

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2011.01351

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

蔡深文^{1,2}, 倪朝辉¹, 李云峰¹, 沈子伟¹, 张燕¹, 周运涛¹

1. 中国水产科学研究院 长江水产研究所, 湖北 武汉 430000

2. 武汉大学 资源与环境科学学院, 湖北 武汉 430072

摘要: 于 2008–2009 年在长江上游珍稀、特有鱼类国家级自然保护区范围内采集了 10 种鱼样, 分别使用原子吸收分光光度法测定鱼体肌肉内 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量, 原子荧光分光光度法测定 Hg、As 的含量, 用以评价保护区内鱼体肌肉重金属的污染状况和食品安全。6 种重金属元素在不同鱼类肌肉中残留范围分别为 0.39 ~ 1.17 mg/kg、29.83 ~ 38.68 mg/kg、0.03 ~ 0.64 mg/kg、0.015 ~ 0.042 mg/kg、0.015 ~ 0.074 mg/kg 和 0.031 ~ 0.077 mg/kg(湿重)。除了大眼鲈(*Siniperca kneri*)肌肉内 Pb 含量超出国家食品中重金属限量卫生标准外, 其他鱼类肌肉中的重金属元素均低于限量标准。但根据联合国粮农组织提供的标准, 有 6 种鱼体肌肉内的 Pb 含量超标。研究结果显示, 肉食性鱼类肌肉中的重金属含量高于杂食性鱼类, 各种鱼类肌肉重金属综合污染指数均低于 0.5, 属于微污染和轻污染程度, 保护区范围内的鱼类没有受到明显的重金属污染。本研究结果反映了保护区内鱼类重金属的污染状况, 对于该区域的生态环境管理与鱼类资源保护措施的制定提供了参考依据。

关键词: 重金属; 鱼类; 肌肉; 长江上游; 自然保护区

中图分类号: S949

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2011)06-1351-07

水体环境中的重金属由于其毒性强、持续时间长、生物富集效应强而对水生态系统造成严重威胁^[1]。鱼类常被用作重要的指示生物来评估淡水生态系统中的重金属污染状况^[2-4]。

铜、锌、铬、钴、铁、锰、钼、钒、锶等存在于天然环境中, 是构成生命有机体的必需元素, 而其他一些重金属如汞、铅和镉等, 代谢活动不需要这些元素, 即使浓度非常低仍会对机体产生毒性^[5]。由于鱼体内重金属含量不断升高, 影响到鱼类正常的生长、繁殖, 并可导致免疫系统、酶系统、代谢功能受损, 甚至基因突变^[6]。水体中重金属被鱼类的鳃和内脏器官吸收, 通过代谢渗透至肌肉和骨骼系统并积累^[7]。鱼体肌肉的重金属含量通常用来评价人类摄食鱼肉的安全性^[8-9]。

长江上游珍稀、特有鱼类国家级自然保护区(以下简称保护区)建成于 2005 年 4 月 18 日, 是国家为了保护白鲟、达氏鲟等珍稀特有鱼类及其赖以生存的自然生态环境, 位于四川盆地南部丘陵区, 以及云贵高原区的黔北山地区域范围内。保护区河流总长度约 1 163 km, 面积 331.74 km², 保护区水域共有 160 种鱼类, 其中 21 种珍稀鱼类, 66 种特有鱼类。关于保护区内鱼体重金属残留的调查研究较少, 仅在局部区域有少量报道^[10-11], 但不能反映保护区范围内的整体状况。本研究通过测定保护区内 10 种鱼类肌肉中 3 种必需元素(Cu、Zn、As)和 3 种非必需元素(Hg、Pb、Cd)的含量, 评价保护区内的重金属污染状况, 以期为该区域生态环境管理与鱼类资源保护措施的制订

收稿日期: 2011-04-07; 修订日期: 2011-06-10.

基金项目: 中国长江三峡工程开发总公司资助(071105-04).

