

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2011.00629

珠江河口重金属镉的含量与分布的季节特征

胡锡永^{1,2}, 赖子尼¹, 赵元凤², 王超¹, 魏泰莉¹, 蒋万祥³, 杨婉玲¹, 庞世勋¹

1. 中国水产科学研究院 珠江水产研究所, 广东 广州 510380
2. 大连海洋大学 生命科学与技术学院, 辽宁 大连 116023
3. 枣庄学院 生命科学系, 山东 枣庄 277160

摘要: 对珠江河口水体、沉积物和生物体中重金属镉(Cd)的含量与分布进行调查研究, 结果表明, 水体中 Cd 含量范围在 0.022 ~ 0.047 1 mg/L, 并且 Cd 含量在时间上由高到低依次为: 2 月、5 月、11 月、8 月, 2 月 Cd 含量显著高于 5 月、8 月和 11 月($P < 0.05$)。以海水水质标准衡量, 珠江河口水体 2008 年中大部分时间为海水二类水质。沉积物中 Cd 含量范围在 5.062 ~ 9.239 mg/kg, 平均含量为 6.974 mg/kg, 并且沉积物中 Cd 含量均超过海洋沉积物 3 类标准。与国内外河口比较, 珠江河口沉积物中 Cd 含量处在较高水平, 污染比较严重, 并且有逐年升高的趋势。生物体中 Cd 含量范围在 0.144 ~ 0.430 mg/kg, 鱼类 Cd 含量均超过国家水产品卫生标准, 并且肉食性鱼类 Cd 含量略高于杂食性鱼类, 但差异不显著($P > 0.05$)。与往年调查进行比较发现, 珠江河口鱼类 Cd 含量 2000 年较 1988 年有大幅增加, 并且 2000 年以后增加也比较明显。

关键词: 珠江河口; 水体; 沉积物; 鱼类; 镉

中图分类号: X171

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2011)03-0629-07

镉(Cd)是一种对人体和水生动物危害严重的重金属元素, 具有残留时间长, 能蓄积, 可沿食物链转移蓄积, 隐藏性和不可逆性等特点。它主要由人类活动产生, 进入到自然界。镉能溶于水或富集于沉积物, 从而成为各种水生食物链的污染源。镉能够在鱼类、贝类和浮游生物等水生生物体内富集, 损害生物体内的蛋白质, 抑制酶的活性^[1-2]。此外, 镉还能够通过水流和食物链在水体中迁移, 形成循环危害^[3]。世界卫生组织(WHO)确定镉为优先研究的食品污染物, 联合国环境规划署提出 12 种具有全球性意义的危险化学物质, 镉被列为首位, 有关镉的研究受到了广泛关注^[4-6]。

珠江河口是珠江的河口湾, 面积为 2 210 km², 为珠江水流入南海的出海口, 是南海北部陆源污染物的主要接纳水体。珠江河口水域有着复杂的

地理和水动力特征, 河水经 8 个主要口门进入南海, 分别为虎门、蕉门、洪沥门、横门、磨刀门、鸡啼门、虎跳门和崖门, 其中 50%~55%的珠江水通过虎门、蕉门、洪沥门和横门 4 个口门汇入伶仃洋, 其余 4 条通道直接朝向南海, 占总流量的 45%~50%。河口近岸水域是陆海相互作用耦合带和生产力最高的区域, 生命元素来源丰富, 各种因素(包括水动力、生物地球化学过程及人类活动等)十分复杂, 其生态环境和生物资源的变化与人类活动和经济发展密切相关^[7]。河口因特殊的地理位置和水文条件, 具有比海洋更为剧烈的物理化学和生物作用^[8]。改革开放以来(尤其近 20 年), 珠三角经济发展迅速, 人口数量大量增加, 工业产业快速发展, 含有重金属元素的生活污水和工业废水的大量排放, 使得珠江口水域生态环境发

收稿日期: 2010-08-08; 修订日期: 2010-11-18.

基金项目: 农业部公益性行业科研专项(200903048-05); 全国渔业环境监测网珠江生态监测与评价项目.

