

DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20190503002

吴红岩, 赵金良, 唐首杰, 等. 华东地区鳊肌肉重金属含量现状与风险分析[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(2): 268-278

Wu H Y, Zhao J L, Tang S J, et al. Pollution status and risk analysis on heavy metals in muscles of mandarin fish (*Siniperca chuatsi*) from East China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(2): 268-278 (in Chinese)

华东地区鳊肌肉重金属含量现状与风险分析

吴红岩^{1,2,3}, 赵金良^{1,2,3,*}, 唐首杰^{1,2,3}, 郝月月^{1,2,3}, 程亚美^{1,2,3}

1. 上海海洋大学农业农村部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306
2. 上海海洋大学水产动物遗传育种中心上海市协同创新中心, 上海 201306
3. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306

收稿日期: 2019-05-03 录用日期: 2019-07-24

摘要: 为了解我国华东地区鳊肌肉重金属含量现状, 采集华东地区(江西南昌, 安徽池州、滁州, 江苏南京、扬州, 浙江建德等)10个采样点野生鳊和池塘主养、池塘套养鳊样本共60份, 采用原子荧光光谱分析法(AFS)、石墨炉原子吸收法(GFAAS)测定鳊背部肌肉中铬(Cr)、镉(Cd)、无机砷(As)、汞(Hg)和铅(Pb)等5种重金属的含量, 评估其食用安全性与健康风险。结果表明, 肌肉中Cd、Cr、Pb、As和Hg的总检出率为98.67%, 总超标率为11.67%; 其中, Pb、Cd和As超标样, 分别占总样本量的28.33%、15%和15%, 超标浓度为 (0.612 ± 0.111) 、 (0.181 ± 0.031) 和 (0.474 ± 0.035) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 71.43%的超标样分布于野生鳊群体; Cr、Hg的检出含量均低于我国鱼类水产品重金属的最高限量标准(GB 2762—2017)。3种养殖方式的鳊肌肉中重金属含量分布具有相似的规律($\text{Pb} > \text{As} > \text{Cr} = \text{Cd} > \text{Hg}$), 野生鳊肌肉中重金属含量高于人工养殖鳊, 池塘主养鳊与池塘套养鳊之间无明显差异。食用安全性评价结果显示, 目前, 华东地区鳊达到国家标准的限量要求, 仅Pb、As含量稍高, 分别占周可耐受摄入量(PTWI)的14.42%和21.54%。健康风险评价结果显示, 所有鳊样均未超过国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受水平($5 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$)。野生鳊食用安全性低于人工养殖鳊, 健康风险高于人工养殖鳊。上述研究结果为鳊水产品安全性评价与健康养殖提供了基础数据。

关键词: 重金属; 鳊; 风险; 华东地区

文章编号: 1673-5897(2020)2-268-11 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Pollution Status and Risk Analysis on Heavy Metals in Muscles of Mandarin Fish (*Siniperca chuatsi*) from East China

Wu Hongyan^{1,2,3}, Zhao Jinliang^{1,2,3,*}, Tang Shoujie^{1,2,3}, Hao Yueyue^{1,2,3}, Cheng Yamei^{1,2,3}

1. Key Laboratory of Freshwater Fisheries Germplasm Resource, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China
2. Shanghai Collaborative Innovation Center for Aquatic Animal Genetics and Breeding, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China
3. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

Received 3 May 2019 accepted 24 July 2019

Abstract: In order to provide information on safety assessment and healthy aquaculture of mandarin fish (*Siniper-*

基金项目: 现代农业产业技术体系专项(CARS-46)

作者简介: 吴红岩(1992—), 男, 硕士, 研究方向为渔业科学, E-mail: 1418375125@qq.com

* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: jlzha@shou.edu.cn

ca chautsi) in China, a total of sixty fish samples were collected to detect heavy metal content in muscles of mandarin fish from East China. Those fish were from different farming modes including mono-cultured pattern, mixed-cultured pattern and wild pattern, and from different cities of Nanchang, Chizhou, Chuzhou, Nanjing, Yangzhou and Jiande. Atomic Fluorescence Spectrometry (AFS) and Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry (GFAAS) were used to detect heavy metals like Cr, Cd, As, Pb and Hg, in an attempt to evaluate food safety and health risks. The detection rate and the rate of over standard of heavy metals in all samples reached 98.67%, and 11.67%. The over standard rate of Pb (17 samples), Cd (9 samples) and As (9 samples) in all samples were 28.3%, 15% and 15%, respectively. The over standard concentration of Pb, Cd and As were (0.612 ± 0.111) , (0.181 ± 0.031) , and (0.474 ± 0.035) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (wet weight), respectively. 71.43% of the over-standard samples were distributed in the wild population of mandarin fish. Cr and Hg content were below the national standard (GB 2762-2017). The distribution of heavy metal contents has consistency ($\text{Pb} > \text{As} > \text{Cr} = \text{Cd} > \text{Hg}$) in different regions with different culture patterns. The contents of heavy metals in wild fish were higher than those of the cultured ($P < 0.05$), but there was no obvious difference between the mono-cultured fish and mixed-cultured fish ($P > 0.05$). The edible safety of heavy metals in mandarin fish with maximum exposure was acceptable, based on the model of health risk assessment recommended by United States Environmental Protection Agency (US EPA). However, the content of Pb and As accounted for 14.42% and 21.54% of provisional tolerable weekly intake (PTWI), respectively. The result of health risk assessment indicated that the ingestion risk of heavy metals was below the maximal acceptable level ($5 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$) recommendation by International Commission on Radiation Protection (ICRP). In summary, the food safety of wild mandarin fish is lower than that of cultured fish, but the health risk is higher. The results of this study provide information for the safety assessment and healthy farming of mandarin fish.

