

- on cocoa bean fermentation [J]. *International Journal of Food Microbiology*, 2015, 205: 54-67.
- [6] 国家卫生健康委员会. 卫生部办公厅关于印发《可用于食品的菌种名单》的通知:卫办监督发(2010)65号[EB/OL]. (2010-04-22) [2021-10-8]. <http://www.eshian.com/laws/9976.html>.
- [7] 国家卫生健康委员会. 关于公布《可用于婴幼儿食品的菌种名单》的公告:卫生部公告(2011)25号[EB/OL]. (2011-10-24) [2021-10-8]. http://www.360doc.com/content/12/1224/09/10327450_255953718.shtml
- [8] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准 食品微生物学检验 乳酸菌检验: GB 4789.35—2016[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [9] 中华人民共和国卫生部. 食品安全国家标准 婴儿配方食品: GB 10765—2010[S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
- [10] 中华人民共和国卫生部. 食品安全国家标准 较大婴儿和幼儿配方食品: GB 10767—2010[S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
- [11] 李超莹. 食品微生物检验中培养基质量控制要点探究[J]. *食品安全导刊*, 2021(6): 97.
- [12] 国家卫生和计划生育委员会. 食品安全国家标准 食品微生物学检验 培养基和试剂的质量要求: GB 4789.28—2013[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [13] 吴芳媛, 冯秋芳, 林黎. 食品微生物检验常用培养基配制、灭菌及贮藏研究[J]. *食品安全导刊*, 2020(36): 83.
- [14] 宋莉. 食品微生物检验中的培养基质量控制要点分析[J]. *现代食品*, 2019(20): 73-75.
- [15] 容艳芬, 帅惠萍, 朱海明, 等. 肠道致病菌选择性固体培养基质量性能评价方法的探讨[J]. *中国卫生检验杂志*, 2013, 23(6): 1477-1480.

研究报告

我国居民经大米摄入无机砷的暴露水平及其健康风险评估

秦周¹, 李依玲¹, 刘佳琳¹, 王彝白纳², 魏晟¹

- (1. 华中科技大学同济医学院公共卫生学院流行病与卫生统计学系, 湖北 武汉 430030;
2. 国家食品安全风险评估中心卫生部食品安全风险评估重点实验室, 北京 100022)

摘要:目的 评估我国居民经大米摄入无机砷的暴露水平及其健康风险。方法 系统检索 PubMed、CNKI 等数据库中 2001—2020 年发表文献中关于我国大米无机砷含量数据, 结合 2012 年中国居民营养与健康状况监测数据, 采用半参数蒙特卡罗模拟法估计我国居民经大米的无机砷摄入量水平; 采用目标风险系数法、终生癌症风险法对居民经大米摄入无机砷产生的健康风险进行评估。结果 我国各地大米中无机砷含量范围为 0.038~0.1 mg/kg。我国居民经大米的无机砷暴露平均水平整体呈现出南方高于北方的特点 ($P < 0.05$), 尤其是南方的江西 [1.00、0.59、0.48 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$]、湖南 [0.58、0.39、0.38 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$]、广西 [0.57、0.40、0.34 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$] 等省及自治区暴露水平较高。对各省、市及自治区不同年龄段人群的风险评估结果表明, 大米高消费人群的无机砷暴露可能有健康风险, 其中以江西、湖南等省份的 2~17 岁居民中大米高消费人群 (P_{95}) 的风险较高。各省、市及自治区 THQ 值范围为 0.08~6.96, LCR 值范围为 $0.38 \times 10^{-4} \sim 3.13 \times 10^{-3}$ 。结论 经大米摄入无机砷对我国居民中的大米高消费人群可能产生一定的健康风险。

关键词: 大米; 无机砷; 暴露; 风险评估

中图分类号: R155 文献标识码: A 文章编号: 1004-8456(2021)06-0727-06

DOI: 10.13590/j.cjfh.2021.06.015

Exposure level and health risk assessment of inorganic arsenic in rice among Chinese residents

QIN Zhou¹, LI Yiling¹, LIU Jialin¹, WANG Yibaina², WEI Sheng¹

- (1. Department of Epidemiology and Health Statistics, School of Public Health, Tongji Medical College, Huazhong University of Science and Technology, Hubei Wuhan 430030, China;
2. Key Laboratory of Food Safety Risk Assessment, Ministry of Health, China National Center for Food Safety Risk Assessment, Beijing 100022, China)

