

中国花生中镉含量调查与膳食风险评估

陈志军¹, 宋 雯², 李培武³, 丁小霞³, 王 敏^{1*}, 钱永忠¹

(1.中国农业科学院农业质量标准与检测技术研究所/农产品质量与食品安全重点开放实验室, 北京 100081; 2.扬州大学农学院生物统计与试验设计教研室, 江苏 扬州 225009; 3.中国农业科学院油料作物研究所质量标准与食品安全研究室, 武汉 430062)

摘 要:为考察中国花生中镉元素含量水平及地区、品系间的差异,对其膳食暴露风险进行评估,2009、2010 年在安徽等 13 个花生主产省对多个品系抽样检测了 2 578 份花生样品,结合中国居民 4 个消费人群及其亚群的花生消费量与体重信息,采用非参数概率方法对花生镉的膳食暴露量进行了估计。镉含量采用原子吸收分光光度计 TAS-986(G)测定,最低检测限(LOD)为 0.000 1 mg·kg⁻¹,定量限(LOQ)为 0.000 3 mg·kg⁻¹。检测结果表明,花生镉元素的平均含量为 0.163 4 mg·kg⁻¹,仅有 2.4%的样品镉含量超出最高限量(ML,0.5 mg·kg⁻¹);各省花生中镉含量的差异不明显,不同年份、品系间及品系内的镉含量存在一定差异。将膳食暴露评估结果比照 JECFA 推荐的暂定每月耐受摄入量(PTMI)25 μg·(kg·bw)⁻¹,花生镉的膳食暴露风险总体轻微。一般消费水平下,人群的暴露量远低于 PTMI 值;高消费水平下,人群中有 5%的个体暴露量接近或超过 PTMI 值,有一定潜在风险。

关键词:花生;镉;膳食暴露;风险评估

中图分类号:X836 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)02-0237-08

Survey and Dietary Risk Assessment of Cadmium in Peanut Produced in China

CHEN Zhi-jun¹, SONG Wen², LI Pei-wu³, DING Xiao-xia³, WANG Min^{1*}, QIAN Yong-zhong¹

(1.Institute of Quality Standard & Testing Technology for Agro-Product/Key Laboratory of Agro-product Quality and Safety, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2.Group of Biostatistics and Experiment Design, College of Agriculture, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China; 3.Quality Standards and Food Safety Lab, Oil Crops Research Institute Chinese Academy of Agricultural Sciences, Wuhan 430062, China)

Abstract: This study aims to investigate the variation of cadmium levels in peanut in China classified according to different region and plant strains, and determine its dietary exposure to the target population. Altogether 2 578 peanut samples were collected from Anhui and other provinces in 2009—2010. Cadmium was measured by atomic absorption spectrophotometer TAS-986 (G). A non-parameter probabilistic model was used to assess the potential risk of cadmium from dietary exposure based on the information of peanut consumption and body weight in four consumer groups and their subgroups. The limit of detection(LOD) for cadmium determination was 0.000 1 mg·kg⁻¹, and its limit of quantification(LOQ) was 0.000 3 mg·kg⁻¹. The analytical results showed that the average cadmium level of peanut was 0.163 4 mg·kg⁻¹, with only 2.4% of the samples having concentration above 0.5 mg·kg⁻¹, the maximum limit(ML). The cadmium levels in peanut didn't show regional difference, however, it exhibited differences among years, in different strains and within the same strains. The provisional tolerable monthly intake(PTMI) of cadmium, as recommended by Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives(JECFA) is 25 μg·(kg·bw)⁻¹. The estimated exposure values for populations of interest were compared to the PTMI. This study claimed that in general, the probability of health risk of cadmium via peanuts exposure to Chinese population was low. In the normal consumption level, the exposure values of 4 consumer groups were far below the PTMI. In the high consumption level, five percent of individuals had the exposure values close to or over PTMI, which have potential risk.

Keywords: peanut; cadmium; dietary exposure; risk assessment

收稿日期:2011-07-04

基金项目:国家科技支撑计划(2009BADB7B06)

作者简介:陈志军(1981—),男,江苏宜兴人,助理研究员,主要从事农产品质量安全监测与风险评估研究。E-mail:zhijunchen.yx@live.cn

* 通讯作者:王 敏 E-mail:wangmincaas@126.com

由于工业化和城市化进程中废水、废气的不规范排放,以及重金属农药、化肥的不合理使用等原因,在我国花生等初级农产品中发现了不同程度的重金属镉污染^[1-2],对居民的健康造成了潜在的危害,也在一定程度上影响了花生的进出口贸易。为保障居民膳食安全和花生产业的发展,我国规定花生中镉含量的最高水平(Maximum Level, ML)为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[3]。万书波等认为,目前我国花生中的镉含量一般在 $0.2 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,总体低于 ML 值^[4]。孙秀山等对青岛花生生产区的调查表明,出口花生籽仁中的镉含量在 $0.037 4 \sim 0.266 7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,低于 ML 值^[5]。这些研究或是经验性的结论,或是区域性的调查结果,我国花生中镉元素的实际含量水平到底如何,需要在国家层面上开展花生中镉元素调查工作。

