

# 神农架大九湖两种鲤科鱼重金属污染状况分析

楚禄建<sup>1</sup>, 杨晓菁<sup>1</sup>, 刘金铃<sup>2</sup>, 莫家勇<sup>3</sup>

(1. 中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北武汉 430074;

2. 中国地质大学(武汉)地球科学学院, 湖北武汉 430074;

3. 神农架国家公园管理局, 湖北神农架林区 442400)

**摘要:**湖北神农架大九湖湿地是华中地区面积最大、海拔最高的高山湿地。为了解鱼类重金属污染状况, 评估湿地水环境质量, 以湖中两种常见鲤科鱼类鲫(*Carassius auratus*)和麦穗鱼(*Pseudorasbora parva*)为研究对象, 共采集鲫 32 尾、麦穗鱼 75 尾, 对两种鱼类的肌肉及鲫不同部位的锌(Zn)、铜(Cu)、镉(Cd)、铬(Cr)、铅(Pb)、砷(As)、汞(Hg)重金属含量进行检测和分析, 并采用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法评价鱼体重金属污染状况。结果表明, 大九湖麦穗鱼肌肉(湿重)中的 Zn、Cd、Cr、Hg 含量(22.441、0.035、0.210、0.109 mg/kg)均显著高于鲫肌肉(湿重)中相应的含量(16.240、0.008、0.072、0.082 mg/kg)( $P < 0.05$ )。综合污染指数分析表明, 麦穗鱼肌肉的综合污染水平为轻度污染, 鲫为无污染。与国内其他地区水域相比, 大九湖鲫肌肉的 Hg 含量相对较高, 这与大九湖独特的高山湿地环境有关。鲫的鱼鳃、消化道、生殖腺和肌肉中的重金属含量差异明显( $P < 0.05$ ), 其中 Hg 在肌肉中含量最高, 其余重金属均在消化道中含量最高。大九湖鲫和麦穗鱼肌肉 As 含量(0.135 mg/kg 和 0.153 mg/kg)均超出食品安全国家标准, 但估算得出当地成人重金属摄入量均未超过国际规定的可耐受摄入量(PTWI), 两种鱼的食用安全风险总体较低。

**关键词:**神农架; 大九湖; 鲫; 麦穗鱼; 重金属含量

**中图分类号:** Q175, X592 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2021)04-0076-08

农业耕作、采矿活动、旅游开发等人类活动会导致大量重金属释放到水环境中(Zhang et al, 2018)。20 世纪我国农业基本为粗放式发展, 湿地遭到盲目开发和过度利用(余璟等, 2008), 大量使用的化肥、除草剂和杀虫剂等导致大量重金属残留在环境中(Hadad et al, 2011)。重金属以其高毒性、持久性、不可降解性和生物富集特性, 成为环境科学与湿地科学领域关注的重点之一(Page et al, 2014; Spanopoulos-Zarco et al, 2014)。据报道, 我国大部分湖泊水库已受到不同程度的重金属污染, 其底质污染率高达 80.1%(王海东等, 2010)。重金属污染水体事件时有发生。2008 年云南阳宗海暴发了砷污染事件, 湖水砷浓度高达 0.177 mg/L, 严重威胁到居民健康及生命安全(Wang et al, 2010); 2012 年广西龙江河发生镉污染, 导致该河段 10 t 成鱼死亡, 市民的饮用水安全受到威胁(张聪等, 2018)。

鱼类对水环境变化敏感, 被认为是湿地生态系统的重要指示物种之一(Seilheimer & Fraser, 2006)。Yousafzai 等(2009)对巴基斯坦喀布尔湿地污染状况的研究表明, 重金属污染是造成当地淡水鱼濒临灭绝的主要原因之一。重金属被鱼类富集后会沿食物链传递, 对人类健康产生巨大威胁。20 世纪 50 年代发生在日本的水俣病, 就是由于食用富含甲基汞的鱼类所致(Sakamoto et al, 2018)。根据美国环境保护署(EPA)统计, 环境重金属污染已导致全球约 1000 万人的健康出现问题, 世界各国均把重金属含量列为水质监测和评价的重要指标。因此, 研究湿地水体鱼类的重金属含量特征及分布规律等, 能为区域生态环境现状评估提供重要依据。

湖北神农架大九湖湿地是华中地区面积最大、海拔最高的高山湿地, 是汉江一级支流堵河的发源地, 也是南水北调工程重要的水源涵养地(潘晓斌等, 2013; 周文昌等, 2018)。早期大九湖地区为发展农业, 对河道截弯取直, 开通南北主干渠, 造成水环境剧变, 导致湿地退化, 破坏了原有的湿地景观格局(余璟等, 2008)。周边人类频繁的农业活动, 加上近年来旅游开发利用, 大九湖湿地生态系统受到不同程度的影响。2010 年大九湖湿地生态恢复一期工