作者简介: 胡锡永(1984-), 男, 硕士研究生, 从事渔业生态环境保护研究. E-mail: fisherman2010@163.com

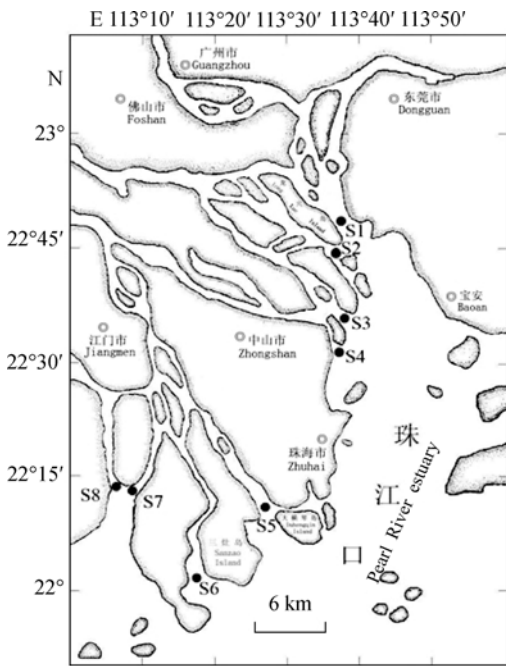
通信作者: 赖子尼(1964-), 研究员. E-mail: znlai01@163.com

生较大变化, 污染状况加剧, 生态环境受到很大影响。保护珠江口水域的生态环境、对珠江口水域生态环境进行监测和影响评价研究, 是一项基础性和社会公益性研究任务。对珠江河口水体、沉积物以及生物体中重金属镉的含量分布研究, 可了解镉的污染现状, 为改善珠江河口生态环境提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 采样站位布设

如图 1 所示, 调查期间在珠江口设 8 个采样断面, S1-S8 分别位于虎门、蕉门、洪沥门、横门、磨刀门、鸡啼门、虎跳门和崖门。其中 S1、S2、S3、S4 为东四口门, S5、S6、S7、S8 为西四口门, 每个口门设 2 个采样点。



S1: 虎门; S2: 蕉门; S3: 洪沥门; S4: 横门; S5: 磨刀门; S6: 鸡啼门; S7: 虎跳门; S8: 崖门
 S1: Humen; S2: Jiaomen; S3: Hong limen; S4: Hengmen; S5: Mo daomen; S6: Ji timen; S7: Hu tiaomen; S8: Yamen

图 1 珠江口调查站位分布

Fig.1 Distribution of sampling stations along Pearl River estuary

1.2 采样与分析

1.2.1 样品采集与处理 2008 年 2 月、5 月、8 月和 11 月采集表层水面下 50 cm 水样 1 L, 并加 2

mL 浓硝酸固定; 沉积物采样时间为 8 月, 用抓斗式采泥器采集底部表层样品, 保存在聚乙烯封口袋中; 生物样采集时间为 8 月, 鱼类除去鱼鳞和鱼皮后取背部肌肉, 虾类去壳后取肌肉组织, 所有样品均冷冻保存。整个过程按照《海洋监测规范》的规定操作。

水样采用国家标准(GB/T 7475-87)方法消解; 沉积物样品在自然通风条件下风干, 去掉杂物后, 经玛瑙研钵研磨处理, 全部过 80 目尼龙筛。沉积物样品消解方法参照国家标准(GB/T 17137-40 1997)的四酸(HCl-HNO₃-HF-HClO₄)法消解; 生物样匀浆后参照国家标准(GB/T5009—2003)法, 用 HNO₃-H₂SO₄- H₂O₂-HClO₄ 消解。

1.2.2 样品测定 所有样品均采用 Varian SpectraAA 400 火焰原子吸收分光光度计进行测定。

1.2.3 数据分析 主要采用 Origin8.0 作图和 SPSS15.0 进行统计分析。显著性检验采用 One-way ANOVA 法, 显著性水平设为 0.05。

2 结果与分析

2.1 水体中镉的含量

2.1.1 时间分布 不同采样时期 Cd 的平均含量如图 2 所示, Cd 含量范围为 0.003 0~0.028 4 mg/L, 平均值为 0.012 8 mg/L。其中, 2008 年 2 月 Cd 含量最高, 8 月含量最低; 其含量由高到低依次为: 2 月、5 月、11 月、8 月。对 2 月、5 月、8 月和 11

