

南方五省辣椒农药残留膳食暴露风险评估

郇志博*, 罗金辉, 谢德芳

(中国热带农业科学院分析测试中心, 海南省热带果蔬产品质量安全重点实验室, 海口 571101)

摘要 为了促进辣椒产业的良性发展和维护消费者生命健康安全,本研究分别使用确定性、概率性和累积暴露评估方法评估了2016年我国南方5省辣椒中农药残留的膳食暴露风险。确定性方法的结果表明6种农药对8组人群的急性慢性暴露量仅占安全阈值的0.0%~12.0%;考虑到累积暴露风险的问题,本文还评估了吡虫啉和啉虫脒的累积暴露风险并与两种农药单一暴露风险(概率性暴露评估)的结果进行了比较,结果表明两种农药的急性慢性暴露量仅占安全阈值的0.90%~33.32%,但要高于各自的单一暴露量;同时三种方法的结果皆表明辣椒中6种农药残留对儿童的暴露风险要高于其他人群。综上,2016年我国南方5省辣椒中6种农药残留对8类人群的急性慢性膳食暴露风险皆可接受。

关键词 辣椒; 膳食暴露风险; 概率评估; 累积评估

中图分类号: R 155.5, S 481.8 **文献标识码:** A **DOI:** 10.16688/j.zwbh.2018297

Risk assessment of dietary exposure to pesticide residues in pepper in five provinces of southern China

HUAN Zhibo, LUO Jinhui, XIE Defang

(Analysis and Testing Center, Chinese Academy of Tropical Agricultural Sciences, Hainan Provincial Key Laboratory of Quality and Safety for Tropical Fruits and Vegetables, Haikou 571101, China)

Abstract To ensure the benign development of pepper industry and the life health safety of consumers, this study assessed the risks of dietary exposure to pesticide residues in pepper in five provinces of southern China in 2016 by using deterministic, probabilistic and cumulative exposure risk assessment method. Deterministic method showed that the acute and chronic exposures to the six pesticides were 0.0%–12.0% of the safety thresholds towards the eight human subgroups. In view of the cumulative exposure, this study assessed the cumulative risk of imidacloprid and acetamiprid, and the values of cumulative risk were compared with those of single risk. The results showed that the cumulative exposures were 0.90%–33.32% of the safety thresholds towards the eight human subgroups, and higher than respective single exposures; the three methods all showed that the risks to the children were higher than to other subgroups. In conclusion, the acute and chronic exposure risks of the six pesticide residues in pepper from five provinces of southern China in 2016 were all acceptable to the eight subgroups.

Key words pepper; dietary exposure risk; probabilistic assessment; cumulative assessment

据联合国粮农组织(FAO)统计资料显示,2016年世界鲜食辣椒的种植面积为270万 hm^2 ,总产量为5200万t,制干辣椒的种植面积为180万 hm^2 ,总产量为420万t,我国鲜食辣椒的种植面积为75万 hm^2 ,总产量为1700万t,制干辣椒的种植面积为4.6万 hm^2 ,总产量为31万t,我国鲜食辣椒的种植面积和总产量都居世界第一位^[1]。我国不仅是世界上最大的辣椒生产国,还是世界上最大的辣椒消费国^[2]。近年来屡被曝光的农药残留超标事件不仅

严重影响了产业的发展,而且对消费者的生命健康带来危害。王绪芬和袁素芳^[3]、刘凤仙等^[4]对市售蔬菜进行农药残留检测发现,辣椒是农药残留检出率最高的蔬菜,因此评估辣椒中农药残留的膳食暴露风险对辣椒产业的良性发展和维护消费者的生命健康安全具有重要意义。