收稿日期: 2020-01-14 修回日期: 2021-07-15

基金项目: 湖北省对外科技合作项目(2016AHB013)。

作者简介: 楚禄建, 男, 1995 年生, 硕士研究生, 研究方向为湿地生态学。E-mail: 527514223@qq.com。

通信作者: 杨晓菁。E-mail: jogxoyang@cug.edu.cn

程竣工后,湿地恢复了9个子湖湖面,湖中引种投放了大量鲤科鱼类。为了解大九湖湿地生态系统健康状况,本研究选用目前大九湖中两种常见的鲤科鱼类鲫(*Carassius auratus*)和麦穗鱼(*Pseudorasbora parva*)作为指示生物,对鱼体不同部位的锌(Zn)、铜(Cu)、镉(Cd)、铬(Cr)、铅(Pb)、砷(As)、汞(Hg)重金属含量进行检测和分析,以评价大九湖鱼类重金属污染状况及食用健康风险,为湿地水环境重金属污染监控预警、风险管理提供科学依据;此外,本研究还可补充和完善对我国高海拔地区水体重金属污染现状及对汉江流域整体环境质量的认知。

## 1 材料与方 法

### 1.1 区域概况

大九湖湿地位于湖北省神农架国家自然保护区西部边缘(31°28′~31°30′N,110°10′~109°59′E),湿地海拔1700~1800 m,四周为海拔2200~2600 m的群山环绕(张志麒等,2015)。湿地生态恢复工程之后,大九湖现已成为一个高山盆地湿地湖泊,雨季水面约300 hm<sup>2</sup>,枯水期水面约200 hm<sup>2</sup>(李俊等,2017;谭开甲等,2014)。9个子湖间有沟渠相互连通,分布如图1所示。

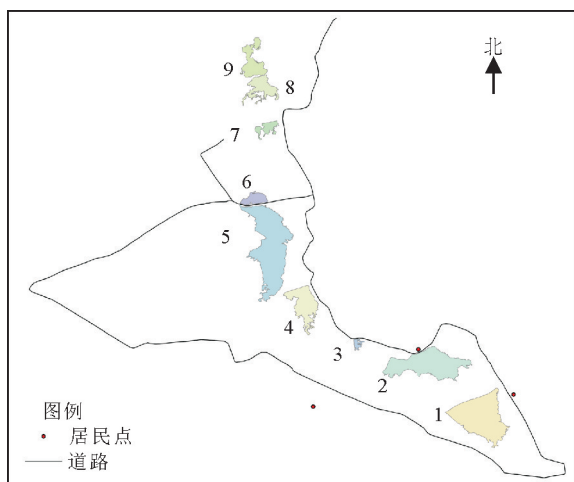


图1 神农架大九湖湿地各子湖分布

Fig.1 Location of lake No.1-9 in Dajiuhu wetland, Shennongjia

### 1.2 样品采集

2016年11月、2017年4、7、11月和2018年4、7月在大九湖1~5号湖采样6次,共采集鲫32尾、麦穗鱼75尾,因各子湖相互连通,并未严格均衡各湖的样本量,以1、2号湖数量最多,鲫各8、12尾,麦穗鱼各22、27尾,其余3个湖两种鱼各3~10尾。鲫体长8.70~18.60 cm,体重21.80~169.58 g;麦穗

鱼体长0.29~8.10 cm,体重3.10~8.20 g。由于麦穗鱼个体大多较小,实验中平均将3~4尾麦穗鱼合为一个样品,以满足消解所需要的称量克数,合并后的麦穗鱼样本数为16。野外将采集好的鱼样分别装入自封袋并编号,通过车载冰箱低温运回实验室,-20℃保存备用。

### 1.3 样品测定

将鱼样在室温下解冻,先后用自来水和去离子水清洗鱼样。用不锈钢手术刀采集鲫的背部肌肉、鳃、生殖腺和消化道。麦穗鱼个体较小,处理时抬头去尾,去掉鱼皮、内脏和脊柱,仅保留其躯干作为肌肉检测样本。样品冷冻干燥后研磨成粉,采用(HNO<sub>3</sub>+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)消解法,消解至溶液澄清透明,赶酸后用2%硝酸溶液定容(谢文平等,2017)。测定方法遵照DB53T 288-2009《食品中铅等18种元素含量的测定》,采用电感耦合等离子体发射光谱(Agilent Technology 5100,美国安捷伦科技有限公司)测定Zn、Cu、Cd、Cr、Pb、As含量。Hg含量测定方法参考美国环境保护署的标准方法(USEPA method 1631),使用冷原子荧光测汞仪(MODEL III,美国Brooks Rand Instruments公司)测定。

### 1.4 质量控制

实验用玻璃器皿及聚乙烯器皿均事先在20%的硝酸溶液中浸泡。根据样品量,选取10%~15%的平行样,相对标准偏差在10%以内,测量样品分批设置空白对照。Zn、Cu、Cd、Cr、Pb、As检测时均添加国家标准物质进行质量控制,回收率在92.78%~99.52%;Hg样品中均分批次加入龙虾腺体成分分析标准物质[TROT-3,(0.292±0.022) mg/kg]进行质量控制,回收率在82.90%~116.47%。

### 1.5 数据统计

采用独立样本T检验比较鲫和麦穗鱼肌肉的重金属含量;采用单因素方差分析(ANOVA)检验鲫不同部位间重金属含量的差异。统计和作图软件分别使用SPSS 16.0和Origin 9.1。