毒理学研究表明:进入人体的镉元素,可在体内形成镉硫蛋白,进而通过血液到达全身,并有选择的蓄积于肾脏和肝脏中,影响酶系统的正常功能,引发贫血、骨骼疏松、胃肠痉挛、腹痛、腹泻等症状^[6-7]。为保障人体的健康,国际食品添加剂专家联席会议(JECFA)于2010年取消了镉的暂定每周耐受摄入量(Provisional Tolerable Weekly Intake, PTWI),改用暂定每月耐受摄入量(Provisional Tolerable Monthly Intake, PTMI) $25 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{bw})^{-1}$ 来作为人体镉摄入量的安全评价依据^[8]。目前,国内外对居民镉摄入量的研究大都基于总膳食调查。例如,高俊全等^[9]基于2000年全国总膳食调查数据,采用点评估方法,对我国成年男子的镉摄入量进行了评估,发现虽有部分食品类别的镉含量超过 ML 值,但我国成年男子的摄入量普遍处于安全范围;Lee 等^[10]对韩国居民4种重金属摄入量的评估结果显示,居民对镉的膳食摄入量低于 PTWI 值的30%,处于安全水平。上述基于总膳食调查展开的研究对单个食品或初级农产品未做特别关注,无法为制定花生产品中镉元素的 ML 值等质量管理措施提供直接的参考依据。为解决这一问题,有必要结合花生中的镉含量和花生消费量信息对我国居民的花生镉膳食暴露量进行评估,并对评估结果的变异性和不确定性作出定性或定量描述^[11-12]。

本研究以安徽等13个主产省2009与2010年花生中镉含量的调查数据为基础,结合我国居民的体重和花生消费量数据,用非参数概率方法对4个特定人群的花生镉膳食暴露量进行评估,并对由此引起的健康危害做出评价,以期为花生中镉元素限量标准的再修订提供一些有益的参考信息。

1 材料与方法

1.1 样本采集

本研究中2578份花生样品来源于2009、2010年的全国花生镉含量调查。采样的地区涵盖安徽、福建、广东、广西、河北、河南、湖北、湖南、江苏、江西、辽宁、山东和四川13个花生主产省份,据国家统计局的统计资料显示:2004至2008年,上述13个省花生播种面积占全国播种面积的91.16%,花生产量占全国产量的93.98%,其中又以河南、山东两省的种植面积与产量为最^[13]。为此,本研究加大了河南、山东两省的采样数量,分别为440份和446份,具体采样地区和采样量信息如图1所示。采集的花生样品中,1546份来源于白沙、丰花、桂花、海花、合油、红花、花育、冀花、鲁花、农大、泉花、山花、汕油、唐油、天府、潍花、湘花、豫花、远杂、粤油、湛油、中花22个花生品系,1032份来源于其他品系。样品采集的时间选择在各地花生的收获季节,采集的方式为田间现场抽样。考虑到不同地区、不同年份、不同品系间花生的镉含量可能存在差异,所有样品在记录采样地、采样时间、品种名称等信息后,经统一晾晒、去壳后包装,经检查无异样后,分为待检样、复检样入库待检。

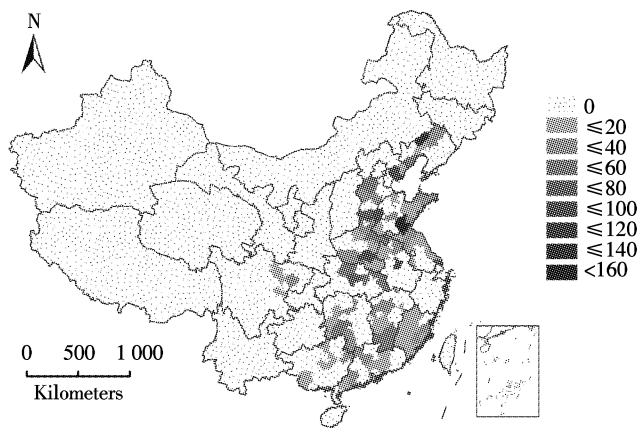


图1 花生样品采集的地区分布

Figure 1 Geographical distribution of peanut sample collection map in China showing the sampling points of peanut

1.2 样品的前处理与测定

针对花生含油量高,样品的前处理措施在 GB/T 5009.15—2003^[14]的基础上进行了优化,具体流程如下:称取 $0.2 \sim 0.3 \text{ g}$ (精确到 0.001 g) 花生样品于消解罐内,加入 5 mL 浓硝酸和 2 mL 30%过氧化氢,放置 1.5 h 以上,然后按表1所给的条件进行微波消解。消

表 1 微波消解条件

Table 1 The experimental conditions of microwave digestion

阶段	功率/W	时间/min	温度/℃	持续时间/min
1	800	5	120	3
2	800	4	150	5
3	800	15	200	10

解结束后自然冷却,转移至 25 mL 容量瓶中,用水荡洗消解罐 2~3 次后,一并转移进容量瓶中,用水稀释至刻度待测。同时做空白试验。

镉含量的测定采用石墨炉原子吸收分光光度法,检测仪器使用普析通用公司生产的原子吸收分光光度计 TAS-986 (G)。所建检测方法对镉的回收率在 95.4%~100.1%之间,准确度良好。该检测方法的最低检测限(limit of detection, LOD)为 0.000 1 mg·kg⁻¹,定量限(limit of quantification, LOQ)为 0.000 3 mg·kg⁻¹。