Keywords: heavy metal; *Siniperca chautsi*; risk; East China

鳊(*Siniperca chautsi*)是我国传统的淡水名特优质鱼类,广受养殖户和消费者的喜爱。随着鳊养殖技术的不断进步,养殖产量正逐年增加。2017年全国鳊鱼总产量已达33.56万t^[1],其中,华东地区养殖产量达13.90万t,主产省份是江西、安徽、江苏和浙江。除少量捕捞野生鳊外,其产量主要来自于人工养殖,养殖模式有池塘单养、池塘套养等。

近年来,水产品质量安全受到广泛关注。由于全程生产技术尚不够规范,鳊苗养殖生产过程中病害频发。为减少死亡率,鳊的生产过程中存在违规用药现象,且部分产品药物残留超标严重。鳊已被列为农业部《2017年农产品质量安全专项整治方案》中“三鱼两药”专项整治对象之一。同时,重金属含量也是鳊质量安全的重要方面。鳊除了能通过鳃、皮肤直接从水体中富集重金属外^[2],作为肉食性鱼类,鳊更容易从食物链中富集重金属^[3]。已有研究表明,华南地区、珠江三角洲养殖水体以及淡水鱼类(鳊)中有铬、汞轻度污染,铅、镉和砷重度污染^[4-5];华中地区的东洞庭湖中,鳊体内检出高剂量的镉和铅^[6];长江下游部分水体中铬、汞已达三级污染水平^[7],且部分江段淡水鱼体内检出高剂量的铬、

镉和铅^[8]。由于不同地区水源不同,重金属含量分布不均,使鳊通过自身和饵料(天然饵料、人工饵料)富集重金属的速率有所不同,最终导致不同养殖生产区域鳊体内重金属富集程度有所差异^[9]。本研究采集华东主产区野生鳊和池塘主养鳊、池塘套养鳊为样本,对肌肉中5种重金属包括铬(Cr)、镉(Cd)、铅(Pb)、无机砷(As)和汞(Hg)的含量进行检测,并进行食用安全性及健康风险评价,以期对鳊的质量安全监管和健康养殖生产提供参考。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 实验材料

实验样本于2018年9—10月在华东地区10个采样点采集,野生鳊24尾、池塘主养鳊24尾、蟹池套养鳊12尾,共60尾(表1)。

取样后,解剖取背部肌肉,分类封装于聚乙烯封口袋,低温运送至实验室,置-80℃冰箱保存,待测。

1.2 实验方法

1.2.1 检测方法

样品室温解冻后,研磨至糜状。汞含量测定:随机称样1.000g,采用盐酸提取,液相色谱-原子荧光光谱联用法测定。砷含量测定:随机称样2.000g,采

用硝酸+高氯酸+硫酸(体积比为 20:4:1.25)湿法消解,氢化物发生-原子荧光光谱分析法测定。镉含量测定:随机称样0.500 g,采用硝酸+高氯酸(体积比为 9:1)湿法消解,石墨炉原子吸收法测定。铬、铅的含量:各随机称样2.000 g,均采用硝酸+高氯酸(体积比 20:1)湿法消解,石墨炉原子吸收法测定。具体前处理及分析测定参考 GB 5009.17—2014^[10]、

GB 5009.11—2014^[11]、GB 5009.15—2014^[12]、GB 5009.123—2014^[13]和 GB 5009.12—2017^[14]中的标准方法。

1.2.2 重金属污染程度评价

重金属含量的限量标准参照《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)^[15]中的规定(表 2)。

表 1 华东地区鳊样品采集

Table 1 Samples of mandarin fish collected from East China

地区 Region	类别 Categories	数量 Quantities	体重范围/g Weight range/g	平均体重/g Average weight/g
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	6	87.4 ~ 459.9	264.3±53.7
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	6	65.2 ~ 375.1	211.3±20.2
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	6	152.4 ~ 537.9	292.5±24.9
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	6	101.2 ~ 437.5	188.7±12.3
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	6	432.1 ~ 657.4	516.7±32.4
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	6	390.3 ~ 527.4	448.8±56.5
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	436.7 ~ 587.6	512.4±34.8
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	449.3 ~ 578.3	476.3±49.3
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	6	532.6 ~ 724.4	643.6±68.1
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	6	650.4 ~ 865.6	754.3±35.8

表 2 鱼类水产品重金属的限量标准

Table 2 Limit standard for heavy metals in fish aquatic products

	总汞 Total mercury (Hg)	镉 Cadmium (Cd)	铬 Chromium (Cr)	无机砷 Inorganic arsenic (As)	铅 Lead (Pb)
限值值/(mg·kg ⁻¹) Limit standard/(mg·kg ⁻¹)	1.000	0.100	2.000	0.500	0.500

1.2.3 食用安全性与健康风险评价

鳊重金属含量的食用安全性评价:以周可耐受摄入量(provisional tolerable weekly intake, PTWI)为依据(表 3)^[16-17],以重金属周最大摄入量(maximum weekly intake, MWI)占 PTWI 百分比的大小为评价标准,不超过 100%即属于可接受范围,占比越小则食用安全性越高。计算方法详见式(1)。

$$A=[(c \times W \times 1000)/(PTWI \times BW)] \times 100\% \quad (1)$$

式中:A 为周最大摄入量占推荐耐受量的比值(%);c 为实测重金属含量(mg·kg⁻¹);W 为鳊肌肉周摄入量(kg·week⁻¹),本实验以 0.525 kg·week⁻¹计^[18];PTWI 为重金属的推荐耐受量(μg·kg⁻¹ BW·week⁻¹);BW 以成人标准体重,以 60 kg 计^[19]。