### 1.6 评价方法

1.6.1 污染程度评价 采用单因子污染指数法对大九湖鱼类重金属污染状况进行分析(常显志等,2017),评价公式如下:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中: $P_i$ 为第*i*种重金属的单因子污染指数, $C_i$ 为鱼体内某一重金属残留量(mg/kg), $S_i$ 为该单个重金属评价标准值(mg/kg),评价标准依据国家和农业行业标准取值。污染程度判别标准: $P_i \leq 0.2$

为无污染;  $0.2 < P_i \leq 0.6$  为轻污染水平;  $0.6 < P_i \leq 1.0$  为中污染水平;  $1.0 < P_i$  为重污染水平。

采用内梅罗(Nemero)综合污染指数法反映神农架大九湖鱼类污染状况,突出高浓度重金属对鱼类的影响(田强兵等,2017),计算公式如下:

$$P_n = \sqrt{\frac{P_{\max}^2 + \bar{P}^2}{2}} \quad (2)$$

式中:  $P_{\max}$  为各单因子污染指数中最大值;  $\bar{P}$  为各单因子污染指数平均值。内梅罗综合污染指数( $P_n$ )分级评价标准为:  $P_n \leq 1$  无污染;  $1 < P_n \leq 2$  轻度污染;  $2 < P_n \leq 3$  中度污染;  $P_n > 3$  重度污染。

1.6.2 食用安全性评价 通过计算当地居民每周重金属摄入量与联合国粮食及农业组织(FAO)/世界卫生组织(WHO)/食品添加剂联合专家委员会(JECFA)制定的污染物暂定每周可耐受摄入量(provisional tolerable weekly intake, PTWI)的比值,评价神农架大九湖鲫和麦穗鱼的食用安全性(顾

佳丽,2012)。居民每周重金属摄入量=鱼体肌肉重金属含量×当地人均水产品日消费量×7 d。本研究采用湖北省成年居民人均水产品日消费量为44.5 g/d(刘爽等,2018)。PTWI计算按单位质量的PTWI值×成人体质量(按60 kg计)。

## 2 结果与分析

### 2.1 鲫和麦穗鱼肌肉重金属含量

神农架大九湖鲫和麦穗鱼肌肉中不同重金属含量如表1所示。鲫肌肉中,各重金属含量相对大小表现为:  $Zn > Cu > Pb > As > Hg > Cr > Cd$ ; 麦穗鱼肌肉中表现为:  $Zn > Cu > Pb > Cr > As > Hg > Cd$ 。除Cr以外,其余重金属含量相对大小在两种鱼肌肉中表现一致。T检验结果如图2显示,麦穗鱼肌肉中Zn、Cd、Cr、Hg含量均显著高于鲫肌肉中的含量(Zn, Cd, Cr:  $P < 0.01$ ; Hg:  $P < 0.05$ )。国标中对食用鱼类重金属限量规定值也见表1,可见大九湖

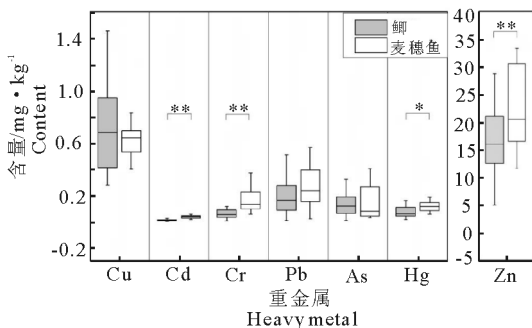
表1 神农架大九湖鲫和麦穗鱼(湿重)不同部位重金属含量(平均值±标准差)  $mg \cdot kg^{-1}$

Tab.1 Concentrations of heavy metals in different tissues of *C. auratus* and *P. parva* from Dajihu wetland, Shennongjia (wet weight)

| 鱼及部位    | Zn                          | Cu                       | Cd                       | Cr                        | Pb                       | As                        | Hg                       |
|---------|-----------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|
| 鲫鳃      | 79.715±20.861 <sup>a</sup>  | 0.812±0.317 <sup>c</sup> | 0.029±0.026 <sup>b</sup> | 0.612±0.569 <sup>b</sup>  | 0.471±0.281 <sup>b</sup> | 0.032±0.092 <sup>c</sup>  | 0.016±0.014 <sup>b</sup> |
| 鲫生殖腺    | 49.214±11.896 <sup>b</sup>  | 2.880±0.595 <sup>b</sup> | 0.043±0.033 <sup>b</sup> | 0.864±1.283 <sup>bc</sup> | 0.473±0.388 <sup>b</sup> | 0.108±0.120 <sup>bc</sup> | 0.013±0.010 <sup>b</sup> |
| 鲫消化道    | 127.832±59.139 <sup>a</sup> | 5.389±2.146 <sup>a</sup> | 0.461±0.294 <sup>a</sup> | 3.090±2.178 <sup>a</sup>  | 2.761±1.976 <sup>a</sup> | 1.301±0.808 <sup>a</sup>  | 0.042±0.027 <sup>a</sup> |
| 鲫肌肉     | 16.240±5.612 <sup>c</sup>   | 0.698±0.334 <sup>c</sup> | 0.008±0.011 <sup>c</sup> | 0.072±0.067 <sup>c</sup>  | 0.243±0.268 <sup>b</sup> | 0.135±0.109 <sup>b</sup>  | 0.082±0.069 <sup>a</sup> |
| 麦穗鱼肌肉   | 22.441±7.60                 | 0.620±0.12               | 0.035±0.012              | 0.210±0.190               | 0.265±0.167              | 0.153±0.128               | 0.109±0.070              |
| 肌肉污染物限值 | 50.0 <sup>(1)</sup>         | 50.0 <sup>(3)</sup>      | 0.1 <sup>(1)</sup>       | 2.0 <sup>(1)</sup>        | 0.5 <sup>(1)</sup>       | 0.1 <sup>(1)</sup>        | 0.5 <sup>(1)</sup>       |