收稿日期: 2021-09-13

基金项目: 国家重点研发计划 (2018YFC1603105)

作者简介: 秦周 女 硕士生 研究方向为食品安全风险评估 E-mail: 1506507293@qq.com

通信作者: 魏晟 男 教授 研究方向为食品安全风险评估 E-mail: shengwei@hust.edu.cn

Abstract: Objective To evaluate the exposure level and health risk of inorganic arsenic ingested by rice in Chinese residents. **Methods** The data of inorganic arsenic content in rice published in PubMed, CNKI and other databases from 2001 to 2020 were systematically retrieved. Combined with the monitoring data of nutrition and health status of Chinese residents in 2012, the inorganic arsenic intake level of Chinese residents through rice was estimated by semi parametric Monte Carlo simulation. Target hazard quotient method and lifetime cancer risk method were used to evaluate the health risk caused by inorganic arsenic in rice. **Results** The content of inorganic arsenic in rice ranged from 0.038 to 0.1 mg/kg. The average level of inorganic arsenic exposure of Chinese residents through rice was higher in the south than in the north ($p < 0.05$), especially in Jiangxi [1.00, 0.59, 0.48 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{BW} \cdot \text{d})$], Hunan [0.58, 0.39, 0.38 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{BW} \cdot \text{d})$], Guangxi [0.57, 0.40, 0.34 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{BW} \cdot \text{d})$] and other provinces and autonomous regions in the south. The risk assessment result of people of different ages in various provinces, cities and autonomous regions show that the inorganic arsenic exposure of people with high consumption of rice may have health risks, among which the risk of people with high consumption of rice (P_{95}) is higher among residents aged 2-17 in Jiangxi, Hunan and other provinces. The THQ value range of each provinces, cities and autonomous regions is 0.08-6.96, and the LCR value range is 0.38×10^{-4} - 3.13×10^{-3} . **Conclusion** Inorganic arsenic ingested by rice may pose a certain health risk to the high rice consumption population among Chinese residents.

Key words: Rice; inorganic arsenic; expose; risk assessment

砷(As),一种类金属元素,以多种形式在自然界中广泛存在。砷及其化合物暴露于人体可引起皮肤癌、肺癌和呼吸系统、神经系统以及心血管疾病等一系列健康问题^[1]。砷在环境中以有机砷和无机砷两种形式存在,其中砷毒性主要是无机砷的毒性^[2]。国际癌症研究中心(The International Agency for Research on Cancer, IARC)已将无机砷及其化合物列为第一类致癌物^[3]。人类可以通过多种途径暴露于无机砷及其化合物,包括职业、环境和食物途径,其中来源于食物的无机砷暴露近年来越来越引起研究者的重视^[4]。

大米是我国主要粮食品种之一,2010—2012年中国居民营养与健康状况监测数据显示,我国城乡居民平均每标准人日大米摄入量为168.7 g以上^[5]。相对于其他作物,水稻由于其组织特异性更易于富集砷^[6]。我国南方的一些调查显示大米中无机砷含量最高,达到0.093 mg/kg^[7]。现有研究表明,我国人均每日通过食物摄入的86.7 μg 无机砷,其中来源于大米及其制品的无机砷摄入量占比达到了53%^[8]。有研究已对我国某地区居民经大米摄入无机砷的暴露水平及风险进行了报道^[6-7],但是目前关于全国性的各省、市及自治区居民经大米摄入无机砷暴露水平及其风险的研究较少。因此,了解中国各省、市及自治区居民经大米的无机砷暴露情况,并对其可能的健康风险进行评估具有重要意义。

