响——以珠海市斗门区为例[J]. 农业环 境科学学报, 2019, 38(8):2002-2010.

TONG Gui-jie, CHEN Dong-xiang, WU Shao-hua, et al. Effects of changes in rice and vegetable-based dietary structure on health risk from cadmium intake for rural residents: A case study of Doumen District, Zhuhai City, China[J]. *Journal of Agro – Environment Science*, 2019, 38(8):2002–2010.

[17] 李成.固废拆解污染区与修复区蔬菜多氯联苯污染及其健康风险 评估[D]. 杭州:浙江大学, 2016:49-54.

LI Cheng. Pollution and health risk assessment of PCBs in vegetables in E-waste recycling pollution area and remediated area[D]. Hangzhou:Zhejiang University, 2016:49-54.

- [18] 胡青青, 聂超甲, 沈强, 等. 矿业废弃复垦地主导作物重金属健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(3):534-543.
  HU Qing-qing, NIE Chao-jia, SHEN Qiang, et al. Assessment of health risk of heavy metals in major crops in mining abandoned reclamation land[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(3): 534-543.
- [19] 张国栋. 中国去年钨矿超采近5万吨世界钨都十年后或枯竭[J]. 西部资源, 2014(2):50.

ZHANG Guo-dong. China last year mined nearly 50, 000 tonnes of the world's tungsten after a decade or so of depletion[J]. *Western Resources*, 2014(2):50.

- [20] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. Geojournal, 1969, 2:108–118.
- [21] 鲁潇,于坤,孙庆业,等.铜陵矿区周边莲藕重金属元素含量及健康风险评价[J].农业环境科学学报,2019,38(9):2049-2056. LU Xiao, YU Kun, SUN Qing-ye, et al. Heavy metal content and health risk assessment of lotus roots around the Tongling mining area, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(9):2049-2056.
- [22] 段小丽, 聂静, 王宗爽, 等. 健康风险评价中人体暴露参数的国内外研究概况[J]. 环境与健康杂志, 2009, 26(4):370-373.
  DUAN Xiao-li, NIE Jing, WANG Zong-shuang, et al. Human exposure factors in health risk assessment[J]. *Environ Health*, 2009, 26 (4):370-373.
- [23] USEPA. Exposure factors handbook[M]. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA: Office of Research and Development, 1997.

[24] 韩雪梅,张文丽,尚琪. 江西省大余县人群累积大米消费量的曲线 拟合及估计值[J]. 卫生研究, 2016, 45(4):620-623.
HAN Xue-mei, ZHANG Wen-li, SHANG Qi. Curve fitting and estimates of the cumulative rice consumption of resident in Dayu County of Jiangxi Province[J]. Journal of Hygiene Research, 2016, 45(4): 620-623.

[25] 赵秀阁, 段小丽. 中国人群暴露参数手册(儿童卷:6~17岁)[M]. 北京:中国环境出版社, 2016:25-854.

ZHAO Xiu-ge, DUAN Xiao-li. Exposure factors handbook of Chinese population[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2016:25-854.

[26] 赵秀阁, 段小丽. 中国人群暴露手册(成人卷)[M]. 北京:中国环境 出版社, 2013: 39-830.

ZHAO Xiu-ge, DUAN Xiao-li. Exposure factors handbook of Chinese population[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2013: 39-830.

- [27] USEPA. Risk assessment guidance for superfund[S]. Volume I : (Part A: human health evaluation manual;Part E, supplemental guidance for dermal risk assessment;Part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment), 2011, 540/1-89/002.
- [28] 王琳, 杜瑞英, 王旭, 等. 不同品种稻米重金属富集差异研究[J]. 热带农业科学, 2015, 35(6):56-61, 81.
   WANG Lin, DU Rui-ying, WANG Xu, et al. Difference in heavy met-

als' enrichment of different varieties of rice[J]. Chinese Journal of Tropical Agriculture, 2015, 35(6):56-61, 81.

- [29] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 水稻、小麦籽粒砷、镉、铅富集系数分 布特征及规律[J]. 环境科学, 2010, 31(2):488-495. ZHANG Hong-zhen, LUO Yong-ming, ZHANG Hai-bo, et al. Characterizing the plant uptake factor of As, Cd and Pb for rice and wheat cereal[J]. Environmental Science, 2010, 31(2):488-495.
- [30] 邹素敏, 杜瑞英, 文典, 等. 不同品种蔬菜重金属污染评价和富集 特征研究[J]. 生态环境学报, 2017, 26(4):714-720. ZOU Su-min, DU Rui-ying, WEN Dian, et al. Enrichment characteristics analysis and assessment on heavy metal contamination of different vegetables[J]. *Ecology and Environmental Science*, 2017, 26(4): 714-720.
- [31] 鄢铮,彭琼. 马铃薯对土壤中4种重金属富集能力的差异[J]. 中国农学通报, 2020, 36(2):10-17.
  YAN Zheng, PENG Qiong. Absorptive capacity of potato varieties to four heavy metals in soil[J]. China Agricultural Science Bulletin, 2020,

36(2):10-17.