1.3 镉含量的统计分析

对不同地区、不同年份、不同品系间花生的镉含量统计分析以计算采样量、均值、标准偏差、中位数、最小值、最大值、合格率等统计量为主,在 SAS 环境下用 univariate 过程实现。2009 与 2010 年间各省和全国花生中镉含量的差异性用 *t*-test 方法检验,在 SAS 环境下用 *t*-test 过程实现。

1.4 消费人群与消费量

评估所需的消费人群及其消费量信息均来自于 2002 年全国居民营养与健康状况调查。本研究借鉴王君等^[15]对花生消费人群的分类,选取 2~6 岁儿童、标准人(从事轻体力劳动的成年男子)、城市标准人和农村标准人共 4 类人群作为评估对象,并将每类人群按花生消费量的大小分为一般消费人群 A(平均消费水平)和高消费人群 B(*P* 97.5 消费水平)两个亚群。评估所需的各人群的体重信息来源于《中国居民营养与健康状况调查报告之三——2002 居民体质与营养状况》^[16],花生消费量信息来源于王君等^[15]公布的相关信息。各花生消费人群及消费量信息见表 2。

表 2 花生消费人群与消费量

Table 2 Consumer groups and consumption of peanut

人群	体重/kg	花生每日消费量/g	
		一般消费人群	高消费人群
2~6 岁儿童	15.18	1.66	24.90
标准人	62.57	3.02	35.70
城市标准人	66.57	3.16	33.40
农村标准人	61.13	2.96	35.80

1.5 膳食暴露评估模型

花生镉膳食暴露量的估计主要从个体的消费量、体重和花生中镉含量等数据着手^[11],个体暴露量的计算方式如下:

$$y=x \cdot c / w \quad (1)$$

式中:*y* 代表个体的每日暴露量(μg·kg⁻¹·bw⁻¹);*x* 代表花生的每日消费量 (g);*c* 代表所食花生中镉的含量 (mg·kg⁻¹);*w* 代表该个体的体重(kg)。

由于 JECFA 推荐用暂定每月耐受摄入量(PTMI)来衡量人体重金属的摄入安全^[8],本文将公式(1)稍作调整,将右侧部分乘以系数 30 得算式(2),以计算个体 1 个月的暴露量:

$$y=30 \cdot x \cdot c / w \quad (2)$$

1.6 模型算法及实现

经典的概率评估方法大致可以分为参数^[17]和非参数^[18]两类。本文采用的方法属于后者,即将一个代表性较好的大样本容量原始观察数据集作为样本的经验分布,直接从中进行随机抽样。由于需要对变异性和不确定性分别进行定量描述^[11],将模拟过程分为 *V* 步(变异的步)和 *U* 步(不确定步),具体步骤如下:

(1)将公式(2)中等号右侧的各变量分别依其原始数据定义成经验分布,以确保原始数据集中的每个数据在进行有放回的抽样时,都具有相同的概率被抽到^[19]。

(2)*U* 步:按 Bootstrap 方法^[20]从经验分布中抽出等样本容量的 Bootstrap 样本。

(3)*V* 步:对上述 Bootstrap 样本进行 *n* 次 Monte Carlo 抽样,按公式(2)计算出个体暴露量 *y_i* (*i*=1~*n*),并给出这 *n* 个 *y_i* 的均值、百分位数等统计量,对 *y* 变量的变异性进行描述。

(4)对 *U* 步和 *V* 步进行 *B* 轮重复,收集每一轮 *V* 步所得的 *y_i* 的均值、百分位数等统计量,计算 *B* 轮后各个统计量的置信区间,对 *y* 变量的不确定性进行描述。

本研究将 2 578 个花生镉含量数据作为变量 *c* 的经验样本,各消费人群的花生消费量 *x* 和体重 *w* 取表 2 中的点值。为保证模拟结果的可靠性,本研究参考宋雯等^[21]的经验,将 *n* 和 *B* 分别设置为 100 000 和 2 000,共进行 100 000×2 000=2×10⁸ 次模拟。*V* 步中考察的统计量设置为均值、*P* 50、*P* 75、*P* 90、*P* 95、*P* 97.5、*P* 99 和 *P* 99.9 百分位数;*U* 步则给出各统计量的 95% 置信区间。

上述模拟过程在“膳食暴露模拟分析模型软件

1.00”(软件著作权登记号:2011SR035946) 环境下完成。

2 结果与分析

2.1 花生镉含量的地区差异

由于检测精度较高,LOQ 值达到 0.000 3 mg·kg⁻¹,在本次调查中,各地花生中的镉含量检出率均达到 100%。检测结果(表 3)显示:所有样品镉含量的均值为 0.163 4(±0.126 5)mg·kg⁻¹,中位数为 0.134 4 mg·kg⁻¹,中位数小于均值,说明样本镉含量分布左偏,为右尾分布,多数样品的镉含量水平较低。在 13 个抽样省份中,花生镉含量较高的辽宁、广西、湖南、安徽和四川 5 省均值超过 0.2 mg·kg⁻¹;河北省最低,在 0.1 mg·kg⁻¹以下。各地花生镉含量均值的高低差异不到 3 倍,且

