

中国典型水产品产地居民发汞含量及其影响因素

丁丽^{1,2} 陈敏^{1,2} 张婵婵^{1,2} 杨光红^{1,2} 闫海鱼^{1,3} 李平^{1,3*}

(¹贵州医科大学公共卫生学院, 贵阳 550025; ²贵州医科大学环境污染与疾病监控教育部重点实验室, 贵阳 550025; ³中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081)

摘要 为评价中国典型水产品产地居民汞暴露的风险, 分别在武汉、青岛和厦门三地系统采集 139、136 和 159 份当地居民头发样品, 测定总汞含量并分析主要影响因素。结果表明: 武汉、青岛和厦门居民 ($n = 434$) 发汞 (THg) 的中位数 (四分位数) 为 0.435 (0.262, 0.820) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, 武汉、青岛和厦门居民头发 THg 的中位数 (四分位数) 分别为 0.392 (0.253, 0.611) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 、0.305 (0.204, 0.478) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 0.814 (0.445, 1.350) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$; 三地分别有 10 位 (7.2%)、8 位 (5.9%) 和 64 位 (40.3%) 居民发汞超过美国环保署 (USEPA) 限值 1 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$; 厦门居民的发汞含量显著高于武汉和青岛 ($P < 0.001$), 居民的发汞含量与食鱼频率呈显著的正相关关系 ($P < 0.001$); 不同年龄段居民的发汞含量存在显著差异 ($P < 0.001$), 且在 65 岁后居民发汞逐渐降低; 与以小麦为主食者相比, 以大米为主食者其发汞含量增加的比数比 (OR) (95% CI) 值为 6.47 (4.07~10.29); 厦门地区居民存在一定的汞暴露风险, 而武汉和青岛地区居民的发汞暴露风险较低。

关键词 水产品产地; 发汞; 汞暴露风险; 影响因素

Mercury concentration in hair and its influencing factors in residents of typical origins of aquatic products in China. DING Li^{1,2}, CHEN Min^{1,2}, ZHANG Chan-chen^{1,2}, YANG Guang-hong^{1,2}, YAN Hai-yu^{1,3}, LI Ping^{1,3*} (¹School of Public Health, Guizhou Medical University, Guiyang 550025, China; ²Key Laboratory of Environmental Pollution Monitoring and Disease Control, Ministry of Education, Guizhou Medical University, Guiyang 550025, China; ³State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China).

Abstract: To evaluate health risks of mercury (Hg) exposure for residents in typical aquatic production areas in China, a total of 139, 136, and 159 human hair samples were collected from Wuhan, Qingdao, and Xiamen, respectively. Total mercury concentrations (THg) in hair samples were measured and the influencing factors were analyzed. The median (P_{25} , P_{75}) of hair THg concentrations in the whole population ($n = 434$) was 0.435 (0.262, 0.820) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$. The medians (P_{25} , P_{75}) of hair THg concentrations in Wuhan, Qingdao, and Xiamen were 0.392 (0.253, 0.611) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, 0.305 (0.204, 0.478) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, and 0.814 (0.445, 1.350) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, respectively. 7.2%, 5.9%, and 40.3% of population from the three areas with hair THg concentrations exceeded reference value (1 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) set by U.S. Environmental Protection Agency, respectively. The highest mean value of hair THg was obtained in Xiamen. There were significant differences of hair THg concentrations between Xiamen and Wuhan, and between Xiamen and Qingdao ($P < 0.001$). There was a significant correlation between hair THg and frequency of fish consumption ($P < 0.001$). Hair THg varied among different age groups, with the highest value in the age group of 36–65 years. The averaged odds ratio (OR) (95% CI) value of increasing hair THg in population with rice consumption was 6.47 (4.07–10.29) compared with the population without rice consumption. In conclusion, population in Xiamen is at high risk of Hg exposure,

国家自然科学基金项目 (41573132) 资助。

收稿日期: 2018-09-18 接受日期: 2018-12-07

* 通讯作者 E-mail: liping@mail.gyig.ac.cn

while the population in Wuhan and Qingdao are at low risk of Hg exposure.

Key words: origin of aquatic products; hair mercury concentration; risk of mercury exposure; influencing factor.

汞是毒性最强的重金属污染物之一(冯新斌等 2009),其对人体毒性因其化学形态、剂量和暴露频率的不同而异。无机汞主要表现为肾脏毒性,而有机汞(甲基汞)则主要表现为神经毒性(Bjørklund *et al.* 2017; Eunhee *et al.* 2017)。汞是一种全球性污染物(Lindqvist *et al.* 1991)可随大气进行长距离传输,排放至环境中的无机汞可以通过微生物的甲基化作用转化为毒性更强的甲基汞,并在水生食物链富集(Lehnher *et al.* 2014),因此,环境汞污染受到国际社会的广泛关注。为控制和减少全球的环境汞污染,联合国环境规划署通过了国际公约《水俣公约》,而中国于2013年10月作为首批签约国已经签署《水俣公约》(Kessler 2013)。

