

太湖背角无齿蚌中多氯联苯的残留

边学森^{1,2}, 刘洪波², 甘居利³, 杨 健²

(1. 南京农业大学无锡渔业学院, 江苏 无锡 214081; 2. 中国水产科学研究院内陆渔业环境与资源重点开放实验室, 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 江苏 无锡 214081; 3. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东 广州 510300)

摘 要: 作为建立淡水“贝类观察”体系的初步尝试, 本研究以 2003—2005 年间采自太湖 5 个地点: 无锡五里湖和三山岛, 浙江湖州, 常州雪堰, 宜兴大浦的背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*) 为对象, 测定了其体内 37 种多氯联苯(PCBs)化合物的浓度。结果显示, 大部分样本能够明显检出 PCB 残留, 检出率为 95%。总多氯联苯(Σ PCB)含量在 0.68~58.09 ng·g⁻¹ 湿重之间。各样点间蚌的总 PCB 含量无明显差异。PCB11、1 和 5 在大多数样本中为优势组分, 太湖周围的工业污染可能是其主要来源; 同时, 其累积类型异于所报道的太湖水域的夜鹭卵、沉积物和其他样本的研究结果。本研究中背角无齿蚌的 PCBs 残留量低于国内外相关的食品卫生标准。

关键词: 背角无齿蚌; 多氯联苯; 太湖; 残留; 生物积累

中图分类号: X592 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2008)02-0767-06

Residues of PCBs in *Anodonta woodiana* from the Taihu Lake, China

BIAN Xue-sen^{1,2}, LIU Hong-bo², GAN Ju-li³, YANG Jian²

(1. College of Fisheries, Nanjing Agriculture University, Wuxi 214081, China; 2. Key Laboratory of Ecological Environment and Resources of Inland Fisheries, Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Science, Wuxi 214081, China; 3. South China Sea Fisheries Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Guangzhou 510300, China)

Abstract: "Mussel Watch" has been proven successful as a very applicable approach to monitor the status and temporal changes in organochlorine pollutants using marine bivalve mussels as sentinel organisms. However, few studies are available on monitoring of freshwater pollution with bivalves so far. As a part of the pilot study on "Freshwater Mussel Watch", a total of 37 polychlorinated biphenyl (PCB) congeners were analyzed by an Agilent 6890N gas chromatography, equipped with 63Ni electron capture detector, in soft tissues of 40 bivalves *Anodonta woodiana* collected in 2003—2005 at five sites around the Taihu Lake, i.e., Wulihu and Sanshandao (Wuxi city), Huzhou city, Xueyan (Changzhou city), and Dapu (Yixing city). Residues of PCBs were evidently found in the bivalves with a detection rate of 95%. Total PCBs residue levels ranged in the mussels from 0.68 to 58.09 ng·g⁻¹ wet weight and no significant difference of total PCBs existed among the five sites. PCB congener 1, 5 and 11 dominated in most of the bivalves, suggesting surrounding industrial emission might be a main possible source of PCB. PCB bioaccumulation pattern in the bivalves was quite distinct from that in eggs of night heron, sediments, and other substances of previous literatures. The residue levels of total PCBs in the bivalves were lower than the corresponding Food Maximum Residue Limits of FDA and Ministry of Health of China.

Keywords: *Anodonta woodiana*; polychlorinated biphenyl (PCB); Taihu Lake; residue; bioaccumulation

多氯联苯(PCBs)是包含 209 种氯联苯类化合物的一类工业产品。由于其具有电导低, 导热性好且不

易燃等理化性能, 上世纪 70 年代前作为变压器油、溶剂油、传热剂等广泛应用于工业生产^[1]。然而由于其环境中的持续性、难降解性和包括致癌、致畸、致突变等生物毒性, PCBs 作为公认的持久性污染物(POPs)被归入《斯德哥尔摩公约》12 种需优先防控的污染物之列。自 1977 年后, 陆续在全球各国停产, 我国主要生产于 1965—1974 年, 总产量在 10 000 t 左右^[1,2]。