注:同列不同上标字母表示鲫组织间重金属含量有显著差异性( $P < 0.05$ )。污染物限值依据:(1)《食品中污染物限量》(GB 2762-2017);(2)《食品中锌限量卫生标准》(GB 13106-1991);(3)《无公害食品水产品中有毒有害物质限量》(NY 5073-2006)。

Note: Values in the same column with different superscript letters indicate a significant difference in concentrations of heavy metals in different tissues of *Carassius auratus* ( $P < 0.05$ ).



(\*表示差异显著,  $P < 0.05$ ; \*\*表示差异极显著,  $P < 0.01$ )

图2 神农架大九湖鲫和麦穗鱼肌肉重金属含量比较

\* denotes a significant difference,  $P < 0.05$ ; \*\* denotes an extremely significant difference,  $P < 0.01$ .

Fig.2 Comparison of heavy metal concentrations in the muscle of *C. auratus* and *P. parva* from Dajihu wetland, Shennongjia

水域两种鱼肌肉中均存在As超标。

### 2.2 鲫不同部位重金属的富集特征

神农架大九湖鲫鳃、生殖腺、消化道和肌肉的重金属含量及组织间比较结果如表1。各个部位的Zn、Cu含量普遍高于其他重金属元素,不同部位的比较结果显示,Zn含量相对大小表现为:消化道>鳃>生殖腺>肌肉;Cu、Cd、Cr和Pb含量相对大小表现为:消化道>生殖腺>鳃>肌肉;As表现为:消化道>肌肉>生殖腺>鳃;Hg表现为:肌肉>消化道>鳃>生殖腺。除Hg以外,其他6种重金属均是在消化道中的含量最高,其中Cu、Cd、Cr、Pb、As在消化道中的含量都显著高于其他3个部位( $P < 0.05$ ),Hg则是在肌肉组织中的含量最高。

### 2.3 鲫和麦穗鱼重金属污染状况评价

神农架大九湖鱼类重金属单因子污染指数及综

合污染指数如表 2 所示。根据  $P_i$  值,麦穗鱼肌肉中各重金属污染程度大小表现为:  $As > Pb > Zn > Cd > Hg > Cr > Cu$ ; 鲫肌肉重金属污染程度大小表现为:  $As > Pb > Zn > Hg > Cd > Cr > Cu$ ; 鲫和麦穗鱼肌肉中 As 污染相对其他重金属最为严重,其他重金属处于无污染和轻度污染水平之间。评价两种鱼肌肉组织的综合污染状况,麦穗鱼为轻度污染,鲫无污染。评价鲫各部位综合污染状况,以消化道污染程度最高,达到重度污染水平,鳃为轻度污染,其余两部位无污染(消化道 > 鳃 > 肌肉 > 生殖腺)。

表 2 大九湖鲫和麦穗鱼重金属单因子污染指数( $P_i$ )与内梅罗综合污染指数( $P_n$ )

Tab.2 Values of single factor heavy metal pollution index ( $P_i$ ) and Nemeru comprehensive pollution index ( $P_n$ ) calculated for *C. auratus* and *P. parva* from Dajihu wetland, Shennongjia

| 鱼   | 组织  | 各重金属的单因子污染指数( $P_i$ ) |       |       |       |       |        |       | $P_n$ | 污染状况评价 |
|-----|-----|-----------------------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|
|     |     | Zn                    | Cu    | Cd    | Cr    | Pb    | As     | Hg    |       |        |
| 麦穗鱼 | 肌肉  | 0.449                 | 0.012 | 0.350 | 0.105 | 0.530 | 1.533  | 0.219 | 1.129 | 轻度污染   |
| 鲫   | 肌肉  | 0.325                 | 0.014 | 0.080 | 0.036 | 0.486 | 1.350  | 0.164 | 0.986 | 无污染    |
| 鲫   | 鱼鳃  | 1.594                 | 0.016 | 0.290 | 0.306 | 0.942 | 0.320  | 0.032 | 1.181 | 轻度污染   |
| 鲫   | 生殖腺 | 0.984                 | 0.058 | 0.430 | 0.432 | 0.946 | 1.080  | 0.026 | 0.862 | 无污染    |
| 鲫   | 消化道 | 2.556                 | 0.108 | 4.610 | 1.545 | 5.522 | 13.010 | 0.084 | 9.608 | 重度污染   |

