



珠三角地区养殖及野生淡水鱼类的甲基汞积累现状

朱云钢¹, 陈心妍¹, 马慧诚¹, 欧阳安东¹, 刘永^{2,3},
李纯厚^{2,3*}, 秦启伟¹, 王俊¹, 王珣^{1*}

- (1. 华南农业大学海洋学院, 广东省水产免疫与健康养殖工程技术研究中心, 广东广州 510642;
2. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室, 广东广州 510300;
3. 南方海洋科学与工程广东省实验室, 广东广州 511458)

摘要: 为探明珠三角地区淡水鱼类甲基汞积累的真实状况, 本研究对该地区养殖及野生淡水鱼类进行了采样分析, 评估了摄入鱼肉的甲基汞暴露风险, 并揭示了影响鱼类甲基汞积累的关键因素。实验于珠三角地区 15 个样点采集不同养殖(包括饲料)及野生鱼类, 取肌肉、肝脏和肠道组织, 甲醇-KOH 消解后用气相-冷原子荧光联用仪测定甲基汞含量。结果显示: ①珠三角地区鱼类甲基汞含量总体较低, 均未超过我国水产品食用安全标准, 其中养殖鱼类肌肉甲基汞含量为 0.26~331.27 ng/g dw (dry weight, 干重), 平均含量为 61.53 ng/g dw; 野生鱼类肌肉甲基汞含量为 0.71~1 006.05 ng/g dw, 平均含量为 110.77 ng/g dw, 养殖鱼类甲基汞含量显著低于野生鱼类。②养殖鱼类饲料中甲基汞浓度与肌肉甲基汞水平呈显著正相关 ($R^2=0.39$), 野生鱼类的营养层级与肌肉甲基汞水平呈显著正相关 ($R^2=0.23$), 表明食物组成及食物中甲基汞含量是决定鱼类甲基汞积累的主要因素。③食用该地区鱼肉的甲基汞摄入水平总体较低, 其中食用野生鱼类的甲基汞摄入水平较养殖鱼类高。研究表明: 珠三角地区的鱼类总体处于安全水平。但野生鱼类甲基汞含量高于养殖鱼类, 食用野生鳊存在甲基汞暴露风险。饲料甲基汞含量是决定养殖鱼类甲基汞水平的关键因素, 因此投喂较干净的饲料是降低养殖鱼类甲基汞污染的有效手段。

关键词: 鱼类; 甲基汞; 养殖; 野生; 珠三角地区

中图分类号: TS 207.5

文献标志码: A

汞是重金属元素之一, 在自然界中存在着多种化学形态: 无机态主要有 Hg^0 和 Hg^{2+} , 有机态主要是甲基汞 (methylmercury, MeHg)^[1]。其中 MeHg 的毒性远高于其他无机形态的汞, 并且更容易通过食物链在生物体内富集^[2]。此外, 无机汞在生物体内还可以通过甲基化作用转变为 MeHg^[3]。因此 Hg 在生物体内的积累长期以来受到研究者的关注。

中国在全球汞排放中占比较高, 在国际上受

到广泛关注^[4]。作为水产品生产及出口大国, 我国鱼类产量占全球鱼类产量的一半以上^[5]。鱼类是人类摄入蛋白质的主要来源之一, 我国人民喜食鱼类, 尤其是广东、福建等南方地区。但值得注意的是, Hg (尤其是 MeHg) 易在鱼体内富集 (主要是肌肉组织)^[6], 相关水产品的摄入是以此为主要食物或接触频率较高人群的主要汞暴露途径^[7]。大量研究表明, 我国鱼类甲基汞含量处于较低水平^[8-11], 低于世界卫生组织 (WHO) 规定的

收稿日期: 2021-01-20 修回日期: 2021-05-27

资助项目: 国家重点基础研究发展计划 (2018YFD0900803); 国家自然科学基金 (21806040); 广东省自然科学基金 (2019A1515011675)

第一作者: 朱云钢 (照片), 从事水环境毒理研究, E-mail: 980175916@qq.com

通信作者: 李纯厚, 从事海洋环境保护与资源利用研究, E-mail: chunhou@scsfri.ac.cn;

王珣, 从事海洋重金属毒理学研究, E-mail: kerriganwang@scau.edu.cn



鱼类食用安全阈值(500 ng/g 鲜重)。但值得注意的是,食用 Hg 含量较低的鱼肉并不能完全避免 Hg 的毒性及危害^[12],尤其是对于我国沿海地区居民以及婴幼儿群体,食用鱼肉依然存在较大的 Hg 暴露风险^[13-14]。

传统观点认为,养殖鱼类大部分为饲料饲养,食物来源相对较单一,且生长较快。野生鱼类食物来源广,活动范围大,生长较慢,因此野生鱼体内 MeHg 的富集程度高于养殖鱼^[15-17]。但是,Wang 等^[18]针对近十年我国鱼类汞含量的报道数据进行分析后发现,华南地区养殖鱼类的 MeHg 含量显著高于野生鱼类。这主要是由于我国野生鱼类过度捕捞情况严重,食物链缩短,导致 Hg 的生物放大潜力下降,同时野生鱼类鱼龄缩短,个体变小,生长变快,导致积累 MeHg 减少^[19];而养殖鱼类食物来源较单一,且该地区养殖户较多使用杂鱼、鱼粉等作为饲料,导致养殖鱼类更易积累 MeHg^[20]。但应指出的是,由于不同文献之间的时间跨度较长,空间距离较远,且调查的鱼类种类区别很大,该结论未必能反映目前珠三角地区鱼类 MeHg 积累的真实情况。

本研究对珠三角地区养殖和野生淡水鱼类进行了大范围采样,测定其肌肉、肝脏、肠道组织的 MeHg 浓度,分析对比目前野生和养殖鱼类体内 MeHg 积累的现状,并探讨影响鱼类 MeHg 积累差异的原因。本研究还计算了珠三角地区常见的野生和养殖鱼类的每日摄入阈值,为评估该地区水产品质量安全和汞污染情况提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

本研究设置了 15 个采样点,涵盖了珠江流域的西江、北江和东江的下游区域,其中 9 个采集养殖鱼类,6 个采集野生鱼类,具体信息如图 1 所示,采样点经纬度信息见表 1。养殖鱼类样品取自当地养殖场,同时采集了对应的鱼饲料,野生鱼类样品为当地渔民捕捞,所有采集的鱼样均以冰盒运回实验室。在实验室测定鱼的全长和体质量后(表 1,表 2),将鱼解剖并取肝脏、肠道及背脊侧上方肌肉组织,用纯水洗净并匀浆后冻干,保存于-20℃冰箱中待测。饲料样品冻干后放于-20℃冰箱中保存。

1.2 样品分析

评估鱼类及相关制品的安全性时,甲基汞是

国际上使用最普遍的指标,在我国的食品安全标准中,就使用甲基汞(而非总汞)作为评判依据。此外,过往国内外研究中也有不少单独报道甲基汞的文章^[12-13],因此本研究重点关注鱼类 MeHg 积累情况,为评估珠三角鱼类及相关制品的食品健康状况提供依据。本研究的 MeHg 分析方法参照 EPA 1630—2001 测定水体甲基汞进行,主要包括以下步骤。

样品消解 取已冻干的样品约 0.02 g,加入 2 mL 25% KOH 甲醇溶液,置于 80℃消解炉消解 4 h,每半小时摇匀 1 次,使样品完全溶解,消解完成后加入纯水稀释定容。

样品前处理 向 40 mL 进样瓶中依次加入 35 mL 去离子水、50 μL 样品消解液和 300 μL 乙酸钠/乙酸缓冲溶液,最后加入 40 μL 1% 四乙基硼化钠(NaBEt₄)溶液进行衍生,迅速补水至液面凸起但不溢出,盖紧瓶盖。

样品测定 MeHg 测定使用 MERX 全自动烷基汞分析系统(Brooks Rand, USA)。电脑同步记录出峰情况,从左至右依次代表样品中的 Hg²⁺、MeHg 和 Hg⁰,根据峰的高度可得到 MeHg 的含量,出峰保留时间因载气流速及色谱柱条件而定^[21]。

1.3 MeHg 摄入阈值计算方法

本研究使用下式计算居民消费鱼类后 MeHg 暴露水平(EDI)(ng/g ww·d, ww 为鲜重):

$$EDI = C \times M / BW$$

式中, C 为鱼肉 MeHg 浓度(ng/g ww·d, 鲜重/干重比率为 4), M 为每人每天摄入鱼肉量(g/d), 根据中国膳食营养摄入状况统计结果,成人每人每天水产品摄入量为 55.80 g, BW 为人体平均体质量(60 kg)。MeHg 的 EDI 以 WHO 提出的鱼体中甲基汞的每日推荐食用量(0.23 ng/g ww·d)为摄入 MeHg 上限^[22],每日鱼类最大摄入量 M_{\max} (g/d) 根据以上计算公式推算得出,并以上述成人每人每天水产品摄入量 55.80 g 为参考,计算方法:

$$M_{\max} = 4 \times EDI_{st} \times BW / C_{\max}$$

式中, C_{\max} 对应所测得鱼类的最高 MeHg 浓度(ng/g ww·d, 鲜重/干重比率为 4), EDI_{st} 为 WHO 标准(0.23 ng/g·d)。

1.4 质量控制和数据分析

在 MeHg 测定过程中,使用 DORM-4 (Fish protein, National Research Council of Canada) 作为标准样品进行质量控制,回收率为 90%~105%。