文章采用美国环境保护局(US EPA)推荐的评价模型^[20-21],依据致癌重金属的危害系数与非致癌重金属的调整剂量,镉、铬和无机砷采用式(3),汞、铅采用式(4)评价食用鳊的平均年风险(a⁻¹)。

$$D=c \times W \times BW^{-1} \quad (2)$$

$$R=1-\exp(-D \times q) \times (70)^{-1} \quad (3)$$

$$R=(D \times 10^{-6})/(PAD \times 70) \quad (4)$$

式中:D 为日单位体重暴露量(mg·kg⁻¹·d⁻¹);c 同式(1);W 为日均摄入鳊肌肉重量(kg),以 0.182 kg·week⁻¹计^[22],即 0.026 kg·d⁻¹;BW 同式(1);R 为鳊肌肉重金属的平均危害年风险(a⁻¹);q 为重金属镉、铬和砷的非致癌危害系数^[19,23],镉 6.1 mg·kg⁻¹·d⁻¹、铬 15 mg·kg⁻¹·d⁻¹和砷 41 mg·kg⁻¹·d⁻¹;PAD 为汞、铅

的食入途径调整剂量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), $\text{PAD}=\text{RfD}/\text{安全因子}$; RfD 为重金属铅、汞的非致癌危害系数^[9], 铅 $1.4\times10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、汞 $3.0\times10^{-4}\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 本实验安全因子取 $10^{[22]}$, 人类的平均寿命以 70 a 计^[24]。

假设多种重金属对人体造成的毒性危害呈现叠加作用, 则年总健康风险为: $R_{\text{总}}=R_{\text{汞}}+R_{\text{铬}}+R_{\text{镉}}+R_{\text{砷}}+R_{\text{铅}}$ 。

1.2.4 数据处理

统计结果以平均值和标准差($\bar{x}\pm\text{SD}$)的形式表示。用 Excel 进行前期处理, 采用 SPSS 19 软件进行单因素方差分析(one-way ANOVA), 当差异显著($P<0.05$)时, 再进行 Duncan 氏多重比较进行数据分析。

2 结果与分析 (Results and analysis)

鳊肌肉重金属含量范围、平均浓度、检出率和超标率如表 4 所示, 60 份样品肌肉中汞、铬、镉、无机砷和铅 5 种重金属, 共检测 300 次, 检出 296 次, 总检出率 98.67%; 超标 35 次, 总超标率 11.67%。其中, 镉、无机砷和铅分别超标 9 份、9 份和 17 份, 分别占样本总量的 15%、15% 和 28.33%, 汞、铬均未超标。野生、池塘主养和池塘套养模式下的重金属检出浓度变化趋势相似(表 5), 呈 $\text{Pb}>\text{As}>\text{Cr}=\text{Cd}>\text{Hg}$ 趋势, 铅含量最高, 汞含量最低, 表明华东地区的鳊体内重金属含量分布水平具有一致性。野生鳊镉、无机砷检出浓度明显高于池塘主养鳊和池塘套养鳊($P<0.05$), 池塘主养鳊与池塘套养鳊之间没有明显差别。

2.1 汞、铬

鳊 60 尾样品中, 汞、铬检出率 100%、96.67%,

均无超标。主养、套养和野生之间均无显著差异($P>0.05$)。

2.2 镉

鳊 60 尾样品中镉检出率 100%, 超标 9 份, 占样本总量 15%。其中, 有 8 份为野生鳊: 高邮湖野生鳊(4 份, 66.67%)、鄱阳湖野生鳊(2 份, 33.33%)、千岛湖野生鳊(2 份, 33.33%); 滁州池塘主养鳊(1 份, 16.67%)。野生鳊镉含量($0.096\pm0.056\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 分别是池塘主养鳊($0.066\pm0.034\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、池塘套养鳊($0.048\pm0.019\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的 1.55 倍、2.00 倍, 差异显著($P<0.05$)。

2.3 无机砷

鳊 60 尾样品中无机砷检出率 100%, 超标 9 份, 占样本总量 15%。其中, 有 8 份为野生鳊: 高邮湖野生鳊(4 份, 66.67%)、千岛湖野生鳊(2 份, 33.33%)、升金湖野生鳊(2 份, 33.33%); 南京池塘套养鳊(1 份, 16.67%)。野生鳊砷含量($0.425\pm0.140\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 是池塘主养鳊($0.308\pm0.098\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的 1.38 倍, 差异显著($P<0.05$)。

2.4 铅

鳊 60 尾样品中铅检出率 96.67%, 超标 17 份, 占样本总量 28.3%。野生鳊样 9 份, 占野生鳊样本量的 37.5%, 养殖鳊样本量 8 份, 占养殖样本量的 33.3%。除南昌池塘主养鳊外, 其他采样点均有超标。超标样分别为: 高邮湖野生鳊(3 份, 50%)、千岛湖野生鳊(3 份, 50%)、鄱阳湖野生鳊(1 份, 16.7%)、升金湖野生鳊(2 份, 33.33%)、扬州套养鳊(3 份, 50%)、扬州主养鳊(2 份, 33.33%)、南京套养鳊(1 份, 16.67%)、滁州主养鳊(1 份, 16.67%)、池州主养鳊(1 份, 16.67%)。野生鳊铅含量($0.463\pm0.176\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 与池塘主养鳊铅含量($0.362\pm0.209\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、池塘套养鳊铅含量($0.430\pm0.115\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 之间差异不显著($P>0.05$)。

2.5 食用安全性评价

野生鳊汞、铬和铅 MWI/PTWI 值(2.90%、3.13% 和 15.83%)与人工养殖鳊(2.33%、3.10% 和 13.47%) 基本持平(表 6)。野生鳊镉、无机砷 MWI/PTWI 值(15.01%、24.81%)较人工养殖鳊(9.01%、19.36%)高。总体上, 鳊 5 种重金属 MWI/PTWI 值范围为 1.01%~30.10%, 均未超过 100%, 表明通过华东地区鳊肌肉摄入重金属的量不存在食用安全性问题。具体对每种元素分析, 仅砷和铅的每周摄入量相对较高, 其 MWI/PTWI 值分别为 21.54% 和 14.42%。