传统的农药残留监测主要基于食品中农药最大残留限量标准,如GB 2763系列,但是农产品中某种农药残留超过限量标准并不一定会损害消费者健

康,因为还与膳食消费量有关;另外即使农产品中农药残留不超过限量标准,但如果残留多种具有相同作用机制的农药,也可能会损害人类健康,因为多种具有相同作用机制的农药残留会产生累积效应^[5]。农产品质量安全风险评估才是科学、准确判断农药残留膳食暴露风险的工具,是现如今欧美等发达国家保障消费者膳食安全和制定农产品标准的基础^[6],我国从 2003 年开始引入国外农产品质量安全领域先进的风险分析系统和风险评估方法,并在 2006 年将农产品质量安全风险评估纳入《中华人民共和国农产品质量安全法》中^[7]。目前农产品质量安全风险评估技术的一般原理就是估计膳食暴露量然后与风险阈值比较,而膳食暴露量的估计方法目前主要包括确定性和概率性两种方法^[6],确定性评估方法又称为点评估方法,该方法使用残留量和膳食消费量固定数值来计算膳食暴露量,得出的结果也是膳食暴露量点值,常用于初步粗略估计膳食暴露风险,该方法简单、需要数据资源较少,但是无法反映整个人群的变异性和不确定性;概率性评估方法充分考虑了变异性和不确定性,它采用统计学的手段,将整个人群的膳食消费量、体重和膳食中的残留量视为不同的总体分布,然后通过 Monte Carlo 抽样得到各个总体的分布特征,再将膳食消费量、体重和膳食中的残留量视为变量,根据暴露量计算公式,得到暴露量的联合概率分布,并用不同的膳食暴露量统计量来量化变异性,用统计量的置信区间来量化不确定性。概率性评估方法由于需要的数据资源较多、花费较大、耗时较长,常被用于确定性方法评估确认存在风险后的精细评估,以确认风险发生的概率以及最需要保护的年龄段人群。由于农药多

残留问题的普遍性,农药的累积效应越来越突出,美国和欧盟纷纷立法规定评估农药残留的膳食暴露风险时必须考虑农药的累积效应,尤其是多种具有相同作用机制的农药同时暴露时^[8-9]。聂继云等^[10]和叶孟亮等^[11]分别采用确定性和概率性膳食暴露评估方法评估了我国苹果中农药残留的膳食暴露风险;宋雯等^[12]采用概率性膳食暴露评估方法评估了我国南方 6 省稻米中汞残留的膳食暴露风险;丁小霞等^[13]采用概率性膳食暴露评估方法评估了我国花生中黄曲霉毒素的膳食暴露风险;Li 等^[14]采用相对效能因子法评估了 29 种乙酰胆碱酯酶抑制剂农药(26 种有机磷农药和 3 种氨基甲酸酯类农药)对上海居民的累积暴露风险;而目前并无关于我国辣椒中农药残留膳食暴露风险的报道,因此笔者将分别采用确定性和概率性膳食暴露评估方法,评估我国南方五省辣椒农药残留的膳食暴露风险,并采用相对效能因子法对辣椒中两种新烟碱类农药(吡虫啉和啉虫脒)的累积风险进行评估,评估结果将为目前我国辣椒农药使用监管和辣椒农药残留标准的制修订提供参考。

1 材料与方法

1.1 农药残留数据和膳食消费数据

农药残留数据为 2016 年按照国家标准《GB/T 8855—2008 新鲜水果和蔬菜 取样方法》从广东、广西、海南、云南和福建 5 省采集的 150 份市售辣椒样品中啉虫脒等 6 种检出农药的残留数据。检测方法为国家标准《GB/T 20769—2008 水果和蔬菜中 450 种农药及其相关化学品残留量的测定 液相色谱-串联质谱法》,6 种农药的定量限(LOQ)皆为 0.001 mg/kg。6 种农药的风险阈值(ADI 和 ARfD)和残留情况见表 1。