1 材料与方 法

1.1 各省、市及自治区大米中无机砷含量数据来源

因我国目前尚无系统的大米中无机砷浓度的全国性调查数据,本研究从已发表的文献中去搜集我国大米中无机砷浓度数据。以无机砷、大米为中

文关键词,以 arsenic 或 heavy metal、rice、China 为英文关键词,检索 CNKI、万方数据库、PubMed 等数据库中有关中国地区的人群消费的大米中无机砷含量的文献,时间限制为 2000 年 1 月 1 日至 2021 年 1 月 31 日,语种限定为中文和英文,共检索到文献 4 109 篇(其中中文 1 870 篇、英文 2 239 篇)。去除重复文献后进行筛查,文献纳入标准为:(1)检测项目为无机砷;(2)食品种类为大米;(3)有明确的样本来源地区及数量;(4)有明确的无机砷浓度均值;(5)排除在某些特定地区的调查研究,例如矿区和砷严重污染区;(6)无机砷检测方法为国家标准方法。根据大米消费量调查数据涉及的省、市及自治区,最终纳入 19 篇文献。

1.2 各省、市及自治区大米消费量数据来源

大米消费量数据来源于 2012 年中国居民营养与健康状况监测数据,即采用连续 3 d 24 h 膳食询问调查法调查了 18 个省、市及自治区的 32 141 名农村城市居民的食物消费量,我们提取各年龄组大米的 3 d 平均消费量作为各省、市及自治区居民大米的消费量数据。

1.3 无机砷暴露量估计

为了更好地估计出我国各省、市及自治区人群经大米摄入无机砷的暴露水平,本文采用半参数蒙特卡罗模拟法进行估计。大米无机砷含量均值来自文献检索,各省、市及自治区不同年龄段居民大米的消费量数据采用有放回抽样,得到各省、市及自治区人群经大米无机砷的暴露水平,该过程在 R4.0.4 软件中进行操作,共进行 10 000 次抽样,估算各省、市及自治区居民经大米的无机砷日摄入量的情况,计算公式^[9]为:

$$\text{EDI} = F \times C / \text{BW}$$

其中,EDI 是某省、市及自治区某人每日每公斤体重经膳食大米摄入的无机砷的含量, $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$; F 是某省、市及自治区某人每日大米的消费量, g/d ; C 为该人所在省、市及自治区的大米中无机砷的含量均值, mg/kg ; BW 为该人的体重, kg 。

1.4 无机砷风险评估方法

1.4.1 采用目标危害系数 (Target hazard quotient, THQ)

计算公式为:

$$\text{THQ} = \text{EDI}/\text{RfD}$$

其中, RfD (Oral reference dose, 口服参考剂量) 为 $0.0003 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ^[10]。目标风险系数一般指非致癌风险。当 $\text{THQ} \leq 1$ 时认为对健康没有危害。

1.4.2 采用终生癌症风险 (Lifetime cancer risk, LCR)

计算公式为:

$$\text{LCR} = \text{EDI} \times \text{SF}$$

其中, SF (Oral slope factor, 口腔斜率因子) 为 $1.5 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。终生癌症风险是指个体终生暴露在污染物下罹患癌症的风险。LCR 值可接受范围为 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$ ^[11]。

2 结果

2.1 我国居民膳食大米中无机砷含量数据

由于 2012 年中国居民营养与健康状况监测数据中大米消费量数据仅包含了 18 个省、市及自治区, 而最终纳入的 19 篇文献中只涉及其中的北京、河北、辽宁、吉林、黑龙江、江苏、浙江、江西、河南、湖北、湖南、广西、四川、贵州 14 个省、市及自治区的人群膳食大米中无机砷含量数据, 缺乏无机砷含量数据的内蒙古、陕西、甘肃、宁夏 4 个省及自治区, 本文将采用临近省、市及自治区的平均值代替, 文献整理情况详见表 1。利用各文献中样本量的数值, 采用权重法对各省、市及自治区数据进行整合, 最终将纳入的各省、市及自治区不同文献中数据进行整合得出 18 个省、市及自治区大米无机砷含量均值范围为 $0.038 \sim 0.1 \text{ mg}/\text{kg}$, 均未超过国家设定的大米中无机砷含量的限量值 ($0.2 \text{ mg}/\text{kg}$)。

2.2 我国居民经大米的无机砷暴露水平

本文主要展示了各省、市及自治区各年龄段的一般人群和 大米高消费人群 (P95) 的无机砷暴露水平, 详见表 2。本文各省、市及自治区居民的平均无机砷暴露水平介于 $0.03 \sim 1.00 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$ 之间, 其中江西省 2~17 岁人群平均大米无机砷摄入量最高, 为 $1.00 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$; 河南省、甘肃省 >65 岁居民平均大米无机砷摄入量均为 $0.03 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$ 。各