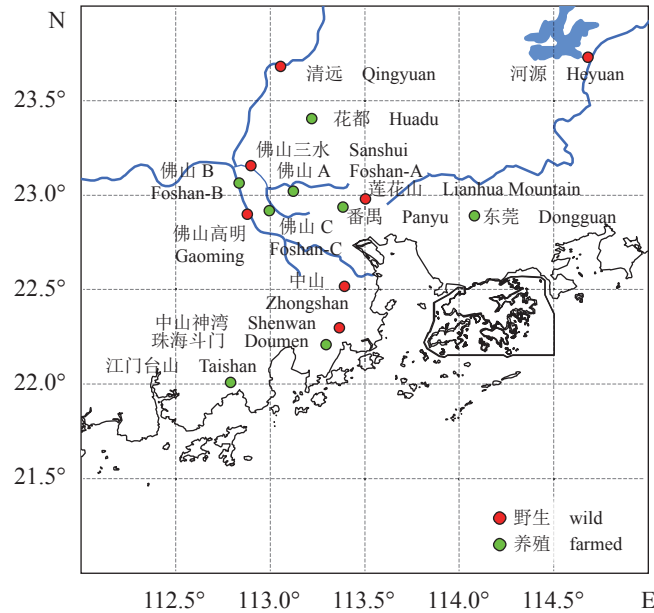


图 1 采样地点

Fig. 1 Sampling sites

表 1 养殖鱼类的各器官 MeHg 浓度、全长和体质量

Tab. 1 MeHg concentration in different tissues (muscle, liver, intestine), whole-body length and body weight of farmed fish

| 采样点 sampling sites | 食性 feeding habit | 种类 fish species | 数量/尾 no. | 甲基汞浓度/(ng/g dw) (均值及范围) MeHg concentration (mean & range) | | | 全长/cm whole length | 体质量/g body weight |
|------------------------|---------------------|---|-------------|--|------------------------|-----------------------|--------------------------|-------------------------|
| | | | | 肌肉 muscle | 肝脏 liver | 肠道 intestine | | |
| 清远 (QY) Qingyuan | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>Oreochromis mossambicus</i> | 3 | 26.28 (22.56~32.63) | 6.25 (1.91~16.04) | 15.83 (4.24~20.48) | 21.33±0.86 | 167.00±24.66 |
| 佛山A (FS-A) Foshan-A | 植食 | 草鱼 <i>Ctenopharyngodon idella</i> | 6 | 41.17 (32.93~49.10) | 8.98 (6.40~13.80) | 3.11 (1.42~4.70) | 22.40±1.40 | 186.96±41.61 |
| | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 6 | 20.34 (12.36~29.16) | 14.74 (10.66~22.24) | 2.47 (0.78~4.39) | 21.00±0.81 | 236.84±32.34 |
| | 杂食 | 鲤 <i>Cyprinus carpio</i> | 3 | 5.53 (2.44~9.83) | 7.44 (6.19~8.18) | 2.21 (2.00~2.41) | 23.20±1.07 | 209.01±34.01 |
| | 肉食 | 鳊 <i>Siniperca chuatsi</i> | 6 | 43.60 (6.16~104.00) | 38.90 (30.84~51.50) | 5.98 (3.03~14.65) | 19.90±0.82 | 131.92±29.44 |
| | 肉食 | 云斑尖塘鳢 <i>Oxyeleotris marmorata</i> | 6 | 115.71 (73.92~154.20) | 28.27 (17.40~40.07) | 22.06 (6.33~36.94) | 23.40±2.42 | 225.02±90.76 |
| 佛山B (FS-B) Foshan-B | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 10 | 3.09 (0.26~7.41) | 4.23 (1.43~7.81) | 2.21 (0.21~4.94) | 19.80±3.40 | 174.58±79.70 |
| 佛山C (FS-C) Foshan-C | 杂食 | 黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i> | 6 | 66.22 (53.05~39.97) | 6.78 (2.23~18.55) | 12.90 (6.41~15.65) | 21.28±1.73 | 129.17±16.44 |
| | 肉食 | 鳊 <i>S. chuatsi</i> | 4 | 96.66 (51.86~125.67) | 4.57 (2.59~5.81) | 2.89 (0.21~6.44) | 29.48±0.99 | 528.00±42.97 |
| | 肉食 | 大口黑鲈 <i>Micropterus salmoides</i> | 5 | 94.38 (62.80~172.08) | 2.83 (0.33~7.41) | 7.14 (4.05~11.16) | 26.22±1.23 | 374.00±34.41 |
| | 肉食 | 乌鳢 <i>Channa argus</i> | 3 | 29.31 (25.63~33.31) | 0.44 (0.37~0.54) | 0.82 (0.60~1.24) | 35.43±1.16 | 595.00±93.36 |
| 花都 (HD) Huadu | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 6 | 30.85 (20.13~37.22) | 3.74 (1.36~4.76) | 3.34 (0.91~7.16) | 58.60±1.42 | 1527.50±160.98 |
| | 杂食 | 鳊 <i>Aristichthys nobilis</i> | 5 | 70.32 (29.92~134.31) | 2.77 (1.02~5.51) | 5.11 (0.18~11.75) | 37.90±0.59 | 610.00±49.19 |
| | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 6 | 54.61 (9.10~127.58) | 3.78 (0.05~13.96) | 15.12 (2.17~36.31) | 22.10±1.61 | 281.70±55.13 |

· 续表 1 ·

| 采样点 sampling sites | 食性 feeding habit | 种类 fish species | 数量/尾 no. | 甲基汞浓度/(ng/g dw) (均值及范围) MeHg concentration (mean & range) | | | 全长/cm whole length | 体质量/g body weight | |
|-----------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|--|---------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|----------------|
| | | | | 肌肉 muscle | 肝脏 liver | 肠道 intestine | | | |
| 番禺 (PY) Panyu | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 5 | 21.38 (17.72~24.61) | 2.32 (0.75~3.66) | 1.51 (0.25~2.89) | 43.10±1.86 | 975.00±121.12 | |
| | 杂食 | 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | 6 | 126.34 (66.33~194.82) | 17.02 (4.06~22.12) | 7.49 (3.25~10.81) | 28.10±4.20 | 265.83±116.94 | |
| | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 10 | 29.01 (9.93~54.95) | 10.92 (2.84~20.78) | 6.59 (0.55~13.67) | 27.13±3.94 | 523.50±185.41 | |
| | 杂食 | 斑点叉尾鲷 <i>Ictalurus punctatus</i> | 5 | 17.12 (13.74~18.75) | 1.76 (0.09~4.79) | 1.00 (0.14~3.07) | 31.40±3.70 | 323.33±118.84 | |
| | 肉食 | 大口黑鲈 <i>M. salmoides</i> | 6 | 68.28 (43.13~106.40) | 13.29 (4.52~34.45) | 3.72 (0.82~8.21) | 24.80±0.80 | 280.00±24.50 | |
| | 肉食 | 乌鳢 <i>C. argus</i> | 6 | 35.24 (24.78~41.90) | 5.40 (0.54~11.21) | 5.40 (2.70~9.92) | 31.00±3.83 | 414.17±141.99 | |
| | 肉食 | 鳊 <i>S. chuatsi</i> | 5 | 163.65 (152.31~189.52) | 79.23 (63.79~118.55) | 23.80 (10.75~43.43) | 22.60±3.40 | 226.00±96.61 | |
| 东莞 (DG) Dongguan | 杂食 | 裸盖鱼 <i>Anoplopoma fimbria</i> | 5 | 92.89 (70.52~134.66) | 1.39 (1.23~1.47) | 11.46 (2.75~16.85) | 26.40±1.02 | 123.76±17.60 | |
| | 杂食 | 鲮 <i>A. nobilis</i> | 3 | 269.71 (212.56~324.86) | 62.99 (34.28~107.16) | 124.85 (76.18~199.16) | 26.00±1.84 | 326.69±63.72 | |
| | 肉食 | 澳洲斑 Australia grouper | 6 | 49.74 (25.24~66.65) | 75.62 (41.06~108.00) | 13.01 (6.35~18.00) | 15.10±1.93 | 52.67±17.84 | |
| | 肉食 | 云斑尖塘鳢 <i>O. marmorata</i> | 5 | 291.65 (259.35~331.27) | 179.17 (126.57~249.32) | 49.30 (28.38~83.30) | 21.90±0.94 | 123.01±20.94 | |
| | 中山 (ZS) Zhongshan | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 1 | 6.58 | 4.23 | 2.70 | 46.70 | 1440.00 |
| 植食 | | 鲮 <i>Cirrhinus molitorella</i> | 4 | 69.98 (18.53~120.27) | 48.86 (35.76~71.81) | 75.53 (33.38~107.41) | 16.20±2.55 | 46.05±25.16 | |
| 杂食 | | 鲮 <i>A. nobilis</i> | 3 | 70.57 (27.54~154.21) | 13.67 (4.30~23.03) | 7.87 (7.28~8.77) | 36.9±1.78 | 615.00±53.07 | |
| 杂食 | | 鲫 <i>Carassius auratus</i> | 1 | 22.53 | 0.42 | 9.60 | 30.00 | 450.00 | |
| 肉食 | | 鳊 <i>S. chuatsi</i> | 6 | 72.06 (40.88~105.86) | 32.92 (12.93~67.44) | 29.96 (6.12~43.03) | 22.20±1.43 | 209.17±38.99 | |
| 肉食 | | 云斑尖塘鳢 <i>O. marmorata</i> | 6 | 82.63 (33.86~161.74) | 147.51 (130.33~162.22) | 32.98 (19.05~48.86) | 23.60±2.82 | 247.50±87.02 | |
| 珠海斗门 (DM) Doumen, Zhuhai | | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 6 | 16.17 (8.77~30.08) | 5.84 (2.61~17.91) | 15.86 (2.20~53.33) | 24.60±1.41 | 370.00±113.06 |
| | 杂食 | 鲫 <i>C. auratus</i> | 6 | 48.06 (41.36~56.00) | 3.46 (1.29~5.91) | 5.84 (1.64~8.94) | 20.80±1.04 | 172.50±29.40 | |
| | 杂食 | 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | 4 | 46.65 (41.15~56.25) | 6.29 (3.92~9.10) | 8.26 (4.24~13.97) | 20.60±2.15 | 86.25±20.73 | |
| | 杂食 | 黄鳍鲷 <i>Acanthopagrus latus</i> | 8 | 54.00 (45.31~62.57) | 6.86 (3.25~10.08) | 7.06 (7.05~11.27) | 19.60±1.70 | 172.50±38.89 | |
| | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 4 | 44.23 (33.81~50.47) | 17.08 (6.43~31.92) | 9.64 (7.11~12.14) | 21.80±1.16 | 265.00±42.28 | |
| | 杂食 | 斑点叉尾鲷 <i>I. punctatus</i> | 8 | 5.83 (3.48~8.17) | 3.89 (2.06~5.15) | 0.71 (0.02~1.17) | 27.10±3.40 | 201.25±72.27 | |
| | 肉食 | 花鲈 <i>Lateolabrax japonicus</i> | 6 | 24.48 (18.07~31.67) | 6.50 (1.59~12.89) | 5.39 (3.09~8.11) | 18.90±4.03 | 103.33±61.28 | |
| | 肉食 | 云斑尖塘鳢 <i>O. marmorata</i> | 4 | 190.47 (169.97~238.66) | 16.22 (1.66~28.65) | 33.37 (11.36~57.28) | 26.70±1.65 | 237.50±55.73 | |
| | 江门台山 (TS) Taishan, Jiangmen | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 2 | 6.24 (1.84~10.15) | 0.22 (0.12~0.33) | 0.29 (0.07~0.69) | 44.40±1.10 | 1500.00±300.00 |
| | | 杂食 | 斑点叉尾鲷 <i>I. punctatus</i> | 7 | 21.78 (17.58~26.57) | 0.60 (0.22~1.39) | 1.11 (0.25~2.90) | 24.57±2.77 | 161.43±54.49 |
| 肉食 | | 鳊 <i>S. chuatsi</i> | 6 | 87.31 (67.99~99.54) | 6.63 (4.77~8.72) | 26.85 (3.25~57.22) | 7.76±0.94 | 7.55±3.10 | |