表 1 6 种农药的类别、风险阈值及残留情况¹⁾

Table 1 Type, risk thresholds and residues of 6 pesticides

农药 Pesticide	类别 Type	每日允许摄入量/ mg·kg ⁻¹	急性参考剂量/ mg·kg ⁻¹	残留中值/ mg·kg ⁻¹	残留最大值/ mg·kg ⁻¹	>LOQ 残留数据个数 Residue number>LOQ
		ADI	ARfD	STMR	HR	
啉虫脒 acetamiprid	新烟碱类 Neonicotinoid	0.025 0	0.025 0	0.001	0.371	45
吡虫啉 imidacloprid	新烟碱类 Neonicotinoid	0.060 0	0.080 0	0.001	0.461	41
多菌灵 carbendazim	苯并咪唑类 Benzimidazole	0.020 0	0.020 0	0.001	0.253	29
噻霉胺 pyrimethanil	苯氨基嘧啶类 Anilinyrimidine	0.170 0	未设定	0.001	0.586	10
灭多威 methomyl	氨基甲酸酯类 Carbamate	0.002 5	0.002 5	0.001	0.032	8
阿维菌素 abamectin	大环内酯类 Macrocylic lactone	0.002 5	0.005 0	0.001	0.049	1

1) ADI 和 ARfD 数值参考欧盟农药数据库 <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/>。
ADI and ARfD values were from EU pesticide database; <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/>。

辣椒消费数据来源于 2002 年我国卫生部主持的第四次全国居民营养与健康状况调查(CNNHS)

数据集^[15]。CNNHS 采用多阶段分层整群随机抽样和 24 h 回忆法采集了各类人群连续 3 天(2 个工作日

和1个周末,节假日除外)的膳食消费数据,共涉及68 962个研究对象(33 551个男性和35 411个女性),其中3 041名研究对象的年龄为2~5岁,12 527名为6~17岁,26 476名为18~44岁,16 922名为45~59岁,9 996名为>60岁。本研究按照年龄和性别将这些研究对象分作8组,分别为儿童组(≤ 11 岁,男性和女性),青少年组($12 \leq \text{年龄} < 18$ 岁,男性和女性),成年组($18 \leq \text{年龄} < 60$ 岁,男性和女性),老年组(≥ 60 岁,男性和女性)。由于CNNHS仅包含各大类食物的消费数据,并未具体到某一类蔬菜,因此本文用CNNHS深色蔬菜的膳食消费数据来代替辣椒消费数据进行后续的膳食暴露评估。8组人群的体重和深色蔬菜的膳食消费数据参照Huan等^[16]。

1.2 膳食暴露评估

根据世界卫生组织文件(WHO)^[17-18],使用估计每日摄入量(EDI)占每日允许摄入量(ADI)的百分数(%ADI)来表示慢性风险的大小,若%ADI>100%表示存在不可接受的慢性风险;使用估计短期摄入量(ESTI)占急性参考剂量(ARfD)的百分数(%ARfD)来表示急性风险的大小,若%ARfD>100%表示存在不可接受的急性风险。

1.2.1 确定性暴露评估

根据WHO文件^[19],确定性方法中EDI的计算公式为:

$$EDI = STMR \times F/bw$$

其中,STMR为监测数据的残留中值;F为各组人群的消费量平均值;bw为各组人群的平均体重。

根据WHO文件^[18],在计算ESTI时,分作4种情况,当单个农产品的重量(U_e)大于0.025 kg(辣椒单个重量 U_e 参考WHO数据^[20],为43.2 g),但是小于大份餐的重量(LP)时,此时摄入量被分成两部分,一部分来自单个农产品,重量为 U_e ,即单个农产品的平均重量;剩余部分来自混合样品的其他个体,重量为($LP - U_e$),($LP - U_e$)部分的农药残留水平设为监测结果的最大值(HR), U_e 部分的农药残留水平要求要考虑个体残留水平的差异,为了充分保护消费者,通常需要将HR乘以变异因子(v ,通常 $v=3$),此时ESTI的计算公式为:

$$ESTI = [U_e \times HR \times v + (LP - U_e) \times HR]/bw.$$

1.2.2 概率性暴露评估

由确定性方法的计算公式可知,WHO推荐的确定性方法分别取残留量和消费量的平均值

或者高百分位值来估算农药残留的膳食摄入量,该方法简单易懂而且需要的数据资源较少,但是它忽略了数据的变异性和不确定性,无法反映个体的差异,也不能为监管者提供更多的信息^[21],而概率性方法则弥补了确定性方法的不足,不仅充分量化了变异性和不确定性,而且为监管者提供了更多的信息,是欧美国家开展精细膳食暴露评估的主要工具^[22]。

概率性方法的通用计算公式为^[23]: $y = x \times c/bw$, y 代表膳食暴露量, x 代表食物的消费量, c 代表食物中的农药残留量, bw 代表体重。概率性评估需要评估人群所有个体的体重数据、评估时间段内的膳食消费量数据以及食物中的农药残留数据,因此要开展精确的概率性评估必须要有庞大的数据资源。经典的概率评估方法又分为参数型和非参数型两种,非参数型是将大容量样本的原始观察数据集作为经验分布(离散的均匀分布),直接从中进行随机抽样,参数型首先是将大容量样本的原始观察数据拟合,然后从拟合后的分布中抽样^[23]。De Boer等^[23]认为样本量至少要达到 $1/(1-P/100)$ 才能保证对第 P 百分位的粗略估计,由于非参数型方法直接从原始样本的经验分布中抽样,因此非参数型方法要求原始样本至少要达到20个观察值才能粗略估计第95百分位数值,而要估计第99.9百分位数值则至少需要1 000个观察值,如果样本量太小,使用非参数型方法进行估计,得到的结果是不稳定的;而参数型概率评估方法是从原始样本拟合成的理论分布中抽样,McNamara等^[24]认为参数型概率评估方法原始样本的观察值个数可以少到只有10个。因此本文将使用参数型概率评估方法。未检出数据参照Huan等^[16]设定为0.001 mg/kg(LOQ)。急慢性暴露评估终点参照美国环保署EPA^[25]和Chambolle^[26]分别选择暴露量的第99.9百分位数值和第95百分位数值。采用Bootstrap方法来量化不确定性,用95%的置信区间来表示不确定度^[27],参照Caldas等^[28],将B样本数定为200个。

概率性评估的具体步骤如下:

①对通用公式中等号右侧的各变量的原始数据进行拟合,然后根据Chi-square,Anderson-Darling和Kolmogorov-Smirnov检验结果确定各个变量最符合的分布;

②然后从每个变量的拟合分布中进行10 000次Monte Carlo抽样并按照通用公式计算暴露量,得到

10 000个暴露量值,这些值就组成了一个 Bootstrap 样本,由该样本求得第 95 百分位值和 99.9 百分位值,在此量化了变异性。

③如此重复 200 次,就得到 200 个第 95 百分位值和 99.9 百分位值暴露量,进而得到第 95 百分位值和 99.9 百分位值暴露量的 2.5%~97.5%分位数,以此作为第 95 百分位值和 99.9 百分位值暴露量的 95%置信区间,在此量化了不确定性。