省不同年龄段的人群中, 呈现出低年龄段人群暴露水平高于高年龄段人群的特点。高消费人群中, 以江西省 2~17 岁居民中大米高消费人群 (P95) 的无机砷暴露量最高, 达到 $2.09 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$ 。

2.3 我国居民经大米的无机砷暴露的健康风险

我国 18 个省、市及自治区人群经大米无机砷暴露的健康风险评估结果详见表 3。除河北、河南、甘肃省外, 其他 15 个省、市及自治区均存在 THQ 大于 1 的大米消费人群, 其中以江西省 2~17 岁居民中大米高消费人群 (P95) 的 THQ 值最大, 为 6.96。就各省、市及自治区人群平均暴露水平而言, 辽宁省 2~17 岁、18~65 岁一般人群 THQ 值均大于 1; 浙江省、湖北省 2~17 岁一般人群 THQ 值大于 1, 江西省、湖南省、广西壮族自治区、贵州省三个年龄段一般人群 THQ 值均大于 1, 其中以江西省 2~17 岁一般人群 THQ 值最大, 为 3.34, 以上人群均可能存在健康风险。18 个省份均存在具有患癌风险的人群, 以江西省 2~17 岁大米高消费人群 LCR 最大, 为 3.13×10^{-3} 。

3 讨论

我国居民经大米的无机砷暴露水平整体呈现出南方高于北方的特点 ($P < 0.05$), 尤其是南方的江西、湖南、广西等省、自治区, 大米中无机砷含量较高。南方作为全国粮食的主要产区, 水稻面积占全国的 90.5%^[29]。同时, 我国南方主要砷矿资源也较为丰富, 随着砷矿区的开采, 使得相关省市环境水体和土壤中砷污染相对严重。由于水稻可以吸收土壤及水体中不同形态的砷, 并在吸收和输送砷的过程中发生砷的形态转化, 其中以无机砷形式为主, 这使得无机砷在大米中的含量普遍高于玉米等多种作物^[30]。通过对我国居民经大米摄入的无机砷含量及暴露风险的评估, 结果表明, 各省、市及自治区膳食大米中无机砷含量范围为 $0.038 \sim 0.1 \text{ mg}/\text{kg}$ 。相较于北方以面食和其他谷物作为主要食物的饮食模式, 南方各省市居民则以大米作为主食的主要来源^[31], 摄入量较大, 因此经大米的砷暴露水平相对较高。风险评估结果也表明, 部分省、市及自治区的大米高消费人群无机砷暴露可能有一定的健康风险。

大米中无机砷安全问题早已在全球范围内受到广泛重视, 但目前国内外对于大米中无机砷含量的相关法规/标准存在一定差异。对于大米中无机砷含量的限量值, 国际食品法典委员会 (Codex Alimentarius Commission, CAC)、欧盟、日本、韩国、美国等均将限量值定为 $0.2 \text{ mg}/\text{kg}$ ^[32]。但 CAC、日本等组织和国家对于大米的分类更为精细, 包括了蒸

表 1 我国各省、市及自治区大米中无机砷含量数据

Table 1 Data of inorganic arsenic content in rice from provinces, cities and autonomous regions in China