几乎在同一数量级下,这说明各省花生中镉含量的总体差异并不大。比照 ML 值,仅有 62 个样本的镉含量超过国家规定的 0.5 mg·kg⁻¹,花生镉含量的总体合格率达到 97.6%。合格率在 95%以下的辽宁(92.36%)、山东(94.84%)两省,各有 21、23 个样品超过 ML 值,两省不合格样品数占总不合格数的 70.97%。由此可见,我国花生中的镉污染程度总体较轻,很小部分镉含量超标的花生样品分布也较为集中,为质量安全控制提供了依据。

进一步分析花生镉含量年份间的差异,发现 2009 年采集的 1 040 个样品与 2010 年采集的 1 538 个样品中花生的镉含量存在极显著差异(表 3)。各省中,福建、广西、河南和辽宁 4 省两年的花生镉含量在 α=0.01 水平上均呈现显著差异,安徽、河北、湖北和

表 3 13 个省份花生中镉元素含量(2009—2010 年)
Table 3 The cadmium content of peanut in 13 provinces(2009—2010)

省份	年份	采样量	均值/mg·kg ⁻¹	标准偏差/mg·kg ⁻¹	中位数/mg·kg ⁻¹	最小值/mg·kg ⁻¹	最大值/mg·kg ⁻¹	Prob> T	合格率/%
安徽	2009	89	0.226 5	0.070 3	0.22	0.04	0.422	0.011 4*	100
	2010	87	0.190 9	0.109 3	0.17	0.014	0.46		
福建	2009	23	0.298 7	0.146 4	0.26	0.03	0.75	<0.000 1**	97.65
	2010	62	0.069 9	0.045 4	0.060 7	0.005 3	0.198 8		
广东	2009	25	0.129 2	0.090 6	0.09	0.02	0.31	0.657 7	100
	2010	86	0.137 2	0.076 2	0.110 2	0.012 4	0.3514		
广西	2009	41	0.281 7	0.121	0.282 3	0.033 9	0.513 8	0.000 4**	97.32
	2010	71	0.200 8	0.107	0.167 8	0.054	0.520 3		
河北	2009	158	0.104 9	0.084 6	0.09	0.007	0.69	0.019 8*	99.28
	2010	120	0.086 8	0.042 1	0.074 5	0.023	0.23		
河南	2009	140	0.140 6	0.086 4	0.12	0.027	0.352	<0.000 1**	100
	2010	300	0.092	0.051 9	0.078 8	0.005 1	0.297 5		
湖北	2009	131	0.152 6	0.051 1	0.143 8	0.03	0.3	0.010 5*	100
	2010	101	0.134 4	0.055 9	0.125 9	0.011 8	0.274 7		
湖南	2009	36	0.210 3	0.095 6	0.2	0.03	0.39	0.998 3	98.11
	2010	70	0.210 3	0.107 3	0.195 2	0.082 1	0.633 6		
江苏	2009	52	0.149	0.078 7	0.15	0.02	0.4	0.704 6	97.32
	2010	60	0.141 1	0.139 1	0.1	0.015	0.68		
江西	2009	33	0.205 5	0.089 9	0.18	0.11	0.59	0.216 5	98.4
	2010	92	0.183 2	0.087 9	0.168 9	0.039	0.604 2		
辽宁	2009	174	0.285 6	0.157 4	0.27	0.04	0.82	<0.000 1**	92.36
	2010	101	0.200 1	0.091 3	0.185 4	0.047 7	0.443		
山东	2009	138	0.151 3	0.068	0.135 4	0.01	0.38	0.029 5*	94.84
	2010	308	0.180 9	0.214 5	0.12	0.015	1.63		
四川	2009	—	—	—	—	—	—	—	95
	2010	80	0.200 5	0.134 4	0.139 4	0.067 8	0.64		
Total	2009	1040	0.183 4	0.117 6	0.161 5	0.007	0.82	<0.000 1**	97.6
	2010	1538	0.149 9	0.130 5	0.115 6	0.005 1	1.63		

注:* 在 α=0.05 水平上显著;** 在 α=0.01 水平上显著。

山东4省在 $\alpha=0.05$ 水平上均呈现显著差异,其他各省花生镉含量年份间差异不显著。这一年份间的差异性,可能是由相同地区不同年份间采样点的不完全相同造成,也有可能是相同地区不同年份间农田土壤中重金属镉含量的差异^[22]等客观原因造成,有待进一步深入研究。