1.2.3 累积暴露评估

对具有相同作用机制的农药开展累积暴露评估的方法包括危害指数方法(hazard index, *HI*)、相对效能因子法(relative potency factor, *RPF*)、分离点指数法(the point of departure index, *PODI*)、暴露阈值法(the margin of exposure, *MOE_T*)和累积风险指数法(cumulative risk index, *CRI*)^[8],其中 *RPF* 方法是目前应用最广泛的方法,使用 *RPF* 方法评估混合物的累积暴露风险时,需要首先选择一种数据最丰富的化合物作为指标化合物(index compound, *IC*),每种化合物的相对效能因子 *RPF* 为指标化合物 *IC* 的分离点 *POD* (the point of departure, *BMD₁₀*或 *NOAEL* 等毒理学数据)与该化合物的 *POD* 的比值,然后将每一种化合物的暴露量乘以各自的相对效能因子 *RPF* 就得到每种化合物相对于指标化合物 *IC* 的等价暴露量,再将所有化合物的等价暴露量求和就得到混合物相对于指标化合物 *IC* 的总暴露量,再将该总暴露量与指标化合物 *IC* 的风险阈值(*ADI* 或 *ARfD*)比较,就得到混合物的累积暴露风险^[8]。本文在此基础上做少许改动,即通过各个化合物的 *RPF*,将各个化合物的残留浓度统一为相对于 *IC* 的等价残留量,然后求和得出混合物相对于 *IC* 的总等价残留量,这就将混合物的累积

风险评估问题转化为单一化合物的风险评估问题。本文的 6 种检出农药中啉虫脒和吡虫啉具有相同的作用机制,因此本文将采用 *RPF* 方法评估这两种农药的累积暴露风险。根据 *JMPR* 报告^[9,29],本文选择啉虫脒作为 *IC*,慢性风险评估选择的 *POD* 是大鼠 2 代生殖毒性研究母体毒性的 *NOAEL* 值(啉虫脒为 6.67 mg/kg bw,吡虫啉为 6.6 mg/kg bw),急性风险评估选择的 *POD* 是对大鼠的急性神经毒性 *NOAEL* 值(啉虫脒为 10 mg/kg bw,吡虫啉为 42 mg/kg bw),以此计算出吡虫啉的慢性 *RPF* 为 1.01,急性 *RPF* 为 0.24。

2 结果与分析

2.1 确定性暴露评估

表 2 和表 3 显示了使用确定性方法估计的 6 种检出农药对 8 组人群的慢性和急性膳食暴露风险,风险的大小表示为估计暴露量占安全阈值的百分数,当该百分数超过 100%表明具有不可接受的暴露风险。从表 2 和表 3 可以看出 6 种农药对 8 组人群的慢性和急性风险都极低,啉虫脒、吡虫啉、多菌灵、啞霉胺的慢性暴露风险皆为 0.0%,灭多威和阿维菌素的慢性风险皆为 0.1%;啉虫脒对 8 类人群的急性风险为 4.8%~12.0%,吡虫啉为 1.9%~4.7%,多菌灵为 4.1%~10.3%,灭多威为 4.2%~10.4%,阿维菌素为 3.2%~8.0%,啞霉胺因未设定 *ARfD* 而未估计急性暴露风险;从数据可看出,啉虫脒、吡虫啉、多菌灵、灭多威和阿维菌素对 8 类人群的急性风险都要高于慢性风险,而且对儿童的急性风险要普遍高于其他类人群。另外,还可以看出使用确定性方法估计的 6 种农药对 8 组人群的急慢性暴露风险都是可接受的。

表 2 确定性方法估计的 6 种检出农药对 8 组人群的慢性暴露风险

Table 2 Chronic exposure risks of six detected pesticides to 8 subgroups assessed by deterministic method

组 Subgroup	性别 Sex	慢性暴露风险/% Chronic exposure risk					
		啉虫脒 acetamiprid	吡虫啉 imidacloprid	多菌灵 carbendazim	啞霉胺 pyrimethanil	灭多威 methomyl	阿维菌素 abamectin
儿童 Child	男 Male	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
	女 Female	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
青少年 Youngster	男 Male	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
	女 Female	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
成年 Adult	男 Male	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
	女 Female	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
老年 Elder	男 Male	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
	女 Female	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1

表 3 确定性方法估计的 6 种检出农药对 8 组人群的急性暴露风险

Table 3 Acute exposure risks of six detected pesticides to 8 subgroups assessed by deterministic method