作者简介: 蔡深文(1984-), 男, 博士研究生, 环境科学专业. E-mail: caishenwen@whu.edu.cn

通信作者: 倪朝辉, 研究员. E-mail: nizhaoh@yfi.ac.cn

提供基础参考依据。

1 材料和方法

1.1 样品采集

2008–2009 年间,在保护区范围的巴南、泸州、宜宾和赤水 4 个点(图 1)共采集了 10 种鱼类,分别为鲤(*Cyprinus carpio*)、中华倒刺鲃(*Spinibarbus sinensis*)、鲮(*Hemiculter leucisculus*)、铜鱼(*Coreius heterodon*)、瓦氏黄颡鱼(*Pelteobagrus vachelli*)、吻鮰(*Rhinogobio typus*)、短尾鮠(*Leiocassis brevicaudatus*)、长薄鳅(*Leptobotia elongata*)、大眼鳊(*Siniperca kneri*)和南方大口鲶(*Silurus meriaionalis*),每种鱼的样本数量、体长和体质量指标见表 1。准确称取背鳍下方去皮肌肉 0.45 ~ 0.55 g,放入玻璃指管瓶中,于-4 ℃低温保存。

1.2 样品处理与分析

使用上海新仪微波化学科技有限公司生产的 SINEO MDS-8 多通量密闭微波化学工作站对样品进行消解。样品从冰箱中取出加入 4 mL HNO₃ 浸泡 24 h 后,移入聚四氟乙烯消解罐中,并用 4 mL HNO₃ 润洗指管瓶,盖上聚四氟乙烯内盖,放入工程塑料外套中置于微波炉腔内,关上炉门,放下安全防护罩,选择微波消解(温度控制)方式,采用梯度升温,具体温控时间及功率设置见表 2。

待程序运行结束后,温度降至 100℃时取取消解罐自然冷却,冷却至室温后打开内盖排出消解产生的气体,将内罐壁上的冷凝液珠用超纯水冲下去,然后将罐内全部溶液转移至比色管中,再用水润洗消解罐,溶液移入比色管,最后加水定容至 25 mL,摇匀待测。

Cu、Zn、Pb 和 Cd 用美国 Varian AA240FS 型原子吸收分光光度计测定,测定吸收波长分别为 324.8 nm、213.9 nm、217.0 nm 和 228.8 nm; Hg

表 1 鱼类样本体长、体质量范围
Tab.1 Means and ranges for the lengths and weights of the fish species used in present study

鱼类 fish species	样本数 number	体长/cm body length	体质量/g body weight
鲤 <i>C. carpio</i>	14	22.6–25.9	263.8–473.5
中华倒刺鲃 <i>S. sinensis</i>	17	21.9–28.3	274.5–581.2
鲮 <i>H. leucisculus</i>	13	14.5–16.4	26.3–40.8
铜鱼 <i>C. heterodon</i>	30	12.4–34.3	31.8–592.1
瓦氏黄颡鱼 <i>P. vachelli</i>	38	7.8–32.8	5.4–535.7
吻鮰 <i>R. typus</i>	14	4.3–16.7	1.2–63.4
短尾鮠 <i>L. brevicaudatus</i>	22	12.0–23.9	23.2–178.4
长薄鳅 <i>L. elongata</i>	16	16.6–23.9	45.2–162.9
大眼鳊 <i>S. kneri</i>	19	9.6–27.5	17.1–289.6
南方大口鲶 <i>S. meriaionalis</i>	14	18.2–42.5	49.6–638.4