国际上普遍认为,在非职业暴露的情况下,食用高汞含量的鱼类及其他水产品是人体汞暴露的主要途径(Mergler *et al.* 2007)。随着中国国民经济的发展以及人民生活水平的提高,中国的水产品产量连续10年呈上升趋势,年产量稳居世界第一位(农业部渔业局 2016),水产品消费导致的汞暴露成为公众关注的焦点问题。头发、血液和尿液通常可作为人体汞暴露的生物标志物。头发样品由于其化学组分稳定、汞含量相对较高、易于采集和保存的特点,是人体汞暴露的良好生物标志物(Li *et al.* 2011)。

2015年中国水产品产量为6700万吨,其中海水产品产量排序前三省份依次为山东、福建、广东,而淡水产品依次为湖北、广东、江苏。本研究选择淡水产品产量居全国第一湖北省的武汉市、海产品产量居全国第一山东省的青岛市和海产品产量居全国第二福建省的厦门市(农业部渔业局,2016),开展系统研究。三个地区包含中国一南一北两个沿海城市及一个内陆城市,各地居民生活习惯与饮食习惯结构均存在显著差异,通过当地居民发汞含量的系统研究,以评估中国居民食用鱼肉汞暴露的健康风险。

1 材料与方法

1.1 样品采集

采用随机抽样的方法分别在青岛、厦门、武汉随机选择两个中心城区和一个郊区,选择当地两个典型社区,对所选居民采用口头知情、同意自愿的原

则,并遵循一定的排除和纳入标准。采集当地居民的头发样品,并同步进行问卷调查。纳入标准为:当地居住时间大于6个月、年龄大于2岁;排除标准为:最近一年染发、烫发及职业可能有汞暴露。

头发样品的采集及保存严格遵循美国环境保护署EPA-7473的规定方法:用清洁的不锈钢剪刀在调查对象的后枕部,剪取头皮3 cm之内的1~2 g头发样品,装入纸袋后置于干净聚乙烯自封袋编号保存。问卷调查采用自行设计的问卷进行面对面调查。调查内容主要包括年龄、性别、身高、体重,是否有牙科治疗、使用美白祛斑产品、吸烟和饮酒习惯、疾病史、近3个月食用水产品情况等基本信息。

于2017年9月至2018年1月分别在武汉、青岛和厦门采集139、136和159份头发样品,三地共采集样本434份,其基本统计信息如表1所示。

1.2 总汞分析及质量控制

头发样品分别经洗涤剂、超纯水和丙酮于超声波清洗仪清洗15 min、10 min和15 min,置于阴凉通风处晾干。用干净的不锈钢剪刀剪成1~3 mm小段放入纸袋,最后置于聚乙烯自封袋密封保存待测(Li *et al.* 2011)。采用LUMEX测汞仪(RA-915+和PRO-915+,俄罗斯)热解法直接测定(王翠萍等,2010)。

实验数据质量控制采用空白试验、标准物质测定(GBW09101b、NIES-13和IAEA086)和平行样测

表1 研究对象基本信息

Table 1 Basic information of the studied subjects

地点	区域	<i>n</i>	年龄(岁)	身高(m)	体重(kg)
武汉	洪山	41	30.2±10.6	1.69±0.101	64.4±10.5
	汉阳	53	36.6±19.0	1.63±0.174	60.4±16.7
	江夏	45	34.2±16.2	1.62±0.132	59.3±14.3
	合计	139	33.9±16.1	1.64±0.142	61.2±14.4
青岛	城阳	31	39.2±14.8	1.68±0.135	71.9±20.3
	胶州	57	32.4±14.0	1.67±0.141	63.2±15.4
	市南	48	39.3±17.3	1.65±0.156	67.9±17.1
合计	136	36.1±15.8	1.67±0.144	66.9±17.7	
厦门	湖里	15	30.8±5.10	1.66±0.100	65.3±9.71
	思明	107	42.6±18.6	1.63±0.169	61.9±16.8
	翔安	37	61.8±21.7	1.54±0.108	52.6±11.8
	合计	159	46.0±20.7	1.62±0.143	60.1±15.7
总计		434	39.0±18.7	1.64±0.144	62.6±16.2

表 2 标准物质实验测定结果与参考值的对比

Table 2 Comparison of determined and certified values for certified reference materials

类型	生产商	<i>n</i>	参考值($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	测定值($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	回收率(%)
GBW0910b	中国科学院上海应用物理研究所	35	1.06±0.28	1.10±0.10	104
IAEA086	国际原子能组织	8	0.57±0.04	0.55±0.03	96
NIES-13	日本国立环境研究所	5	4.42±0.20	4.23±0.26	96

定。方法最低检测限为 $0.0005 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, 平行样品测定的相对标准偏差 $< 10\%$, 标准物质回收率为 $96\% \sim 104\%$ (表 2)。