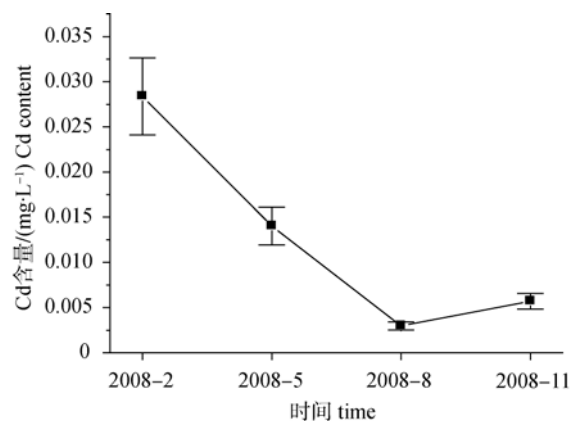


图 2 珠江口调查站位不同采样时期镉的平均含量
 Fig.2 Average content of Cd from investigation stations along Pearl River estuary at different sampling time

月 Cd 含量进行方差分析发现, 2 月与 5 月、8 月和 11 月均具有显著性差异($P < 0.05$), 但 5 月、8 月和 11 月之间均没有显著性差异($P > 0.05$)。

2.1.2 空间分布 各采样站位水体中 Cd 含量水平如图 3 所示。2 月 Cd 含量最高的站位是虎门, 为 0.047 2 mg/L, 最低的是横门, 为 0.005 mg/L; 其含量在地域分布上由高到低顺序为: 虎门、鸡啼门、蕉门、虎跳门、磨刀门、崖门、洪沥门、横门, 西四口门 Cd 含量总体高于东四口门。5 月 Cd 含量最高的站位是崖门, 为 0.043 9 mg/L, 最低的是横门, 为 0.002 5 mg/L; 其含量在地域分布上由高到低顺序为: 崖门、虎门、虎跳门、鸡啼门、蕉门、洪沥门、磨刀门、横门, 西四口门 Cd 含量总体略高于东四口门。8 月各站位 Cd 含量都很低, 含量范围在 0.002 2 ~ 0.004 0 mg/L 之间, 东四口门与西四口门没有明显的区别。11 月 Cd 含量最高的口门是虎门, 为 0.016 7 mg/L, 最低的是洪沥门, 为 0.003 1 mg/L, 其含量由高到低顺序为: 虎门、蕉门、横门、鸡啼门、虎跳门、崖门、磨刀门、洪沥门, 东四口门与西四口门相差不大; 对口门间 Cd 含量进行单因素方差分析发现, 各口门间均没有显著性差异($P > 0.05$)。

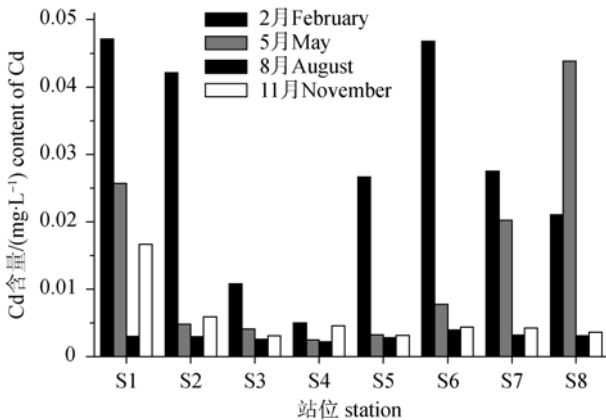


图 3 珠江口调查站位水体中镉的时空分布

Fig.3 Temporal and spatial distribution of Cd in water body from investigation stations in Pearl River estuary

2.2 沉积物中镉的含量

各站位沉积物中 Cd 含量分布如图 4 所示, 其含量范围在 5.06 ~ 9.24 mg/kg 之间, 平均含量为

6.97 mg/kg, 其中横门沉积物中 Cd 含量最高, 虎门含量最低; 其含量由高到低顺序为: 横门、鸡啼门、磨刀门、虎跳门、洪沥门、崖门、蕉门、虎门。西四口门 Cd 含量总体略高于东四口门。

