

- [18] FOLMER D E, DOELL D L, LEE H S, et al. A US population dietary exposure assessment for 4-methylimidazole (4-MEI) from foods containing caramel colour and from formation of 4-MEI through the thermal treatment of food [J]. *Food Additives & Contaminants Part A, Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment*, 2018, 35(10): 1890-1910.
- [19] DOELL D L, FOLMER D E, LEE H S, et al. Exposure estimate for FD&C colour additives for the US population [J]. *Food Additives & Contaminants Part A, Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment*, 2016, 33(5): 782-797.
- [20] HUSAIN A, SAWAYA W, AL-OMAIR A, et al. Estimates of dietary exposure of children to artificial food colours in Kuwait [J]. *Food Additives and Contaminants*, 2006, 23(3): 245-251.
- [21] HA M S, HA S D, CHOI S H, et al. Exposure assessment of synthetic colours approved in Korea [J]. *Food Additives & Contaminants Part A, Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment*, 2013, 30(4): 643-653.
- [22] ZHANG J Y, ZHANG J B, YU H Y, et al. Theoretical risk assessment of dietary exposure to advantame among the Chinese population [J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2019, 32(12): 930-933.
- [23] LI W H, HAO D, PEI C, et al. Theoretical risk assessment of dietary exposure to brilliant blue FCF in Chinese population [J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2019, 32(2): 126-129.
- [24] LIEN K W, HSIEH D P H, HUANG H Y, et al. Food safety risk assessment for estimating dietary intake of sulfites in the Taiwanese population [J]. *Toxicology Reports*, 2016, 3(C): 544-551.
- [25] ZHANG J B, ZHANG H, WANG H L, et al. Risk analysis of sulfites used as food additives in China [J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2014, 27(2): 147-154.
- [26] 胡桂仙, 赖爱萍, 袁玉伟, 等. 消费者膳食中二氧化硫残留的累积性风险评估 [J]. *中国农业科学*, 2017, 50(7): 1317-1325.
- [27] 曹佩, 马宁, 梁江, 等. 我国居民膳食中甜蜜素暴露的理论风险评估 [J]. *中国食品卫生杂志*, 2016, 28(1): 111-114.

## 风险评估

# 中国水产品总汞污染特征分析及健康暴露评估

徐曦, 颜崇淮

(上海交通大学医学院附属新华医院教育部和上海市环境与儿童健康重点实验室, 上海 200092)

**摘要:**目的 全面系统分析我国水产品总汞污染状况及其特征, 进行污染评价及膳食暴露风险评估。方法 基于2010—2020年已发表的覆盖全国的水产品监测大样本数据, 分析其汞污染特征并依据居民膳食消费量利用Monte Carlo模拟方法评估汞的健康暴露风险。结果 水产品有效样本量共计19 531件。整体上, 水产品的汞含量远低于国家标准限值, 海水产品总汞含量显著高于淡水产品, 部分鱼类及海水贝类、淡水甲壳类的汞含量达到轻、中度污染水平, 南海区域海水养殖鱼明显高于野生鱼种。经水产品摄入所致的汞暴露量低于JECFA发布的每周耐受摄入量, 但P95暴露水平下45岁以上女性及6—17岁儿童全种类水产品摄入仍有较高风险。结论 水产品总汞含量处于较低水平, 健康暴露风险总体上处于可接受水平, 渤海汞污染问题需要进一步监测, 南海区域鱼类养殖模式仍需更多关注。

**关键词:** 水产品; 总汞; 污染特征; 膳食暴露评估; 中国

**中图分类号:** R155      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1004-8456(2022)01-0104-06

**DOI:** 10.13590/j.cjfh.2022.01.020

## Contamination characteristics and health risk assessment of mercury in aquatic products in China

XU Xi, YAN Chonghuai

(MOE-Shanghai Key Laboratory of Children's Environmental Health, Xinhua Hospital,  
Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200092, China)

收稿日期: 2021-04-27

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC1600500)