地区	年份	样本量	检测方法	无机砷浓度/(mg/kg)				参考文献
				均值	标准差	P25	P95	
北京	2020	n = 160	液相色谱-电感耦合等离子体质谱法	0.06	—	—	—	[6]
	2019	n = 3	液相色谱-原子荧光光谱联用法	0.087	0.023 5	0.077	0.106 3	[12]
	2020	n = 160	原子荧光光谱法	0.076	0.003 5	—	0.164	[13]
河北	2017	n = 2	电感耦合等离子体质谱法	0.053	—	—	—	[14]
辽宁	2017	n = 3	电感耦合等离子体质谱法	0.061	—	—	—	[14]
	2009	n = 1	液相色谱-原子荧光光谱法	0.07	—	—	—	[15]
	2012	n = 13	电感耦合等离子体质谱法	0.041 5	—	—	0.072	[16]
	2015	n = 48	原子荧光光谱法	0.119	0.028	0.107	0.18	[17]
吉林	2017	n = 6	电感耦合等离子体质谱法	0.043	—	—	—	[14]
	2009	n = 1	液相色谱-原子荧光光谱联用法	0.07	—	—	—	[15]
	2012	n = 15	电感耦合等离子体质谱法	0.035 6	—	—	0.084 6	[16]
	2009	n = 20	氢化物原子荧光法	0.074 5	0.022	0.054	0.110 5	[18]
黑龙江	2017	n = 16	电感耦合等离子体质谱法	0.049	—	—	—	[14]
	2009	n = 1	液相色谱-原子荧光光谱法	0.07	—	—	—	[15]
江苏	2017	n = 17	电感耦合等离子体质谱法	0.049	—	—	—	[14]
	2012	n = 48	电感耦合等离子体质谱法	0.033 2	—	—	0.070 4	[16]
	2020	n = 20	液相原子荧光法	0.082	0.025	—	—	[19]
浙江	2020	n = 160	原子荧光光谱法	0.076	0.003 5	—	0.164	[13]
	2017	n = 8	电感耦合等离子体质谱法	0.052	—	—	—	[14]
	2012	n = 15	电感耦合等离子体质谱法	0.055 3	—	—	0.090 8	[16]
	2005	n = 50	氢化物原子荧光光度法	0.03	—	—	—	[20]
	2017	n = 145	电感耦合等离子体质谱法	0.073	—	—	—	[21]
江西	2017	n = 23	电感耦合等离子体质谱法	0.063	—	—	—	[14]
	2012	n = 51	电感耦合等离子体质谱法	0.095 3	—	—	0.141 3	[16]
	2020	n = 3	高效液相色谱-电感耦合等离子体质谱法	0.079 2	0.019	0.066 8	0.101	[22]
河南	2017	n = 7	电感耦合等离子体质谱法	0.051	—	—	—	[14]
	2012	n = 12	电感耦合等离子体质谱法	0.049 7	—	—	0.076 4	[16]
湖北	2017	n = 5	电感耦合等离子体质谱法	0.062	—	—	—	[14]
	2012	n = 43	电感耦合等离子体质谱法	0.051	—	—	0.069 3	[16]
	2014	n = 6	原子荧光光度法	0.112 3	0.002 9	0.081 2	0.120 3	[23]
湖南	2017	n = 11	电感耦合等离子体质谱法	0.058	—	—	—	[14]
	2009	n = 5	液相色谱-原子荧光光谱法	0.08	—	—	—	[15]
	2012	n = 69	电感耦合等离子体质谱法	0.069 1	—	—	0.104 3	[16]
	2015	n = 4 188	电感耦合等离子体质谱法	0.072	—	—	0.18	[24]
	2017	n = 6	电感耦合等离子体质谱法	0.090	—	—	—	[14]
	2009	n = 1	液相色谱-原子荧光光谱法	0.09	—	—	—	[15]
广西	2012	n = 30	电感耦合等离子体质谱法	0.060 6	—	—	—	[16]
	2014—2018	n = 1 411	电感耦合等离子体质谱法	0.086	0.057	—	—	[25]
	2018	n = 201	电感耦合等离子体质谱法	0.132	0.077	—	—	[26]
	2017	n = 40	—	0.025	—	—	—	
	2018	n = 287	原子荧光光谱法	0.049	—	—	—	[27]
	2019	n = 650	—	0.102	—	—	—	
	2019	n = 538	电感耦合等离子体质谱法	0.168	0.087	—	—	[28]
	2013—2018	n = 370	液相色谱原子荧光光谱法	0.093	—	—	0.170	[7]
四川	2017	n = 8	电感耦合等离子体质谱法	0.042	—	—	—	[14]
	2009	n = 2	液相色谱原子荧光光谱法	0.08	—	—	—	[15]
	2012	n = 40	电感耦合等离子体质谱法	0.038 1	—	—	—	[16]
贵州	2017	n = 12	电感耦合等离子体质谱法	0.055	—	—	—	[14]
	2009	n = 2	液相色谱原子荧光光谱法	0.08	—	—	—	[15]
新疆	2017	n = 4	电感耦合等离子体质谱法	0.036	—	—	—	[14]
重庆	2012	n = 14	电感耦合等离子体质谱法	0.064	—	—	0.1253	[16]
	2009	n = 1	液相色谱-原子荧光光谱法	0.08	—	—	—	[15]