表 3 重金属的推荐耐受量

Table 3 Provisional tolerable weekly intake of heavy metals

可耐受摄入量		
元素	$/(\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ BW}\cdot\text{week}^{-1})$	发布组织
Element	Provisional tolerable intake	Organization
$/(\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ BW}\cdot\text{week}^{-1})$		
汞 Hg	4.00	JECFA
镉 Cd	5.83	JECFA
铬 Cr	23.31 ~ 58.31	WHO
无机砷 Inorganic As	15.00	JECFA
铅 Pb	25.00	JECFA

注: JECFA 表示食品添加剂联合专家委员会, WHO 表示世界卫生组织。
Note: JECFA stands for The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives; WHO stands for World Health Organization.

表 4 鳊肌肉中 5 种重金属含量
Table 4 The contents of five heavy metals in muscle of mandarin fish

地区 Region	类别 Categories	数量 <i>n</i>	检出浓度	检出率	超标率
			/(mg·kg ⁻¹)	%	%
			Detectable concentration	Detection ratio	Over-limit ratio
			/(mg·kg ⁻¹)	%	%
汞 Hg					
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	6	0.012±0.003	100	0
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	6	0.014±0.002	100	0
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	6	0.009±0.005	100	0
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	6	0.018±0.006	100	0
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	6	0.008±0.003	100	0
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.012±0.006	100	0
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.013±0.006	100	0
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.011±0.001	100	0
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.010±0.009	100	0
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.010±0.005	100	0

地区 Region	类别 Categories	数量 <i>n</i>	检出浓度	检出率	超标率
			/(mg·kg ⁻¹)	%	%
			Detectable concentration	Detection ratio	Over-limit ratio
			/(mg·kg ⁻¹)	%	%
镉 Cd					
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	6	0.092±0.048	100	33.3
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	6	0.069±0.021	100	0
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	6	0.138±0.077	100	66.67
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	6	0.101±0.082	100	33.3
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	6	0.050±0.017	100	0
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.095±0.050	100	16.7
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.054±0.027	100	0
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.065±0.021	100	0
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.050±0.021	100	0
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.046±0.020	100	0

地区 Region	类别 Categories	数量 <i>n</i>	检出浓度	检出率	超标率
			/(mg·kg ⁻¹)	%	%
			Detectable concentration	Detection ratio	Over-limit ratio
			/(mg·kg ⁻¹)	%	%
铬 Cr					
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	6	0.114±0.053	100	0
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	6	0.078±0.031	100	0
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	6	0.120±0.078	100	0
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	6	0.164±0.053	100	0
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	6	0.070±0.042	100	0
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.067±0.096	66.7	0
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.179±0.125	100	0
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.154±0.077	100	0
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.132±0.057	100	0
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.107±0.046	100	0

续表4

地区 Region	类别 Categories	数量 <i>n</i>	检出浓度	检出率	超标率
			/(mg·kg ⁻¹)	/%	/%
			Detectable concentration	Detection ratio	Over-limit ratio
			/(mg·kg ⁻¹)	/%	/%
无机砷 Inorganic As					
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	6	0.286±0.015	100	0
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	6	0.456±0.021	100	33.3
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	6	0.516±0.029	100	66.7
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	6	0.443±0.027	100	33.3
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	6	0.187±0.015	100	0
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.333±0.012	100	0
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.373±0.012	100	0
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.340±0.016	100	0
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.354±0.017	100	0
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.404±0.023	100	16.7

地区 Region	类别 Categories	数量 <i>n</i>	检出浓度	检出率	超标率
			/(mg·kg ⁻¹)	/%	/%
			Detectable concentration	Detection ratio	Over-limit ratio
			/(mg·kg ⁻¹)	/%	/%
铅 Pb					
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	6	0.390±0.110	100	16.7
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	6	0.519±0.239	100	33.3
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	6	0.450±0.169	100	50.0
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	6	0.470±0.154	100	50.0
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	6	0.247±0.111	100	0
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.294±0.107	66.7	16.7
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.496±0.100	100	16.7
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	6	0.413±0.177	100	33.3
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.455±0.112	100	50.0
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	6	0.404±0.122	100	16.7

表 5 不同养殖模式鳊肌肉中重金属含量
Table 5 The heavy metal contents of mandarin fish muscle in different culture patterns

养殖模式	汞	镉	铬	无机砷	铅
Culture pattern	Hg	Cd	Cr	Inorganic As	Pb
主养 Mono-cultured	0.010±0.053	0.066±0.034 ^a	0.132±0.058	0.308±0.098 ^a	0.362±0.209
套养 Mixed-cultured	0.010±0.072	0.048±0.019 ^a	0.120±0.051	0.379±0.101 ^{ab}	0.430±0.115
野生 Wild pattern	0.013±0.051	0.096±0.056 ^b	0.139±0.061	0.425±0.140 ^b	0.463±0.176

注:同一列不同英文字母表示差异性显著($P<0.05$)。
Note: Different letters in the same column showing significant difference ($P<0.05$).