2.2 花生镉含量的品系差异

为考察不同花生品系间镉含量的不同,本研究将所有采集样品中有明确品种名称的1546个样品按品种系列分为白沙等22个品系。统计结果表明,各品系的镉含量(图2)呈现明显的差异。农大、湛油、合油3个品系的镉含量较高,分别为0.3400、0.2673、0.2673 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;冀花、豫花、泉花3个品系的镉含量较低,分别为0.0811、0.0794、0.0448 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。镉含量最高的农大系列,其平均镉含量约为最低的泉花系列的7.6倍。此外,同一品系内不同品种的镉含量差异性在一些品系中表现得较为明显:农大系列镉含量的标准偏差达到0.3328 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;海花系列镉含量的标准偏差也达到0.2269 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这些结果揭示,即使在相同的品系中(亲本相同),各品种对镉元素的吸附能力可能存在着较大差异(不考虑土壤、种植等因素)。

2.3 花生镉的膳食暴露量

表4给出了4个消费人群及其亚群的花生镉月暴露量模拟结果。结果显示无论是在一般消费水平下,还是在高消费水平下,3个成年消费人群的暴露量较为接近,2~6岁儿童的花生镉月暴露量要高于3个成年消费人群。在一般消费水平下,4个关注消费人群的花生镉暴露量远低于PTMI值,即使在P99.9高风险水平下,暴露量最高的2~6岁儿童人群,其月暴露量也仅为4.068(2.559~5.347) $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{bw})^{-1}$,约占PTMI值的16.27%,潜在风险微小。在高消费水平下,各人群的花生镉月暴露量有明显提高,各风险水

平的暴露值高出一般消费水平约1个数量级。成年消费人群的P99百分位点暴露值不足PTMI的50%,但在较高的P99.9风险水平下,暴露值迅速提升,接近PTMI值,标准人暴露量的置信上限达到27.900 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{bw})^{-1}$,已超过PTMI值。2~4岁儿童消费人群的高暴露情况比成年消费人群严重一些。P90及其以下风险水平的暴露量较低,不超过PTMI值的62.36%;P95及其以上风险水平的暴露量开始逐渐接近并超过PTMI值,在P99.9水平下,暴露值达到61.020 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{bw})^{-1}$,超过PTMI值的2倍多。

总体来看,我国花生中镉元素对4个消费人群的膳食危害并不大。一般消费水平下,人群的花生镉暴露量是很低的,即使在高消费水平下,各人群的P95百分位点暴露值大多也远低于PTMI值(2~6岁儿童除外),这说明我国绝大多数人因食用花生引起的镉元素暴露是很轻微的,潜在风险较低。但对于2~6岁儿童的高消费量亚群,其花生镉暴露量应予以关注,高风险水平下的暴露值接近甚至超过PTMI值。另外,成年消费人群的高消费亚群,其高风险水平下的暴露值也接近或略超过PTMI值。模拟结果显示花生高消费人群(占花生消费人群的2.5%)中,有小于5%的个体的镉元素潜在暴露风险较高;花生中镉污染的膳食危害是微小的,消费者只要不长期大量食用花生,就可确保花生镉的暴露量在安全范围内。

3 讨论

花生是重要的油料作物和经济作物,我国是世界最大的花生出口国,年出口量接近80万t,约占全球花生贸易总量的30%以上。本研究中采集的花生样品涉及13个花生主产省,面积和产量覆盖均超过90%,且连续两年进行跟踪采样,是一次在全国范围内较为系统和全面的花生镉含量调查。调查结果显示:我国

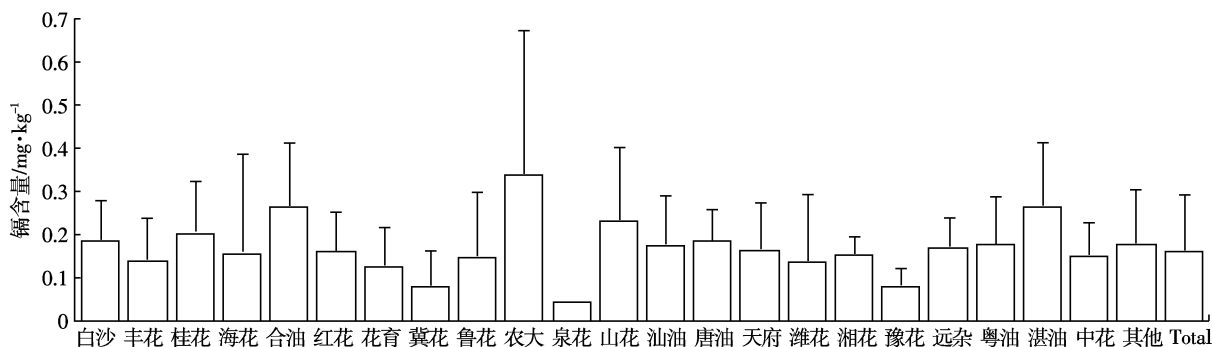


图2 不同花生品种样品镉含量差异

Figure 2 The cadmium content in different peanut varieties

表 4 不同消费人群花生镉的月暴露量估计

Table 4 Estimated monthly exposure to cadmium in peanut for different consumer groups