1.3 数据处理

采用 SPSS for Windows 22.0 统计软件, 对数据进行正态性检验, 服从正态性分布采用均数 \pm 标准差表示; 偏态分布数据若经对数转换呈正态分布数据, 采用几何均数来表示; 若转换后仍未服从正态分布则采用中位数(四分位数)来表示。组间比较采用 Dunnett's T3 检验; 相关性检验采用秩相关分析, 多因素分析采用有序 Logistic 回归。检验水准 $P < 0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 发汞含量特征

三地所有居民头发总汞(THg)的中位数(四分位数)为 $0.435 (0.262, 0.820) \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$; 武汉、青岛和厦门居民头发 THg 的中位数(四分位数)分别为 $0.392 (0.253, 0.611) \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $0.305 (0.204, 0.478) \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $0.814 (0.445, 1.350) \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。三地分别有 10 位(7.2%)、8 位(5.9%)和 64 位(40.3%)居民发汞含量超过美国环保署(USEPA)限值 $1 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (USEPA, 1997); 分别有 0 位(0%)、1 位(0.7%)和 21 位(13.2%)居民发汞含量超过联合国粮农组织和世界卫生组织的食品添加剂联合专家委员会(JECFA)限值 $2.3 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (JECFA 2003)。厦门市居民的头发总汞含量显著高于武汉和青岛($P < 0.001$, 图 1); 而青岛和武汉两地居民发汞含量无显著性差异。

2.2 影响因素

居民头发总汞含量的影响因素是多方面的, 包括年龄、性别、膳食结构和居住地等 (Marcinek-Jacel *et al.* 2017)。为了探索居民头发总汞含量的影响因素, 将全部研究对象按照发汞含量四分位数分为 4 个等级作为因变量: 1: $< P_{25}$; 2: $P_{25} \sim P_{50}$; 3: $P_{50} \sim P_{75}$; 4: $> P_{75}$ 。采用有序 Logistic 回归模型, 调整年龄、食鱼频率、吸烟、饮酒、美白产品使用和补牙等因素, 进行分析, 结果如表 3 所示。随着居民食鱼频率

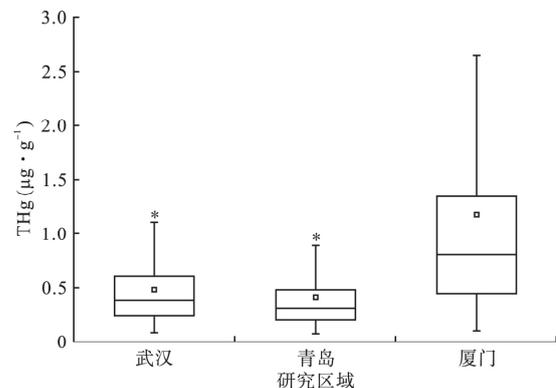


图 1 武汉、青岛和厦门居民发汞含量特征

Fig.1 Hair THg concentrations in residents of the study areas

每个框代表四分位数间距(25%~75%), 框中横线代表中位数(50%), 上下边缘代表范围在(5%~95%), * $P < 0.01$ 与厦门对比。

的增加, 发汞含量显著增加, 与每月食鱼频率 < 1 次者相比, 食鱼频率 $5 \sim 19$ 次 \cdot 月 $^{-1}$ 的居民和食鱼频率 > 20 次 \cdot 月 $^{-1}$ 的居民头发总汞含量增加的比率比(OR) (95%CI) 值分别为 $4.22 (2.05 \sim 8.69)$ 和 $11.0 (5.05 \sim 24.0)$; 与年龄 < 20 岁者相比, 年龄 $36 \sim 50$ 岁和年龄 $51 \sim 65$ 岁的居民发汞含量增加的 OR(95%CI) 值分别为 $5.29 (2.43 \sim 11.55)$ 和 $2.78 (1.43 \sim 5.41)$; 与以小麦为主食者相比, 以大米为主食者其发汞含量增加的比数比(OR) (95%CI) 值为 $6.47 (4.07 \sim 10.29)$ 。说明食鱼频率、年龄及是否以大米为主食是影响居民头发总汞含量的主要因素。对吸烟、饮酒、美白产品及染发剂的使用、服药/保健品以及补牙等可能影响因素进行分析, 未见显著差异。

3 讨论

3.1 三地居民发汞含量水平

由于武汉、青岛和厦门三地居民的生活和饮食习惯存在显著差异, 导致其发汞含量出现一定的差异。武汉、青岛和厦门居民 2016 年水产品日均消费量分别为 47.4g 、 47.9g 和 72.2g (逢增昌等 2006; 宋毅等 2011; 洪华荣等 2014)。我国居民水产品日均消费量为 31.2g (中国国家统计局, 2017); 且三地居民月平均食鱼频率分别为 15.03 次、 15.99 次、 19.54 次,

表3 居民发汞含量影响因素的有序 Logistic 回归分析
Table 3 Logistic regression analysis of factors on human hair THg concentrations