2.6 健康风险评估

按照国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受($R_{\text{总}}$)值 $5.0\times10^{-5}\text{ a}^{-1}$ 为参考标准,汞、镉和铬健康风险处于 $10^{-10}\sim10^{-7}$ 数量级,铅、砷处于 10^{-6} 数量级(表 7),所有样品中重金属致癌、非致癌及年总风险值均未超过 ICRP 推荐的最大可接受水平,表

明华东地区鳊肌肉经食入途径导致的健康危害年风险处于可接受范围之内。但由于野生鳊 $R_{\text{总}}$ 值为 $1.198\times10^{-5}\text{ a}^{-1}$,与 ICRP 推荐的最大可接受水平($5.0\times10^{-5}\text{ a}^{-1}$)处于同一数量级,说明野生鳊食用风险高于池塘主养鳊($6.031\times10^{-6}\text{ a}^{-1}$)、池塘套养鳊($6.694\times10^{-6}\text{ a}^{-1}$)。

3 讨论 (Discussion)

本研究表明,华东主产区野生鳊、池塘主养鳊和池塘套养鳊肌肉样品中,检测到汞(0.011 ± 0.059) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、镉(0.070 ± 0.036) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、铬(0.130 ± 0.057) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、无机砷(0.371 ± 0.113) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和铅(0.418 ± 0.167) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,在一定程度上反映出华东地区鳊肌肉的重金属含量现状。

在不同鱼类体内富集的重金属会因食性不同、栖息水层差异而存在明显差异^[25]。鳊为肉食性鱼类,其重金属富集途径主要有2种:一是自身直接富集,包括体表、鳃吸附等,二是通过食物链或饵料鱼间接富集^[26]。已有研究表明,肉食性鱼

类对重金属的富集程度大于草食性鱼类,底层鱼类大于中上层鱼类^[16-17]。重金属在鱼体内组织器官中有不同的分布水平,肌肉中重金属含量最少,肝、肾和鳃等代谢器官含量最高^[27-28]。本研究结果表明,野生鳊群体镉、砷的含量普遍高于养殖鳊,推测是野生鳊的食物资源相对匮乏,生长缓慢、生长周期长、活动范围大、饵料范围广,易通过食物链富集^[29];而人工养殖鳊(池塘主养^[30]与池塘套养^[31])是人工投饵料,养殖周期相对较短,食物链富集程度较野生鳊低,且由于养殖过程基本相似,池塘主养鳊与池塘套养鳊肌肉重金属含量间无明显差异。

表6 以MWI/PTWI值评价华东地区鳊的重金属食用安全性

Table 6 Safety evaluation on heavy metal of mandarin fish in East China with ratio of MWI to PTWI

地区 Region	类别 Categories	汞/% Hg/%	镉/% Cd/%	铬/% Cr/%	无机砷/% Inorganic As/%	铅/% Pb/%
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	2.63	13.81	1.71 ~ 4.28	16.68	13.65
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	3.06	10.36	1.17 ~ 2.93	26.60	18.17
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	1.97	20.71	1.80 ~ 4.50	30.10	15.75
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	3.94	15.16	2.46 ~ 6.16	25.84	15.75
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	1.75	7.50	1.05 ~ 2.63	10.91	8.65
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	2.63	14.26	1.01 ~ 2.52	19.43	10.29
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	2.84	8.10	2.69 ~ 6.72	21.76	17.36
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	2.41	9.76	2.31 ~ 5.78	19.83	14.46
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	2.19	6.90	1.98 ~ 4.95	20.65	15.93
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	2.19	7.50	1.61 ~ 4.02	23.57	14.14
平均 Average		2.56	11.41	1.78 ~ 4.45	21.54	14.42

注:PTWI为周可耐受摄入量,MWI为周最大摄入量。

Note: PTWI stands for provisional tolerable weekly intake; MWI stands for maximum weekly intake.

表7 用美国环境保护局(US EPA)模型评价华东地区鳊的重金属健康风险

Table 7 Health risk assessment of heavy metals in mandarin fish in East China by United States Environmental Protection Agency (US EPA) model

地区 Region	类别 Categories	汞/ a^{-1} Hg/ a^{-1}	镉/ a^{-1} Cd/ a^{-1}	铬/ a^{-1} Cr/ a^{-1}	铅/ a^{-1} Pb/ a^{-1}	无机砷/ a^{-1} Inorganic As/ a^{-1}	总风险值/ a^{-1} Summation/ a^{-1}
鄱阳湖 Poyang Lake	野生 Wild	2.476×10^{-9}	3.348×10^{-7}	3.486×10^{-6}	5.986×10^{-6}	1.869×10^{-6}	1.168×10^{-5}
升金湖 Shengjin Lake	野生 Wild	2.476×10^{-9}	7.717×10^{-8}	3.656×10^{-6}	2.612×10^{-6}	4.874×10^{-6}	1.122×10^{-5}
高邮湖 Gaoyou Lake	野生 Wild	3.921×10^{-9}	6.459×10^{-8}	5.204×10^{-6}	5.197×10^{-6}	2.682×10^{-6}	1.297×10^{-5}
千岛湖 Qiandao Lake	野生 Wild	3.714×10^{-9}	1.700×10^{-7}	3.425×10^{-6}	3.801×10^{-6}	4.659×10^{-6}	1.206×10^{-5}
南昌 Nanchang	池塘主养 Mono-cultured	2.270×10^{-9}	7.676×10^{-8}	1.907×10^{-7}	1.901×10^{-6}	1.818×10^{-6}	3.989×10^{-6}
池州 Chizhou	池塘主养 Mono-cultured	1.444×10^{-9}	6.686×10^{-8}	3.571×10^{-7}	3.573×10^{-6}	2.652×10^{-6}	6.521×10^{-6}
滁州 Chuzhou	池塘主养 Mono-cultured	4.240×10^{-9}	1.050×10^{-7}	2.022×10^{-6}	2.020×10^{-6}	3.058×10^{-6}	7.209×10^{-6}
扬州 Yangzhou	池塘主养 Mono-cultured	2.270×10^{-9}	1.098×10^{-7}	1.902×10^{-6}	1.901×10^{-6}	2.492×10^{-6}	6.405×10^{-6}
扬州 Yangzhou	池塘套养 Mixed-cultured	8.254×10^{-10}	1.001×10^{-7}	1.741×10^{-7}	1.743×10^{-6}	4.146×10^{-6}	6.063×10^{-6}
南京 Nanjing	池塘套养 Mixed-cultured	1.032×10^{-9}	1.114×10^{-7}	2.454×10^{-6}	2.448×10^{-6}	2.311×10^{-6}	7.325×10^{-6}