注: 澳洲斑由宝石斑 (*Scortum barcoo*) (♂) 和银鲈 (*Bidyanus bidyanus*) (♀) 杂交, dw 为干重

Notes: Australia grouper is hybridized by *Scortum barcoo* (♂) and *Bidyanus bidyanus* (♀), dw is dry weight

表 2 野生鱼类的各器官 MeHg 浓度、全长和体质量

Tab. 2 MeHg concentration in different tissues (muscle, liver, intestine), whole-body length and body weight of wild fish

| 采样点 sampling sites | 食性 feeding habit | 种类 fish species | 数量/尾 no. | MeHg浓度 (ng/g dw) (均值及范围) MeHg concentration (mean & range) | | | 全长/cm whole length | 体质量/g body weight |
|---------------------------------|---------------------|---|-------------|---|--------------------------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | | | | 肌肉 muscle | 肝脏 liver | 肠道 intestine | | |
| 河源 (HY) Heyuan | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 5 | 35.55 (16.28~56.23) | 4.74 (0.30~11.81) | 4.07 (2.30~7.53) | 34.80±5.80 | 501.00±236.26 |
| | 植食 | 鲮 <i>C. molitorella</i> | 7 | 145.67 (27.07~533.29) | 14.37 (0.99~49.42) | 13.28 (1.44~23.24) | 28.87±3.79 | 237.86±126.99 |
| | 植食 | 黄尾鲮 <i>Xenocypris davidi</i> | 1 | 134.61 | 15.69 | 11.76 | 18.60 | 60.00 |
| | 杂食 | 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | 11 | 78.08 (2.51~153.55) | 13.48 (7.81~25.69) | 9.89 (1.42~23.16) | 20.00±6.73 | 120.91±168.49 |
| | 杂食 | 鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i> | 6 | 170.55 (74.13~307.32) | 75.66 (11.81~187.45) | 22.44 (4.54~38.36) | 15.98±0.95 | 22.86±3.23 |
| | 杂食 | 三角鲂 <i>Megalobrama terminalis</i> | 7 | 50.25 (23.70~98.31) | 16.50 (6.53~30.29) | 7.81 (1.81~12.99) | 29.90±5.82 | 395.00±217.93 |
| | 杂食 | 鲤 <i>C. carpio</i> | 7 | 160.54 (32.53~670.03) | 14.84 (5.17~41.05) | 5.28 (2.93~9.68) | 33.30±3.01 | 606.43±145.37 |
| | 杂食 | 鳊 <i>A. nobilis</i> | 3 | 198.04 (174.37~216.65) | 32.88 (18.63~46.42) | 16.77 (7.94~28.15) | 29.57±1.69 | 236.67±58.59 |
| | 杂食 | 赤眼鲮 <i>Squaliobarbus curriculus</i> | 5 | 75.93 (36.80~92.37) | 21.36 (12.28~29.83) | 7.60 (1.60~16.63) | 22.92±2.68 | 136.00±46.29 |
| | 杂食 | 间鳍 <i>Hemibarbus medius</i> | 6 | 144.29 (71.48~209.95) | 12.08 (2.87~33.95) | 17.37 (9.44~26.82) | 21.30±2.02 | 99.77±18.22 |
| | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 3 | 22.74 (16.27~28.40) | 15.62 (14.12~17.12) | 5.55 (3.37~6.93) | 25.60±0.95 | 336.67±36.17 |
| | 杂食 | 鲫 <i>C. auratus</i> | 5 | 96.24 (50.07~150.09) | 33.99 (8.60~83.39) | 9.87 (4.97~19.69) | 19.86±4.29 | 147.48±74.29 |
| | 肉食 | 子陵吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius giurinus</i> | 6 | 161.56 (36.66~290.32) | 212.62 (39.64~571.61) | 79.12 (61.01~140.64) | 6.52±0.45 | 3.07±0.71 |
| | 肉食 | 翘嘴鲌 <i>Culter alburnus</i> | 4 | 466.34 (283.22~649.74) | 112.02 (51.50~187.45) | 27.78 (5.85~77.01) | 36.50±7.05 | 377.50±205.20 |
| | 肉食 | 胡子鲇 <i>Clarias fuscus</i> | 7 | 37.89 (0.71~198.06) | 5.73 (0.32~32.39) | 17.36 (1.80~66.37) | 22.50±3.74 | 121.91±55.70 |
| | 肉食 | 鲮 <i>Silurus asotus</i> | 5 | 242.80 (214.29~259.30) | 42.63 (4.68~64.81) | 22.67 (16.78~39.12) | 19.20±3.54 | 58.15±39.43 |
| | 肉食 | 乌鳢 <i>C. argus</i> | 8 | 144.47 (31.12~231.86) | 28.72 (2.45~48.88) | 32.24 (3.43~90.57) | 26.20±5.24 | 257.50±210.89 |
| | 肉食 | 鳊 <i>S. schuatsi</i> | 3 | 586.55 (341.02~1006.05) | 84.47 (46.11~109.38) | 11.40 (5.11~16.17) | 27.60 | 325.00 |
| | 肉食 | 丁鲷 <i>Tinca tinca</i> | 2 | 33.50 (19.65~47.36) | 5.41 (5.08~5.73) | 2.60 (2.45~2.75) | 32.35±0.21 | 517.50±38.89 |
| 清远 (QY) Qingyuan | 植食 | 鲮 <i>C. molitorella</i> | 2 | 42.21 (41.30~43.11) | 14.24 (3.67~32.15) | 10.93 (10.47~11.49) | 26.63±2.51 | 177.29±58.23 |
| | 杂食 | 三角鲂 <i>M. terminalis</i> | 4 | 46.40 (28.38~85.43) | 29.70 (21.83~37.02) | 14.36 (6.72~22.77) | 27.76±1.41 | 251.80±29.91 |
| | 杂食 | 鲮 <i>H. leucisculus</i> | 4 | 260.53 (149.70~419.70) | 91.21 (25.72~162.69) | 36.27 (15.42~71.77) | 16.75±0.95 | 24.74±6.11 |
| | 杂食 | 鲫 <i>C. auratus</i> | 3 | 90.63 (48.66~137.21) | 13.49 (9.28~20.75) | 9.80 (4.22~17.95) | 13.98±4.40 | 56.41±53.12 |
| | 杂食 | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 3 | 58.22 (52.63~63.03) | 61.24 (29.26~86.47) | 32.18 (3.10~74.35) | 15.23±5.61 | 94.84±84.38 |
| | 杂食 | 赤眼鲮 <i>S. curriculus</i> | 1 | na | 28.56 | 6.98 | 24.90 | 150.42 |
| 佛山高明 (GM) Gaoming, Foshan | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 2 | 30.77 (11.95~49.59) | 5.04 (4.07~6.01) | 5.76 (5.62~5.89) | 33.55±2.19 | 570.00±219.20 |
| | 植食 | 鲮 <i>C. molitorella</i> | 3 | 57.26 (22.53~85.18) | 47.76 (46.71~49.79) | 28.29 (17.29~33.80) | 16.93±0.95 | 46.33±4.89 |
| | 植食 | 鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> | 3 | 53.30 (4.98~102.84) | 23.86 (5.12~42.59) | 17.35 (8.45~33.03) | 34.87±3.65 | 610.00±80.47 |