- [32] 王北洪, 马智宏, 冯晓元, 等. 北京市蔬菜重金属含量及健康风险 评价[J]. 食品安全质量检测学报, 2015, 6(7):2736-2745.
  WANG Bei-hong, MA Zhi-hong, FENG Xiao-yuan, et al. Concentrations and health risk evaluation of heavy metals in vegetables in Beijing[J]. Journal of Food Safety and Quality, 2015, 6(7):2736-2745.
- [33] Zhang W, Zheng J, Han X, et al. Comparison of dietary cadmium exposure among the general population from two cadmium-polluted regions in China[J]. *Journal of Pollution Effects & Control*, 2016, 4 (3):167.
- [34] Sun C Y, Liu J S, Wang Y, et al. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and sources of heavy metals in agricultural soil in Dehui, Northeast China[J]. *Chemosphere*, 2013, 92 (5): 517–523.
- [35]何腾兵,董玲玲,李广枝,等.喀斯特山区不同母质(岩)发育的土壤主要重金属含量差异性研究[J].农业环境科学学报,2007,27 (1):188-193.

HE Teng-bing, DONG Ling-ling, LI Guang-zhi, et al. Differences of heavy metal contents in soils derived from different parent materials/rocks in Karst mountain area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 27(1):188–193.

- [36] 郭伟,赵仁鑫,张君,等.内蒙古包头铁矿区土壤重金属污染特征及其评价[J].环境科学,2011,32(10):3099-3105.
  GUO Wei, ZHAO Ren-xin, ZHANG Jun, et al. Distribution characteristic and assessment of soil heavy metal pollution in the iron mining of Baotou in Inner Mongolia[J]. Environmental Science, 2011, 32(10): 3099-3105
- [37] 刘硕, 吴泉源, 曹学江, 等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(1):270-279.
  LIU Shuo, WU Quan-yuan, CAO Xue-jiang, et al. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City[J]. Environmental Science, 2016, 37(1):270-279.
- [38] Lv J S, Zhang Z L, Li S, et al. Assessing spatial distribution, sources, and potential ecological risk of heavy metals in surface sediments of the Nansi Lake, Eastern China[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2014, 299(3):1671–1681.
- [39] 王珂, 徐春丽, 张宇亭, 等. 长期不同施肥下紫色土-作物体系镉累积及安全性评估[J]. 中国农业科学, 2018, 51(18):3542-3550.
  WANG Ke, XU Chun-li, ZHANG Yu-ting, et al. Cd accumulation and safety assessment of soil-crop system induced by long-term different fertilization[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51 (18): 3542-3550.
- [40] 马彦. 土壤重金属污染及其植物修复研究综述[J]. 甘肃农业科技, 2016(2):69-75.

MA Yan. Research summary on soil heavy metal pollution and its phytoremediation[J]. *Gansu Agricultural Science and Technology*, 2016 (2):69–75.

[41] 李志涛, 王夏晖, 赵玉杰, 等. 南方典型区域水稻镉富集系数差异 影响因素探析[J]. 环境科学与技术, 2017, 40(10):1-7.
LI Zhi-tao, WANG Xia-hui, ZHAO Yu-jie, et al. Analysis of the difference and causes in rice cadmium uptake factor in typical south region[J]. *Environmental Science & Technology*. 2017, 40(10):1-7.

- [42] Zhao X, Jiang T, Du B. Effect of organic matter and calcium carbonate on behaviors of cadmium adsorption desorption on/from purple paddy soils[J]. *Chemosphere*, 2014(99):41–48.
- [43] Ye X, Ma Y, Sun B. Influence of soil type and genotype on Cd bioavailability and uptake by rice and implications for food safety[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(9):1647-1654.
- [44] 汪振立, 徐明, 邓通德, 等. 自然土壤环境下脐橙植物体稀土累积特征[J]. 中国稀土学报, 2009, 27(5):704-710.
  WANG Zhen-li, XU Ming, DENG Tong-de, et al. Accumulation features of rare earth elements in navel orange plant and natural soil environment[J]. Journal of the Chinese Society of Rare Earths, 2009, 27(5):704-710.