研究表明,同一水体中重金属更容易分布于底泥和悬浮物中,少量溶解于水体^[32-33]。水体中浮游动植物及水生植物对重金属的富集作用使重金属开始进入食物链^[34]。不同重金属在不同生物体内有不同程度的富集和代谢过程,生物体中残留的重金属会随着食物链逐渐向高营养级富集^[2,26]。已有研究结果比较发现,高邮湖野生鳊肌肉镉含量($0.031 \sim 0.202 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与苏中地区渔业用水体镉($0.100 \sim 0.320 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)含量有相关性^[35];鄱阳湖鳊肌肉镉含量($0.03 \sim 0.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与鄱阳湖常见淡水鱼(鲤、青鱼等)镉含量相近^[36];千岛湖鳊肌肉砷含量($0.030 \sim 0.123 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与千岛湖渔业水体中砷含量($0.001 \sim 0.008 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)有相关性^[7,37]。高邮湖、升金湖鳊肌肉砷含量($0.067 \sim 0.128$ 、 $0.045 \sim 0.127 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与长江铜陵段、芜湖段、安庆段、南京段和靖江段水体中砷($0.002 \sim 0.008 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[7]含量间有相关性。

本实验中,鳊肌肉铅含量在5种重金属中最高,除南昌池塘养殖鳊外,其他野生与养殖采样点样本中均有不同程度的铅含量超标。这与铅在水体、底泥、生物体和悬浮物中都更容易富集^[38-40]有关。有研究表明,铅在自然界中稳定且形态多样,能够在水体、土壤、沙尘甚至悬浮物当中随水流缓慢迁移,并最终缓慢进入食物链^[8,41-42]。鳊肌肉铅含量较高可能同时来源于水体和食物链的富集。

本研究结果表明,华东地区各采样点均有5种重金属的检出,野生鳊重金属含量普遍高于养殖群体,这与其他学者的研究结果基本一致^[8,16,23-24,35-38,42-44]。华东地区鳊的食用安全性与健康风险均处于可接受水平,研究结果与其他学者的相似^[8,28-29,32,38]。关于食用安全性,参照《中国居民膳食指南(2016版)》^[18]推荐的成人周摄食鱼类质量 $0.280 \sim 0.525 \text{ kg}$,假设鳊为单一摄入鱼类,以周最大摄入量(0.525 kg)计算可知,目前,华东地区鳊能够达到国家标准的限量要求,而华东地区居民实际周消费鳊肌肉量应低于 0.525 kg 。关于健康风险评价,参照人均周水产品消费量 0.182 kg ^[22](为食用安全性参考摄入量的0.35倍),华东地区鳊健康风险范围与ICRP推荐的最大可接受值处于同一水平。将健康风险整体视作100,则铬、铅和砷分别为30.91、33.58和34.17。野生鳊样本量占总样本量的40%,健康风险贡献为53.25(铬16.27、铅18.95和砷17.32)。人工养殖鳊样本量占60%,健康风险贡献为46.75(铬14.64、铅14.63和砷16.84)。这说明,华

东地区鳊肌肉重金属对人体的健康风险主要来源于铬、砷和铅的富集,野生鳊较养殖鳊风险高。

通讯作者简介:赵金良(1969—),男,博士,教授,主要研究方向为水产动物种质资源与遗传育种。

参考文献(References):

- [1] 中华人民共和国农业农村部渔业渔政管理局. 中国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2018: 25-32
- [2] 卢天和, 黄光华, 马华威, 等. 鲢体内组织和养殖水体中重金属分布及相关性研究[J]. 水生态学杂志, 2018, 39(2): 64-69
- Lu T H, Huang G H, Ma H W, et al. Distribution and correlation of heavy metals in tissues of *Cirrhinus molitorella* and in culture pond suspended solids and sediment [J]. Journal of Hydroecology, 2018, 39(2): 64-69 (in Chinese)
- [3] Chary N S, Kamala C T, Raj D S. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer [J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2008, 69(3): 513-524
- [4] 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)
- [5] 王增焕, 林钦, 李纯厚, 等. 珠江口重金属变化特征与生态评价[J]. 中国水产科学, 2004, 11(3): 214-219
- Wang Z H, Lin Q, Li C H, et al. Variation features and ecological assessment of heavy metals from Pearl River Estuary [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2004, 11(3): 214-219 (in Chinese)
- [6] 孙笑川, 王德良, 王元兰, 等. Cd, Pb在东洞庭湖乌鳢、鳊鱼中的蓄积水平研究[J]. 山东大学学报: 理学版, 2016, 51(7): 137-142
- Sun X C, Wang D L, Wang Y L, et al. Research into the accumulative levels about Cd, Pb in *Channa argus* and *Siniperca chuatsi* from the East Dongting Lake [J]. Journal of Shandong University: Natural Science, 2016, 51(7): 137-142 (in Chinese)
- [7] 张雪, 张聪, 宋超, 等. 长江下游流域水体中重金属含量及风险评估[J]. 中国农学通报, 2017, 33(30): 67-73
- Zhang X, Zhang C, Song C, et al. Heavy metal content of water and risk assessment in the lower reaches of the Yangtze River [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin,