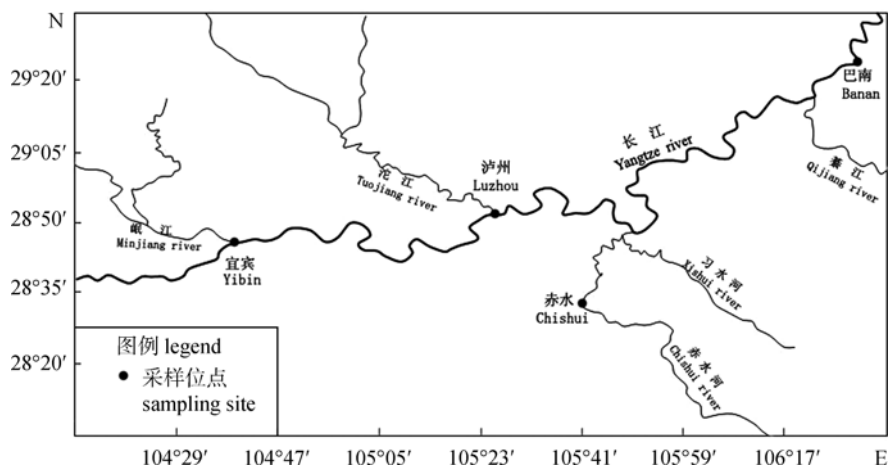


图 1 采样点地理位置分布图
Fig.1 Map of fish sampling locations

表 2 微波消解温控程序

Tab.2 Temperature control procedure of microwave digestion

步骤 step	温度/℃ temperature	功率/W power	时间/min time	稳定时间/min stable time
1	120	800	10	5
2	160	900	6	3
3	180	1000	4	2

表 3 标准曲线回归方程

Tab.3 Linear equation of the standard curve

元素 element	浓度范围/(mg·L ⁻¹) range of concentration	线性方程 linear equation	相关性 correlation
Cu	0-1.0	y=0.13317x-0.0001	0.9999
Zn	0-0.50	y=0.38802x+0.0024	0.9990
Pb	0-1.0	y=0.05131x-0.0010	0.9992
Cd	0-0.50	y=0.28510x+0.0037	0.9999
Hg	0.0001-0.001	y=1161.0680x+7.9408	0.9999
As	0.001-0.01	y=50.0898x+12.8992	0.9992

注: y-吸光值, x-为质量浓度(mg·L⁻¹).

Note: y-absorbance , x-concentration (mg·L⁻¹).

和 As 用北京吉天仪器有限公司生产的 AFS-920 型双道原子荧光光度计测定, 波长分别为 253.7 nm 和 193.7 nm, 灯电流为 35 mA, 负高压-300 V。测定方法均采用国标方法^[12-17], 标准曲线见表 3, 每个样品测定两次取平均值。

1.3 质量控制

本实验使用经 Millpore 超纯水仪处理的水,

电导率 18.2 MΩ·cm⁻¹。消解罐、比色管在使用前均用 10% HNO₃ 溶液浸泡 12~24 h, 超纯水清洗后 50℃烘干备用。

消解样品上机前均测定各重金属环境标准样品的值, 测定值均在标准样品的标准值范围内, 见表 4。测定黄鱼成份分析标准物质(GBW08573)的 Cu、Zn、Pb、Cd、Hg、As 的含量, 测定结果见表 5。黄鱼成份分析标准物质的测定值均在其标准值范围内。并在样品中加入适量标准溶液计算出各待测指标的加标回收率, 回收率为 95%~99%。

1.4 数据处理

数据结果用 $\bar{x} \pm SD$ 表示, 运用 SPSS 13.0 软件, 对数据进行单因素方差分析和多重检验。

2 结果与分析

2.1 不同重金属在鱼体肌肉内的含量

研究结果显示, 不同重金属元素在鱼体肌肉内的含量不同(表 6), 其中 Zn 的含量最高, 其次为 Cu, 其他重金属含量大小顺序有所不同, 鲤、鳊、铜鱼和吻鲟的重金属含量由高到低依次为 Zn、Cu、Pb、As、Cd、Hg; 短尾鲃、长薄鳅和南方大口鲶的重金属含量由高到低依次为 Zn、Cu、Pb、As、Hg、Cd; 中华倒刺鲃由高到低依次为 Zn、

表 4 标准样品测定

Tab.4 Measurement of standard samples

参数 value	Cu/(mg·L ⁻¹)	Zn/(mg·L ⁻¹)	Pb/(mg·L ⁻¹)	Cd/(mg·L ⁻¹)	Hg/(μg·L ⁻¹)	As/(μg·L ⁻¹)
标准值 standard value	0.370±0.020	0.331±0.020	0.480±0.023	0.330±0.019	10.3±1.2	2.0±0.1
测定值 measured value	0.3585	0.3423	0.4754	0.3375	10.719	2.038
	0.3579	0.3411	0.4738	0.3346	10.766	2.001
	0.3608	0.3437	0.4766	0.3374	10.820	2.015

表 5 黄鱼成份分析标准物质测定

Tab.5 Measurement of standard sample of yellow croaker constituent

参数 value	mg/kg, 湿重 wet weight					
	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	As
标准值 standard value	1.36±0.13	28.8±1.4	(0.25)	(0.015)	0.169±0.018	5.08±0.39
测定值 measured value	1.37	29.57	0.294	0.013	0.181	5.335
	1.31	27.82	0.312	0.013	0.173	5.298
	1.38	28.64	0.299	0.012	0.184	5.304

注: 括号内为参考值.