· 续表 2 ·

| 采样点 sampling sites | 食性 feeding habit | 种类 fish species | 数量/尾 no. | MeHg浓度 (ng/g dw) (均值及范围) MeHg concentration (mean & range) | | | 全长/cm whole length | 体质量/g body weight |
|------------------------------------|------------------------------|---|------------------------|---|---------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | | | | 肌肉 muscle | 肝脏 liver | 肠道 intestine | | |
| 佛山高明 (GM) Gaoming, Foshan | 杂食 | 三角鲂 <i>M. terminalis</i> | 3 | 148.16 (135.51~173.99) | 67.29 (16.93~151.60) | 76.25 (25.44~124.56) | 26.47±0.75 | 199.24±21.38 |
| | 杂食 | 泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | 6 | 28.82 (23.06~35.10) | 41.37 (19.05~83.32) | 11.10 (4.92~14.83) | 13.13±0.70 | 17.56±2.65 |
| | 杂食 | 鲈 <i>H. leucisculus</i> | 3 | 75.26 (49.74~104.41) | 146.95 (97.05~192.10) | 48.79 (16.44~95.20) | 15.07±0.35 | 19.95±2.16 |
| | 杂食 | 赤眼鲮 <i>S. curriculus</i> | 3 | 78.34 (40.62~117.01) | 61.73 (23.30~98.32) | 63.65 (22.56~96.92) | 28.77±1.25 | 291.67±31.75 |
| | 杂食 | 鲤 <i>C. carpio</i> | 2 | 135.25 (71.02~199.49) | 7.46 (2.13~12.79) | 67.52 (51.66~83.38) | 29.10±3.96 | 460.00±134.35 |
| | 肉食 | 乌鳢 <i>C. argus</i> | 3 | 122.55 (75.47~203.68) | 1.54 (0.73~2.22) | 106.80 (4.05~279.13) | 27.63±1.14 | 255.00±56.79 |
| | 肉食 | 尖头塘鳢 <i>Eleotris oxycephala</i> | 6 | 72.03 (47.47~93.90) | 22.62 (0.93~39.85) | 59.17 (9.45~112.72) | 12.83±1.19 | 24.01±4.05 |
| | 肉食 | 胡子鲇 <i>C. fuscus</i> | 3 | 123.86 (71.02~173.61) | 30.24 (21.65~38.83) | 29.76 (16.00~53.35) | 20.27±0.1.20 | 85.00±13.23 |
| | 肉食 | 鲇 <i>S. asotus</i> | 3 | 137.38 (118.71~158.10) | 55.01 (9.61~94.08) | 70.95 (35.54~106.58) | 24.67±1.07 | 156.67±35.47 |
| | 佛山三水 (SS) Sanshui, Foshan | 植食 | 草鱼 <i>C. idella</i> | 4 | 38.30 (12.83~98.89) | 62.98 (21.97~142.97) | 14.87 (3.66~36.87) | 30.48±6.20 |
| 植食 | | 鲮 <i>C. molitorella</i> | 3 | 37.81 (29.50~53.01) | 39.36 (23.48~49.31) | 23.19 (8.16~42.83) | 24.97±1.99 | 163.33±43.11 |
| 杂食 | | 鲈 <i>H. leucisculus</i> | 3 | 82.72 (77.58~85.51) | 203.81 (110.68~326.90) | 99.28 (35.95~139.82) | 15.33±0.40 | 23.09±4.83 |
| 杂食 | | 赤眼鲮 <i>S. curriculus</i> | 3 | 116.91 (32.13~189.52) | 140.79 (22.33~287.99) | 48.07 (21.70~88.06) | 26.20±0.82 | 176.67±22.55 |
| 杂食 | | 鲤 <i>C. carpio</i> | 1 | 32.08 | 12.51 | 21.25 | 28.00 | 285.00 |
| 杂食 | | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 1 | 4.74 | na | 7.08 | 23.00 | 240.30 |
| 杂食 | | 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | 4 | 32.25 (21.08~38.79) | 34.55 (18.21~63.41) | 34.14 (15.56~54.62) | 24.68±1.55 | 161.25±10.31 |
| 杂食 | | 三角鲂 <i>M. terminalis</i> | 3 | 42.26 (18.38~85.05) | 121.24 (18.75~314.79) | 13.58 (11.73~17.07) | 28.43±0.40 | 258.33±7.64 |
| 杂食 | | 条纹鲮脂鲤 <i>Prochilodus lineatus</i> | 6 | 41.15 (24.38~70.85) | 68.41 (27.62~110.45) | 46.38 (28.76~68.09) | 20.68±1.57 | 116.38±30.96 |
| 肉食 | | 翘嘴鲌 <i>C. alburnus</i> | 3 | 370.26 (250.76~438.29) | 400.13 (121.97~780.00) | 137.92 (135.94~141.60) | 34.83±4.21 | 274.86±82.09 |
| 莲花山 (LHS) Lianhuashan | 植食 | 鲢 <i>H. molitrix</i> | 3 | 73.00 (62.91~91.94) | 39.42 (16.65~70.60) | 10.69 (6.99~17.64) | 42.07±2.34 | 716.67±149.69 |
| | 杂食 | 鳊 <i>A. nobilis</i> | 1 | 468.06 | 83.61 | 38.24 | 43.20 | 825.00 |
| | 杂食 | 麦鲮 <i>Cirrhinus mrigala</i> | 4 | 33.55 (10.33~67.86) | 20.24 (15.50~27.58) | 14.34 (3.79~25.08) | 38.85±2.41 | 770.00±152.37 |
| | 杂食 | 三角鲂 <i>M. terminalis</i> | 2 | 112.90 (64.17~161.63) | 3.71 (1.47~5.96) | 4.19 (2.46~5.92) | 31.25±1.77 | 392.5±45.96 |
| 中山神湾 (SW) Shenwan, Zhongshan | 植食 | 鲢 <i>H. molitrix</i> | 1 | 71.56 | 10.26 | 2.15 | 43.30 | 875.00 |
| | 杂食 | 鳊 <i>A. nobilis</i> | 1 | 215.13 | 10.14 | 50.82 | 40.80 | 820.00 |
| | 杂食 | 三角鲂 <i>M. terminalis</i> | 5 | 88.04 (49.30~161.80) | 23.57 (10.46~57.68) | 16.32 (6.17~50.00) | 21.50±0.74 | 99.07±9.87 |
| | 杂食 | 赤眼鲮 <i>S. curriculus</i> | 1 | 57.49 | 7.12 | 6.31 | 27.70 | 225.00 |
| | 杂食 | 麦鲮 <i>C. mrigala</i> | 5 | 57.30 (31.55~86.72) | 11.69 (6.69~22.56) | 17.96 (5.86~49.22) | 28.32±1.76 | 316.67±90.42 |
| | 杂食 | 花鲮 <i>Clupanodon thrissa</i> | 6 | 51.01 (6.55~59.26) | 49.04 (11.37~101.08) | 42.94 (27.28~76.88) | 20.42±1.72 | 89.19±16.66 |
| | 肉食 | 翘嘴鲌 <i>C. alburnus</i> | 4 | 134.70 (85.70~191.65) | 2.73 (4.03~28.91) | 6.15 (5.28~6.90) | 30.55±1.18 | 182.50±16.66 |
| | 肉食 | 花鲈 <i>L. japonicus</i> | 1 | 21.24 | na | 15.48 | 30.80 | 370.00 |

注：“na”指甲基汞浓度无法被检出

Notes: "na" means that MeHg concentration in tissues cannot be detected

采用 Excel 2019 软件进行数据统计, 组间方差分析 (ANOVA) 使用 Duncan 氏检验, 显著性水平设置为 $P < 0.05$, 使用 R-4.0.1 及 Python-3.7 软件进行作图和相关性分析。本研究中所有的鱼类组织甲基汞浓度均以干重表征 (ng/g dw)

2 结果

2.1 鱼类各器官中甲基汞含量分布

珠三角养殖和野生淡水鱼类不同器官 (肌肉、肝脏和肠道) 中 MeHg 浓度如表 1 和表 2 所示, 其中野生鱼类肌肉、肝脏和肠道 MeHg 浓度 (以均值和范围表示, 下同) 分别为: 肌肉 (110.77 ng/g dw, 0.71~1 006.05 ng/g dw)、肝脏 (45.66 ng/g dw, 0.30~780.00 ng/g dw)、肠道 (27.56 ng/g dw, 1.42~279.13 ng/g dw); 养殖鱼类肌肉、肝脏和肠道甲基汞浓度均值和范围分别为: 肌肉 (61.53 ng/g dw, 0.26~331.27 ng/g dw)、肝脏 (21.15 ng/g dw, 0.05~249.32 ng/g dw)、肠道 (13.63 ng/g dw, 0.02~199.16 ng/g dw)。所有鱼类肌肉的 MeHg 浓度皆显著高于肝脏和肠道 ($P < 0.05$), 且肌肉 MeHg 浓度都未超过我国《食品安全国家标准-食品中污染物限量》(GB 2762—2017) 所规定的范围 (肉食性鱼类 $< 1 000$ ng/g ww; 其他鱼类 < 500 ng/g ww)。

2.2 不同食性鱼类 MeHg 含量分布

无论是野生还是养殖淡水鱼类, 不同食性 (植食、杂食、肉食) 鱼类各器官中 MeHg 浓度皆符合以下规律: 肉食性 $>$ 杂食性 $>$ 植食性。野生鱼类肌肉中 MeHg 浓度均值和范围分别为: 植食性 (69.62 ng/g dw, 4.98~533.29 ng/g dw)、杂食性 (89.95 ng/g dw, 2.51~670.03 ng/g dw) 和肉食性 (184.84 ng/g dw, 0.71~1 006.05 ng/g dw); 养殖鱼类肌肉中 MeHg 浓度均值和范围分别为: 植食性 (32.71 ng/g dw, 1.84~120.27 ng/g dw)、杂食性 (46.86 ng/g dw, 0.26~324.86 ng/g dw) 和肉食性 (91.46 ng/g dw, 6.16~331.27 ng/g dw) (图 2)。

2.3 不同采样地点鱼类的 MeHg 积累情况

除东莞样点外, 其余养殖样点的鱼类肌肉 MeHg 浓度均显著低于野生样点 ($P < 0.05$)。对于养殖鱼类, 肌肉 MeHg 浓度最高的是东莞样点的云斑尖塘鳢 (331.27 ng/g dw), 该样点 MeHg 均值和范围分别为 153.25 ng/g dw, 25.24~331.27 ng/g dw, 最低的是佛山 B 样点的莫桑比克罗非鱼 (0.26 ng/g