消费人群	亚群	月摄入量估计值的均数、百分位数及其 95%置信区间/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ bw}$						
		均值	P 50	P 75	P 90	P 95	P 97.5	P 99
2~6 岁儿童	A	0.536	0.440	0.689	0.998	1.224	1.640	2.100
		(0.521~0.552)	(0.426~0.459)	(0.657~0.722)	(0.951~1.039)	(1.181~1.336)	(1.466~1.739)	(1.903~2.264)
	B	8.038	6.606	10.334	14.974	18.357	24.605	31.494
		(7.810~8.279)	(6.397~6.889)	(9.862~10.826)	(14.271~15.590)	(17.715~20.033)	(21.997~26.081)	(28.542~33.955)
标准人	A	0.237	0.194	0.304	0.441	0.540	0.724	0.927
		(0.230~0.244)	(0.188~0.203)	(0.290~0.319)	(0.420~0.459)	(0.521~0.589)	(0.647~0.767)	(0.840~0.999)
	B	2.796	2.298	3.595	5.209	6.385	8.558	10.955
		(2.717~2.880)	(2.225~2.396)	(3.430~3.766)	(4.964~5.423)	(6.162~6.968)	(7.651~9.072)	(9.928~11.811)
城市标准人	A	0.233	0.191	0.299	0.433	0.531	0.712	0.911
		(0.226~0.240)	(0.185~0.199)	(0.285~0.313)	(0.413~0.451)	(0.513~0.580)	(0.637~0.755)	(0.826~0.983)
	B	2.459	2.020	3.161	4.580	5.615	7.526	9.633
		(2.389~2.532)	(1.957~2.107)	(3.016~3.311)	(4.365~4.768)	(5.419~6.128)	(6.728~7.977)	(8.730~10.386)
农村标准人	A	0.237	0.195	0.305	0.442	0.542	0.726	0.930
		(0.231~0.244)	(0.189~0.203)	(0.291~0.320)	(0.421~0.460)	(0.523~0.591)	(0.649~0.770)	(0.843~1.002)
	B	2.870	2.358	3.690	5.346	6.554	8.785	11.244
		(2.788~2.956)	(2.284~2.460)	(3.521~3.865)	(5.095~5.566)	(6.325~7.152)	(7.853~9.312)	(10.190~12.123)

注:A 为一般消费人群;B 为高消费人群。

花生的平均镉含量为 $0.163\ 4\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 低于通常认为的 $0.2\sim0.3\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 略高于美国的 $0.1\sim0.17\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[4]; 花生镉的合格率较高, 达到 97.6%; 花生镉含量分布的地域性差异明显, 不合格样品的来源地较为集中。这些结果对促进我国花生对外贸易, 加强重点地区花生镉含量的质量控制, 有着重要的参考意义。此外, 调查还发现, 花生镉含量的品系差异较为明显, 一些品系内不同品种对镉的吸附能力出现分化, 形成较大的镉含量差异性。结果启示我们, 通过适当的品种选育, 有可能培育出对镉含量富集力较低的品种。鉴于花生对环境中镉元素的富集能力较强^[23-24], 对于个别花生镉含量较高的地区, 采用适当的新型种植模式, 降低土壤中的镉含量或改变镉的形态^[25-26], 对降低花生中的镉含量应是有益的。

暴露评估的结果显示, 我国花生中镉污染的危害并不严重。一般消费人群高风险水平的花生镉暴露量仍远低于 JECFA 推荐的 PTMI 值。这一方面是由于我国花生中的镉含量不是很高(与 ML 值比), 另一方面也与花生的消费量较低有关, 一般消费水平低于 $3.2\ \text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 。已有研究资料^[27]显示, 我国居民的总膳食消费量约为 $1\ 162\ \text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 。这表明花生的一般消费量仅占总膳食的 0.28% 左右, 几乎可以忽略。鉴于花生的消费量占总膳食的比重微小, 国际食品法典委员会取消了

花生镉的 ML 值^[28], 不再对花生中镉元素提出限量要求。由于我国居民花生的日均消费量占总膳食的比重也十分微小, 花生中镉元素的含量及其危害程度都较低, 国际食品法典委员会的做法对我国花生镉限量指标的修订有一定的借鉴意义。此外, 对于高消费亚群中有很小部分人的花生镉暴露量接近或超过 JECFA 推荐的 PTMI 值, 有关部门应加强合理均衡膳食理念的宣传和推广, 特别是儿童等敏感人群, 应尽可能避免富镉产品的长期高消费。

目前, FAO/WHO 推荐的评估方法是取消费量的高百分位数 $x_{97.5}$ 和污染物的最高含量 c_{max} , 除以平均体重 w_{mean} 。这是一种为保护大多数人的膳食安全而采用的确定性方法, 也称为点评估方法。显然, 该方法忽视了消费量和污染物含量的变异性和样品抽样与检测等过程的不确定性, 容易造成暴露量的高估, 使评估的结果过于保守^[29]。本研究使用当前国际上普遍采用的概率评估方法^[18,30], 用随机抽样方式从消费数据和污染物含量数据中抽取随机数来模拟个体的暴露量, 从而获取整个人群的完整暴露量分布信息。这一做法避免了点评估方法的一些缺陷, 在定量评估的同时还能给出估计结果的置信区间, 因而是一种较为完整的概率评估方法, 在农产品质量安全风险评估领域有着广泛的适用性。如何将这种方法应用于多品种多