太湖是我国第三大淡水湖, 面积达 2 428 km²。

收稿日期: 2007-06-04

基金项目: 江苏省科技项目(自然科学基金 BK2006030); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(6-115043); 农业部渔业生态环境重点开放实验室开放基金课题(2004-4)

作者简介: 边学森(1981—), 男, 硕士研究生, 山东烟台人, 研究方向为渔业生态环境的监测与保护。

通讯作者: 刘洪波 E-mail: liuhb@ffrc.cn

太湖流域工农业发达,2000 年国内生产总值约占全国的 11.1%。但是,近年来排入太湖的工农业污染仍在增加,导致湖泊富营养化问题依然严重,包括有机氯农药、重金属和 PCBs 类的多种持久性污染也有加剧趋势^[3-5]。因此,相关的研究和监测工作亟待加强。

本研究是太湖重点渔业水域持久性污染物“淡水贝类观察”探索性研究的重要一环。贝类作为优选指示生物已成功应用于国内外多项海洋环境系统监测工程中^[6-8]。淡水方面,国外有少量研究集中于一种被称为“斑马贻贝”(*Dreissena polymorpha*)的淡水种类^[6,9],国内则基本处于空白。本研究室已在 2003—2005 年先后证明,太湖广泛存在的贝类物种——背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)可以作为指示生物,良好反映其生存环境中 Zn、Cu、Cd、Pb、As 5 种重金属和 DDTs、HCHs 两种持久性含氯农药的污染状况^[10,11]。本研究将继续探求其对 PCBs 的生物积累特征和该蚌在相关污染监测上的适用性,为全面建立太湖重点污染物“背角无齿蚌观察”体系打下基础。

1 材料和方法

1.1 实验材料

背角无齿蚌样本于 2003—2005 年间采自环太湖 5 个采样点:无锡五里湖、浙江湖州、常州雪堰、宜兴大浦和无锡三山岛(图 1)。活蚌先在经曝气的清水中暂养数天,使其排空肠道内杂物,再测量其壳长、壳高、壳宽、带壳重量等生物学性状(表 1),然后解剖获取软组织。软组织称重后置于-20℃的冰箱保存。

1.2 方法

取剪碎湿样 5.00 g 用己烷/二氯甲烷混合液超声萃取两次。吸取有机层水浴加热,旋转蒸发至干。用己烷洗涤残留物,再用 98%的浓硫酸清洗至硫酸层澄清。取己烷相过无水硫酸钠脱水柱,收集滤液 3.5 mL,氮气吹干,最后用 500 μL 己烷定容。

气相色谱分析采用 Agilent6890N 型气相色谱仪 Agilent 6890N 型气相色谱仪, ⁶³Ni 放射源 ECD 检测器、DB-XLB 型毛细管气相色谱柱(30 m×0.32 mm×