注：“—”代表该数据缺失

谷米的安全指标。而且对于婴幼儿这一敏感人群,欧盟和美国采取了更加严格的限量要求(0.1 mg/kg),而我国对于婴幼儿食用的大米加工类食物设定的限

量值与大米一致,为欧盟和美国的 2 倍^[33]。可以看出,我国与 CAC、欧盟和美国等地区和国家的大米中无机砷限量标准还存在一定的差异。

表2 我国18个省、市及自治区各年龄段人群经大米无机砷的摄入量

Table 2 Intakes of inorganic arsenic in rice by people of all ages in 18 provinces, cities and autonomous regions of China

地区	摄入量/($\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{BW}\cdot\text{d})$)					
	2~17岁		18~65岁		>65岁	
	均值	P95	均值	P95	均值	P95
北京	0.21	0.51	0.14	0.36	0.13	0.39
河北	0.09	0.26	0.06	0.21	0.05	0.16
内蒙古	0.23	0.60	0.16	0.48	0.12	0.44
辽宁	0.50	1.23	0.36	1.03	0.21	0.67
吉林	0.26	0.44	0.17	0.37	0.14	0.30
黑龙江	0.21	0.75	0.19	0.48	0.13	0.41
江苏	0.21	0.45	0.19	0.35	0.18	0.35
浙江	0.35	0.72	0.28	0.57	0.27	0.54
江西	1.00	2.09	0.59	1.22	0.48	1.17
河南	0.05	0.18	0.04	0.13	0.03	0.13
湖北	0.40	0.96	0.27	0.52	0.25	0.49
湖南	0.58	1.43	0.39	0.91	0.38	0.93
广西	0.57	1.20	0.40	0.75	0.34	0.70
四川	0.23	0.54	0.16	0.33	0.15	0.31
贵州	0.63	1.24	0.44	0.96	0.33	0.95
陕西	0.06	0.37	0.08	0.27	0.07	0.28
甘肃	0.04	0.16	0.03	0.12	0.03	0.10
宁夏	0.19	0.37	0.12	0.24	0.09	0.17

表3 我国18个省、市及自治区各年龄段人群经大米暴露无机砷风险评估结果

Table 3 Risk assessment results of inorganic arsenic exposure in rice by people of all ages in 18 provinces, cities and autonomous regions of China

地区	THQ						LCR($\times 10^{-4}$)					
	2~17岁		18~65岁		>65岁		2~17岁		18~65岁		>65岁	
	均值	P95	均值	P95	均值	P95	均值	P95	均值	P95	均值	P95
北京	0.70	1.71	0.46	1.20	0.42	1.35	3.14	7.69	2.08	5.38	1.88	6.07
河北	0.30	0.86	0.21	0.70	0.17	0.53	1.34	3.87	0.94	3.16	0.78	2.36
内蒙古	0.76	2.01	0.54	1.59	0.40	1.46	3.40	9.06	2.44	7.17	1.79	6.56
辽宁	1.60	4.11	1.19	3.44	0.70	2.25	7.20	18.50	5.36	15.50	3.13	10.10
吉林	0.87	1.46	0.56	1.24	0.46	1.00	3.92	6.55	2.51	5.58	2.09	4.50
黑龙江	0.71	2.52	0.63	1.60	0.44	1.35	3.20	11.30	2.80	7.22	2.00	6.10
江苏	0.71	1.51	0.63	1.17	0.59	1.18	3.21	6.78	2.85	5.28	2.67	5.31
浙江	1.15	2.39	0.93	1.87	0.89	1.79	5.19	10.70	4.20	8.41	3.99	8.08
江西	3.34	6.96	1.98	4.06	1.61	3.90	15.00	31.30	8.91	18.30	7.24	17.60
河南	0.17	0.61	0.12	0.43	0.11	0.42	0.76	2.76	0.54	1.94	0.49	1.88
湖北	1.33	3.19	0.91	1.73	0.83	1.64	6.00	14.30	4.10	7.80	3.76	7.40
湖南	1.93	4.76	1.31	3.02	1.27	3.10	8.67	21.40	5.90	13.60	5.72	13.90
广西	1.90	3.99	1.34	2.49	1.14	2.35	8.53	18.00	6.01	11.20	5.15	10.60
四川	0.77	1.81	0.53	1.11	0.48	1.05	3.46	8.16	2.40	5.01	2.18	4.71
贵州	2.10	4.14	1.47	3.20	1.11	3.17	9.43	18.60	6.62	14.40	5.01	14.30
陕西	0.20	1.23	0.28	0.91	0.23	0.94	0.90	5.54	1.26	4.08	1.05	4.22
甘肃	0.13	0.54	0.10	0.40	0.08	0.40	0.60	2.45	0.45	1.79	0.38	1.54
宁夏	0.64	1.25	0.39	0.82	0.31	0.56	2.88	5.62	1.77	3.67	1.38	2.54