表 3 每周人均重金属摄入量及其与每周可耐受摄入量的比值

Tab.3 Ratios of the estimated weekly heavy metal consumption per capita to PTWI

| 重金属 | 每周摄入量/mg |       | PTWI <sup>a</sup> /<br>mg · kg <sup>-1</sup> |       | 占 PTWI <sup>b</sup> /% |        |
|-----|----------|-------|--|-------|------------------------|--------|
|     | 鲫        | 麦穗鱼   |  | mg    | 鲫                      | 麦穗鱼    |
| Zn  | 5.059    | 6.990 | 7  | 420   | 1.205                  | 1.664  |
| Cu  | 0.217    | 0.193 | 3.5  | 210   | 0.103                  | 0.092  |
| Cd  | 0.002    | 0.011 | 0.007  | 0.42  | 0.476                  | 2.619  |
| Cr  | 0.022    | 0.065 | 0.0067                                       | 0.402 | 5.473                  | 16.169 |
| Pb  | 0.076    | 0.083 | 0.025  | 1.5   | 5.067                  | 5.533  |
| As  | 0.042    | 0.048 | 0.015  | 0.9   | 4.667                  | 5.333  |
| Hg  | 0.026    | 0.034 | 0.004  | 0.24  | 10.833                 | 14.167 |

注:PTWI<sup>a</sup>为FAO/WHO等组织规定的污染物暂定每周可耐受量(单位体质量);PTWI<sup>b</sup>为60 kg成人的每周可耐受量(PTWI<sup>a</sup> × 60)。

Note: PTWI<sup>a</sup> are the provisional tolerable weekly intake values established by FAO/WHO (per body weight); PTWI<sup>b</sup> are values for adults of 60 kg body weight (PTWI<sup>a</sup> × 60).

### 3 讨论

#### 3.1 大九湖麦穗鱼肌肉重金属含量高于鲫

本研究测得神农架大九湖鲫、麦穗鱼肌肉的7种重金属含量中,Zn、Cu作为生命必需元素在鱼体中含量较高,非必需元素Cd、Cr、Pb、As和Hg含量较低,因为生命必需元素比非必需元素更容易被生物体主动吸收。鲫、麦穗鱼肌肉重金属含量存在显著差异,麦穗鱼肌肉中的Zn、Cd、Cr、Hg含量均显著高于鲫肌肉中的。综合污染指数评价结果也表明,麦穗鱼肌肉污染程度大于鲫。鱼类体内重金属可通过食用和非食用途径富集。已有研究表明,鱼类食性和生活习性的不同是影响鱼种间重金属残留差异的主要因素(李宏等,2019),麦穗鱼栖息于水体

#### 2.4 鲫和麦穗鱼食用安全性评价

计算神农架大九湖鲫和麦穗鱼肌肉重金属的每周摄入量及其与污染物暂定每周可耐受摄入量(PTWI)的比值,结果如表3所示。鲫和麦穗鱼肌肉7种重金属的每周摄入量均低于PTWI,与其比值均小于20%,绝大部分小于10%,尽管前面结果显示鲫和麦穗鱼肌肉中As含量超标,比值仍说明大九湖这两种鱼类重金属富集造成的食用风险较低;两种鱼类中,鲫肌肉重金属的每周摄入量占PTWI的比值总体较小,食用安全性稍大于麦穗鱼。

的中、底层,主要以底栖动物为食,同时摄食大量浮游动物以及藻类(李红敬等,2017;陈涛等,2013);而鲫为偏植食性的底栖杂食性鱼种,主要摄食浮游植物、水草、有机碎屑(王武等,2006;张小磊等,2018)。推测是麦穗鱼食物中较多的动物性成分使其体内重金属的富集量相对鲫较高。

#### 3.2 鲫不同组织器官的重金属富集能力存在差异

本研究结果表明,大九湖鲫不同部位对重金属的富集能力不同,Zn、Cu、Cd、Cr、Pb和As以消化道中含量最高,Hg在肌肉内的含量最高。鲫各部位综合污染程度表现为:消化道 > 鳃 > 肌肉 > 生殖腺。重金属在鱼体各部位中均有累积现象,但在不同组织中的累积量不均衡,这是由各组织器官的解毒机制和代谢水平差异所决定的(Garnero et al,

2018;杨晓云等,2010);组织间富集差异性也与重金属在鱼体内的半衰期不同有关,同时还与不同元素在天然环境中的背景值有关(蔡深文等,2011)。Hg在鲫鱼肌肉中含量最高,可能是由于有机汞类化合物具亲脂特性,易在肌肉组织中累积。消化道是鱼体消化和吸收的主要器官,食物中未被吸收的重金属会残留在肠道和肠壁内(张艳强等,2012);同时,鲫消化道对重金属的缓慢清除速率使得重金属不断蓄积(Heath, 1995),这些可能是导致消化道重金属含量明显高于其他组织器官的原因。鳃是鱼类的呼吸器官,水环境中的重金属可通过呼吸作用或鳃表面粘液附着富集,这也是除消化道吸收外重金属进入鱼体内的另一重要途径(田林锋等,2012)。张艳强等(2012)对浑河野生鲫各部位重金属研究发现,Cr、Cd、Pb、Cu和Zn富集规律表现为消化道大于鳃、肌肉等部位;杨晨驰等(2013)对东苕溪鲫不同部位重金属研究也得到相似的富集规律,各组织器官富集能力大小与本研究结论基本一致。