作者简介: 徐曦 女 硕士生 研究方向为环境重金属污染与健康 E-mail: patrichor@sjtu.edu.cn

通信作者: 颜崇淮 男 教授 研究方向为环境重金属与健康 E-mail: yanchonghuai@xinhua.med.com.cn

**Abstract: Objective** To comprehensively and systematically analyze mercury concentration and associated characteristics in aquatic products, and to evaluate the degree of pollution and make a dietary mercury exposure risk assessment. **Methods** Based on a large amount of nationwide data regarding mercury contents of aquatic products published during the last decade, we analyzed the characteristics of mercury contents in aquatic products and further made a health risk assessment using Monte Carlo simulation combined with residents' food consumption data. **Results** The number of valid samples was up to 19 531. Generally, mercury concentrations in aquatic products were far lower than national standard values and marine products were obviously higher than freshwater products. Mercury concentrations of some fish, marine shellfish and freshwater crustaceans were even up to slight to moderate polluted level. Intriguingly, mercury contents of seawater farmed fish were significantly higher than wild fish. Dietary exposure risk was below the PTWI established by JECFA while all kinds of aquatic products for women aged 45 or older and people aged 6 to 17 were at higher risk with *P*<sub>95</sub> exposure level. **Conclusion** The mercury concentration of aquatic products is relatively low and its associated health dietary risk is acceptable in spite of higher risk for specific population. More attention should be paid on fish breeding model around the South China Sea.

**Key words:** Aquatic products; total mercury concentration; contamination characteristics; dietary exposure risk assessment; China

随着经济发展和人类活动的增加,汞矿的开采、垃圾焚烧、污水排放均可以导致环境中汞污染问题<sup>[1]</sup>。中国是全球汞排放量最大的国家之一,2010年我国人为来源的汞排放量约占全球的1/3<sup>[2]</sup>。我国大气中的汞含量水平远远高于全球背景水平<sup>[3]</sup>,汞污染问题十分严峻。

在人类膳食模式中,水产品是蛋白质、二十二碳六烯酸(Docosahexaenoic acid, DHA)、二十碳五烯酸(Eicosapentaenoic acid, EPA)等营养物质的重要提供者,后二者对于胎儿大脑发育具有至关重要的作用。但是,其重金属污染问题不容忽视,尤其是汞的污染。汞具备生物半衰期长、沿水生食物链生物累积等特性,对于非职业暴露人群,水产品的摄入被普遍认为是日常汞暴露的主要来源<sup>[4]</sup>。环境较高水平的汞使我国人群可能面临更高的汞暴露风险,因此摄食水产品引发的人群健康风险评估十分必要。

目前为止,我国已有大量的文献数据报道当地水产品的总汞含量,但是缺乏全国性系统性的水产品污染状况的分析评价,本文主要基于现有报道数据,致力于全面探讨分析中国水产品的汞污染特征及其膳食暴露风险,以期水产品膳食营养的选择提供科学依据,同时为水产品重金属污染防治及食品安全保障提供相关建议。

## 1 材料与方法

### 1.1 数据收集

以“汞”、“总汞”与“水产品”、“鱼”、“甲壳类”、“软体动物”等作为检索词在CNKI、万方数据库、维普数据库、MEDLINE等平台进行搜索,从研究设计、采样、检测分析、报告、总体评价五个维度进行文献质量评价,所有纳入的文献中综合评价

为低风险者达96.6%。筛选并收集2010—2020年经同行评议后发表的中国市售、生产的水产品汞含量监测相关的中英文文献数据。要求具备明确的样本量及总汞均值,排除原文明确说明为汞污染地区的数据。所有数据以湿质量形式表示,对于以干质量表示的数据,若无明确的含水量数据,则以含水量为76%进行转化<sup>[5]</sup>。所有计量单位统一为ng/g。

本研究共纳入118篇文献,有效样本量达19 531件,包括海水鱼、海水甲壳类、海水贝类、海水软体动物(非贝类)、淡水鱼、淡水甲壳类、淡水软体动物。

### 1.2 数据分析

#### 1.2.1 统计分析

所有数据分析均在软件SPSS22.0进行。利用Kolmogorov-Smirnov检验进行正态性检验,用样本量加权,对水产品总汞含量进行统计性描述,统计学差异使用非参数检验分析, $P < 0.05$ 表示差异有统计学意义。