污染物的快速风险评估,实现危害的风险排序和筛查,有待根据农产品的实际特点开展进一步的研究。

本次花生镉危害的评估结果有一定的不确定性。在数据的完整性方面,膳食消费数据来自于卫生部2002年文献而非实际的膳食调查,虽然有一般消费量和高消费量的信息,但完整的花生膳食消费量信息缺乏。因此,本次评估结果中,人群暴露量的变异性主要来自于镉的含量信息。花生作为重要的油料经济作物,榨油后,花生油中的镉含量研究还少见报道。花生中的镉元素有可能通过压榨部分转入花生油中,这有可能增加人体对花生镉的暴露量。另外, Monte Carlo 和 Bootstrap 作为两种不同的抽样方法,其本身也可能是不确定性的一个来源。为此本研究设置了100 000次 Monte Carlo 模拟以降低随机抽样的不确定性。根据 Efron 等的研究:500~2 000 次的 Bootstrap 足以给出一个可信的95%置信区间^[31]。为保证评估的精度,本文将 Bootstrap 模拟次数设为较高的2 000次。有关非参数概率评估中U步和V步的可靠迭代次数问题有待进一步研究。

4 结论

本研究表明,我国河南、山东、安徽等13个花生主产省所产花生中镉元素污染较轻,97.6%的样品中镉含量低于ML值。花生镉的总体膳食危害较小,一般消费人群的花生镉暴露量远低于JECFA推荐的PTMI值,食用花生不会造成严重的镉危害;高消费人群中约有5%的个体花生镉暴露量接近或超过PTMI值,有一定潜在风险。在我国现有花生镉含量水平下,加强对居民的合理均衡膳食宣传,避免局部区域小部分居民长期大量食用花生,可以将花生镉的膳食危害降至最低。

参考文献:

- [1] Zhang Z W, Watanabe T, Shimbo S, et al. Lead and cadmium contents in cereals and pulses in north-eastern China[J]. *The Science of the Total Environment*, 1998, 220(2-3):137-145.
- [2] 张良运,李恋卿,潘根兴.南方典型产地大米Cd、Zn、Se含量变异及其健康风险探讨[J]. *环境科学*, 2009, 30(9):2792-2797.
ZHANG Liang-yun, LI Lian-qing, PAN Gen-xing. Variation of Cd, Zn and Se contents of polished rice and the potential health risk for subsistence-diet farmers from typical areas of South China [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(9):2792-2797.
- [3] 中华人民共和国卫生部,中国国家标准化管理委员会. GB 2762—2005 食品中污染物限量[S]. 北京:中国标准出版社,2005.
Ministry of Health of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB 2762—2005 Maximum levels of contaminants in foods[S]. Beijing:Standards Press of China, 2005.
- [4] 万书波,单世华,李春娟,等.我国花生安全生产现状与策略[J]. *花生学报*, 2005, 34(1):1-4.
WAN Shu-bo, SHAN Shi-hua, LI Chun-juan, et al. Safety status and development strategy of peanut in China [J]. *Journal of Peanut Science*, 2005, 34(1):1-4.
- [5] 孙秀山,郑亚萍,成波,等.鲁东出口区花生田及其产品Cd污染调查研究 I. 青岛产区花生田及其产品Cd污染调查研究[J]. *中国农学通报*, 2006, 22(11):368-370.
SUN Xiu-shan, ZHENG Ya-ping, CHENG Bo, et al. Cadmium contamination of soil and peanut in export peanut in Eastern Shandong Province I. Cadmium contamination of soil and peanut in Qingdao[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2006, 22(11):368-370.
- [6] Zavon M R, Meadows C D. Vascular sequelae to cadmium fume exposure[J]. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 1970, 31(2):180-182.
- [7] 吴永宁.现代食品安全科学[M].北京:化学工业出版社,2003:190.
WU Yong-ning. Present knowledge in food safety[M]. Beijing:Chemical Industry Press, 2003:190.
- [8] JECFA. Joint JECFA Expert Committee on Food Additives, Seventy-third meeting[R]. Geneva, 2010:12.
- [9] 高俊全,李筱薇,赵京玲.2000年中国总膳食研究:膳食铅、镉摄入量[J]. *卫生研究*, 2006, 35(6):750-754.
GAO Jun-quan, LI Xiao-wei, ZHAO Jing-ling. In 2000 Chinese total diet study: The dietary lead and cadmium intakes[J]. *Journal of Hygiene Research*, 2006, 35(6):750-754.
- [10] Lee H S, Cho Y H, Park S O, et al. Dietary exposure of the Korean population to arsenic, cadmium, lead and mercury[J]. *Journal of Food Composition and Analysis*, 2006, 19(S1):S31-S37.
- [11] Kroes R, Müller D, Lambe J, et al. Assessment of intake from the diet[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2002, 40(2-3):327-385.
- [12] Edler L, Poirier K, Dourson M, et al. Mathematical modelling and quantitative methods[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2002, 40(2-3):283-326.
- [13] 中华人民共和国国家统计局. 国家统计数据库[DB/OL]. 2009, <http://219.235.129.58/welcome.do>.
National Bureau of Statistics of China. Database of national bureau of statistics of China[DB/OL]. 2009, <http://219.235.129.58/welcome.do>.
- [14] 中华人民共和国卫生部,中国国家标准化管理委员会. GB/T5009.15—2003 食品中镉的测定[S]. 北京:中国标准出版社,2003.
Ministry of Health of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB/T5009.15—2003 Determination of cadmium in foods[S]. Beijing:Standards Press of China, 2003.
- [15] 王君,刘秀梅.中国人群黄曲霉毒素膳食暴露量评估[J]. *中国食品卫生杂志*, 2007, 19(3):238-240.
WANG Jun, LIU Xiu-mei. Assessment of dietary aflatoxins exposure in Chinese residents[J]. *Chinese Journal of Food Hygiene*, 2007, 19(3):