Note: The value in the bracket are reference value.

表 6 鱼体肌肉组织重金属含量
Tab.6 Heavy metal concentration in the muscle tissue of ten fish species

鱼 fish	mg/kg, 湿重 wet weight					
	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	As
鲤鱼 <i>C. carpio</i>	0.39±0.11 ^a	29.83±3.31	0.12±0.02 ^{ab}	0.015±0.002 ^a	0.015±0.013 ^a	0.031±0.002 ^a
中华倒刺鲃 <i>S. sinensis</i>	0.84±0.12 ^{bc}	32.51±3.70	0.03±0.03 ^b	0.025±0.008 ^a	0.018±0.012 ^a	0.059±0.035 ^{ab}
鲮 <i>H. leucisculus</i>	0.61±0.17 ^b	36.07±4.00	0.05±0.05 ^{ab}	0.024±0.003 ^a	0.023±0.009 ^{ab}	0.044±0.033 ^a
铜鱼 <i>C. heterodon</i>	0.57±0.31 ^b	33.92±3.97	0.17±0.11 ^a	0.028±0.015 ^a	0.023±0.009 ^a	0.038±0.018 ^a
瓦氏黄颡鱼 <i>P. vachellio</i>	0.47±0.30 ^a	33.06±10.39	0.29±0.17 ^c	0.035±0.012 ^b	0.042±0.018 ^b	0.034±0.021 ^a
吻鲈 <i>R. typus</i>	0.43±0.07 ^a	38.68±1.51	0.36±0.15 ^c	0.033±0.011 ^{ab}	0.022±0.017 ^a	0.043±0.005 ^a
短尾鲮 <i>L. brevicaudatus</i>	1.17±0.22 ^c	31.88±4.40	0.20±0.09 ^{ac}	0.024±0.007 ^a	0.074±0.033 ^c	0.077±0.057 ^b
长薄鳅 <i>L. elongata</i>	0.82±0.16 ^{bc}	32.74±2.47	0.34±0.10 ^c	0.041±0.008 ^b	0.058±0.033 ^{bc}	0.076±0.056 ^b
大眼鳊 <i>S. kneri</i>	0.78±0.46 ^b	31.67±2.40	0.64±0.26 ^d	0.042±0.025 ^b	0.063±0.016 ^c	0.046±0.039 ^a
南方大口鲶 <i>S. meriaionalis</i>	0.53±0.11 ^{ab}	31.78±1.54	0.35±0.29 ^c	0.039±0.012 ^b	0.042±0.020 ^b	0.044±0.010 ^a

注：同一列数据肩标字母相同表示差异不显著($P>0.05$)，字母不同表示差异显著($P<0.05$)。
Note: Data shown with different letters are statistically significant at the $P<0.05$ level.

Cu、As、Pb、Cd、Hg；瓦氏黄颡鱼为 Zn、Cu、Pb、Hg、Cd、As；大眼鳊为 Zn、Cu、Pb、Hg、As、Cd。

2.2 不同鱼类肌肉中的重金属含量

研究结果显示，不同鱼类肌肉中的重金属含量不同(表 6)。Cu、Zn、Pb、Cd、Hg 和 As 在 10 种鱼体肌肉内的含量范围分别为 0.39 ~ 1.17 mg/kg、29.83 ~ 38.68 mg/kg、0.03 ~ 0.64 mg/kg、0.015 ~ 0.042 mg/kg、0.015 ~ 0.074 mg/kg 和 0.031 ~ 0.077 mg/kg。不同鱼体 Zn 的含量差异不明显($P>0.05$)，而其他元素在不同鱼体肌肉中的含量差异显著($P<0.05$)，不同鱼体肌肉重金属含量大小排序见表 7，除 Pb 外其他 5 种重金属元素在鲤鱼肌肉中的含量最低，中华倒刺鲃肌肉中的 Pb 含量最低，短尾鲮肌肉中的 Cu、Hg 和 As 含量