组 Subgroup	性别 Sex	急性暴露风险/% Acute exposure risk					
		啉虫脒 acetamiprid	吡虫啉 imidacloprid	多菌灵 carbendazim	嘧霉胺 pyrimethanil	灭多威 methomyl	阿维菌素 abamectin
儿童 Child	男 Male	11.5	4.4	9.8	—	9.9	7.6
	女 Female	12.0	4.7	10.3	—	10.4	8.0
青少年 Youngster	男 Male	6.2	2.4	5.3	—	5.3	4.1
	女 Female	6.2	2.4	5.3	—	5.3	4.1
成年 Adult	男 Male	4.8	1.9	4.1	—	4.2	3.2
	女 Female	5.2	2.0	4.4	—	4.5	3.4
老年 Elder	男 Male	4.8	1.9	4.1	—	4.2	3.2
	女 Female	5.4	2.1	4.6	—	4.7	3.6

2.2 概率性暴露评估和累积暴露评估

由于确定性方法的结果显示 6 种农药的急慢性暴露风险都极低,都在可接受的范围内,通常按照 EPA 的四层风险评估框架^[22],不需要进一步开展精细的概率性膳食暴露评估,但是考虑到啉虫脒和吡虫啉存在累积暴露的问题,本文使用相对效能因子法(RPF)评估了啉虫脒和吡虫啉的累积暴露风险,为了比较两种农药单一暴露与累积暴露风险大小,本文还采用参数型概率性评估方法评估了两种农药单一暴露的急慢性暴露风险。

由概率性暴露评估方法的特点可知,它需要庞大的数据运算过程,简单的办公软件无法满足要求,得益于计算机技术的迅猛发展,本文使用一款成熟的商业软件 Crystal Ball 来进行概率性暴露评估^[30],经 Chi-square、Anderson-Darling 和 Kolmogorov-Smirnov 检验,啉虫脒的残留数据最符合 Lognormal 分布(位置:0.00;平均值:0.02;标准差:0.08),吡虫啉的残留数据同样最符合 Lognormal 分布(位置:0.00;平均值:0.01;标准差:0.05),使用慢性 RPF 拟合后混合物等价残留浓度数据最符合 Lognormal 分布(位置:0.00;平均值:0.04;标准差:

0.2),使用急性 RPF 拟合后混合物等价残留浓度数据也是最符合 Lognormal 分布(位置:0.00;平均值:0.02;标准差:0.12)。8 组人群的体重和膳食消费数据默认为符合正态分布,其平均值和标准差参见 Huan 等^[16]。经 Bootstrap 分析,Crystal Ball 软件得出啉虫脒和吡虫啉对 8 组人群单一暴露和累积暴露的第 95 百分位慢性暴露风险和第 99.9 百分位急性暴露风险数值以及其 95%的置信区间见表 4,从结果可以看出使用参数型概率性暴露评估方法,得出啉虫脒单一暴露对 8 类人群的慢性风险为 0.46%~0.93%,急性风险为 4.60%~13.66%,吡虫啉单一暴露对 8 类人群的慢性风险为 0.09%~0.19%,急性风险为 0.82%~2.56%;累积暴露的慢性风险为 0.90%~1.84%,急性风险为 10.71%~33.32%。从表 4 可看出,两种农药对 8 类人群的急性风险都要高于慢性风险,且啉虫脒的数值都分别高于吡虫啉的相关数值;累积暴露风险都要高于单一暴露风险,且从数值来看,累积暴露风险的数值甚至要高于两种农药的单一暴露风险的数值之和。另外无论是单一暴露还是累积暴露,对儿童组的急慢性风险都高于其他组。

表 4 啉虫脒和吡虫啉对 8 组人群的单一暴露和累积暴露风险

Table 4 Single and combined exposure risks of acetamiprid and imidacloprid to 8 subgroups