- 238-240.
- [16] 杨晓光, 翟凤英. 中国居民营养与健康状况调查报告之三: 2002 居民体质与营养状况[M]. 北京: 人民卫生出版社, 2006: 51-52.
YANG Xiao-guang, ZHAI Feng-ying. A Survey on the Chinese national health and nutrition III: The National health and nutrition in 2002 [M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 2006: 51-52.
- [17] 陈志军, 李 耘, 陈 晨, 等. 食源性健康风险评估的二维蒙特卡罗方法[J]. 中国卫生统计, 2010, 27(5): 501-504.
CHEN Zhi-jun, LI Yun, CHEN Chen, et al. Two-dimensional monte carlo analysis method for food-borne health risk assessment[J]. *Chinese Journal of Health Statistics*, 2010, 27(5): 501-504.
- [18] van der Voet H, Slob W. Integration of probabilistic exposure assessment and probabilistic hazard characterization [J]. *Risk Analysis*, 2007, 27(2): 351-371.
- [19] Vose D. Risk analysis : A quantitative guide[M]. Third Edition. New York: Wiley, 2007: 418.
- [20] Efron B. Bootstrap methods: Another look at the jackknife[J]. *Annals of Statistics*, 1979, 7: 1-26.
- [21] 宋 雯, 陈志军, 朱智伟, 等. 南方 6 省稻米总汞含量调查及其膳食暴露评估[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 817-823.
SONG Wen, CHEN Zhi-jun, ZHU Zhi-wei, et al. Survey and dietary exposure assessment of total mercury in milled rice farmed in 6 provinces of Southern China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(5): 817-823.
- [22] 孙 江, 张国光, 董文光, 等. 北京市农田土壤重金属年际差异分析与评价[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 899-903.
SUN Jiang, ZHANG Guo-guang, DONG Wen-guang, et al. Annual variability analysis and evaluation of heavy metals in Beijing agricultural soil, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(5): 899-903.
- [23] Wang K R. Tolerance of cultivated plants to cadmium and their utilization in polluted farmland soils[J]. *Acta Biotechnologica*, 2002, 21(1-2): 189-198.
- [24] 王姗姗, 王颜红, 张 红. 污染花生籽实中镉的分布特征及其对膳食健康的风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(S1): 12-16.
WANG Shan-shan, WANG Yan-hong, ZHANG Hong. Cd-Contaminating peanut seeds: Distribution characteristics of cadmium and risk assessment on dietary health[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(S1): 12-16.
- [25] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中镉吸附行为的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2): 183-186.
CHEN Tong-bin, CHEN Zhi-jun. Cadmium adsorption in soil influenced by dissolved organic matter derived from rice straw and sediment [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(2): 183-186.
- [26] 丁疆华, 温琰茂, 舒 强. 土壤环境中镉、锌形态转化的探讨[J]. 城市环境与城市生态, 2001, 14(2): 47-49.
DING Jiang-hua, WEN Yan-mao, SHU Qiang. Fraction transformation of cadmium and zinc in soils[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2001, 14(2): 47-49.
- [27] 翟凤英, 杨晓光. 中国居民营养与健康状况调查报告之二: 2002 膳食与营养素摄入状况 [M]. 北京: 人民卫生出版社, 2006: 143-144.
ZHAI Feng-ying, YANG Xiao-guang. A Survey on the Chinese national health and nutrition II: The National diet and nutrition in 2002[M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 2006: 143-144.
- [28] CAC. CF/5 INF/1 Joint JECFA Food standards programme codex committee on contaminants in foods[S]. Hague, Netherlands: JECFA, 2011.
- [29] Boon P E, van der Voet H, van Klaveren J D. Validation of a probabilistic model of dietary exposure to selected pesticides in Dutch infants[J]. *Food Additives and Contaminants*, 2003, 20(10 S1): 36-49.
- [30] Slob W. Probabilistic dietary exposure assessment taking into account variability in both amount and frequency of consumption [J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2006, 44(7): 933-951.
- [31] Efron B, Tibshirani R J. An introduction to the bootstrap[M]. New York: Chapman, 1993: 14-15, 275.