最高，大眼鳊肌肉中的 Pb 和 Cd 含量最高，吻鲈肌肉中的 Zn 含量最高。

2.3 重金属综合污染程度

利用均值型指数法评价保护区不同鱼类的重金属污染状况，其数学表达式为：

$$PI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\bar{C}_i}{S_i}$$

式中：PI——鱼体重金属污染指数值；
 n ——重金属污染物的种类数；
 $\bar{C}_i$ ——鱼体内重金属污染物实测的平均含量；
 S_i ——某种重金属污染物的评价标准。

由图 2 可知，保护区内各种鱼类的重金属综合污染指数不同，其中大眼鳊最高，其次依次为长薄鳅、吻鲈、南方大口鲶、瓦氏黄颡鱼、短尾鲮、铜鱼、鲮、中华倒刺鲃和鲤。根据鱼体重金属残

表 7 不同鱼类肌肉中重金属含量顺序
Tab.7 Ranking order of different fish species according to their heavy metals concentration.

Cu	短尾鲮 > 中华倒刺鲃 > 长薄鳅 > 大眼鳊 > 鲮 > 铜鱼 > 南方大口鲶 > 瓦氏黄颡鱼 > 吻鲈 > 鲤 <i>L. brevicaudatus</i> > <i>S. sinensis</i> > <i>L. elongata</i> > <i>S. kneri</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>S. meriaionalis</i> > <i>P. vachellio</i> > <i>R. typus</i> > <i>C. carpio</i>
Zn	吻鲈 > 鲮 > 铜鱼 > 瓦氏黄颡鱼 > 长薄鳅 > 中华倒刺鲃 > 短尾鲮 > 南方大口鲶 > 大眼鳊 > 鲤鱼 <i>R. typus</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>P. vachellio</i> > <i>L. elongata</i> > <i>S. sinensis</i> > <i>L. brevicaudatus</i> > <i>S. meriaionalis</i> > <i>S. kneri</i> > <i>C. carpio</i>
Pb	大眼鳊 > 吻鲈 > 南方大口鲶 > 长薄鳅 > 瓦氏黄颡鱼 > 短尾鲮 > 铜鱼 > 鲤 > 鲮 > 中华倒刺鲃 <i>S. kneri</i> > <i>R. typus</i> > <i>S. meriaionalis</i> > <i>L. elongata</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>L. brevicaudatus</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>C. carpio</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>S. sinensis</i>
Cd	大眼鳊 > 长薄鳅 > 南方大口鲶 > 瓦氏黄颡鱼 > 吻鲈 > 铜鱼 > 中华倒刺鲃 > 鲮 > 短尾鲮 > 鲤 <i>S. kneri</i> > <i>L. elongata</i> > <i>S. meriaionalis</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>R. typus</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>S. sinensis</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>L. brevicaudatus</i> > <i>C. carpio</i>
Hg	短尾鲮 > 大眼鳊 > 长薄鳅 > 瓦氏黄颡鱼 > 南方大口鲶 > 鲮 > 铜鱼 > 吻鲈 > 中华倒刺鲃 > 鲤 <i>L. brevicaudatus</i> > <i>S. kneri</i> > <i>L. elongata</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>S. meriaionalis</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>R. typus</i> > <i>S. sinensis</i> > <i>C. carpio</i>
As	短尾鲮 > 长薄鳅 > 中华倒刺鲃 > 大眼鳊 > 鲮 > 南方大口鲶 > 吻鲈 > 铜鱼 > 瓦氏黄颡鱼 > 鲤 <i>L. brevicaudatus</i> > <i>L. elongata</i> > <i>S. sinensis</i> > <i>S. kneri</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>S. meriaionalis</i> > <i>R. typus</i> > <i>H. leucisculus</i> > <i>C. heterodon</i> > <i>C. carpio</i>