#### 1.2.2 总汞污染评价

以GB2762—2017《食品安全国家标准食品中污染物限量》作为标准<sup>[6]</sup>,采取单因子污染指数( $P_i$ )法进行评估<sup>[7]</sup>,公式为

$$P_i = C_i/S_i$$

其中 $C_i$ 是总汞的实际测量值, $S_i$ 是标准值。 $P_i < 0.2$ 时,为正常背景水平; $0.2 \leq P_i \leq 0.6$ 时,为轻度污染; $0.6 < P_i < 1.0$ 时,为中度污染; $P_i \geq 1.0$ ,为重度污染<sup>[7]</sup>。

#### 1.2.3 健康暴露风险评估

采用估计每日摄入量(Estimated daily intake, EDI)评估水产品中汞的长期慢性膳食暴露水平<sup>[8]</sup>,

具体公式为:

$$EDI = (C \times F) / BW$$

其中,  $EDI$  代表人群每日通过摄入水产品导致的汞暴露量  $\text{ng}/\text{kg} \cdot \text{BW}$ , 鉴于水产品中汞的主要存在形式为甲基汞, 因此  $C$  为水产品中甲基汞含量估值  $\text{ng}/\text{g}$  (湿质量), 鱼类及甲壳类的甲基汞/总汞为 80% (平均值:  $180/260 \text{ ng}/\text{g}$ )<sup>[9]</sup>, 因部分研究软体动物甲基汞平均占比仅为 43% (范围: 11% ~ 88%)<sup>[10]</sup>, 软体动物甲基汞占比以 60% 计算。  $BW$  为平均体质量/ $\text{kg}$ ,  $F$  是指每日水产品摄入量/ $(\text{g}/\text{d})$ , 其结果是由一项面向广东 11 市 1 527 名居民的研究经调查问卷收集得出<sup>[9]</sup>。膳食暴露量  $EDI$  与食品添加剂联合专家委员会 (Joint Expert Committee for Food Additives, JECFA) 发布的经食品甲基汞每周耐受摄入量 (Provisional tolerable weekly intake,

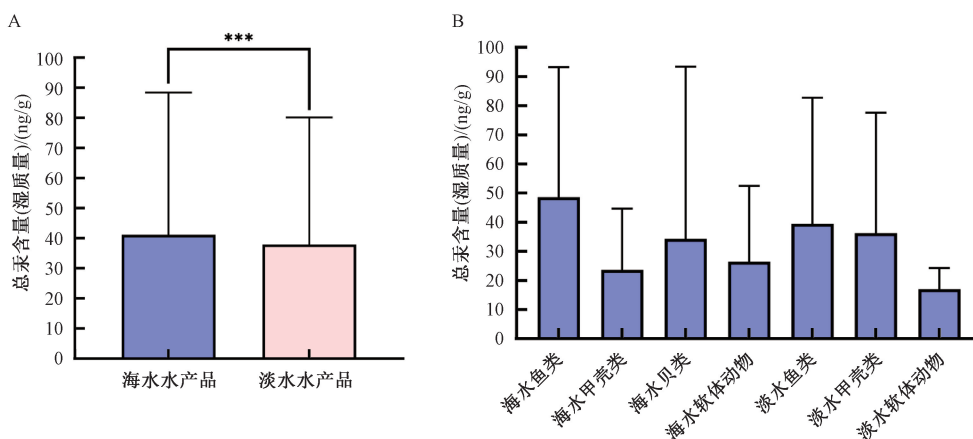
PTWI)  $1.6 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{BW}$  (即  $0.23 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{BW} \cdot \text{d}$ ) 进行比较<sup>[11]</sup>。利用 Monte Carlo 模拟技术进行 10 000 次的模拟暴露, 过程由 crystal ball 施行<sup>[8]</sup>。