### 3.3 大九湖鱼类重金属富集原因

本研究对象中的麦穗鱼是自然扩散进入神农架大九湖水体的,鲫在大九湖则属于“人放天养”。综合污染指数显示,麦穗鱼肌肉的综合污染水平为轻度污染,鲫无污染。将大九湖鲫与河北滦河等其他区域野生鲫的肌肉重金属含量进行对比(表4),发现大九湖鲫肌肉Cd、Cr、Cu含量整体处于较低水

平,Zn、Pb、As含量处于中等水平,而Hg含量处于较高水平,高于表中其他所有区域鲫肌肉的Hg含量。其他区域多为平原地区河流、湖泊,大九湖则属于高山湿地。大气汞沉降是亚高山及高山地区主要的汞输入来源,高海拔地区沉降量比低海拔地区显著较高(彭耀,2015)。湿地作为一种独特的生态系统,能够吸收大气沉降和径流输入的Hg,沼泽湿地水体中含有丰富的可溶性碳和腐殖酸,能与汞生成稳定的络合物,使沼泽湿地成为天然的汞汇(刘金铃,2008)。即使周围环境中无明显的Hg污染源,其Hg含量通常也会处于相对较高的水平,并通过生物放大作用在鱼体内富集,因此大九湖水体中的鱼类才具有相对一般平原地区更高的Hg含量。

此外,对比《食品中污染物限量》(GB 2762-2017)中规定的鱼体As含量限值,包括本研究在内的表4中各区域鲫肌肉都有不同程度的As超标现象。早期大九湖湿地周边的发展曾主要以农牧业为主,尤其2001-2003年,当地实施围湖造田工程,兴建数万亩高山蔬菜基地,期间使用了大量的化肥、农药,残留的污染物随水流进入沟渠、湖水之中(杜耘等,2008);同时,大量畜禽粪便及居民生活污水均未经处理就直接自然排放(陈君帆,2009),加上近年来大九湖地区频繁的旅游开发活动,这些都导致了当地土壤和水体的污染,从而造成湖中鲫和麦穗鱼的重金属富集。

表4 神农架大九湖鲫肌肉(湿重)重金属含量与其他区域比较

mg · kg<sup>-1</sup>

Tab.4 Heavy metal concentrations in muscle of *C. auratus* in Dajiuhu wetland, Shennongjia and other areas (wet weight)

| 研究区域  | Zn     | Cu    | Cd     | Cr    | Pb    | As    | Hg      | 来源        |
|-------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|---------|-----------|
| 大九湖   | 16.240 | 0.698 | 0.008  | 0.072 | 0.243 | 0.135 | 0.082   | 本研究       |
| 滦河    | 57.42  | 5.07  | 0.05   | 6.67  | 1.12  | 0.1   | -       | 王瑞霖等,2015 |
| 长江中下游 | 6.45   | 0.93  | 0.13   | 0.19  | 0.81  | -     | 0.0079  | 王文君等,2019 |
| 保安湖   | 31.54  | 1.66  | 0.007  | 1.09  | 0.04  | 0.49  | 0.06    | 张敏等,2018  |
| 广西刁江  | -      | -     | 0.007  | 0.581 | 0.138 | 0.139 | 0.008   | 王俊能等,2017 |
| 珠江    | 6.83   | 3.26  | 0.0055 | 2.55  | 0.59  | 0.24  | 0.00261 | 谢文平等,2010 |

注:“-”表示未测定。

Note:“-”denotes no data for the item.

### 3.4 大九湖鲫和麦穗鱼食用安全风险较低

本研究估算的神农架大九湖地区成人食用两种鱼类造成的人均重金属每周摄入量均未超过PTWI标准限量。尽管研究结果显示大九湖鲫和麦穗鱼肌肉As含量超标,但两种鱼类肌肉中As含量贡献占PTWI比例较小,可以认定As并非为影响本地区鱼类食用安全性的主要重金属。测定的7种重金属中,鲫肌肉Hg含量造成的食用风险相对较高,麦穗

鱼则是Cr和Hg带来的风险较高。Cr和Hg虽未超过《食品中污染物限量》限值,但麦穗鱼中Cr和Hg所占PTWI比例均超过10%,可认为食用过多的麦穗鱼对人体可能产生Hg-Cr中毒的潜在风险。因此,大九湖这两种鱼类重金属富集造成的食用风险较低,鲫较麦穗鱼更安全。

综上,尽管本研究调查的两种大九湖湿地鱼类存在个别重金属含量超标,且麦穗鱼综合污染水平

表现为轻度污染,但食用安全评价结果显示,两种鱼并不会对当地人群构成健康威胁。但不能否认大九湖湿地仍存在一定重金属污染的生态风险,当地政府部门应加强监管,尽量减少人为活动干扰,保证大九湖湿地生态系统的健康平稳。