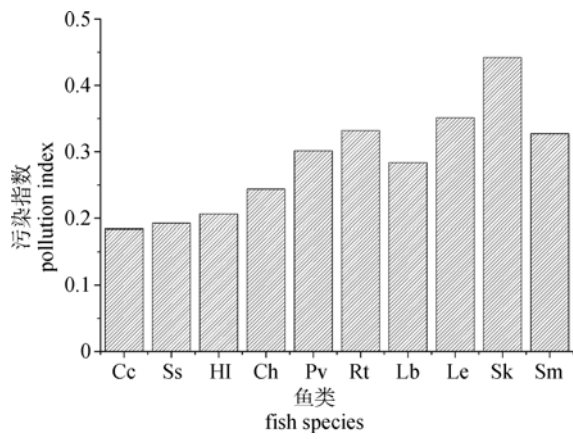


图 2 鱼体重金属污染指数

Fig.2 Heavy metals pollution index of fishes
注: Cc—鲤鱼; Ss—中华倒刺鲃; HI—鲮; Ch—铜鱼; Pv—瓦氏黄颡鱼; Rt—吻鲃; Lb—短尾鲃; Le—长薄鳅; Sk—大眼鳅; Sm—南方大口鲶。
Note: Cc—*Cyprinus carpio*; Ss—*Spinibarbus sinensis*; HI—*Hemiculter leucisculus*; Ch—*Coreius heterodon*; Pv—*Pelteobagrus vachelli*; Rt—*Rhinogobio typus*; Lb—*Leiocassis brevicaudatus*; Le—*Leptobotia elongata*; Sk—*Siniperca kneri*; Sm—*Silurus meriaionalis*.

留污染程度分级(表 8), 除中华倒刺鲃和鲤鱼属于未污染外, 其他鱼类均属于轻污染。

3 讨论

本研究结果表明, Zn 的含量较其他 5 种重金属含量高, 这与 Ploetz 的研究结果一致^[19]。尽管一些鱼体肌肉重金属含量顺序相同, 但其含量却不同, 这可能与不同重金属元素在鱼体内的半衰期不同相关, 同时也与不同重金属元素在天然环境中的背景值相关。Begum^[20]的研究也表明鱼体肌肉中 Pb 的含量高于 Cd 的含量。但我们的研究结果与 Begum^[21]在 Dhanmondi 湖中的研究结果不

一致, 这可能是由于 Dhanmondi 湖受到严重工业污染, 而保护区内水质状况总体较好, 不同的环境背景值导致不同重金属元素在鱼体中的含量有所不同。在所有的鱼体肌肉中, Cu 和 Zn 的含量比其他元素高, 且 Cu 和 Zn 的含量与 Messina 海湾中金枪鱼肌肉中的含量相似^[22]。Cu、Zn 和 As 是大多数有机体生理调节机制所必需的元素^[1], 但如果鱼体内含量超过鱼类的耐受值, 就可能对鱼类的健康产生威胁。

研究表明, 不同鱼体肌肉内的重金属含量差异显著, 不同鱼类组织内的重金属含量也有明显的差异^[23-24], 这可能是由于不同鱼类的摄食行为、栖息地环境以及代谢活性不同。鲤是一种杂食性鱼类, 主要摄食浮游生物、昆虫幼虫和有机碎屑等, 生活于水体底层。而短尾鲃和大眼鳅属于肉食性鱼类, 主要摄食甲壳动物、软体动物、虾和小鱼。Pourang^[25]认为, 肉食性鱼类体内的重金属含量高于杂食性、草食性或滤食性鱼类。本研究结果也证实了肉食性鱼体内的重金属含量高于杂食性鱼类。这是由于肉食性鱼类与其他食性的鱼类相比, 在食物链中处于较高的营养级, 重金属通过食物链从低营养级向高营养级被吸收和转化, 并不断富集, 体内富集量逐渐升高。但本研究中 10 种鱼体肌肉内 Zn 的含量差异不显著 ($P>0.05$), 生物富集作用不明显, 这表明不同重金属在食物链中的生物富集能力可能有所差异。

尽管许多研究表明鱼类的肝脏、鳃以及其他内脏器官中残留的重金属比肌肉中的高^[26-28], 但由于人们通常只食用鱼类的肌肉组织, 因此本研究中选择鱼体肌肉组织作为重金属残留的监测对

表 8 鱼体重金属残留污染程度分级^[18]
Tab.8 Grade of heavy metals residue contamination in fishes^[18]