## 2 结果

### 2.1 水产品总汞污染水平的统计特征

#### 2.1.1 不同种类水产品的总汞污染水平

整体上, 海水产品总汞含量显著高于淡水产品 ( $P < 0.01$ ) (图 1A)。在海水产品中, 海水鱼、海水贝类的汞含量较高, 海水甲壳类及海水软体动物 (非贝类) 较低。对于淡水产品, 淡水鱼、淡水甲壳类总汞水平均较高, 其中汞含量高的淡水甲壳类主要是龙虾、淡水蟹。淡水软体动物, 如螺蛳、河蚌等, 总汞水平明显低于其他水产品 (图 1B)。



注: \*\*\*表示  $P < 0.01$

图 1 不同种类的水产品总汞含量

Figure 1 Total mercury concentrations in various kinds of aquatic products

#### 2.1.2 食性、栖息深度与鱼类总汞水平的关系

图 2 明确显示了不同食性、栖息深度与鱼类总汞含量的关系。海水产品及淡水产品总汞含量均呈现出较为明显的趋势性, 具体表现为肉食性 > 杂食性 > 滤食性 > 草食性, 底层鱼的总汞含量远大于中上层鱼类。

#### 2.1.3 不同饲养方式鱼类的总汞水平

对于同一区域的同种类鱼, 根据已提供的饲养方式分类, 探讨其对总汞含量的影响。由于资料有限, 所有满足要求的结果显示在图 3。对于东海、渤海等来源的海水鱼及绝大多数的淡水鱼, 普遍呈现出野生鱼的总汞水平显著高于养殖鱼。江苏、安徽的野生鱼与淡水养殖鱼无显著性差异。然而, 南海区域鱼类多种鱼类呈现为海水养殖鱼显著高于野生鱼。

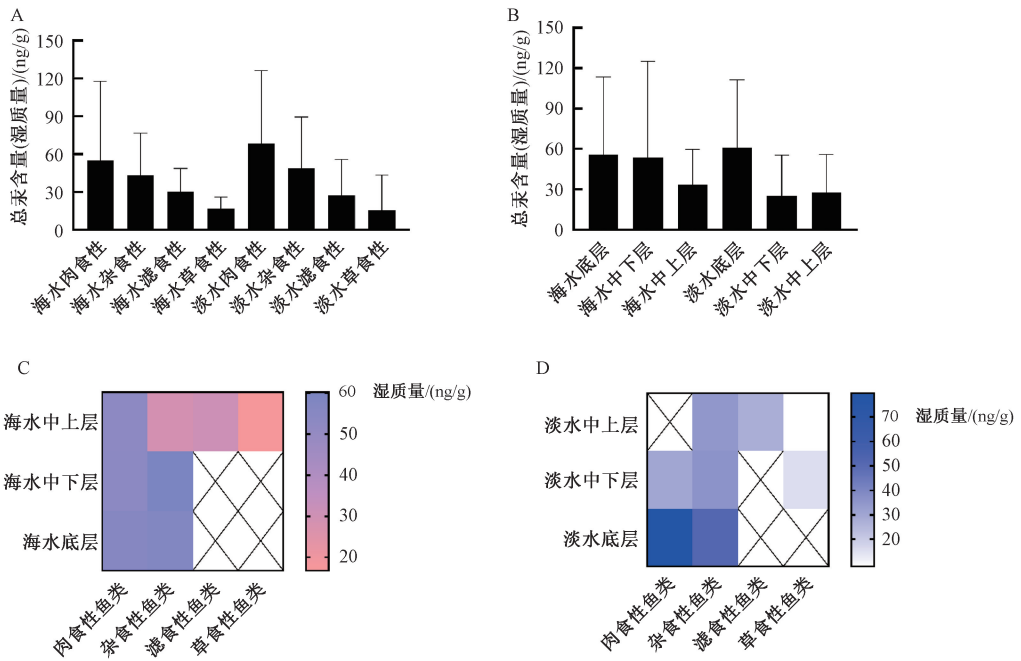
### 2.2 总汞污染水平评价

总体来讲, 我国的水产品中的汞污染处于较低

水平, 仅少部分水产品存在轻度、中度污染, 且主要集中在肉食性鱼类、海水贝类、淡水甲壳类等水产品 (表 1), 其中, 0.09% 的海水肉食性鱼类及 1.06% 的海水贝类甚至达到中度污染水平。海水贝类中度污染者集中在渤海区域。