因素	<i>n</i>	β 值	标准误	Wald χ^2 值	<i>P</i> 值	OR 值	OR 值 95%可信区间		
							下限	上限	
食鱼频率(次/月)	>20	139	2.4	0.4	36.47	<0.01	11.01	5.05	24.00
	5~19	193	1.44	0.37	15.25	<0.01	4.22	2.05	8.69
	1~4	66	0.46	0.41	1.22	0.27	1.58	0.7	3.53
	<1	36	0	-	-	-	1	-	-
年龄(岁)	>65	35	0.25	0.46	0.29	0.59	1.28	0.52	3.12
	51~65	64	1.67	0.4	17.51	<0.01	5.29	2.43	11.55
	36~50	138	1.02	0.34	9.06	<0.01	2.78	1.43	5.41
	20~35	127	0.3	0.33	0.8	0.37	1.34	0.7	2.58
	<20	70	0	-	-	-	1	-	-
性别	男	252	0.41	0.26	2.54	0.11	1.51	0.91	2.49
	女	182	0	-	-	-	1	-	-
职业	学生	86	0.16	0.34	0.22	0.64	1.17	0.60	2.30
	企业/事业单位职员	79	-0.20	0.31	0.40	0.53	0.82	0.45	1.51
	服务员	70	-0.40	0.31	1.65	0.20	0.67	0.36	1.24
	工人	91	-0.60	0.29	4.17	0.04	0.55	0.31	0.98
	无	108	0	-	-	-	1	-	-
含有液态汞物品被打碎情况	无	398	-0.66	0.59	1.25	0.26	0.52	0.17	1.64
	不知道	23	-0.31	0.7	0.19	0.66	0.74	0.19	2.88
	是	13	0	-	-	-	1	-	-
补牙情况	否	351	-0.49	0.28	3.16	0.08	0.61	0.36	1.05
	是	83	0	-	-	-	1	-	-
美白化妆品使用	否	393	0.29	0.36	0.642	0.42	1.33	0.66	2.7
	是	41	0	-	-	-	1	-	-
抽烟情况	从不抽烟	282	-0.37	0.29	1.64	0.20	0.69	0.39	1.22
	已戒烟	27	0.39	0.43	0.83	0.36	1.48	0.64	3.41
	一直抽	125	0	-	-	-	1	-	-
饮酒情况	否	281	-0.08	0.26	0.11	0.74	0.92	0.55	1.52
	是	153	0	-	-	-	1	-	-
生病情况	否	417	0.77	0.75	1.04	0.31	2.15	0.49	9.35
	是	17	0	-	-	-	1	-	-
服药/保健品	否	423	-0.61	0.9	0.47	0.49	0.54	0.09	3.15
	是	11	0	-	-	-	1	-	-
大米是否为主食	是	298	1.87	0.24	62.37	<0.01	6.47	4.07	10.29
	否	136	0	-	-	-	1	-	-
体质指数	11.16~34.6	434	0.01	0.03	0.06	0.91	1.01	0.95	1.07

厦门居民月平均食鱼频次显著高于武汉和青岛居民 ($P<0.05$) ; 厦门居民的水产品消费量明显高于武汉和青岛。同时,不同的水产品由于其生活习性、生活环境及生理特征的不同,其体内的汞含量具有显著差异,一般表现为肉食性鱼类>杂食性鱼类>草食性鱼类(Tremain *et al.* 2012; Smylie *et al.* 2016)、海水鱼类>淡水鱼类(Li *et al.* 2013)。武汉、青岛和厦门水产品汞含量分别为 74、95.6 和 102.5 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (乔胜英等 2007; 张磊 2009; Onsanit *et al.* 2011),由于食用水产品是人体汞暴露的主要途径(Mergler *et al.* 2007),厦门居民不仅年水产品消费量大,而且食用的多为海水鱼类,汞含量相对较高,因此厦门居

民表现出最高的发汞含量。

与国内其他无明显汞污染源地区对比,厦门居民头发总汞含量仅低于中国舟山和台北居民(Chien *et al.* 2010; 赵宇航等 2017),略高于佛山和湛江居民(田文娟 2011; Shao *et al.* 2013),显著高于中国内陆城市(钮志远等 2016; 程楠等 2018)及黄渤海区域的沿海城市天津、大连(牛小丽 2012; 童银栋等 2016)和青岛等地居民;武汉居民发汞含量略高于青岛,显著高于食鱼量较少的内陆城市,但是低于大部分沿海城市(图 2a)。具体为舟山>台北>厦门>湛江>佛山>涪陵>上海>武汉>大连>青岛>忠县>苏州>滁州>天津。

与汞污染地区相比, 厦门地区居民头发总汞显著高于第二松花江和燃煤电厂周边居民(张磊等, 2008; 洪俊成 2018) 略高于节能灯厂周边居民(Liang *et al.* 2015) 与电子垃圾场周边居民接近(Ni *et al.* 2014; Tang *et al.* 2015) 显著低于温度计厂、汞矿区和锡矿区周边居民(Feng *et al.* 2008; 刘迎春等 2011; 刘碧君等 2009; Du *et al.* 2018; 涂瑞等, 2018); 而武汉和青岛地区居民发汞显著低于汞污染地区居民(图 2b)。厦门地区居民头发总汞在全国处于较高水平, 且有部分人群具有汞暴露风险, 武汉和青岛地区居民发汞水平则处于全国中等偏下