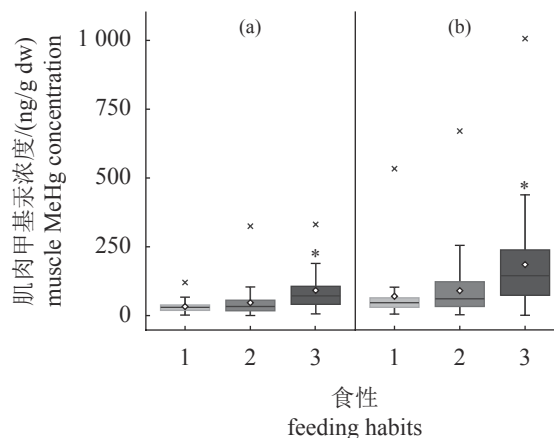


图 2 不同食性鱼类肌肉组织中甲基汞浓度

1. 植食性, 2. 杂食性, 3. 肉食性。(a) 养殖, (b) 野生。×. 异常值; ◇. 平均值; —. 中位数; *. 该组别具有显著差异, 下同

Fig. 2 Concentrations of MeHg in muscle tissues of fish with different feeding habits

1. herbivorous, 2. omnivorous, 3. carnivorous. (a) farmed, (b) wild. ×. outlier, ◇. mean value, —. median value, *. significant difference between groups, the same below

dw), 该样点鱼类肌肉 MeHg 均值和范围分别为 3.09 ng/g dw, 0.26~7.41 ng/g dw。对于野生鱼类, 肌肉 MeHg 浓度最低和最高者皆来自河源样点, 分别为胡子鲇 (0.71 ng/g dw) 和鳊 (1 006.05 ng/g dw), 该样点鱼类肌肉 MeHg 均值和范围分别为 143.79 ng/g dw 和 0.71~1 006.05 ng/g dw (图 3)。

2.4 珠三角地区常见淡水鱼类肌肉 MeHg 含量

本研究对日常消费量较大的 10 种常见鱼类肌肉的 MeHg 浓度进行了对比, 在养殖鱼类中, 云斑尖塘鳢的 MeHg 含量 (166.79 ng/g dw, 33.86~331.27 ng/g dw) 显著高于其他鱼类 ($P < 0.05$); 在野生鱼类中, 鳊的 MeHg 含量最高 (586.55 ng/g dw, 341.02~1 006.05 ng/g dw), 莫桑比克罗非鱼最低 (32.07 ng/g dw, 4.74~63.03 ng/g dw) (图 4)。值得注意的是, 对于部分鱼类, 野生样品的 MeHg 浓度均显著高于养殖样品 ($P < 0.05$), 差异较明显的有鳊 (野生: 586.55 ng/g dw, 341.02~1 006.05 ng/g dw; 养殖: 83.67 ng/g dw, 6.16~189.52 ng/g dw)、乌鳢 (野生: 138.49 ng/g dw, 31.12~231.86 ng/g dw; 养殖: 33.26 ng/g dw, 24.78~41.90 ng/g dw) 和鲤 (野生: 140.65 ng/g dw, 32.08~670.03 ng/g dw; 养殖: 5.53 ng/g dw, 2.44~9.83 ng/g dw)。

2.5 养殖鱼类饲料甲基汞浓度

本实验对采集到的养殖鱼类饲料进行了甲基

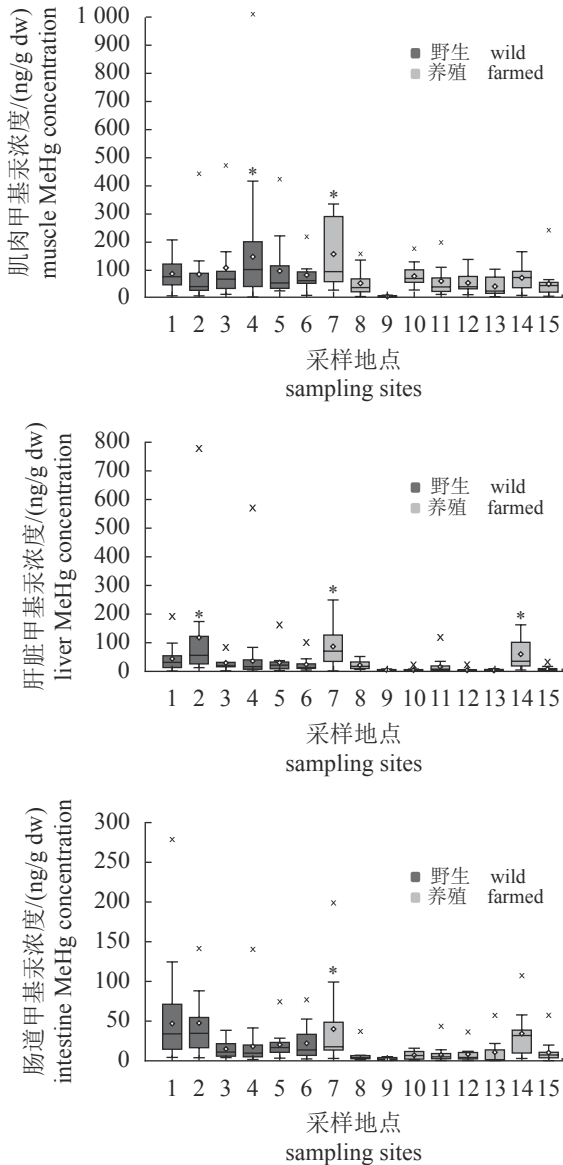


图3 不同地区鱼类组织中的甲基汞浓度

野生采样点: 1. 佛山高明, 2. 佛山三水, 3. 广州莲花山, 4. 河源, 5. 清远, 6. 中山神湾; 养殖采样点: 7. 东莞, 8. 佛山A, 9. 佛山B, 10. 佛山C, 11. 广州番禺, 12. 广州花都, 13. 江门台山, 14. 中山, 15. 珠海斗门

Fig. 3 Concentrations of MeHg in different tissues of fish collected from different sampling sites

Sampling sites (wild): 1. Gaoming, 2. Sanshui, 3. Lianhua Mountain, 4. Heyuan; 5. Qingyuan, 6. Shenwan; sampling sties (farmed): 7. Dongguan, 8. Foshan-A, 9. Foshan-B, 10. Foshan-C, 11. Panyu, 12. Huadu, 13. Taishan, 14. Zhongshan, 15. Doumen

汞浓度测定, 结果如表3所示。其中鳊的饲料甲基汞浓度最高 (25.88~62.59 ng/g dw), 最大值出现在江门台山 (62.59 ng/g dw); 草鱼 (0.35~3.29 ng/gdw)、鲫 (0.41~0.52 ng/g dw) 和莫桑比克罗非鱼 (0.41~3.29 ng/g dw) 的饲料甲基汞浓度均较低。

2.6 鱼体甲基汞浓度与饲料/营养级的关系

对于养殖鱼类, 饲料中的 MeHg 浓度与肌肉 MeHg 浓度存在显著正相关 ($R^2=0.39, P<0.05$) (图5)。对于野生鱼类, 因野外采样很难确定具体食物来源和组成, 故使用营养级来描述野生鱼类在食物链中的层级, 野生鱼类营养级与其肌肉中 MeHg 含量呈显著正相关 ($R^2=0.23, P<0.05$) (图6)。

2.7 居民每日甲基汞摄入阈值

常见野生鱼类的 MeHg 在人体摄入的 EDI 均高于养殖鱼类, 如鳊 (养殖 0.044 2 ng/g·d ww; 野生 0.233 9 ng/g·d ww)、鲤 (养殖 0.002 3 ng/g·d ww; 野生 0.155 8 ng/g·d ww)、鲮 (养殖 0.027 9 ng/g·d ww; 野生 0.123 9 ng/g·d ww)、乌鳢 (养殖 0.009 8 ng/g·d ww; 野生 0.053 9 ng/g·d ww) 等差异较为明显。

3 讨论

本研究中, 养殖鱼类肌肉中 MeHg 含量 (范围: 0.26~331.27 ng/g dw, 均值: 61.53 ng/g dw) 与野生鱼类 (范围: 0.71~1 006.05 ng/g dw, 均值: 110.77 ng/g dw) 皆远低于国家《食品中污染物限量标准》(GB 2762-2017)。谢文平等^[23]发现珠江三角洲河网区鱼类体内的 Hg 含量范围为 0.98~7.86 ng/g ww, 均值为 3.19 ng/g ww。高志强等^[24]测定了珠江入海口野生鲈的 MeHg 含量, 发现其均值仅为 143.80 ng/g dw, 皆与本研究结果一致。

本研究中, 所有鱼类肌肉的 MeHg 浓度显著高于肝脏和肠道 ($P<0.05$) (表2, 表3)。有研究指出, 鱼类肌肉中的汞主要以 MeHg 形式存在, 而内脏器官中的汞主要以无机汞的形式存在^[25], MeHg 易与肌肉中含巯基的蛋白结合, 从而储存在肌肉中, 而肝脏作为人体解毒器官, 可以进行去甲基化过程, 从而降低 MeHg 富集, 并通过血液运输将 MeHg 储存到肌肉组织中。肠道是食物中 Hg 进入鱼体的最重要途径^[6], 但肠道已被证明不仅参与了 Hg 的吸收和快速排出^[26], 还是主要的去甲基化器官^[27-28], 肠道微生物起到去甲基化的主要作用^[29]。转运到肌肉中的 MeHg 几乎不会排出, 其中 MeHg 所占比例达 90% 以上^[30], 肝脏和肠道都会有一定的排出速率, 其他器官中的 Hg 最终都会通过血液转移并储存在肌肉中^[31], 因此肌肉是生物体内 MeHg 的“汇”, 所以浓度相对更高。