#### 2.3 健康风险暴露评估

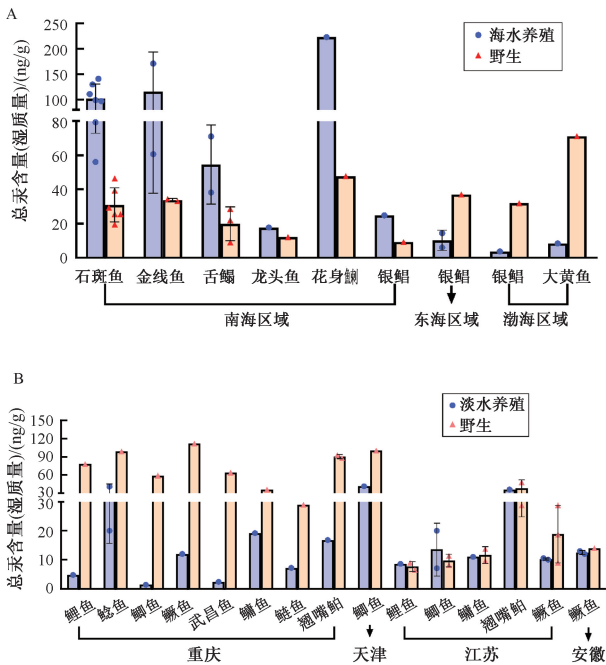
全人群摄入水产品所致的每日汞暴露量如表 2 所示, 普遍低于 JECFA 发布的甲基汞的每周耐受摄入量 ( $1.6 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{BW}$ ), 但是, 水产品汞污染水平达到  $P_{95}$  时, 6—17 岁儿童、45 岁以上女性全种类水产品摄入具有较高的汞暴露风险, 6—17 岁男童甚至超越了 JECFA 耐受摄入量。对于特定的水产品种类, 相较于其他年龄性别组人群, 45 岁以上女性淡水鱼摄入的汞暴露量及 6—17 岁的男童甲壳类摄入的汞暴露量较高。软体动物汞暴露风险对全体人群均较低。



注:A 为不同食性鱼类总汞含量;B 为不同栖息深度鱼类总汞含量;  
C 为海水产品不同食性、栖息深度的鱼类汞含量;D 为淡水产品不同食性、栖息深度的鱼类汞含量

图2 不同食性、栖息深度水产品的总汞含量

Figure 2 Total mercury concentrations of various aquatic products with different feeding type and habitat depth



注:A 为海水鱼;B 为淡水鱼

图3 不同饲养方式水产品总汞含量

Figure 3 Total mercury concentrations of wild or farmed aquatic products

### 3 讨论

#### 3.1 中国水产品汞污染特征

##### 3.1.1 水产品汞含量受食性、栖息深度、物种、饲养方式等影响

环境中气态汞、无机汞,进入水生环境后可以

在厌氧菌的作用下转化为有机汞,并随着水生食物网生物累积及放大<sup>[12]</sup>,因此,食物网越复杂、营养级越高、寿命越长,水产品累积的汞越多。所以本研究中高营养级的捕食性鱼类相较于甲壳类、软体动物有更高的汞积累水平,底层肉食性鱼类明显高于中上层草食性鱼类。

鉴于此,养殖鱼因营养水平低、生长周期短且饮食结构简单、生活环境相对封闭而缺少外来的污染机会等原因,总汞含量通常低于野生鱼<sup>[13]</sup>。但耐人寻味的是,在南海周围区域,多种鱼类呈现出养殖鱼汞含量高于野生海鱼的现象。饲料是养殖鱼接触汞的主要来源,究其原因可能与其养殖方式有关,当地的饲料主要是杂鱼(拖网捕鱼时收集的商业价值较低的鱼),而非汞含量较低的复合饲料<sup>[14]</sup>。在一项饲料检测的研究中,杂鱼的汞含量约是16个品牌的复合饲料的3倍<sup>[15]</sup>。这种喂养方式是否引发高汞暴露问题值得更多关注。