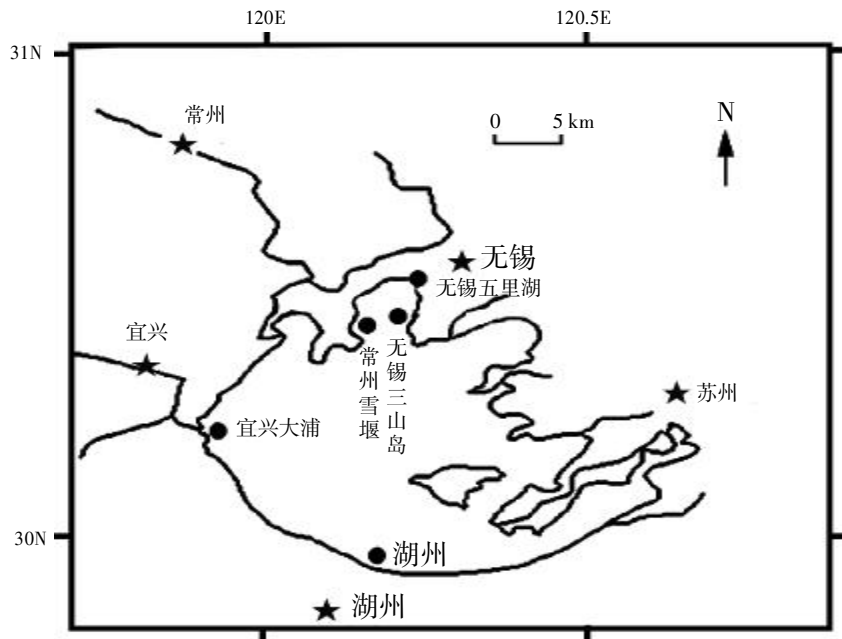


图 1 本研究中五个背角无齿蚌采样点的(●)分布图

Figure 1 Sketch map showing the five sampling sites (●) of *Anodonta woodiana* in this study

表 1 背角无齿蚌样本的生物学性状

Table 1 Biological characteristics for *Anodonta woodiana* in the present study

采样地	采样时间	样本个数	壳宽/cm	壳高/cm	壳长/cm	带壳贝重/g	软组织重/g
无锡五里湖	2003.3	8	4.11±0.38	7.53±1.34	10.91±1.64	147.1±56.77	47.04±12.36
无锡三山岛	2005.7	8	9.57±0.67	4.11±0.40	6.50±0.67	101.9±19.62	20.92±3.11
浙江湖州	2004.8	8	2.78±0.22	4.90±0.35	7.49±0.27	43.02±5.17	9.76±0.75
常州雪堰	2004.8	8	3.59±0.59	4.96±0.92	7.78±1.58	61.8±35.9	14.29±7.48
宜兴大浦	2004.8	8	3.97±0.20	6.75±0.36	9.48±0.62	100.2±22.93	18.92±2.90

0.50 μm),不分流方式进样 1 μL 。载气和尾吹气均为 99.999%高纯 N_2 , 60 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 柱前压恒压 13 psi, 进样口温度 250 $^{\circ}\text{C}$, ECD 温度 350 $^{\circ}\text{C}$ 。使用 EPA-8082 方法 1# 和 6# 标准溶液各组分作为外标测定 36 种 PCB 异构体含量,最低检出浓度列于表 2 和表 3。质量控制采用样品加标测定回收率的方法:取 5.00 g 贝湿样,添加 EPA-82 方法 6#PCB 混合标准溶液,进行测定。测定结果显示,18 种 PCBs 有 15 种在 80%~110%间。PCB11、50 和 169 两次回收率测定结果分别为:93% 和 67% (PCB11),124% 和 152% (PCB50),87%和 72%(PCB169)。总 PCBs 回收率两次测定结果分别为 90%和 97%。总 PCBs 回收率两次测定结果分别为 90%和 97%。

取 5 个样本,按 GB/T5009.6—1985 方法测定脂肪含量。5 样本平均含脂量为 1.26%,标准差 0.22%,可以用于将本研究 PCB 的湿重浓度换算成脂重浓度。

使用非参数检验(Mann-Whitney U 测验)方法分析总 PCBs 的地域差异显著性,统计软件为 SPSS 11.5 版。

2 结果

本研究的 40 个样本中,有 38 个明显检出了 PCB 残留,检出率为 95%。各地点比较,宜兴大浦污染水平较高(22.80 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$),其次为常州雪堰(18.65 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)和无锡五里湖(18.30 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$),无锡三山岛(16.92 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)和浙江湖州(15.96 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)较低(表 4),但统计检验结果显示其点间差异未达显著水平($P>0.05$)(表 5)。从异构体组成来看,PCB11 的检出率和浓度均为最高,其次为 PCB1 和 PCB5。PCB87 在除湖州外的 4 个地点,以及 101+113 在所有地点仅从个别样本检出,表 2 及 3 所列的其他 PCB 异构体(包括 PCB18、21、31、38、44、50、52、57、61、65、66、86、102、110、126、127、131、133、138、139、141、145、151、153、169、170、180、181、183、187、206)在所有样本中均低于检测限(图 2)。

3 讨论

本研究显示太湖重点水域背角无齿蚌的总 PCBs

表 2 EPA-8082 方法 1# 标准溶液各组分最低检出浓度

Table 2 Minimum detectable levels (MDLs) of PCB congeners in the No.1 standard solution of EPA-8082