水平。

3.2 影响因素

Sperman 秩相关分析结果表明, 武汉、青岛和厦门居民的发汞含量和食鱼频率具有显著的正相关关系($P < 0.001$) r_s 分别为 0.557、0.232 和 0.547; 三地居民总体发汞含量与食鱼频率的总 r_s 为 0.391(图 3) 而且 Logistic 回归分析表明食鱼频率较高者具有高发汞含量, 这表明食用鱼肉是三地居民汞暴露的主要途径。三峡库区(程楠等 2018) 和舟山地区(赵宇航等 2017) 研究都表明, 当地居民的发汞含量与食鱼频率呈显著的正相关关系, 说明在无显

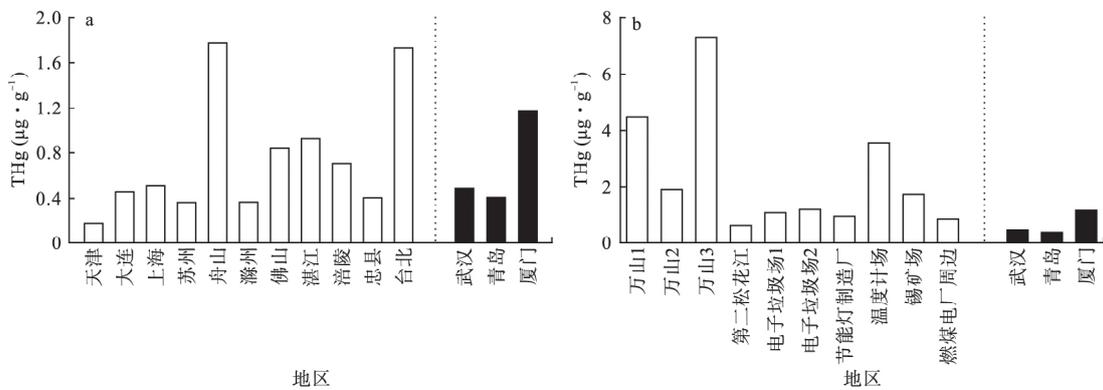


图 2 本研究结果和全国不同地区居民发汞含量的对比分析

Fig.2 Comparison of human hair THg concentrations in different regions

a, 与全国无明显汞污染地区居民发汞比较; b, 与有汞污染地区居民发汞比较, 其中虚线右侧为本次研究数据, 左侧数据来自文献。

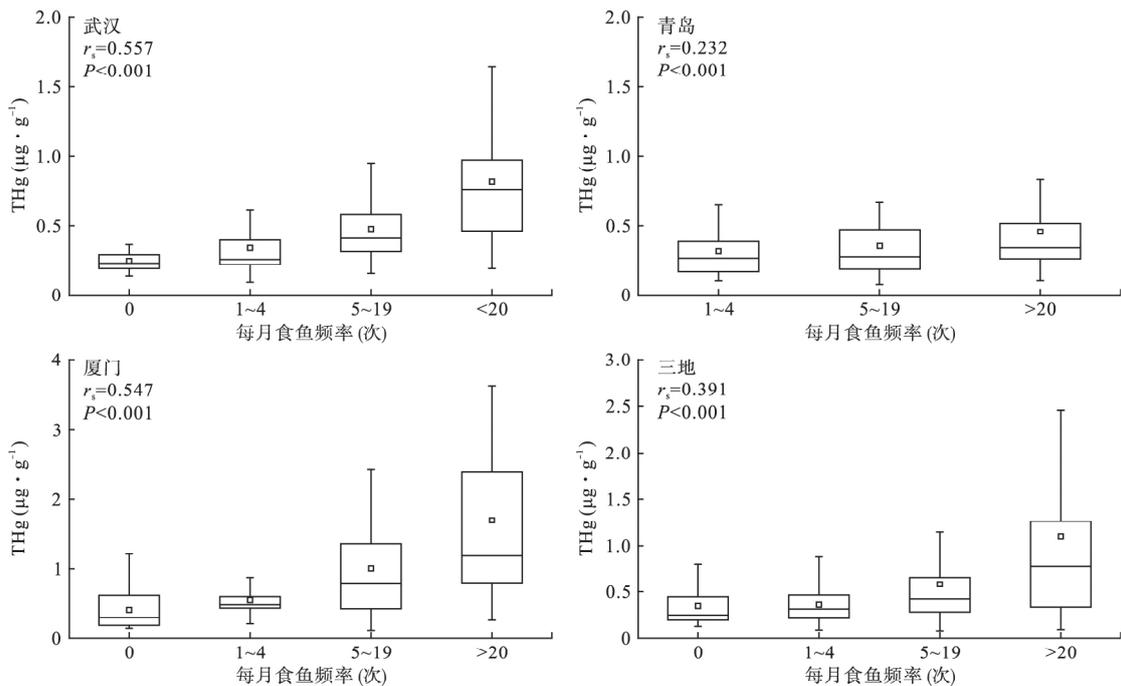


图 3 不同食鱼频率居民发汞含量的对比分析

Fig.3 Comparison of hair THg concentrations in residents with different patterns of fish consumption