##### 3.1.2 海水产品与淡水产品汞水平的比较

本研究发现海水产品总汞水平显著高于淡水产品,可能的原因如下:首先,我国淡水鱼相较于海水鱼有更广泛的市场需求,过度捕捞、人工养殖使其生长繁殖速度快、生长周期更短,且生长稀释效应更为明显<sup>[16]</sup>;其次,海水环境中物种更加丰富,食物网关系更加复杂,营养级之间的生物放大因子也更高<sup>[17]</sup>;第三,研究显示,污水排放是河口及海洋生态系统重金属污染的重要来源,海水环境面临陆地

表1 水产品的总汞污染水平(污染指数法)

Table 1 Level of mercury contamination in aquatic products (pollution index)

种类	n(数量)	平均值	单因子 污染指数	正常背景	轻度污染	中度污染	重度污染
		/(ng/g,湿重 ww)		/(n,%)	/(n,%)	/(n,%)	/(n,%)
海水产品	肉食性鱼类	3 319	0.055	3 216 (96.90)	103 (3.10)	3 (0.09)	0
	非肉食性鱼类	895	0.075	818 (91.40)	77 (8.60)	0	0
	甲壳类	1 549	0.047	1 530 (98.77)	19 (1.23)	0	0
	贝类	3 490	0.069	3 360 (96.28)	93 (2.66)	37 (1.06)	0
	软体动物	585	0.053	585 (100)	0	0	0
淡水产品	肉食性鱼类	580	0.069	430 (74.14)	150 (25.86)	0	0
	非肉食性鱼类	1 848	0.075	1 535 (83.06)	313 (16.94)	0	0
	甲壳类	957	0.073	801 (83.7)	156 (16.3)	0	0
	软体动物	261	0.034	261 (100)	0	0	0

表2 各类水产品的人群汞暴露风险

Table 2 Dietary mercury exposure risk of various aquatic products

	淡水鱼				海水鱼			甲壳类	
	每日水产品摄入量/(g/d)	EDL/(ng/kg·BW)		F/(g/d)	EDL/(ng/kg·BW)		F/(g/d)	EDL/(ng/kg·BW)	
		P50	P95		P50	P95		P50	P95
6~17岁 男性	25.0	11.09	47.80	24.5	14.01	53.71	52.7	16.66	70.31
6~17岁 女性	24.8	13.60	58.73	17.5	12.36	46.70	33.2	12.94	55.65
18~44岁 男性	37.5	11.50	49.24	24.5	9.81	37.09	34.1	7.57	31.84
18~44岁 女性	24.8	8.92	39.15	17.5	8.25	31.76	31.0	8.22	35.43
45~59岁 男性	37.5	11.42	49.04	24.5	9.64	37.24	26.3	5.72	24.02
45~59岁 女性	62.5	22.24	96.37	25.0	11.88	45.75	42.5	11.09	47.05
>60岁 男性	41.3	13.18	58.10	24.8	10.34	39.19	29.0	6.67	28.19
>60岁 女性	62.5	23.31	99.74	24.8	11.86	45.37	24.5	6.55	28.05
		软体动物			全种类水产品				
	F/(g/d)	EDL/(ng/kg·BW)		F/(g/d)	EDL/(ng/kg·BW)				
		P50	P95		P50	P95			
6~17岁 男性	26.8	5.25	36.31	129	59.71	243.94			
6~17岁 女性	17.5	4.33	29.29	93	53.45	213.71			
18~44岁 男性	19.3	2.73	18.37	115.4	37.46	150.95			
18~44岁 女性	17.5	2.87	19.65	90.8	34.75	140.00			
45~59岁 男性	17.5	2.50	17.42	105.8	34.40	134.68			
45~59岁 女性	19.8	3.27	21.84	149.8	57.60	221.81			
>60岁 男性	24.5	3.63	24.56	119.6	40.12	157.19			
>60岁 女性	17.5	3.01	20.46	129.3	50.20	205.05			