食物是鱼类体内 MeHg 的主要来源^[18], 因此

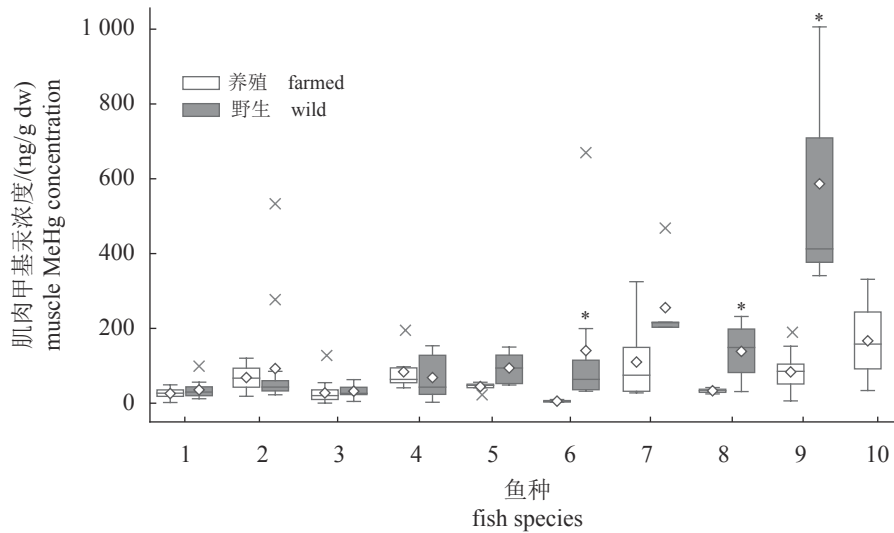


图 4 珠三角地区常见养殖与野生鱼类肌肉组织中甲基汞含量

1. 草鱼, 2. 鲢, 3. 莫桑比克罗非鱼, 4. 黄颡鱼, 5. 鲫, 6. 鲤, 7. 鳊, 8. 乌鳢, 9. 鳊, 10. 云斑尖塘鳢

Fig. 4 Concentrations of MeHg in muscle tissues of common farmed and wild fish in Pearl River Delta region

1. *C. idella*, 2. *C. molitorella*, 3. *O. mossambicus*, 4. *P. fulvidraco*, 5. *C. auratus*, 6. *C. carpio*, 7. *A. nobilis*, 8. *O. argus*, 9. *S. chuatsi*, 10. *O. marmorata*

本研究针对养殖鱼类还测定了其对应饲料中 MeHg 的含量, 试图寻找决定养殖鱼类 MeHg 累积的关键因素。结果发现, 对于同一养殖场的不同鱼类, MeHg 含量较高的鱼类 (如来自番禺养殖场的鳊, MeHg 浓度均值为 163.65 ng/g dw, 范围 152.31~189.52 ng/g dw, 表 1) 其饲料中 MeHg 含量也相应较高 (39.92 ng/g dw, 表 3); 而 MeHg 含量较低的鱼类 (如同为肉食性的来自番禺养殖场的乌鳢, MeHg 浓度均值为 35.24 ng/g dw, 范围 24.78~41.90 ng/g dw, 表 1) 其饲料 MeHg 含量也相应较低 (6.63 ng/g dw, 表 3)。由于同一养殖场的水体环境基本一致, 因此饲料中 MeHg 含量的差异成为了决定养殖鱼类 MeHg 积累水平的关键因素。此外, 对所有采样的养殖鱼类 MeHg 含量及对应饲料的 MeHg 相关性分析显示, 二者存在显著的正相关关系 ($R^2=0.39$, $P<0.05$) (图 5)。进一步证实珠三角地区养殖鱼类的 MeHg 积累浓度高低主要由饲料 MeHg 浓度决定。本研究还发现, 对于养殖鱼类, 饲料 MeHg 浓度的影响甚至超过了鱼类食性 (营养级) 的作用。以肉食性鱼类乌鳢为例 (图 4), 所处营养级较高, 在野外个体中 MeHg 含量也相对较高 (野生乌鳢: 31.12~231.86 ng/g dw, 138.49 ng/g dw), 但对于养殖个体, 乌鳢的 MeHg 含量反而较低 (养殖乌鳢: 24.78~41.90 ng/g dw, 33.26 ng/g dw)。这可能是由于在生产饲料的过程中, 会用植物性蛋白 (如豆粕、棉粕) 替代动物性蛋白 (如鱼粉) 以降低成本, 从而降低了

饲料中 MeHg 浓度 [乌鳢饲料 MeHg 浓度: (6.63 ± 0.41) ng/g dw], 使得养殖乌鳢所积累的 MeHg 浓度较低。与之相反的是, 云斑尖塘鳢也是肉食性鱼类, 但在养殖过程中投喂的主要是冰鲜或生鲜 (杂鱼为主), 这就导致其食物来源中 MeHg 含量较高 [云斑尖塘鳢饲料 MeHg 浓度: (35.94 ± 16.46) ng/g dw], 从而使得云斑尖塘鳢积累较高的 MeHg。因此, 本研究的结果指出, 饲料 MeHg 浓度对养殖鱼类 MeHg 积累起到了决定性作用, 投喂相对干净的饲料 (MeHg 低), 是降低养殖鱼类汞污染风险, 保证水产品质量安全的有效手段。

本研究中, 使用营养级描述野生鱼类在食物链中的层级, 从而反映野生鱼类食物来源对其 MeHg 富集程度的影响^[32-33]。野生鱼类营养级与其肌肉中 MeHg 含量呈显著正相关 ($R^2=0.23$, $P<0.05$) (图 6), 说明野生鱼类的营养级越高, MeHg 累积浓度也越高, 这与以往研究结果一致^[24]。

值得注意的是, 对珠三角地区常见的 10 种淡水鱼类分析发现, 其野生个体的 MeHg 含量显著高于养殖个体 (图 4), 这与 Wang 等^[18]的结果不一致, 原因主要有以下几方面: ①饲料 MeHg 浓度偏低 (范围: 0.02~62.59 ng/g dw, 均值: 12.08 ng/g dw)。由于饲料是养殖鱼类体内 MeHg 的主要来源, 因此较低 MeHg 含量的饲料是导致养殖鱼类体内 MeHg 含量较低的重要原因; ②生长稀释效应。人工养殖条件往往有利于鱼类的快速生长, 因此鱼体内积累的 MeHg 浓度被这种快速生长“稀

表3 养殖鱼类饲料甲基汞浓度

| 鱼种 fish species | 饲料甲基汞浓度/(ng/g dw) MeHg concentration | 采集地点 sampling sites |
|----------------------------------|---|------------------------|
| 斑点叉尾鮰 <i>I. punctatus</i> | 0.57±0.17 | 台山 |
| | 10.73±0.03 | 斗门 |
| | 1.12±0.05 | 番禺 |
| 草鱼 <i>C. idella</i> | 0.35±0.08 | 台山 |
| | 1.09±0.34 | 佛山 |
| | 3.29±0.19 | 花都 |
| | 2.95±0.25 | 番禺 |
| | 0.52±0.10 | 中山 |
| 鳊 <i>S. chuatsi</i> | 60.12±2.53 | 台山 |
| | 58.64±2.50 | 佛山 |
| | 39.92±3.50 | 番禺 |
| | 25.86±1.12 | 中山 |
| 花鲈 <i>L. japonicus</i> | 4.96±4.17 | 斗门 |
| 黄鳍鲷 <i>A. latus</i> | 9.84±0.59 | 斗门 |
| 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | 4.23±0.35 | 斗门 |
| | 3.86±0.08 | 番禺 |
| 鲫 <i>C. auratus</i> | 0.41±0.05 | 斗门 |
| | 0.52±0.10 | 中山 |
| 大口黑鲈 <i>M. salmoides</i> | 3.86±0.08 | 番禺 |
| 鲤 <i>C. carpio</i> | 1.09±0.34 | 佛山 |
| 鲮 <i>C. molitorella</i> | 0.05±0.03 | 中山 |
| 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 0.47±0.03 | 番禺 |
| | 1.76±0.15 | 番禺 |
| | 1.82±0.15 | 斗门 |
| | 1.09±0.34 | 佛山 |
| 云斑尖塘鳢 <i>O. marmorata</i> | 3.29±0.19 | 花都 |
| | 1.34±0.18 | 佛山 |
| | 0.41±0.05 | 斗门 |
| 乌鳢 <i>O. argus</i> | 56.50±2.05 | 斗门 |
| | 24.65±10.12 | 佛山 |
| | 26.67±4.83 | 中山 |
| 鳙 <i>A. nobilis</i> | 6.63±0.50 | 番禺 |
| | 3.29±0.19 | 花都 |
| | 0.52±0.10 | 中山 |

释^[34]；③汞活化效应。静止或流动较慢的水体易导致 Hg 甲基化厌氧环境的形成，导致 MeHg 进入食物链的量增加，从而使得其中的鱼类 Hg 积累上升，含量高于同地区河流湖泊^[35-36]。本研究

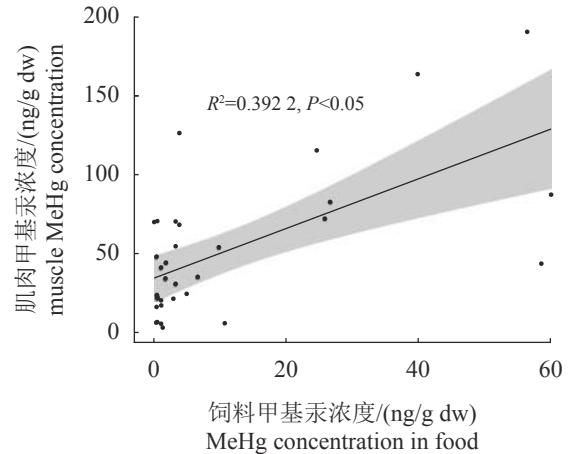


图5 饲料中与养殖鱼类肌肉中甲基汞浓度的关系

Fig. 5 Correlation between MeHg concentrations in fish food and in muscle tissue of farmed fish

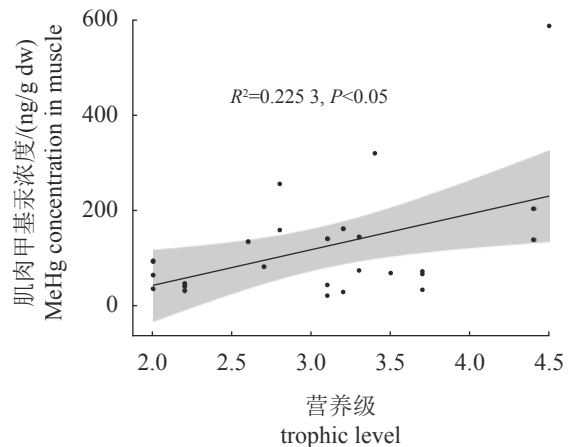


图6 野生鱼类营养级与肌肉中甲基汞浓度的关系

Fig. 6 Correlation between trophic levels and MeHg concentrations in muscle tissue of wild fish