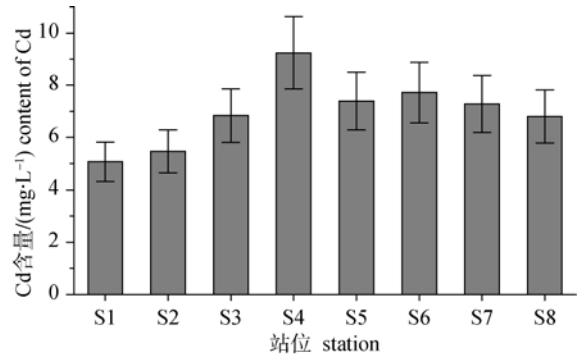


图 4 珠江口调查站位沉积物中的镉含量

Fig.4 Content of Cd in sediment from investigation stations in Pearl River estuary

2.3 生物体中镉的含量

采集的鱼虾类肌肉中 Cd 平均含量在 0.14~0.43 mg/kg 之间(表 1), 其中含量最高的是虾, 含量最低的是花鲈(*Lateolabrax japonicus*)。肉食性鱼类 Cd 平均含量为 0.212 mg/kg, 杂食性鱼类 Cd 平均含量为 0.201 mg/kg, 肉食性鱼类略高于杂食性鱼类。

3 讨论

3.1 珠江河口水体中镉的变化情况

由图 2 可以看出, 珠江河口 2 月 Cd 平均含量最高, 8 月最低。8 月为丰水期, 河流水位高, 径流量大, 对水体中重金属的含量有一定的稀释作用; 郑建禄等^[9]对珠江口重金属的河口化学研究发现, 在河、海水混合过程中, 重金属能在腐殖质等有机胶体表面吸附, 形成不稳定的有机形态, 再同硅酸盐、铁锰氧化物等作用, 形成稳定的结合态。由于 8 月为丰水期, 水体中携带的有机胶体等颗粒物多, 与海水混合后, Cd 被有机胶体、颗粒物等吸附、络合后沉淀下来, 使 Cd 从水体迁移到沉积物, 从而使水体中 Cd 的含量下降, 所以 8 月份 Cd 含量最低; 2 月为枯水期, 河流水位低, 径流量小, 水体携带的有机胶体等颗粒物减少, 从而对

表 1 珠江口调查站位生物体中镉含量分布
Tab. 1 Distribution of Cd in organisms from investigation stations in Pearl River estuary

种类 species	数量/ind sample number	体长/cm body length	体质量/g weight	食性 food habit	含量范围/(mg·kg ⁻¹) content range	含量平均值/(mg·kg ⁻¹) average content
花鲈 <i>Lateolabrax japonicus</i>	4	20–30	300–500	肉食 carnivorous	0.0924–0.2518	0.14
黄鳍鲷 <i>Sparus latus</i> Houttuyn	2	20–26	317–448	肉食 carnivorous	0.1944–0.2172	0.20
花鳗鲡 <i>Anguilla marmorata</i> Quoy et Gaimard	3	40–80	45–420	肉食 carnivorous	0.1509–0.2011	0.17
七丝鲚 <i>Coilia grayi</i> Richardson	5	11–16	8–15	肉食 carnivorous	0.2551–0.3275	0.28
中华海鲗 <i>Arius sinensis</i>	3	14–24	49–141	肉食 carnivorous	0.2336–0.2790	0.26
棘头梅童 <i>Collichthys lucidu</i>	4	11–14	24–32	肉食 carnivorous	0.2062–0.2192	0.21
广东鲂 <i>Megalobrama hoffmanni</i> Herre et Mvers	4	27–29	410–552	杂食 omnivorous	0.1563–0.2378	0.19
花鲮 <i>Clupanodon thrissa</i>	7	15–19	53–91	杂食 omnivorous	0.1648–0.3176	0.23
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	3	17–24	116–290	杂食 omnivorous	0.1401–0.1651	0.15
赤眼鲮 <i>Squaliobarbus curriculus</i>	5	19–28	60–323	杂食 omnivorous	0.1625–0.2566	0.20
鳙 <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus	5	18–21	80–130	杂食 omnivorous	0.1786–0.2523	0.22
虾 shrimps	15	—	—	—	0.3745–0.5272	0.43