- 2017, 33(30): 67-73 (in Chinese)
- [8] 曾乐意, 闫玉莲, 谢小军. 长江朱杨江段几种鱼类体内重金属铅、镉和铬含量的研究[J]. 淡水渔业, 2012, 42(2): 61-65
- Zeng L Y, Yan Y L, Xie X J. The concentrations of lead, cadmium and chromium in the fishes from the Zhuyang-Section of the Yangtze River [J]. Freshwater Fisheries, 2012, 42(2): 61-65 (in Chinese)
- [9] 阳金希, 张彦峰, 祝凌燕. 中国七大水系沉积物中典型重金属生态风险评估[J]. 环境科学研究, 2017, 30(3): 423-432
- Yang J X, Zhang Y F, Zhu L Y. Pollution and risk assessment of typical heavy metals in river sediments of seven major watersheds in China [J]. Research of Environmental Sciences, 2017, 30(3): 423-432 (in Chinese)
- [10] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. GB 5009.17—2014 食品安全国家标准, 食品中总汞及有机汞的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2016
- [11] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. GB 5009.11—2014 食品安全国家标准, 食品中总砷及无机砷的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2016
- [12] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. GB 5009.15—2014 食品安全国家标准, 食品中镉的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015
- [13] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. GB 5009.123—2014 食品安全国家标准, 食品中铬的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015
- [14] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. GB 5009.12—2017 食品安全国家标准, 食品中铅的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017
- [15] 中华人民共和国卫生部. GB 2762—2017 食品中污染物限量[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017
- [16] 谢文平, 朱新平, 马丽莎, 等. 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, 2017, 12(5): 294-303
- Xie W P, Zhu X P, Ma L S, et al. Residues and safety evaluation of heavy metals in four species of freshwater fish from fish pond of Pearl River Delta [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(5): 294-303 (in Chinese)
- [17] 夏泽慧, 王兴明, 楼巧婷, 等. 合肥市场6种淡水鱼体内Cu、Pb和Cd的分布及食用风险[J]. 环境科学研究, 2012, 25(3): 311-315
- Xia Z H, Wang X M, Lou Q T, et al. Distribution and consumption risk assessment of Cu, Pb and Cd in six freshwater fishes from the main market in Hefei [J]. Research of Environmental Sciences, 2012, 25(3): 311-315 (in Chinese)
- [18] 杨月欣, 张环美. 中国居民膳食指南(2016)简介[J]. 营养学报, 2016, 38(3): 209-217
- Yang Y X, Zhang H M. Dietary Guidelines for Chinese Residents (2016) [J]. Acta Nutrimenta Sinica, 2016, 38(3): 209-217 (in Chinese)
- [19] Chen M Y, Zhou Y Q, Huang J Y, et al. Accumulations of heavy metal in aquatic organisms [J]. Journal of Food Safety and Quality, 2019, 10(8): 2085-2091
- [20] 葛奇伟, 徐永健, 葛君远. 象山港养殖区缢蛏和泥蚶的Cu、Cd、Pb含量及其健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2012, 32(8): 2042-2048
- Ge Q W, Xu Y J, Ge J Y. Levels and health risks of Cu, Cd, Pb in *Sinonovacula constricta* and *Tegillarca granosa* in Xiangshan Bay [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(8): 2042-2048 (in Chinese)
- [21] 李秀珠. 福建三都湾渔业环境和养殖生物体总汞含量及人体暴露健康风险评价[J]. 中国水产科学, 2008, 15(6): 961-969
- Li X Z. Total mercury in the marine culture products and relative environmental samples from Sandu Bay of Fujian Province and its health risk assessment [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2008, 15(16): 961-969 (in Chinese)
- [22] 高俊全, 李筱薇, 赵京玲. 2000年中国总膳食研究——膳食铅、镉摄入量[J]. 卫生研究, 2006, 35(6): 750-754
- Gao J Q, Li X W, Zhao J L. 2000 Chinese total diet study: The dietary lead and cadmium intakes [J]. Journal of Hygiene Research, 2006, 35(6): 750-754 (in Chinese)
- [23] 王彩霞, 刘宇, 郭蓉, 等. 陕西生鲜肉类中重金属污染状况调查及健康风险评估研究[J]. 现代预防医学, 2018, 45(1): 35-39
- Wang C X, Liu Y, Guo R, et al. Dietary exposure and health risk assessment of heavy metals in meat, Shaanxi [J]. Modern Preventive Medicine, 2018, 45(1): 35-39 (in Chinese)
- [24] 和庆, 彭自然, 张晨, 等. 长三角地区池塘养殖水产品重金属含量及其健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(6): 1070-1077
- He Q, Peng Z R, Zhang C, et al. Heavy metals content of pond aquaculture products in Yangtze River Delta and the health risk associated with human consumption [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(6): 1070-1077 (in Chinese)
- [25] 陆超华. 南海北部海域经济水产品的重金属污染及其评价[J]. 海洋环境科学, 1995, 14(2): 12-19
- Lu C H. Pollution and evaluation of heavy metals in the seafoods from the Northern area of the South China Sea [J]. Marine Environmental Science, 1995, 14(2): 12-19 (in Chinese)