虽然在现行标准下,我国各省、市及自治区大米无机砷含量并未出现超标情况,但对于日常食用大米的高消费人群来说,仍存在一定的健康风险。因此,如何更好地结合我国大米中无机砷含量的现有水平,制定出能够满足不同人群安全的限量阈值,成为目前需要进一步完善的问题。

本次研究存在一定的局限性。一是各省、市及自治区大米无机砷含量数据来源于既往文献,虽然有研究显示用不同种方法测定大米中无机砷的结果并没有较大差异^[34],但仍需考虑到各研究在样本量、检测年份、检测方法等方面还是存在一定的差

异,对暴露水平的评估产生影响。二是本研究只涉及大米一种食物,虽然根据第五次中国总膳食研究显示,大米是我国人群日常饮食中的主要谷类,谷类导致的人群无机砷摄入占到了总膳食砷暴露的59.7%^[35],上述研究结果可一定程度上反映我国居民的经膳食的无机砷暴露水平,但对于其他食物来源的无机砷暴露量,及其对总暴露水平的贡献在未来需要进一步纳入考虑。

本次研究结果显示,经大米摄入无机砷对我国居民中的大米高消费人群可能产生一定的健康风险。因此,应加强对大米及其制品中无机砷水平的

监测和管控。同时,应该结合我国实际情况,制定更为细化的大米中无机砷限量标准,以更好地保护居民健康。

参考文献

- [1] CHANG J Y, AHN S C, LEE J S, et al. Exposure assessment for the abandoned metal mine area contaminated by arsenic[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, 41 (6): 2443-2458.
- [2] 顾锦明,周瑾.液相色谱-原子荧光光谱法测定大米中的无机砷[J].*上海计量测试*,2017,44(2):9-12.
- [3] JOSEPH T, DUBEY B, MCBEAN E A. Human health risk assessment from arsenic exposures in Bangladesh[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 527-528: 552-560.
- [4] BAKER B A, CASSANO V A, MURRAY C, et al. Arsenic exposure, assessment, toxicity, diagnosis, and management: Guidance for occupational and environmental physicians [J]. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 2018, 60 (12): e634-e639.
- [5] 房玥晖,白国银,向雪松,等.2010—2012年中国城乡居民谷类食物消费特征[J].*营养学报*,2019,41(1):5-9.
- [6] 曹琦,曹素珍,康艺瑾,等.北京市居民膳食大米无机砷的暴露评估[J].*环境科学研究*,2021,34(5):1258-1266.
- [7] 范云燕,欧嵩凤,唐琼,等.南宁市主要食品中砷污染及居民健康风险评估[J].*现代预防医学*,2020,47(10):1781-1784.
- [8] 董仕林,丁刚,施宏景,等.安徽居民无机砷摄入量估算[J].*安徽预防医学杂志*,2001,7(2):135-136.
- [9] HUANG Y T, WANG M, MAO X F, et al. Concentrations of inorganic arsenic in milled rice from China and associated dietary exposure assessment [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2015, 63 (50): 10838-10845.
- [10] ZHUANG P, ZHANG C S, LI Y W, et al. Assessment of influences of cooking on cadmium and arsenic bioaccessibility in rice, using an in vitro physiologically-based extraction test[J]. *Food Chemistry*, 2016, 213: 206-214.
- [11] GARCÍA A-RICO L, VALENZUELA-RODRÍ GUEZ M P, Meza-Montenegro M M, et al. Arsenic in rice and rice products in Northwestern Mexico and health risk assessment [J]. *Food Additives & Contaminants; Part B*, 2020, 13 (1): 25-33.