Cd 吸附、沉淀作用减弱；同时，珠江河口枯水期的沉积物冲淤特点是以冲为主^[10]，在潮汐流以及水动力条件下，沉积下来的 Cd 可发生再悬浮而进入水体中，使得 2 月 Cd 含量最高；5 月和 11 月是平水期，水量没有明显变化，总体保持平稳，Cd 含量介于 2 月和 8 月之间。

同一采样时间，各站位 Cd 含量不同。本研究结果显示，虎门的 Cd 含量一直较高，洪沥门、横门较低。由于虎门地处人口密集、工业发达的广州、东莞下游，大量生活污水和工业废水经虎门流入南海；并且经过虎门的过往船只比较频繁，这些都是造成虎门水域 Cd 污染严重的重要原因。

以海水水质标准(GB3097—1997)衡量，8 月和 11 月所有口门为海水二类水质标准；2 月所有口门为海水三类水质标准；5 月除虎门、虎跳门、崖门为海水三类水质外，其他口门为海水二类水质。5 月、8 月、11 月和 2 月代表着一年的春、夏、秋、冬 4 个季节，说明在 2008 年的大部分时间里珠江河口水体中 Cd 含量符合海水二类水质标准。

3.2 珠江河口沉积物中镉的变化情况

3.2.1 沉积物中镉的变化情况 重金属离子在细粒的沉积物表面具有较强的亲和力^[11]，其质量分

数与沉积物粒径之间有密切的相关性。盐度和水动力条件也是影响重金属沉积的重要因素。林植青等^[12]对珠江口重金属的化学研究发现，对悬浮物来说，盐度 2 是突跃点，在此之前，随盐度值增大，悬浮物质量分数急剧下降，以后随盐度增加悬浮物质量分数几乎保持不变，盐度在 0.03~2 很小的范围内，悬浮物降低速度极快，河流携带的悬浮颗粒物大部分在这里沉降。横门水体中泥沙含量高，重金属离子很容易随颗粒物质沉积下来。沉积物采样时间为 8 月丰水期，水体中淡水含量比例大，盐度范围在 1 以下，悬浮物沉积速度快，所携带的重金属含量也会相应增加，从而使得横门 Cd 含量相对偏高。

根据海洋沉积物质量标准(GB18668—2002)进行评价，珠江河口 8 个口门沉积物中 Cd 含量均超过海洋沉积物质量三类标准。其中，横门污染最严重，超过三类标准 0.85 倍，其他口门超标倍数在 0.01~0.48 之间。

3.2.2 沉积物中镉平均含量与国内外河口的比较 与国内外一些河口表层沉积物中 Cd 含量进行比较，由表 2 可以看出，除印度 Cochin 河口外，珠江河口表层沉积物中 Cd 含量均高于国外其他河口，其中珠江口高于新西兰 Tamaki 河口 48 倍；与

国内河口比较, 珠江口沉积物中 Cd 含量要远高于长江口、黄河口和鸭绿江河口, 分别是它们的 41 倍、5 倍和 29 倍, 可见, 在国内外主要河口, 珠江口处于较高污染水平。从珠江口历年沉积物中 Cd 含量比较看, Cd 含量在不断升高, 从 1989 年的 0.207 mg/kg 上升到 2008 年的 6.97 mg/kg, 升高了 33 倍, 并且在 2002 年以前上升速度较慢, 2002 年以后, 急剧升高。在一些河口地区(如 Hudson 河, JWPCP Estuary 和伊势湾等)沉积物中重金属的含量自 19 世纪 70、80 年代以来一直在不断升高, 这种现象是污染的结果^[13]。反映了人类活动对环境的影响在不断加大。