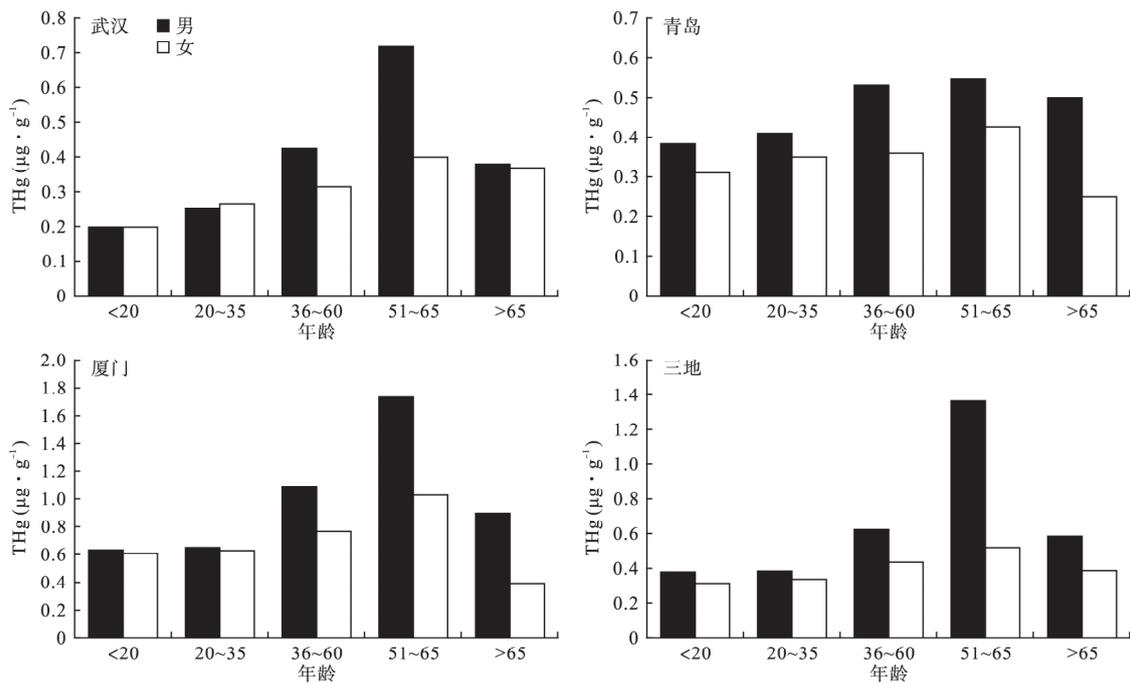


图4 不同年龄和性别组居民发汞含量的对比分析

Fig.4 Human hair THg concentrations in different age and sex groups in the study areas

汞污染地区居民主要通过食用鱼肉摄入汞。

Logistic 回归分析表明,以大米为主食者其发汞含量增加的 *OR* 值较很少食用大米者高,说明以大米为主食是居民发汞含量的一个重要影响因素。大米能富集甲基汞 (Feng *et al.*, 2008),中国南方 7 省大米总汞含量为 $10.1 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$,而东北地区为 $6.0 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (袁晓博等, 2011; Li *et al.*, 2012),且我国南方地区居民以稻米为主食而北方地区居民很少食用大米 (中国国家统计局, 2017),故南方居民可能通过食用大米摄入一定的甲基汞,因此同为沿海城市的青岛居民发汞含量较武汉低,而厦门居民发汞含量较高。

年龄和性别是影响居民发汞含量的重要因素 (Liu *et al.*, 2014; Marcinek-Jacel *et al.*, 2017; 赵宇航等, 2017)。如图 4 所示,武汉、青岛和厦门三地居民的发汞含量均呈现随着年龄增长先升高后下降的趋势,均为 51~65 岁年龄段发汞含量最高。将三地居民按照不同年龄段分组做单因素方差分析,51~65 岁组和 36~50 岁组居民发汞含量显著高于 <20 岁组和 20~35 岁组 ($P < 0.001$),而与 >65 岁组相比无显著差异 (图 4d)。有序 Logistic 回归分析表明,年龄 <65 岁组居民头发总汞含量增加的 *OR* 较年龄较低者高。我国南方 5 个沿海城市 (Liu *et al.*, 2008)