江河与海洋的双重污染风险<sup>[18]</sup>。

海洋贝类在海水养殖业及海水环境监测方面发挥重要作用。值得注意的是,此项研究中海水贝类高汞区域主要集中在渤海,这可能与渤海海水交换速度缓慢、交换率低<sup>[19]</sup>以及沿海城市污染废水排放有关<sup>[20]</sup>。有研究表明,渤海海水中的汞浓度高于其他海域<sup>[21]</sup>。因此,渤海海洋环境的汞沉积问题不容小觑,需要进一步监测、防范。

### 3.2 中国水产品汞暴露风险

整体上,我国水产品汞含量处于较低水平,远低于一项美国海鲜汞含量的系统评价研究(1.3 mg/kg,湿质量)<sup>[22]</sup>,同时显著低于地中海区域欧洲鲈鱼 0.88±0.025 mg/kg(湿质量)的汞平均水平<sup>[23]</sup>。不同年龄、性别的亚组人群经水产品汞健康暴露量普遍低于 JECFA 甲基汞最大耐受量,但是45岁以上女性鱼虾类消费量较高,6~17岁儿童营养需求高致水产品摄入量且体重相对较低,此二类人群若长期摄入高总汞污染水平(P95水平)的

全种类水产品,则面临极高的健康风险。因此,对于消费量大、营养需求高的特定敏感人群,尤其是孕妇、幼儿、老年女性,不建议长期食用高汞含量的水产品。

本研究尚存不确定性:本研究广泛收集了已发表的中国水域环境的水产品数据,对于全国的水产品总汞污染状况进行分析评价,并对6岁以上不同年龄、性别亚组人群进行健康暴露风险评估。但是本研究排除了污染区数据,研究结果仅能代表全国大部分非污染区水平,低估了污染区人群的暴露水平。此外,不同年龄、性别人群水产品摄入量是基于广东11市数据得出,与联合国粮食与农业组织 STAT 数据库2013年中国全人群水产品消费量相比<sup>[24]</sup>,甲壳类、海水鱼的摄入量偏高,因此对于内陆地区,甲壳类、海水鱼类的暴露风险评估偏高。本研究因收集不同检测机构、检测方法得出的总汞浓度数据,也未考虑汞进入人体后生物利用度相关问题,因此暴露评估存在一

定的不确定性。

#### 4 结论

本研究通过分析大样本量的多种水产品的总汞含量,整体上水产品汞暴露风险处于较低水平,渤海区域水产品汞含量需要进一步监测研究,南海区域渔业养殖方式是否引发高汞暴露问题值得更多关注。