3.3 珠江口生物样中镉的分布情况

3.3.1 生物体肌肉中镉的分布情况

肉食性鱼类肌肉中 Cd 含量略高于杂食性鱼类。肉食性鱼类

处在较高营养级, 对重金属的富集放大作用要强于杂食性鱼类, 因此 Cd 含量相对较高。

3.3.2 珠江河口的鱼类及甲壳类镉含量超标情况

根据国家水产品卫生标准^[23], 对不同食性和不同生活水层的鱼类及甲壳类进行比较发现, 鱼类 Cd 含量均超过国家卫生标准(0.1mg/kg), 而甲壳类的虾 Cd 含量低于国家卫生标准。其中, 肉食性鱼类的 Cd 含量超标倍数要略高于杂食性鱼类, 但肉食性鱼类与杂食性鱼类 Cd 含量没有显著差异($P>0.05$), 这与魏泰莉等^[24]发现的不同食性鱼类间的 Cd 残留无显著差异相一致。中下层鱼类 Cd 含量略高于中上层鱼类, 底层鱼类的 Cd 含量略低于中下层和中上层, 但中上层、中下层和底层鱼类肌肉中 Cd 的含量均没有显著差异($P>0.05$, 表 3)。

表 2 珠江口表层沉积物中镉含量与国内外河口比较

Tab. 2 Comparison of Cd content in surface sediment between Pearl River estuary and other river estuaries at home and abroad

河口名称 estuary name	镉平均含量/(mg·kg ⁻¹) content of Cd	参考文献 reference
塔玛基河口 Tamaki estuary	0.14	[14]
突尼斯加贝斯湾 Tunisia Gabes bay	0.68	[5]
比戈河口 Ria de Vigo estuary	3.03	[15]
柯钦河口 Cochin estuary	14.94	[16]
泰晤士河口 Thames estuary	1.30	[17]
长江口 Yangtze estuary	0.17	[18]
黄河口 Yellow River estuary	1.31	[19]
鸭绿江河口 Yalu River estuary	0.24	[20]
珠江口(1989 年) Pearl River estuary (1989)	0.21	[21]
珠江口(1997 年) Pearl River estuary (1997)	0.34	[22]
珠江口(2002 年) Pearl River estuary (2002)	0.82	[13]
珠江口(2008 年) Pearl River estuary (2008)	6.97	本次调查 the survey

表 3 珠江口不同食性、不同生活水层鱼类及甲壳类的镉含量比较

Tab. 3 Cd content in fish and crustacean with different feeding habits, living water layers in Pearl River estuary

种类 species	平均含量/(mg·kg ⁻¹) average content	国家标准/(mg·kg ⁻¹) national standard	超标倍数 times of the standards
鱼类 fish	食性 feeding habits	0.1	肉食性 carnivorous 1.12
	杂食性 omnivorous 1.01		
	生活水层 living water layer	中上层 pelagic 1.08	
		中下层 middle and lower 1.14	
底层 bottom 0.93			
甲壳类 crustaceans	0.430	0.5	0

3.3.3 历年珠江河口生物体中镉含量比较 历年调查珠江河口生物体中 Cd 含量如表 4 所示, 1988 年 Cd 含量很低, 鱼类 Cd 含量只有 2.4×10^{-4} mg/kg, 到 2000 年时, 鱼类 Cd 含量增加到 0.03mg/kg, 增加了数百倍。2000 年以后, Cd 含量增加也很明显。本次调查的鱼类和虾类 Cd 含量分别较 2000 年增加了 6 倍和 9 倍。

表 4 珠江口不同时期生物体镉含量
Tab. 4 Concentration of Cd in organisms in different periods in Pearl River estuary

年份 year	种类 species	镉含量 (mg·kg ⁻¹) content of Cd	参考文献 reference
1988	鱼类 fish	2.4×10^{-4}	[25]
	虾类 shrimp	—	
2000	鱼类 fish	0.03	[24]
	虾类 shrimp	0.04	
2008	鱼类 fish	0.21	本次调查 the survey
	虾类 shrimp	0.43	

4 结论

(1) 水体中 Cd 含量从时间上由高到低依次为: 2 月、5 月、11 月、8 月, 并且 2 月 Cd 含量显著高于 5 月、8 月和 11 月 ($P < 0.05$)。以海水水质标准(GB3097—1997)衡量, 珠江河口 2008 年中的大部分时间为海水二类水质标准。