中 MeHg 含量最高的野生鱼类样品来自河源样点，该地区拥有广东省最大的水库(新丰江水库)，该水库的特殊环境有利于产生汞活化效应，造成该地区野生鱼类 MeHg 含量积累较高。综上，从汞污染的角度出发，珠三角地区的常见淡水鱼中，养殖种类的食用安全性要高于野生种类。

鱼体自身的大小也会影响其 MeHg 富集的程度，更大的体型也会伴随着更多的汞富集，尤其是 MeHg^[37]。还有研究发现，同一种鱼类不同个体不同性别往往也会出现明显的 MeHg 富集差异^[38]。本研究中，无论是野生还是养殖鱼类，其 MeHg 浓度与鱼体大小均没有显著的相关性，说明鱼体大小对珠三角地区鱼类 MeHg 的积累影响较小。究其原因：①对于养殖鱼类，生长稀释作用很明显，因其食物摄入较为单一，而且饲料中

往往含有利于生长的物质, 这就导致养殖鱼类生长较快, 生长周期短, 鱼体生长的速率超过了 MeHg 积累的速率, 所以对于养殖鱼类, 个体更大并不能代表其具有更高的 MeHg 浓度。②对于野生鱼类, 过度捕捞导致鱼类个体变小, 鱼龄缩短, 野生鱼类生长时间被人为缩短, 没有足够的生长时间去积累 MeHg, 所以野生鱼类的 MeHg 浓度会有所降低。姚珩等^[39]在对乌江洪家渡水库的鱼类进行研究时发现, 鱼体 Hg 含量与其个体大小无显著相关关系。索乾善等^[40]在研究小浪底水库的鱼体 MeHg 积累时也发现, 只有鳊的 MeHg 含量与其鱼体体长和体质量存在正相关关系, 其他鱼类均无显著相关性。

鱼类是人体受到 MeHg 暴露的主要来源, 所以食用鱼肉也存在着 MeHg 暴露的风险, 尤其是婴幼儿, 其中枢神经系统还未发育完全, 对 MeHg 暴露也更为敏感^[41-42]。本研究发现, 养殖鱼类的 MeHg 暴露水平普遍低于野生鱼类(表 4), 尤其是肉食性鱼类的差异非常显著, 例如鳊(野生: 0.023 39 ng/g·d, 养殖: 0.044 2 ng/g·d)和乌鳢(野生:

0.053 9 ng/g·d, 养殖: 0.009 8 ng/g·d)。因此, 食用养殖鱼类较野生鱼类更为安全。林丹等^[34]发现的乌江渡水库养殖鱼类如鲤(0.006 6 ng/g·d)、鲫(0.022 3 ng/g·d)、鳊(0.013 2 ng/g·d)、草鱼(0.004 3 ng/g·d)等的 EDI 均未超标, 这与本研究结果相一致。值得注意的是, 本研究中野生鳊的 EDI(0.233 9 ng/g·d)超过了 WHO 提出的标准(0.23 ng/g·d), 导致计算出的最大允许摄入量 M_{max} (54.87 g·d)低于我国建议的成人水产品摄入量标准(55.80 g·d), 表明食用野生鳊存在着 MeHg 暴露风险。高志强等^[24]也发现, 珠江入海口野生鱼类的 MeHg 含量明显高于其他地区养殖鱼类。综上, 本研究所调查的珠三角区域的淡水鱼类中, 绝大多数是可安全食用的, 其中食用养殖鱼类的 MeHg 暴露风险较野生鱼类更低, 极个别野生肉食性鱼类存在 MeHg 暴露风险。

4 结论

本研究中, 珠三角地区所有淡水鱼类样本中

表 4 常见养殖及野生鱼类的甲基汞摄入阈值和日均最大允许摄入量

Tab. 4 Estimated daily intake (EDI) of MeHg and maximum permitted daily intake amount (M_{max}) of common farmed and wild fish

| 生长条件 growth condition | 鱼种 fish species | 摄入浓度/(ng/g dw) MeHg intake concentration | 甲基汞暴露水平/(ng/g·d ww) MeHg exposure level | 日均最大允许摄入量(M_{max})/(g/d) maximum permitted daily intake |
|-------------------------------|-------------------------------|--|--|--|
| 养殖 farmed | 草鱼 <i>C. idella</i> | 49.10 | 0.011 4 | 1 124.24 |
| | 鳊 <i>S. chuatsi</i> | 189.52 | 0.044 2 | 291.26 |
| | 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | 194.82 | 0.045 3 | 283.34 |
| | 鲫 <i>C. auratus</i> | 56.00 | 0.013 0 | 985.71 |
| | 鲤 <i>C. carpio</i> | 9.83 | 0.002 3 | 5 615.46 |
| | 鲮 <i>C. molitorella</i> | 120.27 | 0.027 9 | 458.97 |
| | 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | 127.58 | 0.029 8 | 432.67 |
| | 乌鳢 <i>C. argus</i> | 41.90 | 0.009 8 | 1 317.42 |
| | 鳊 <i>A. nobilis</i> | 324.86 | 0.075 6 | 169.92 |
| | 云斑尖塘鳢 <i>O. marmorata</i> | 331.27 | 0.077 0 | 166.63 |
| | 野生 wild | 草鱼 <i>C. idella</i> | 98.89 | 0.023 0 |
| 鳊 <i>S. chuatsi</i> | | 1 006.05 | 0.233 9 | 54.87 |
| 黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> | | 153.55 | 0.035 8 | 359.49 |
| 鲫 <i>C. auratus</i> | | 150.09 | 0.034 9 | 367.78 |
| 鲤 <i>C. carpio</i> | | 670.03 | 0.155 8 | 82.38 |
| 鲮 <i>C. molitorella</i> | | 533.29 | 0.123 9 | 103.51 |
| 莫桑比克罗非鱼 <i>O. mossambicus</i> | | 63.03 | 0.014 6 | 875.77 |
| 乌鳢 <i>C. argus</i> | | 231.86 | 0.053 9 | 238.07 |
| 鳊 <i>A. nobilis</i> | 468.06 | 0.108 8 | 117.93 | |

的 MeHg 含量皆远低于我国《食品污染物限量标准》(GB 2762—2017), 符合以下规律: 肉食性>杂食性>植食性, 其中养殖鱼类的 MeHg 含量显著低于野生鱼类。鱼类积累 MeHg 浓度的高低主要受食物组成及其 MeHg 浓度的影响, 饲料 MeHg 含量是决定养殖鱼类 MeHg 含量的关键性因素。食用该地区鱼肉的 MeHg 摄入水平总体较低, 其中食用野生鱼类的 MeHg 摄入水平较养殖鱼类高, 食用野生鳊存在 MeHg 暴露风险。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

参考文献 (References):

- [1] Beckers F, Rinklebe J. Cycling of mercury in the environment: sources, fate, and human health implications: a review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, 47(9): 693-794.
- [2] O'Driscoll N J, Rencz A, Lean D R S. The biogeochemistry and fate of mercury in the environment[J]. *Metal Ions in Biological Systems*, 2005, 43: 221-238.
- [3] Selin N E. Global biogeochemical cycling of mercury: a review[J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2009, 34: 43-63.
- [4] Pacyna E G, Pacyna J M, Sundseth K, *et al.* Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(20): 2487-2499.
- [5] FAO. The state of world fisheries and aquaculture[R]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020.
- [6] Wang W X. Biodynamic understanding of mercury accumulation in marine and freshwater fish[J]. *Advances in Environmental Research*, 2012, 1(1): 15-35.
- [7] Driscoll C T, Mason R P, Chan H M, *et al.* Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(10): 4967-4983.
- [8] Yi Y J, Yang Z F, Zhang S H. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10): 2575-2585.
- [9] Pan K, Chan H D, Tam Y K, *et al.* Low mercury levels in marine fish from estuarine and coastal environments in southern China[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 185: 250-257.
- [10] Liang P, Gao X F, You Q Z, *et al.* Role of mariculture in the loading and speciation of mercury at the coast of the East China Sea[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 1037-1044.
- [11] Zhang W, Zhang X, Tian Y L, *et al.* Risk assessment of total mercury and methylmercury in aquatic products from offshore farms in China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 354: 198-205.
- [12] Karagas M R, Choi A L, Oken E, *et al.* Evidence on the human health effects of low-level methylmercury exposure[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120(6): 799-806.
- [13] Liu J L, Xu X R, Yu S, *et al.* Mercury contamination in fish and human hair from Hainan Island, South China Sea: implication for human exposure[J]. *Environmental Research*, 2014, 135: 42-47.
- [14] Wiseman C L S, Parnia A, Chakravartty D, *et al.* Total, methyl and inorganic mercury concentrations in blood and environmental exposure sources in newcomer women in Toronto, Canada[J]. *Environmental Research*, 2019, 169: 261-271.
- [15] 林丹, 林晶, 丁丽, 等. 乌江渡水库养殖鱼类汞及脂肪酸的组成特征[J]. *生态学杂志*, 2018, 37(3): 786-792.
- Lin D, Lin J, Ding L, *et al.* Composition characters of mercury and fatty acids in cultured fish from Wujiangdu reservoir[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(3): 786-792 (in Chinese).
- [16] Ikonou M G, Higgs D A, Gibbs M, *et al.* Flesh quality of market-size farmed and wild British Columbia salmon[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(2): 437-443.
- [17] Amqam H, Thalib D, Anwar D, *et al.* Human health risk assessment of heavy metals via consumption of fish from Kao Bay[J]. *Reviews on Environmental Health*, 2020, 35(3): 257-263.
- [18] Wang X, Wang W X. The three 'B' of fish mercury in China: bioaccumulation, biodynamics and biotransformation[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 250: 216-232.
- [19] 荆敏, 林丹, 闫海鱼, 等. 环境治理对红枫湖水生食物链中汞积累的影响[J]. *生态毒理学报*, 2017, 12(5): 204-211.
- Jing M, Lin D, Yan H Y, *et al.* Effect of environmental