及海南地区的研究 (Liu *et al.*, 2014) 也指出,发汞含量随着年龄的增加而增加,而到一定的年龄后会出现下降。这可能与不同年龄段居民食鱼频率的差异有关 (Liu *et al.*, 2014),三地居民食鱼频率与年龄的秩相关分析显示,食鱼频率与年龄成显著的正相关, $r_s = 0.122$ ($P = 0.011$),说明不同年龄段居民发汞含量可能与食鱼频率及膳食结构的改变有关。

各年龄段男性发汞含量均高于女性 (图 4),三个地区总体 ($n = 434$) 男女发汞含量的中位数 (四分位数) 分别为 0.521 ($0.295, 1.010$) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 0.389 ($0.241, 0.614$) $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$,经 Wilcoxon 秩和检验差异具有统计学意义 ($P < 0.0001$)。而有序 Logistic 回归分析,差异无统计学意义。Hsiao 等 (2011) 研究指出,男性发汞含量较女性高; Hajeb 等 (2008) 则指出,女性发汞含量显著高于男性发汞含量; 而 Liu 等 (2014) 的研究结果未发现发汞含量的性别差异。这表明性别可能不是居民发汞含量的关键影响因素。

4 结论

厦门地区居民存在一定的汞暴露健康风险; 武汉和青岛地区居民头发汞含量较低,汞暴露风险较低。食鱼频率、年龄及是否以大米为主食是影响居民发汞含量的重要因素。

参考文献

- 程楠, 谢青, 樊宇飞, 等. 2018. 三峡库区涪陵和忠县两地居民发汞含量水平及影响因素分析. *环境科学*, **39**(7): 3426-3433.
- 冯新斌, 仇广乐, 付学吾, 等. 2009. 环境汞污染. *化学进展*, **21**(Z1): 436-457.
- 洪华荣, 骆和东, 荣飏, 等. 2014. 厦门市城区居民营养与健康状况调查. *营养学报*, **36**(5): 435-440.
- 洪俊成. 2018. 东南沿海地区燃煤电厂周边汞的富集特征及健康风险评价(硕士学位论文). 杭州: 浙江大学.
- 刘碧君, 吴丰昌, 邓秋静, 等. 2009. 锡矿山矿区和贵阳市人发中镉、砷和汞的污染特征. *环境科学*, **30**(3): 907-912.
- 刘迎春, 郑徽, 康家琦, 等. 2011. 慢性汞暴露对人群肾脏功能的影响. *环境与健康杂志*, **28**(3): 242-244.
- 牛小丽. 2012. 膳食来源的人群汞暴露水平的定量分析及评价(硕士学位论文). 大连: 大连理工大学.
- 钮志远, 王元, 刘桂建. 2016. 安徽省典型地区人群头发汞含量及其影响因素分析. *环境化学*, **35**(3): 533-539.
- 农业部渔业局. 2016. 中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社.
- 逢增昌, 陈晓荣, 汪韶洁, 等. 2006. 青岛市居民膳食结构和营养状况调查. *中国公共卫生*, **22**(1): 91-92.
- 乔胜英, 蒋敬业, 向武, 等. 2007. 武汉市湖泊中重金属污染状况. *水资源保护*, **23**(1): 45-48.
- 宋毅, 刘爽, 李骏, 等. 2011. 湖北省成人膳食结构与营养状况分析. *公共卫生与预防医学*, **22**(3): 16-19.
- 田文娟. 2011. 珠江三角洲地区总汞和甲基汞人体暴露水平与风险评价(硕士学位论文). 广州: 暨南大学.
- 童银栋, 王慧, 张巍, 等. 2016. 校园学生群体食物汞暴露现状及风险评价—以天津大学为例. *中国环境科学*, **36**(2): 589-595.
- 涂瑞, 陈敏, 丁丽, 等. 2018. 万山汞矿区居民体内汞的含量、分布及相互关系. *生态学杂志*, **37**(5): 1550-1555.
- 王翠萍, 闫海鱼, 刘鸿雁, 等. 2010. 使用 Lumex 测汞仪快速测定固体样品中总汞的方法. *地球与环境*, **38**(3): 378-382.
- 袁晓博, 冯新斌, 仇广乐, 等. 2011. 中国大米汞含量研究. *地球与环境*, **39**(3): 318-323.
- 张磊, 王起超. 2008. 第二松花江下游居民甲基汞健康风险研究. *环境与健康杂志*, **25**(8): 691-692.
- 张磊. 2009. 青岛市鱼产品汞污染初步研究. *中国农学通报*, **25**(3): 293-296.
- 赵宇航, 陈敏, 涂瑞, 等. 2017. 舟山地区海产品汞含量及居民汞暴露风险. *生态学杂志*, **36**(5): 1419-1425.
- 中国国家统计局. 2017. 中国统计年鉴. 北京: 中国统计出版社.
- Bjørklund G, Dadar M, Mutter J, et al. 2017. The toxicology of mercury: Current research and emerging trends. *Environmental Research*, **159**: 545-554.
- Chien LC, Gao CS, Lin HH. 2010. Hair mercury concentration and fish consumption: Risk and perceptions of risk among women of childbearing age. *Environmental Research*, **110**: 123-129.
- Du BY, Feng XB, Li P, et al. 2018. Use of mercury isotopes to quantify mercury exposure sources in inland populations, China. *Environmental Science & Technology*, **52**: 5407-5416.
- Eunhee H, Basu N, Stephan BO. 2017. Current progress on understanding the impact of mercury on human health. *Environmental Research*, **152**: 419-433.
- Feng XB, Li P, Qiu GL, et al. 2008. Human exposure to methylmercury through rice intake in mercury mining areas, Guizhou Province, China. *Environmental Science & Technology*, **42**: 326-332.
- Hajeb P, Selamat J, Ismail A, et al. 2008. Hair mercury level of coastal communities in Malaysia: A linkage with fish consumption. *European Food Research and Technology*, **227**: 1349-1355.
- Hsiao HW, Ullrich SM, Tanton TW. 2011. Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan. I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels. *Science of the Total Environment*, **409**: 2272-2280.
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). 2003. Summary and conclusions of the sixty-first meeting of the joint FAO/WHO expert committee on food additives. Rome, Italy: Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.
- Kessler R. 2013. The Minamata convention on mercury: A first step toward protecting future generations. *Environmental Health Perspectives*, **121**: A304.
- Lehnerr I. 2014. Methylmercury biogeochemistry: A review with special reference to Arctic aquatic ecosystems. *Environmental Reviews*, **22**: 229-243.
- Li P, Feng XB, Liang P, et al. 2013. Mercury in the seafood and human exposure in coastal area of Guangdong Province, South China. *Environmental Toxicology & Chemistry*, **32**: 541-547.
- Li P, Feng XB, Yuan XB, et al. 2012. Rice consumption contributes to low level methylmercury exposure in southern China. *Environment International*, **49**: 18-23.
- Li P, Feng XB, Qiu GL, et al. 2011. Hair can be a good biomarker of occupational exposure to mercury vapor: Simulated experiments and field data analysis. *Science of the Total Environment*, **409**: 4484-4488.
- Liang P, Feng XB, Zhang C, et al. 2015. Human exposure to mercury in a compact fluorescent lamp manufacturing area: By food (rice and fish) consumption and occupational exposure. *Environmental Pollution*, **198**: 126-132.
- Lindqvist O, Johansson K, Aastrup M, et al. 1991. Mercury in the Swedish environment: Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air and Soil Pollution*, **55**: 1-261.
- Liu JL, Xu XR, Yu S, et al. 2014. Mercury contamination in