(2) 沉积物中 Cd 含量, 横门含量最高, 虎门含量最低, 其含量在地域分布上由高到低顺序为: 横门、鸡啼门、磨刀门、虎跳门、洪沥门、崖门、蕉门、虎门。以海洋沉积物质量标准(GB18668—2002)进行评价, 珠江河口 8 个口门 Cd 含量均超过海洋沉积物质量三类标准。与国内外河口比较, 珠江河口 Cd 含量处在较高水平, 污染比较严重, 并且有逐年升高的趋势。

(3) 鱼类 Cd 含量范围在 0.14 ~ 0.43 mg/kg, 均超过国家水产品限量标准, 并且肉食性鱼类 Cd 含量略高于杂食性鱼类, 但差异并不显著 ($P > 0.05$)。与往年调查的珠江河口鱼类 Cd 含量比较发现, 2000 年较 1988 年有大幅增加, 并且 2000 年以后 Cd 含量增加也比较明显。

参考文献:

- [1] Fisher N S, Boh M, Teyssi J L. Accumulation and toxicity of Cd, Zn, Ag, and Hg in four marine phytoplankters[J]. Mar Ecol Prog Ser, 1984, 18: 201–213.
- [2] Gagnaire B, Thomas-Guyon H, Renault T. *In vitro* effects of cadmium and mercury on Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), haemocytes[J]. Fish Shellfish Immunol, 2004, 16(4): 501–512.
- [3] 孙翰昌, 丁诗华. Cd 污染对淡水生物的危害与防治[J]. 水利渔业, 2005, 25(5): 110–112.
- [4] 张翠, 翟毓秀, 宁劲松, 等. 镉在水生动物体内的研究概况[J]. 水产科学, 2007, 26(8): 465–470.
- [5] Burger J. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium[J]. Sci Total Environ, 2008, 389: 37–45.
- [6] Bargoumi S, Messaoudi I. Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor ophiocephalus* and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia[J]. J Environ Sci, 2009, 21: 980–984.
- [7] 林以安, 苏纪兰, 扈传显, 等. 珠江口夏季水体中的氮和磷[J]. 海洋学报, 2004, 26(5): 63–73.
- [8] 岳维忠, 黄小平. 珠江口柱状沉积物中氮的形态分布特征及来源探讨[J]. 环境科学, 2005, 26(2): 195–199.
- [9] 郑建禄, 王肇鼎, 林植青, 等. 珠江口海域重金属的河口化学研究 I. 珠江口海域水相中重金属的化学形态研究[J]. 海洋与湖沼, 1982, 13(1): 19–25.
- [10] 乔彭年. 珠江河口湾伶仃洋淤积的初步研究[J]. 海洋学报, 1988, 10(2): 204–211.
- [11] Cundy L. Heavy metal contamination and mixing processes in sediments from the Humber Estuary, Eastern England[J]. Estuary Coastal Shelf Sci, 2001, 53: 619–636.
- [12] 林植青, 郑建禄, 王肇鼎, 等. 珠江口海域重金属的河口化学研究 II. 珠江口海域悬浮体中重金属的化学形态研究[J]. 海洋与湖沼, 1982, 13(6): 523–529.
- [13] 王增焕, 林钦, 李纯厚, 等. 珠江口表层沉积物铜锌铅镉的分布与评价[J]. 环境科学研究, 2004, 17(4): 5–10.
- [14] Abraham G M S, Parker R J, Nichol S L. Distribution and assessment of sediment toxicity in Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand [J]. Environ Geol, 2007, 52: 1315–1323.
- [15] Rubio B, Nombela M A, Vilas F. Geochemistry of major and trace elements in sediments fo the Ria de Bigo (NW Spain): an assessment of metal pollution[J]. Mar Poll Bull, 2000, 40(11): 968–780.
- [16] Balachandran K K, Lalu-Raj C M, Nair M, et al. Heavy metal accumulation in a flow restrited, tropical estuary[J].