污染指数 pollution index	级别 grade	分级依据 graded principle
< 0.1	未污染	多数项目为检出, 个别项目检出也在标准内
0.1-0.2	微污染	检出值均在标准内, 个别项目接近标准值
0.2-0.5	轻污染	个别项目超过标准值
0.5-0.7	中污染	2 项超过标准值
0.7-1.0	重污染	相当一部分值超过标准值
>1.0	严重污染	相当一部分检出值超过标准数倍或几十倍

象以评价鱼类的食用安全性。根据中国食品中重金属限量卫生标准的规定, 鱼体内 Cu、Zn、Pb、Cd、Hg 和 As 的含量分别不得高于 50 mg/kg、50 mg/kg、0.5 mg/kg、0.1 mg/kg、0.3 mg/kg 和 0.5 mg/kg, 本研究结果表明, 除大眼鳊肌肉内 Pb 的含量超出了食品中铅限量卫生标准外, 其他的指标均低于限量卫生标准, 但根据联合国粮农组织提供的鱼类重金属限量标准, Cu、Zn、Pb、Cd、Hg 和 As 的含量分别不超过 30 mg/kg、40 mg/kg、0.2 mg/kg、0.05 mg/kg、0.2 mg/kg 和 0.1 mg/kg^[29], 保护区内的瓦氏黄颡鱼、吻鲈、短尾鲃、长薄鳅、大眼鳊和南方大口鲶肌肉内的 Pb 含量高于标准。

保护区内采集的鱼体肌肉重金属含量与张征^[10]在巴南的研究结果相似, 且各种鱼类肌肉重金属综合污染指数均低于 0.5, 属于微污染和轻污染程度, 表明保护区内鱼类没有受到明显的重金属污染, 这可能与保护区建成后环境的监督和管理力度加大有关, 但仍然需要在该保护区内进行长期监测。另外, 鱼体重金属残留是否具有季节、年度和地区差异, 仍需要进一步研究证实; 同时选择何种鱼类的何种组织做为长期监测对象, 鱼体重金属残留是否存在不同年龄或个体大小的差异, 也需要进行深入研究。

参考文献:

- [1] McGeer J C, Brix K V, Skeaff J M, et al. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: Implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment[J]. Environ Toxicol Chem, 2003, 22(5): 1017–1037.
- [2] Barak N, Mason C F. Mercury, cadmium and lead concentrations in five species of freshwater fish from Eastern England[J]. Sci Total Environ, 1990, 92: 257–263.
- [3] Evans D W, Dodoo D K, Hanson D J. Trace elements concentrations in fish livers Implications of variations with fish size in pollution monitoring[J]. Mar Pollut Bull, 1993, 26(6): 329–334.
- [4] Rashed M N. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser lake[J]. Environ Int, 2001, 27(1): 27–33.
- [5] Cetinkaya O. A freshwater mussel species *Unio stevenianus* from the river Karasu flowing into Lake Van, Turkey[J]. Turk J Zool, 1996, 20(2): 169–173.
- [6] Svecevicus, G. Behavioral responses of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to sublethal toxicity of a model mixture of heavy metals[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2005, 74: 845–825.
- [7] Staniškienė B, Matusevičius P, Urbonavičius D. Distribution of Heavy Metals in Muscles of Fish: Concentrations and Change Tendencies[J]. Environ Res Eng Manage, 2009, 48(2): 35–41.
- [8] Farkas A, Salánki J, Specziár A. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site[J]. Water Res, 2003, 37: 959–964.
- [9] Joanna L, Jastrzebska B E. Determination of heavy metals in the muscles of some fish species from lakes of the north-eastern Poland[J]. Pol J Food Nutr Sci, 2006, 15(2): 141–146.
- [10] Zhang Z, He L, Li J, et al. Analysis of Heavy Metals of Muscle and Intestine Tissue in Fish in Banan Section of Chongqing from Three Gorges Reservoir, China[J]. Pol J Environ Stud, 2007, 16(6): 949–958.
- [11] 王文义. 三峡库区蓄水前重庆段鱼类中重金属含量水平调查[J]. 水资源保护, 2008, 24(5): 34–37.
- [12] GB/T 5009.11-2003. 食品中总砷及无机砷的测定[S].
- [13] GB/T 5009.12-2003. 食品中铅的测定[S].
- [14] GB/T 5009.13-2003. 食品中铜的测定[S].
- [15] GB/T 5009.14-2003. 食品中锌的测定[S].
- [16] GB/T 5009.15-2003. 食品中镉的测定[S].
- [17] GB/T 5009.17-2003. 食品中总汞及有机汞的测定[S].
- [18] 石俊艳, 于伟君, 刘中, 等. 鸭绿江等河流鱼体残留调查报告[J]. 淡水渔业, 1994, 24(3): 8–10.
- [19] Ploetz D M, Fitts B E, Rice T M. Differential Accumulation of Heavy Metals in Muscle and Liver of a Marine Fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2007, 78(2): 134–137.
- [20] Begum A, HariKrishna S, Khan I. Analysis of Heavy metals in Water, Sediments and Fish samples of Madivala Lakes of Bangalore, Karnataka[J]. Int J ChemTech Res, 2009, 1(2): 245–249.
- [21] Begum A, Nurul M A, Kaneco S, et al. Selected elemental composition of the muscle tissue of three species of fish, *Tilapia nilotica*, *Cirrhina mrigala* and *Clarius batrachus*, from the fresh water Dhanmondi Lake in Bangladesh[J]. Food