- [26] 孙维萍, 刘小涯, 潘建明, 等. 浙江沿海经济鱼类体内重金属的残留水平[J]. 浙江大学学报: 理学版, 2012, 39(3): 338-344
- Sun W P, Liu X Y, Pan J M, et al. Levels of heavy metals in commercial fish species from the near-shore of Zhejiang Province [J]. Journal of Zhejiang University: Science Edition, 2012, 39(3): 338-344 (in Chinese)
- [27] Kalay M, Ay O, Canli M. Heavy metal concentrations in fish tissues from the Northeast Mediterranean Sea [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1999, 63(5): 673-681
- [28] 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]. Environmental Pollution, 2003, 121(1): 129-136
- [29] Allen P. Chronic accumulation of cadmium in the edible tissues of *Oreochromis aureus* (Steindachner): Modification by mercury and lead [J]. Archives of Environmental Contamination & Toxicology, 1995, 29(1): 8-14
- [30] 刘芳芳, 曹静, 郭伟利. 鳊鱼池塘养殖高产试验[J]. 河北渔业, 2015, 39(4): 36-37
- Liu F F, Cao J, Guo W L. High-yield experiment of mandarin fish (*Siniperca chuatsi*) in pond culture [J]. Hebei Fisheries, 2015, 39(4): 36-37 (in Chinese)
- [31] 任信林. 滁州市鳊鱼池塘高效养殖技术研究集成示范[D]. 南京: 南京农业大学, 2016: 20-21
- Ren X L. Research and demonstration on efficiently cultivation technology in mandarin fish (*Siniperca chuatsi*) ponds of Chuzhou City [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2016: 20-21 (in Chinese)
- [32] 刘芳芳, 李忠海, 付湘晋, 等. 东洞庭湖网箱养殖鲤鱼生长长期内重金属的富集特征[J]. 环境科学研究, 2013, 26(2): 166-172
- Liu F F, Li Z H, Fu X J, et al. Enrichment of heavy metals in growth period of cage cultured carp (*Cyprinus carpio*) from the East Dongying Lake [D]. Research of Environmental Sciences, 2013, 26(2): 166-172 (in Chinese)
- [33] 王妙, 王胜, 唐鹤辉, 等. 粤西三座重要供水水库沉积物营养盐负荷与重金属污染特征[J]. 生态环境学报, 2014, 23(5): 834-841
- Wang M, Wang S, Tang Q H, et al. Characteristics of sediment nutrients loading and heavy metals pollution in three important reservoirs from the west coast of Guangdong Province, South China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(5): 834-841 (in Chinese)
- [34] 陈美玉, 周雅琪, 黄佳茵, 等. 水生生物重金属富集规律研究[J]. 食品安全质量检测学报, 2019, 10(8): 2085-2091
- Chen M Y, Zhou Y Q, Huang J Y, et al. Accumulations of heavy metal in aquatic organisms [J]. Journal of Food Safety and Quality, 2019, 10(8): 2085-2091 (in Chinese)
- [35] 徐振球, 成强, 徐金晶, 等. 水产品及其环境重金属含量监测与分析[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(2): 284-286
- Xu Z Q, Cheng Q, Xu J J, et al. Monitoring and analysis of heavy metals in aquatic products and environments [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2015, 43(2): 284-286 (in Chinese)
- [36] 涂宗财, 庞娟娟, 郑婷婷, 等. 吴城鄱阳湖自然保护区鱼体重金属的富集及安全性评价[J]. 水生生物学报, 2017, 41(4): 878-883
- Tu Z C, Pang J J, Zheng T T, et al. Heavy metal content and safety evaluation of fishes nature reserve in Wucheng section of Poyang Lake, China [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2017, 41(4): 878-883 (in Chinese)
- [37] 孟庆辉, 张成, 黎飞, 等. 2015年千岛湖渔业水域环境重金属监测分析[J]. 福建分析测试, 2016, 25(6): 47-52
- Meng Q H, Zhang C, Li F, et al. Analysis of heavy metals in 2015 Qiandao Lake fishery environment monitoring [J]. Fujian Analysis & Testing, 2016, 25(6): 47-52 (in Chinese)
- [38] 文军, 骆东奇, 罗献宝, 等. 千岛湖底泥重金属污染的生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2006, 2(1): 11-14
- Wen J, Luo D Q, Luo X B, et al. Ecological risk assessment on heavy metals in the bottom mud of the Qiandao Lake [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2006, 2(1): 11-14 (in Chinese)
- [39] 王岚, 王亚平, 许春雪, 等. 长江水系表层沉积物重金属污染特征及生态风险性评价[J]. 环境科学, 2012, 33(8): 2599-2606
- Wang L, Wang Y P, Xu C X, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in the surface sediments of the Yangtze River [J]. Environmental Science, 2012, 33(8): 2599-2606 (in Chinese)
- [40] 黄永兰, 郭迪. 扬州市售鱼体内铅、镉、铝含量特征及其暴露风险分析[J]. 食品工业, 2017, 38(11): 177-181
- Wang Y L, Guo D. Concentration and exposure risk analysis of lead, cadmium and aluminum in fish in the markets of Yangzhou [J]. Food Industry, 2017, 38(11): 177-181 (in Chinese)
- [41] 蔡深文, 倪朝辉, 李云峰, 等. 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, 2011, 18(6): 1351-1357
- Cai S W, Ni C H, Li Y F, et al. 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 [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2011, 18(6): 1351-1357 (in Chinese)
- [42] Ptashynski M D, Pedlar R M, Evans R E, et al. Toxicology of dietary nickel in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) [J]. Aquatic Toxicology, 2002, 58(3): 229-247
- [43] 王竹天, 韩宏伟, 蒋定国, 等. 我国水产品中铅含量监测及应对国际标准制定的对策[J]. 中国食品卫生杂志, 2003, 15(5): 387-390
- Wang Z T, Han H W, Jiang D G, et al. Surveillance of lead contamination in Chinese aquatic products [J]. Chinese Journal of Food Hygiene, 2003, 15(5): 387-390 (in Chinese)
- [44] 张晓文, 邵柳逸, 连宾. 4 种太湖水产品体内重金属富集特征及食用安全性评价[J]. 食品科学, 2018, 39(2): 310-314
- Zhang X W, Shao L Y, Lian B. Accumulation characteristics and safety evaluation of heavy metals in four kinds of aquatic products from Lake Taihu [J]. Food Science, 2018, 39(2): 310-314 (in Chinese) ◆