- Estuary Coastal Shelf Sci, 2005, 65: 361–370.
- [17] Attrill M J, Thomas R M. Heavy metal concentrations in sediment from the Thames estuary, UK[J]. Mar Poll Bull, 1995, 30(11): 742–744.
- [18] 王丽萍, 周晓蔚, 郑丙辉, 等. 长江口及毗邻海域沉积物生态环境质量评价[J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2191–2198.
- [19] 吴晓燕, 刘汝海, 秦洁, 等. 黄河口沉积物重金属含量变化特征研究[J]. 海洋湖沼通报, 2007 (增刊): 59–74.
- [20] 高建华, 李军, 王珍岩, 等. 鸭绿江河口及近岸地区沉积物中重金属分布的影响因素分析[J]. 地球化学, 2008, 37(5): 430–438.
- [21] 邱礼生. 珠江口海区表层沉积物中重金属的分布模式[J]. 海洋通报, 1989, 8(1): 36–43.
- [22] 刘文芳, 颜文, 王文质, 等. 珠江口沉积物重金属污染及其潜在生态危害评价[J]. 海洋环境科学, 2002, 21(3): 34–38.
- [23] 中华人民共和国卫生部, 中国标准化管理委员会. GB/2733-2005 鲜、冻动物性水产品卫生标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2005.
- [24] 魏泰莉, 杨婉玲, 赖子尼, 等. 珠江口水域鱼虾类重金属残留的调查[J]. 中国水产科学, 2002, 9(2): 172–176.
- [25] 陆超华, 林燕棠, 杨美兰, 等. 珠江口海区经济鱼类的重金属[J]. 海洋环境科学, 1990, 9(2): 32–38.

Seasonal characteristics of cadmium content and distribution in Pearl River estuary

HU Xiyong^{1,2}, LAI Zini¹, ZHAO Yuanfeng², WANG Chao¹, WEI Taili¹, JIANG Wanxiang³, YANG Wanling¹, PANG Shixun¹

1. Pearl River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510380, China;

2. College of Life Science and Technology, Dalian Ocean University, Dalian 116023, China;

3. Department of Life Sciences, Zaozhuang University, Zaozhuang 277160, China

Abstract: Seasonal characteristics of cadmium were studied in the Pearl River estuary from February to November, 2008, including distribution of cadmium in water bodies, sediments and aquatic animals. For water samples, 1L water was collected from 0.5 m below surface and fixed with 2 mL hydrogen nitrate. For sediment samples, the surface bottom mud was collected with grabtype sediment sampler and saved in sealed bag. For organism samples, we just selected muscle of the fish and shrimp and saved different species in its own sealed bag. The above sampling processes were all in accordance with *The Specification for Marine Monitoring*. The water samples were processed with resolution method according to National Standard (GB/T 7457-87) and the sediment samples were also processed with resolution method according to National Standard (GB/T 17137-40 1997). The mud was treated in the following sequence: cleared off sundries, air-dried, and grinded. The homogenate of organism muscle was processed according to National Standard (GB/T5009-2003). All the processed samples were detected with flame atomic absorption spectrophotometer (Varian SpectrAA 400). Our results indicated that the cadmium concentration in water bodies ranged from 0.022 mg/L to 0.047 1 mg/L, with an average of 0.012 8 mg/L. The highest value appeared in February, while the lowest value appeared in August, with the sequence of February, May, November and August. According to the Environmental Quality Standards for Surface Water GHZBI, our results showed that water quality of the studied area was worse than Class III water quality standards. The cadmium concentration in sediments ranged from 5.062 mg/kg to 9.239 mg/kg, with an average of 6.974 mg/kg, which was higher than those in other estuarine areas, and showed a steady increasing trend. The cadmium concentrations in aquatic animals ranged from 0.144 mg/kg to 0.430 mg/kg, which were higher than the national limiting standard. Furthermore, the cadmium concentration in predatory fish was relatively higher than that in omnivorous fish. Compared with previous studies in Pearl River estuary, we found an apparent increasing trend for cadmium concentration in fish bodies during recent years.

Key words: Pearl River estuary; water body; sediment; fish; cadmium

Corresponding author: LAI Zini. E-mail: znlai01@163.com