组 Subgroup	性别 Sex	EDI/ADI (95% CI)/%		ESTI/ARfD (95% CI)/%		累积风险 Combined risk	
		啉虫脒 acetamiprid	吡虫啉 imidacloprid	啉虫脒 acetamiprid	吡虫啉 imidacloprid	EDI/ADI (95%CI)/%	ESTI/ARfD (95%CI)/%
		啉虫脒 acetamiprid	吡虫啉 imidacloprid	啉虫脒 acetamiprid	吡虫啉 imidacloprid	EDI/ADI (95%CI)/%	ESTI/ARfD (95%CI)/%
儿童 Child	男 Male	0.89(0.86~0.93)	0.18(0.17~0.19)	11.25(9.41~13.66)	2.03(1.68~2.47)	1.76(1.67~1.83)	26.14(21.33~33.32)
	女 Female	0.89(0.86~0.93)	0.18(0.18~0.19)	11.23(9.54~13.62)	2.06(1.68~2.56)	1.75(1.68~1.84)	26.35(21.23~31.36)
青少年 Youngster	男 Male	0.59(0.56~0.62)	0.12(0.12~0.13)	6.80(5.71~8.21)	1.26(1.05~1.54)	1.16(1.11~1.21)	16.11(13.37~19.52)
	女 Female	0.56(0.54~0.58)	0.11(0.11~0.12)	6.50(5.42~7.77)	1.17(0.98~1.43)	1.10(1.05~1.15)	14.96(12.90~18.28)
成年 Adult	男 Male	0.48(0.46~0.50)	0.10(0.09~0.10)	5.37(4.60~6.55)	0.99(0.82~1.20)	0.94(0.90~0.97)	12.96(10.71~15.83)
	女 Female	0.51(0.48~0.53)	0.10(0.10~0.11)	5.84(4.82~6.78)	1.05(0.90~1.25)	1.00(0.96~1.04)	13.43(11.25~16.09)
老年 Elder	男 Male	0.49(0.47~0.51)	0.10(0.10~0.11)	5.61(4.72~6.86)	1.02(0.85~1.25)	0.97(0.93~1.02)	13.19(10.78~15.91)
	女 Female	0.51(0.49~0.53)	0.11(0.10~0.11)	5.90(4.99~7.28)	1.06(0.88~1.29)	1.01(0.97~1.05)	13.64(11.49~16.63)