#### 参考文献

- [ 1 ] KIM K H, KABIR E, JAHAN S A. A review on the distribution of Hg in the environment and its human health impacts [ J ]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 306: 376-385.
- [ 2 ] LIU M, CHEN L, WANG X, et al. Mercury Export from Mainland China to Adjacent Seas and Its Influence on the Marine Mercury Balance [ J ]. *Environmental science & technology*, 2016, 50(12): 6224-6232.
- [ 3 ] CHENG H, HU Y. Mercury in municipal solid waste in China and its control: a review [ J ]. *Environmental science & technology*, 2012, 46(2): 593-605.
- [ 4 ] VOEGBORLO R B, MATSUYAMA A, ADIMADO A A, et al. Head hair total mercury and methylmercury levels in some Ghanaian individuals for the estimation of their exposure to mercury: preliminary studies [ J ]. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2010, 84(1): 34-38.
- [ 5 ] CANHAM R, GONZÁLEZ -PRIETO A M, ELLIOTT J E. Mercury Exposure and Toxicological Consequences in Fish and Fish-Eating Wildlife from Anthropogenic Activity in Latin America [ J ]. *Integrated environmental assessment and management*, 2021, 17(1): 13-26.
- [ 6 ] 国家质量监督检验检疫总局. 食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB 2762-2017 [ S ]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [ 7 ] 何佳璐, 张乾通, 陈艳. 舟山市市售不同种类海产品中重金属污染现状 [ J ]. *中国食品卫生杂志*, 2015, 27(1): 81-84.
- [ 8 ] YANG J, HUANG D, ZHANG L, et al. Multiple-life-stage probabilistic risk assessment for the exposure of Chinese population to PBDEs and risk managements [ J ]. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 1178-1190.
- [ 9 ] LI P, FENG X, LIANG P, et al. Mercury in the seafood and human exposure in coastal area of Guangdong province, South China [ J ]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2013, 32(3): 541-547.
- [ 10 ] CLAISSE D, COSSA D, BRETAUDEAU-SANJUAN J, et al. Methylmercury in molluscs along the French coast [ J ]. *Marine Pollution Bulletin* 2001, 42(4): 329-332.
- [ 11 ] JOINT EXPERT COMMITTEE FOR FOOD ADDITIVES (JECFA). Summary and conclusion of the sixty-first meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives [ R ]. Rome: Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, 2003.
- [ 12 ] ZHAO L, MENG B, FENG X. Mercury methylation in rice paddy and accumulation in rice plant: A review [ J ]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 195: 110462.
- [ 13 ] ZHONG W, ZHANG Y, WU Z, et al. Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China [ J ]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 157: 343-349.
- [ 14 ] LIANG P, SHAO D D, WU S C, et al. The influence of mariculture on mercury distribution in sediments and fish around Hong Kong and adjacent mainland China waters [ J ]. *Chemosphere*, 2011, 82(7): 1038-1043.
- [ 15 ] QIU Y W, WANG W X. Comparison of mercury bioaccumulation between wild and mariculture food chains from a subtropical bay of Southern China [ J ]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2016, 38(1): 39-49.
- [ 16 ] CHENG H, HU Y. Understanding the paradox of mercury pollution in China: high concentrations in environmental matrix yet low levels in fish on the market [ J ]. *Environmental science & technology*, 2012, 46(9): 4695-4696.
- [ 17 ] HARDING G, DALZIEL J, VASS P. Bioaccumulation of methylmercury within the marine food web of the outer Bay of Fundy, Gulf of Maine [ J ]. *PLoS One*, 2018, 13(7): e0197220.
- [ 18 ] ZHU G, NOMAN M A, NARALE D D, et al. Evaluation of ecosystem health and potential human health hazards in the Hangzhou Bay and Qiantang Estuary region through multiple assessment approaches [ J ]. *Environmental Pollution*, 2020, 264: 114791.
- [ 19 ] GAO X, ZHOU F, CHEN C T. Pollution status of the Bohai Sea: an overview of the environmental quality assessment related trace metals [ J ]. *Environment International*, 2014, 62: 12-30.
- [ 20 ] XU G, LIU J, PEI S, et al. Sediment properties and trace metal pollution assessment in surface sediments of the Laizhou Bay, China [ J ]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(15): 11634-11647.
- [ 21 ] TONG Y, WANG M, BU X, et al. Mercury concentrations in China's coastal waters and implications for fish consumption by vulnerable populations [ J ]. *Environmental Pollution*, 2017, 231 (Pt 1): 396-405.
- [ 22 ] KARIMI R, FITZGERALD T P, FISHER N S. A quantitative synthesis of mercury in commercial seafood and implications for exposure in the United States [ J ]. *Environmental health perspectives*, 2012, 120(11): 1512-1519.
- [ 23 ] BRAMBILLA G, ABETE M C, BINATO G, et al. Mercury occurrence in Italian seafood from the Mediterranean Sea and possible intake scenarios of the Italian coastal population [ J ]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2013, 65(2): 269-277.
- [ 24 ] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. FAOSTAT food supply: livestock and fish primary equivalent [ EB/OL ]. (2017-09-15) [ 2021-05-30 ]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/CL>.