#### 参考文献

- 蔡深文,倪朝辉,李云峰,等,2011. 长江上游珍稀、特有鱼类国家级自然保护区鱼体肌肉重金属残留调查与分析[J]. 中国水产科学,18(6): 1351-1357.
- 常显志,吴志强,黄亮亮,等,2017. 漓江5种常见食用经济鱼类重金属含量分析[J]. 环境科学与技术,40(9): 203-208.
- 陈君帆,2009. 大九湖自然保护区湿地植被现状及恢复对策[J]. 林业调查规划,34(4): 67-69.
- 陈涛,张玉兰,Chentao,等,2013. 麦穗鱼的生物学和毒理学研究进展[J]. 水产科学,32(11): 685-690.
- 杜耘,蔡述明,王学雷,等,2008. 神农架大九湖亚高山湿地环境背景与生态恢复[J]. 长江流域资源与环境,17(6): 915-919.
- 顾佳丽,2012. 辽西地区食用鱼中重金属含量的测定及食用安全性评价[J]. 食品科学,33(10): 237-240.
- 李红敬,王雅平,冷秋丽,等,2017. 淮河上游南湾湖麦穗鱼年龄与生长的研究[J]. 水生生物学报,41(4): 835-842.
- 李宏,潘晓洁,万成炎,等,2019. 重金属对鱼类的生态毒理学研究进展[J]. 水生态学杂志,40(5): 104-111.
- 李俊,刘梅群,高健,等,2017. 神农架大九湖湿地实施生态恢复工程后鱼类种类组成分析[J]. 生态科学,36(1): 159-164.
- 刘金铃,2008. 中国主要红树林湿地中汞的迁移、转化规律[D]. 厦门: 厦门大学.
- 刘爽,李骏,龚晨睿,等,2018. 湖北省成年居民膳食结构与膳食模式的变迁研究(1997-2011年)[J]. 华中科技大学学报(医学版),47(3): 309-313.
- 潘晓斌,何意,阎梅,等,2013. 神农架大九湖水文水资源现状分析与保护对策[J]. 湖北农业科学,52(13): 3033-3037.
- 彭耀,2015. 九寨沟亚高山环境汞的空间格局[D]. 成都: 四川师范大学.
- 谭开甲,周晓庆,张志麒,等,2014. 神农架大九湖湿地开发与保护[J]. 湖北林业科技,43(1): 52-55.
- 田林锋,胡继伟,罗桂林,等,2012. 贵州百花湖鱼体器官及肌肉组织中重金属的分布特征及其与水体重金属污染水平的相关性[J]. 水产学报,36(5): 714-722.
- 田强兵,任惠丽,侯淑敏,等,2017. 陕西省养殖水产品重金属含量状况调查及评价[J]. 淡水渔业,47(2): 57-62.
- 王海东,方凤满,谢宏芳,等,2010. 中国水体重金属污染研究现状与展望[J]. 广东微量元素科学,17(1): 14-18.
- 王俊能,马鹏程,张丽娟,等,2017. 广西刁江野生鱼类重金属积累特征及其健康风险评价[J]. 环境科学,38(6): 2600-2606.
- 王瑞霖,孙然好,武大勇,2015. 滦河流域鲫鱼体内重金属分布及风险评价[J]. 生态毒理学报,10(6): 229-237.
- 王文君,易雨君,张尚弘,等,2019. 长江中下游鱼类重金属污染及健康风险评价[J]. 水利水电技术,50(2): 8-13.
- 王武,刘杰,陈立婧,等,2006. 溇湖杂食性鱼类食物生态位的研究[J]. 水利渔业,26(4): 39-40.
- 谢文平,陈昆慈,朱新平,等,2010. 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,29(10): 1917-1923.
- 谢文平,朱新平,马丽莎,等,2017. 珠江三角洲4种淡水养殖鱼类重金属的残留及食用风险评价[J]. 生态毒理学报,12(5): 294-303.
- 杨晨驰,黄亮亮,李建华,等,2013. 东苕溪下游鲫鱼不同组织重金属含量分析及食用安全性评[J]. 食品科学,34(19): 317-320.
- 杨晓云,温勇,陈晓燕,等,2010. 重金属在北江鱼类和底栖动物体内的富集及污染评价[J]. 环境科学与技术,33(6): 194-198.
- 余璟,王学雷,吴宜进,等,2008. 神农架大九湖景观格局变化与湿地生态恢复对策[J]. 华中农业大学学报,27(1): 122-126.
- 张聪,宋超,胡庚东,等,2018. 中国渔业水体重金属的污染现状及消除技术研究进展[J]. 中国农学通报,34(2): 141-145.
- 张敏,张涛,部志云,等,2018. 保安湖鱼体重金属和有机氯农药污染特征及健康风险评价[J]. 生态毒理学报,13(6): 288-297.
- 张小磊,王晶晶,赵永江,等,2018. 郑州黄河南岸养殖鱼类肌肉中重金属残留特征[J]. 中国环境科学,38(6): 2363-2370.
- 张艳强,安立会,郑丙辉,等,2012. 浑河野生鲫鱼体内重金属污染水平与金属硫蛋白基因表达[J]. 生态毒理学报,7(1): 57-64.
- 张志麒,王莉,黎宏林,等,2015. 湖北神农架大九湖湿地鸟类研究[J]. 湖北林业科技,44(3): 33-36.
- 周文昌,史玉虎,潘磊,等,2018. 神农架林区大九湖湿地生态系统服务价值评价[J]. 水土保持通报,38(1): 208-213.
- Garnero P L, Monferran M V, Gonzalez G A, et al, 2018. Assessment of exposure to metals, As and Se in water and sediment of a freshwater reservoir and their bioaccumulation in fish species of different feeding and habitat preferences [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 163: 492-501.
- Hadad H R, Maine M A, Mufarrege M M, et al, 2011. Bio-

- accumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1/2/3): 1016 – 1022.
- Heath A G, 1995. *Water pollution and fish physiology*[M]. Boca Raton: CRC Press.
- Page K, Harbottle M J, Cleall P J, et al, 2014. Heavy metal leaching and environmental risk from the use of compost-like output as an energy crop growth substrate[J]. *Science of the Total Environment*, 487(14): 260 – 271.
- Sakamoto M, Tatsuta N, Izumo K, et al, 2018. Health Impacts and Biomarkers of Prenatal Exposure to Methylmercury: Lessons from Minamata, Japan[J]. *Toxics*, 6(3): 45. <https://doi.org/10.3390/toxics6030045>
- Seilheimer T S, Fraser P C, 2006. Development and use of the Wetland Fish Index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(2): 354 – 366.
- Spanopoulos-Zarco P, Ruelas-Inzunza J, Meza-Montenegro M, et al, 2014. Health Risk Assessment from Mercury Levels in Bycatch Fish Species from the Coasts of Guerrero, Mexico (Eastern Pacific) [J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 93(3): 334 – 338.
- Wang Z H, He B, Pan X J, et al, 2010. Levels, trends and risk assessment of arsenic pollution in Yangzonghai Lake, Yunnan Province, China [J]. *Science China: Chemistry*, 53(8): 1809 – 1817.
- Yousafzai A M, Khan A R, Shakoori A R, 2009. Trace Metal Accumulation in the Liver of an Endangered South Asian Fresh Water Fish Dwelling in Sub-Lethal Pollution[J]. *Pakistan Journal of Zoology*, 41(1): 35 – 41.
- Zhang H, Wan Z W, Ding M, et al, 2018. Inherent bacterial community response to multiple heavy metals in sediment from river-lake systems in the Poyang Lake, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165: 314 – 324.

(责任编辑 张俊友 郑金秀)

## Evaluation of Heavy Metal Contamination in Two Cyprinid Species in Dajiuhu Wetland, Shennongjia

CHU Lu-jian<sup>1</sup>, YANG Xiao-jing<sup>1</sup>, LIU Jin-ling<sup>2</sup>, MO Jia-yong<sup>3</sup>

(1.School of Environmental Studies,China University of Geosciences, Wuhan 430074,P.R.China;

2.School of Earth Sciences,China University of Geosciences, Wuhan 430074,P.R.China;

3.Shennongjia National Park Administration, Shennongjia 442400,P.R.China)

**Abstract:** Dajiuhu wetland of Shennongjia is the largest and highest alpine wetland in central China and is important for conserving water sources for the South-to-North Water Diversion Project. In this study, two common Cyprinid species (*Carassius auratus* and *Pseudorasbora parva*) in Dajiuhu wetland were selected as environmental indicators and heavy metal contamination of the two species was investigated using the single factor pollution index and the comprehensive Nemerow heavy metal pollution index. The health risk of fish consumption was assessed by comparing estimated weekly heavy metal intake per capita to the provisional tolerable weekly intake (PTWI). The objective was to provide scientific evidence for early warning and risk control of heavy metal pollution in Dajiuhu wetland. In November 2016, April, July and November 2017, April and July 2018, 32 *C. auratus* and 75 *P. parva* specimens were collected in Lakes 1–5 of Dajiuhu wetland. The content of Zn,Cu,Cd,Cr,Pb,As and Hg were measured in the gill,digestive tract, gonad and muscle of *C. auratus* and in the muscle of *P. parva*. Concentrations of Zn, Cd, Cr and Hg (22.441,0.035,0.210,0.109 mg/kg) in the muscle of *P. parva* were significantly higher than those in the muscle of *C. auratus*(16.240,0.008,0.072,0.082 mg/kg). Heavy metal concentrations varied significantly among tissue types (gill,digestive tract,gonad and muscle) of *C. auratus*. Hg content was the highest in muscle, while Zn,Cu,Cd,Cr,Pb,As were highest in the digestive tract. The Nemerow comprehensive heavy metal pollution index for the two species shows that the muscle tissue of *P. parva* in Dajiuhu wetland is slightly contaminated, but the muscle tissue of *C. auratus* is not. The concentration of Hg in the muscle of *C. auratus* from Dajiuhu wetland was higher than levels found in other study areas and attributed to the unique alpine environment. Although the concentration of As in the muscle of *C. auratus* 0.315 mg/kg and *P. parva* 0.315 mg/kg exceeded the maximum level stipulated by national regulations, the estimated dietary exposures of heavy metals for local adults were lower than the PTWI, indicating that consumption of the two species from Dajiuhu wetland poses a low risk.

**Key words:** Shennongjia; Dajiuhu wetland; *Carassius auratus*; *Pseudorasbora parva*; heavy metal concentration