- Chem, 2005, 93(3): 439–443.
- [22] Licata P, Trombetta D, Cristani M, et al. Heavy metals in liver and muscle of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the straits of Messina (Sicily, Italy)[J]. Environ Monit Assess, 2005, 107: 239–248.
- [23] Kalay M, Ay Ö, Canli M. Heavy metal concentrations in fish tissues from the Northeast Mediterranean Sea[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 1999, 63: 673–681.
- [24] Canli M, Atli G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species[J]. Environ Pollut, 2003, 121(1): 129–136.
- [25] Pourang N. Heavy metal bioaccumulation in different tissues of two fish species with regards to their feeding habits and trophic levels[J]. Environ Monit Assess, 1995, 35(2): 207–219.
- [26] Yilmaz A B. Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb, and Zn) in tissue of Mugil cephalus and Trachurus mediterraneus from Iskenderun Bay, Turkey[J]. Environ Res, 2003, 92(3): 277–281.
- [27] Henry F, Amara R, Lacouture L D, et al. Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea[J]. Environ Int, 2004, 30(5): 675–683.
- [28] Tekin-Özan S, Kim İ. Seasonal variations of heavy metals in some organs of carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) from Beyşehir Lake (Turkey)[J]. Environ Monit Assess, 2008, 13: 201–206.
- [29] FAO. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery product[C]. FAO Fisheries Circular, 1983 (464): 5–100.

Heavy metal residues in the muscle of fishes from the rare and endemic fishes national nature reserve in the upper reaches of the Yangtze River, China

CAI Shenwen^{1,2}, NI Zhaohui¹, LI Yunfeng¹, SHEN Ziwei¹, ZHANG Yan¹, ZHOU yuntao¹

1. Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Jingzhou 434000, China;

2. School of Resource and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan 430072, China

Abstract: We evaluated the level of heavy metal pollution in ten species of teleosts from the rare and endemic fishes nature reserve in the upper reaches of the Yangtze River in 2008–2009 using atomic absorption spectrophotometry and atomic spectrophotofluorimetry. The mean muscle concentrations of heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd, Hg, and As) in the ten species were within the range of 0.39–1.17 mg/kg, 29.83–38.68 mg/kg, 0.03–0.64 mg/kg, 0.015–0.042 mg/kg, 0.015–0.074 mg/kg, and 0.031–0.077 mg/kg (wet weight), respectively. The heavy metal concentrations were below the tolerance limit levels established by the ministry of health of China, with the exception of Pb in *S. skneri*. The concentrations of Pb were higher than the acceptable values for human consumption designated by FAO in six of the ten fish species. Our results suggest that heavy metal concentrations were higher in carnivorous species than in omnivorous fish. The heavy metals pollution index in the muscle of fishes was <0.5. We found no evidence of appreciable pollution in fishes from this study area. Our results provide insight into the health of fish resources in this area and can be used for decision-making regarding environmental management and the protection of endangered species.

Key words: heavy metals; fish; muscle; upper reaches of the Yangtze River; nature reserve

Corresponding author: NI Zhaohui. E-mail: nizhaoh@yfi.ac.cn