3 结论

本文使用确定性、概率性和累积暴露评估方法

评估了 2016 年我国南方 5 省辣椒中残留农药的膳食暴露风险,结果表明 6 种残留农药对 8 类人群的急慢性暴露风险都在可接受范围之内,对儿童的暴

露风险都要普遍高于其他人群,另外啮虫脛和吡虫啉的累积暴露风险要高于单一暴露风险。

参考文献

- [1] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAOSTAT [EB/OL]. [2018-06-07]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>.
- [2] 王永平,张绍刚,何嘉,等. 国内外辣椒产业发展现状及趋势[J]. 现代农业科学,2009,16(6):267-270.
- [3] 王绪芬,袁素芳. 茄果类蔬菜农药残留分布的特点及防治对策[J]. 北方园艺,2014(13):217-218.
- [4] 刘凤仙,聂勇光,陈琳琳. 2015—2016年滨州市387份蔬菜农药残留监测结果分析[J]. 现代预防医学,2018,45(1):31-34.
- [5] KROES R, MULLER D, LAMBE J, et al. Assessment of intake from the diet [J]. Food and Chemical Toxicology, 2002, 40: 327-328.
- [6] 宋雯. 农产品膳食暴露评估模型构建及其应用[D]. 扬州:扬州大学,2012.
- [7] 金发忠. 我国农产品质量安全风险评估的体系构建及运行管理[J]. 农产品质量与安全,2014(3):3-11.
- [8] BOOBIS A R, OSSENDORP B C, BANASIAK U, et al. Cumulative risk assessment of pesticide residues in food [J]. Toxicology Letters, 2008, 180: 137-150.
- [9] EC. Regulation (EC) No 396/2005 of the European Parliament and of the Council of 23 February 2005 on maximum residue levels of pesticides in or on food and feed of plant and animal origin and amending Council Directive 91/414/EEC [R]. EC Regulation, 2005.
- [10] 聂继云,李志霞,刘传德,等. 苹果农药残留风险评估[J]. 中国农业科学,2014,47(18):3655-3667.
- [11] 叶孟亮,聂继云,徐国锋,等. 苹果中乙撑硫脲膳食摄入风险的非参数概率评估[J]. 农业工程学报,2016,32(1):286-297.
- [12] 宋雯,陈志军,朱智伟,等. 南方6省稻米中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.
- [13] 丁小霞,李培武,白易珍,等. 中国花生黄曲霉毒素风险评估中膳食暴露非参数概率评估方法[J]. 中国油料作物学报,2011,33(4):402-408.
- [14] LI F, YUAN Y, MENG P, et al. Probabilistic acute risk assessment of cumulative exposure to organophosphorus and carbamate pesticides from dietary vegetables and fruits in Shanghai populations [J/OL]. Food Additives and Contaminants: Part A, 2017, DOI: 10.1080/19440049.2017.1279350.
- [15] 金水高. 中国居民营养与健康状况调查报告之十 2002 营养与健康状况数据集[M]. 北京:人民卫生出版社,2008.
- [16] HUAN Zhibo, XU Zhi, LUO Jinhui, et al. Monitoring and exposure assessment of pesticide residues in cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp) from five provinces of southern China [J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 2016, 81: 260-267.
- [17] WHO. Food consumption and exposure assessment of chemicals [R]. Switzerland, Geneva, 1997.
- [18] WHO. Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food [R]. Switzerland, Geneva, 2009.
- [19] WHO. Guidelines for predicting dietary intake of pesticide residues (revised) [EB/OL]. [2018-06-12]. http://www.who.int/foodsafety/publications/chem/en/pesticide_en.pdf.
- [20] WHO. Template for the evaluation of acute exposure (IESTI) and chronic exposure (IEDI) [EB/OL]. [2018-05-10]. http://www.who.int/foodsafety/areas_work/chemical-risks/gems-food/en/.
- [21] 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(S1): 36-49.
- [22] EPA. Guidance for refining anticipated residue estimates for use in acute dietary probabilistic risk assessment [R]. USA, Washington, 2000.
- [23] DE BOER W J, VAN DER VOET H. MCRA, Release 5, a web-based program for Monte Carlo Risk Assessment [CP]. Wageningen: Biometris, RIKILT and RIVM, 2006.
- [24] MCNAMARA C, NADDY B. Design, development and validation of software for modeling dietary exposure to food chemicals and nutrients [J]. Food Additives and Contaminants, 2003, 20: 8-26.
- [25] EPA. Choosing a percentile of acute dietary exposure as a threshold of regulatory concern [R]. USA, Washington, 2000.
- [26] CHAMBOLLE M. Assessment of extreme levels of chronic food intakes [J]. Regulatory and Toxicology and Pharmacology, 1999, 30: S13-S18.
- [27] EFRON B. Bootstrap methods: another look at the jackknife [J]. Annals of Statistics, 1979, 7(1): 1-26.
- [28] CALDAS E D, BOON P E, TRESSOU J. Probabilistic assessment of the cumulative acute exposure to organophosphorus and carbamate insecticides in the Brazilian diet [J]. Toxicology, 2006, 222: 132-142.
- [29] GEMS/Food. EURO Second workshop on "reliable evaluation of low-level contamination of food" [R]. Germany, Kulmbach, 1995.
- [30] JMPR. Pesticide residues in food-2001: toxicological evaluations. Report of the joint meeting of the FAO panel of experts on pesticide residues in food and the environment and the WHO core assessment group on pesticide residues [R]. Switzerland, Geneva, 2009.

(责任编辑:田 喆)