- improvement on the accumulation of mercury in the aquatic food chain of Hongfeng Reservoir[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(5): 204-211 (in Chinese).
- [20] 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.
- [21] 阎海鱼, 冯新斌, Liang L, 等. GC-CVAFS法测定鱼体内甲基汞的分析方法研究[J]. *分析测试学报*, 2005, 24(6): 78-80.
- Yan H Y, Feng X F, Liang L, *et al.* Determination of methyl mercury in fish using GC-CVAFS[J]. *Journal of Instrumental Analysis*, 2005, 24(6): 78-80 (in Chinese).
- [22] World Health Organization, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Evaluation of certain food additives. Seventy-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives[R]. World Health Organization Technical Report Series 956. Geneva: WHO, 2010: 1-80.
- [23] 谢文平, 陈昆慈, 朱新平, 等. 珠江三角洲河网区水体及鱼体内重金属含量分析与评价[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(10): 1917-1923.
- Xie W P, Chen K C, Zhu X P, *et al.* Evaluation on heavy metal contents in water and fishes collected from the waterway in the Pearl River Delta, South China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(10): 1917-1923 (in Chinese).
- [24] 高志强, 张毅强, 李杰, 等. 珠江入海口海产品中总汞与甲基汞含量特征及食用风险[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(9): 1499-1504.
- Gao Z Q, Zhang Y Q, Li J, *et al.* Concentration characteristics and edible risk of total mercury and methylmercury in marine products from the Pearl River estuary[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(9): 1499-1504 (in Chinese).
- [25] 梅光明, 郭远明, 张小军, 等. 浙江沿海海产品中汞形态分析测定与分布特征[J]. *食品科学*, 2015, 36(24): 229-234.
- Mei G M, Guo Y M, Zhang X J, *et al.* Analysis and distribution characteristics of mercury species in seafood from the coast of Zhejiang Province[J]. *Food Science*, 2015, 36(24): 229-234 (in Chinese).
- [26] Wang X, Wang W X. Physiologically based pharmacokinetic model for inorganic and methylmercury in a marine fish[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(16): 10173-10181.
- [27] Wang X, Wang W X. Selenium induces the demethylation of mercury in marine fish[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231: 1543-1551.
- [28] Wang X, Wu F C, Wang W X. *In vivo* mercury demethylation in a marine fish (*Acanthopagrus schlegelii*)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(11): 6441-6451.
- [29] 谷春豪, 许怀凤, 仇广乐. 汞的微生物甲基化与去甲基化机理研究进展[J]. *环境化学*, 2013, 32(6): 926-936.
- Gu C H, Xu H F, Qiu G L. The progress in research on mechanism of microbial mercury methylation and demethylation[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(6): 926-936 (in Chinese).
- [30] Lemes M, Wang F Y. Methylmercury speciation in fish muscle by HPLC-ICP-MS following enzymatic hydrolysis[J]. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 2009, 24(5): 663-668.
- [31] Peng X Y, Liu F J, Wang W X. Organ-specific accumulation, transportation, and elimination of methylmercury and inorganic mercury in a low Hg accumulating fish[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2016, 35(8): 2074-2083.
- [32] Jiang J J, Jia Q, Liang L L, *et al.* Review of risk assessment of methylmercury intake from fish and shellfish[J]. *Agricultural Science & Technology*, 2018, 19(1): 64-70.
- [33] 韩文辉. 桑干河鱼类资源调研及体内营养物、重金属分析[D]. 太原: 山西大学, 2020.
- Han W H. Investigation of fish resources and analysis of nutrients and heavy metals in the Sanggan River[D]. Taiyuan: Shanxi University, 2020 (in Chinese).
- [34] 林丹, 荆敏, 闫海鱼, 等. 乌江渡水库网箱鱼汞和有益脂肪酸的分布特征[J]. *环境与健康杂志*, 2018, 35(12): 1062-1064.
- Lin D, Jing M, Yan H Y, *et al.* Distribution character of mercury and fatty acids in cage-cultured fish from Wujiangdu reservoir in Guizhou[J]. *Journal of Environment and Health*, 2018, 35(12): 1062-1064 (in Chinese).
- [35] Abernathy A R, Cumbie P M. Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1977, 17(5): 595-602.

- [36] St Louis V L, Rudd J W M, Kelly C A, *et al.* The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(5): 1348-1358.
- [37] Trudel M, Rasmussen J B. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2006, 63(3): 1890-1902.
- [38] Bakhiet H H A, Ahmed G F. Essential minerals (P, Ca, K and Zn) and heavy metals (Pb, Ca and Hg) in four fish species from River Nile State (Sudan)[J]. *Agricultural Studies*, 2020, 4(2): 14-19.
- [39] 姚珩, 冯新斌, 闫海鱼, 等. 乌江洪家渡水库鱼体汞含量[J]. *生态学杂志*, 2010, 29(6): 1155-1160.
Yao H, Feng X B, Yan H Y, *et al.* Mercury concentration in fish body in Hongjiadu Reservoir of Guizhou Province[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(6): 1155-1160 (in Chinese).
- [40] 索乾善, 毛宇翔, 张飞鹏, 等. 小浪底水库鱼体汞的污染现状[J]. *环境化学*, 2013, 32(11): 2030-2036.
Suo X S, Mao Y X, Zhang F P, *et al.* Mercury contents in the muscle tissue of fish species in Xiaolangdi Reservoir[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(11): 2030-2036 (in Chinese).
- [41] Miller M D, Marty M A, Arcus A, *et al.* Differences between children and adults: implications for risk assessment at California EPA[J]. *International Journal of Toxicology*, 2002, 21(5): 403-418.
- [42] Bose-O'Reilly S, McCarty K M, Steckling N, *et al.* Mercury exposure and children's health[J]. *Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care*, 2010, 40(8): 186-215.

Accumulation of methylmercury in the farmed and wild freshwater fish from the Pearl River Delta Region

ZHU Yungang¹, CHEN Xinyan¹, MA Huicheng¹, OUYANG Andong¹, LIU Yong^{2,3},
LI Chunhou^{2,3*}, QIN Qiwei¹, WANG Jun¹, WANG Xun^{1*}

(1. College of Marine Sciences, Guangdong Aquatic Animal Immunity and
Health Aquaculture Engineering Technology Research Center,

South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China;

2. Key Laboratory of South China Sea Fishery Resources Exploitation R & D Utilization,
South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;

3. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory, Guangzhou 511458, China)

Abstract: Mercury (especially methylmercury) is easily accumulated by fish, thus posing a great threat to human health. Fish consumption is the main pathway for human exposure to MeHg, thus the MeHg accumulation in fish is critical for food safety. In the Pearl River Delta, bosh fish farming and wild fishing are well developed, leading to be the highest fishery production in China. MeHg in fish is mainly derived from food consumption. Compared with wild fish, farmed fish have more stable food sources and more simple food composition, resulting in a much higher rate of growth. However, the MeHg accumulation in fish from Pearl River Delta has not been thoroughly understood, and the effects of fish food (composition and MeHg concentration) on MeHg levels in fish have not been reported. This study investigated the bioaccumulation of MeHg in farmed and wild freshwater fish in Pearl River Delta and evaluated the MeHg exposure risk by fish consumption, aiming to figure out the key factors determining MeHg levels in fish. The farmed and wild fish (with fish food for farmed fish) were collected from 15 sites located in the Pearl River Delta and three tissues (muscle, liver and intestine) were sampled. The fish tissues and fish food samples were digested by 25% KOH/methanol solution at 80°C for 4 h, and MeHg in the digested solution was ethylated by 1% NaBEt₄ solution and then detected by Gas Chromatography-Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry (GC-CVAFS). ① MeHg concentrations in fish tissues in this area were generally low and did not exceed the limit in the Food Safety Standard of China (GB 2762—2017) (Carnivore fish: 1 000 ng/g dw, others: 500 ng/g dw). Particularly, MeHg concentrations in muscle tissues of farmed fish (mean value: 61.53 ng/g dw, ranged from 0.26 to 331.27 ng/g dw) were significantly lower ($P<0.05$) than those of wild fish (mean value: 110.77 ng/g dw, ranged from 0.71 to 1 006.05 ng/g dw). ② Significant positive correlations were observed between MeHg concentrations in fish food and MeHg levels of farmed fish muscle ($R^2=0.39$, $P<0.05$), and between trophic levels of wild fish and MeHg levels of wild fish muscle ($R^2=0.23$, $P<0.05$). This suggested that MeHg accumulation in fish was mainly affected by food composition and the MeHg level in fish food. ③ Risk assessment showed that the MeHg exposure to human through fish consumption was low in this region. However, it should be noted that the MeHg intake through fish consumption was higher in wild fish than that of farmed fish. Fish is generally safe for human consumption in Pearl River Delta. However, MeHg levels in wild fish were higher than farmed fish, leading to a potential risk of MeHg exposure by consuming some specific species of wild carnivorous fish (e.g. *Siniperca chuatsi*). For farmed fish, the MeHg concentration in fish food was the key factor determining MeHg level in fish. Thus, feeding fish with clean fish food can be an effective practice to diminish MeHg contamination in farmed fish.

Key words: fishes; methylmercury (MeHg); farmed; wild; Pearl River Delta

Corresponding authors: LI Chunhou. E-mail: chunhou@scsfri.ac.cn;

WANG Xun. E-mail: kerriganwang@scau.edu.cn

Funding projects: National Key R & D Program of China (2018YFD0900803); National Natural Science Foundation of China (21806040); Natural Science Foundation of Guangdong Province, China (2019A1515011675)