- [12] 魏洪敏,甄长伟,炼晓璐,等.微波提取-高压液相色谱-原子荧光光谱联用(HPLC-AFS)法分析稻米样品中砷形态[J].*中国无机分析化学*,2019,9(3):4-9.
- [13] ZHOU Z, KANG Y J, LI H H, et al. Estimating inorganic arsenic exposure from rice intake in Chinese Urban Population [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114397.
- [14] CHEN H P, TANG Z, WANG P, et al. Geographical variations of cadmium and arsenic concentrations and arsenic speciation in Chinese rice[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 482-490.
- [15] 云洪霄,张磊,李筱薇,等.大米中无机砷测定方法的研究[J].*卫生研究*,2010,39(3):316-320.
- [16] 潘浩.中国大米无机砷暴露评估研究[D].武汉:武汉工业学院,2012.
- [17] 乔丽娜,魏立立,朱旭东,等.粳稻谷中镉和无机砷分布探讨[J].*粮油食品科技*,2015,23(3):76-78.
- [18] 史玮,吴岩,霍岩,等.氢化物原子荧光法测定稻谷中无机砷的研究[J].*粮食储藏*,2009,38(2):39-40.
- [19] 倪海平,徐炜,刘彦凯,等.大米中总砷与无机砷含量检测与结果分析[J].*江苏预防医学*,2020,31(3):255-257.
- [20] 周晓萍,陈志军,王立媛,等.2005年浙江省绍兴市食品中铅镉砷铝污染现状及分析[J].*疾病监测*,2008,23(2):100-106.
- [21] 应轩宇,蔡强,王涛,等.大米中无机砷风险评估方法学研究[J].*中国食品卫生杂志*,2020,32(2):196-200.
- [22] 刘涛,刘花梅.高效液相色谱-电感耦合等离子体质谱法测定食品中无机砷含量[J].*食品安全质量检测学报*,2020,11(13):4496-4501.
- [23] 张欣,刘波,魏建林,等.超声波提取-原子荧光光度法测定粮食中无机砷的探讨[J].*粮食科技与经济*,2014,39(3):46-47.
- [24] 蒋玉艳,蒙浩洋,陈晖,等.广西主要食品中砷污染及居民膳食暴露风险评估[J].*中国食品卫生杂志*,2017,29(6):745-749.
- [25] 张静,施向东,庞洁,等.2014—2018年南宁市大米重金属含量监测及膳食风险评估[J].*职业与健康*,2020,36(19):2649-2653.
- [26] 张静,施向东,吕忠其,等.广西某市自产稻米重金属污染状况分析及控制对策[J].*应用预防医学*,2019,25(5):361-364.
- [27] 黄艳桃,陈清德,覃梦琳,等.2017—2019年广西某市大米及稻谷的重金属污染调查[J].*职业与健康*,2020,36(16):2210-2213.
- [28] 张静,施向东,吕忠其,等.2019年南宁市种植稻米重金属污染监测结果[J].*食品安全导刊*,2020(3):93-95.
- [29] 杨万江,何德文.南方稻区的稻米消费[J].*中国稻米*,1995,1(3):24-26.
- [30] 杨文蕾,沈亚婷.水稻对砷吸收的机理及控制砷吸收的农艺途径研究进展[J].*岩矿测试*,2020,39(4):475-492.
- [31] 张继国,王慧君,王志宏,等.1991—2015年中国成年居民膳食模式的变迁[C]//中国营养学会.营养研究与临床实践——第十四届全国营养科学大会暨第十一届亚太临床营养大会、第二届全球华人营养科学家大会,南京,2019.
- [32] 张明,汪滨,邱庆丰,等.大米、小米、大黄米国内外法规/标准中安全指标比对分析[J].*标准科学*,2021(1):6-11.
- [33] 杨卫民,徐广超,季澜洋,等.CAC、欧盟、美国与中国粮食中重金属限量标准的差异分析[J].*食品科学技术学报*,2019,37(1):16-19.
- [34] 陈凌峰.糙米中砷形态检测方法的对比研究[J].*食品安全质量检测学报*,2020,11(17):6132-6135.
- [35] 吴永宁,赵云峰,李敬光.第五次中国总膳食研究[M].北京:科学出版社,2018.