- fish and human hair from Hainan Island , South China Sea: Implication for human exposure. *Environmental Research* , **135**: 42–47.
- Liu XJ , Cheng JP , Song YL , *et al.* 2008. Mercury concentration in hair samples from Chinese people in coastal cities. *Journal of Environmental Sciences* , **20**: 1258–1262.
- Marcinek-Jacel M , Albińska J , Pawlaczyk A , *et al.* 2017. The impact of demographic factors , behaviors and environmental exposure to mercury content in the hair of the population living in the region of Lodz (central Poland) . *Environmental Toxicology and Pharmacology* , **55**: 196–201.
- Mergler D , Anderson HA , Chan LHM , *et al.* 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. *Ambio* , **36**: 3–11.
- Ni WQ , Chen YW , Huang Y , *et al.* 2014. Hair mercury concentrations and associated factors in an electronic waste recycling area , Guiyu , China. *Environmental Research* , **128**: 84–91.
- Onsanit S , Chen M , Ke C , *et al.* 2011. Mercury and stable isotope signatures in caged marine fish and fish feeds. *Journal of Hazardous Materials* , **203–204**: 13–21.
- Shao DD , Kang Y , Cheng Z , *et al.* 2013. Hair mercury levels and food consumption in residents from the Pearl River Delta: South China. *Food Chemistry* , **136**: 682–688.
- Smylie MS , McDonough CJ , Reed LA , *et al.* 2016. Mercury bioaccumulation in an estuarine predator: Biotic factors , abiotic factors , and assessments of fish health. *Environmental Pollution* , **214**: 169–174.
- Tang W , Cheng JP , Zhao WC , *et al.* 2015. Mercury levels and estimated total daily intakes for children and adults from an electronic waste recycling area in Taizhou , China: Key role of rice and fish consumption. *Journal of Environmental Sciences* , **34**: 107–118.
- Tremain DM , Adams DH. 2012. Mercury in groupers and sea basses from the Gulf of Mexico: Relationships with size , age , and feeding ecology. *Transactions of the American Fisheries Society* , **141**: 1274–1286.
- USEPA. 1997. Health Effects of Mercury and Mercury Compounds. Mercury Study Report to the Congress. Vol. V. Washington , DC , USA: USEPA.
-
- 作者简介 丁丽,女,1991年生,硕士研究生,主要研究方向为职业卫生与环境卫生。E-mail: dinglibright@163.com
责任编辑 魏中青
-