PCBs (IUPAC 编号)	1	5	18	31	52	44	66	101	87	110	151	153	141	138	187	183	180	170	206
最低检出浓度/ $\text{ng}\cdot\text{mL}^{-1}$	0.61	0.091	0.14	0.11	0.14	0.12	0.13	0.15	0.13	0.14	0.14	0.18	0.13	0.14	0.18	0.16	0.16	0.16	0.2

表 3 EPA-8082 方法 6# 标准溶液各组分最低检出浓度

Table 3 Minimum detectable levels (MDLs) of PCB congeners in the No. 6 standard solution of EPA-8082

PCBs (IUPAC 编号)	11	50	21	65	38	57	102	61	113	86	145	139	133	131	127	126	181	169
最低检出浓度/ $\text{ng}\cdot\text{mL}^{-1}$	1.23	0.35	0.08	0.058	0.052	0.09	0.14	0.067	0.1	0.086	0.094	0.09	0.12	0.09	0.14	0.16	0.1	0.14

表 4 太湖 5 采样点背角无齿蚌中 PCB 各异构体浓度($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 湿重)

Table 4 Concentrations of PCB congeners in bivalves *Anodonta woodiana* at five sites around the Taihu Lake($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight)

PCB	无锡五里湖	无锡三山岛	浙江湖州	常州雪堰	宜兴大浦
11	16.62 $\pm$ 9.16 n.d. $\sim$ 29.32 n1/n=4/8	11.81 $\pm$ 10.97 3.94 $\sim$ 35.38 n1/n=8/8	14.16 $\pm$ 7.24 n.d. $\sim$ 26.65 n./n=7/8	16.42 $\pm$ 11.03 n.d. $\sim$ 35.16 n1/n=7/8	20.38 $\pm$ 13.94 n.d. $\sim$ 45.72 n1/n=6/8
1	7.55 $\pm$ 5.19 n.d. $\sim$ 17.8 n1/n=6/8	9.03 $\pm$ 5.11 n.d. $\sim$ 14.15 n1/n=4/8	7.37 $\pm$ 1.98 n.d. $\sim$ 9.12 n1/n=3/8	8.73 $\pm$ 2.39 n.d. $\sim$ 11.44 n1/n=3/8	7.29 $\pm$ 2.66 n.d. $\sim$ 10.67 n1/n=4/8
5	1.27 $\pm$ 0.71 n.d. $\sim$ 2.52 n1/n=7/8	0.97 $\pm$ 0.38 n.d. $\sim$ 1.35 n1/n=4/8	1.15 $\pm$ 0.36 n.d. $\sim$ 1.66 n1/n=5/8	1.46 $\pm$ 0.62 n.d. $\sim$ 2.21 n1/n=5/8	1.50 $\pm$ 0.37 n.d. $\sim$ 1.96 n1/n=5/8
101+113	1.54 $\pm$ 0.87 n.d. $\sim$ 2.16 n1/n=2/8	n.d. n1/n=0/8	n.d. n1/n=0/8	n.d. n1/n=0/8	n.d. n1/n=0/8
87	0.88 $\pm$ 0.21 n.d. $\sim$ 1.21 n1/n=5/8	0.93 n1/n=1/8	0.74 n1/n=1/8	0.77 n1/n=1/8	0.68 n1/n=1/8
总 PCBs	18.30 $\pm$ 12.52 n.d. $\sim$ 37.22 n1/n=7/8	16.92 $\pm$ 16.84 3.94 $\sim$ 49.32 n1/n=8/8	15.96 $\pm$ 11.73 0.74 $\sim$ 30.25 n1/n=8/8	18.65 $\pm$ 14.77 0.77 $\sim$ 42.06 n1/n=8/8	22.80 $\pm$ 18.94 n.d. $\sim$ 58.09 n1/n=7/8

注:n.d.:未检出;n1/n:检出样本个数/分析样本个数。

表5 太湖5采样点背角无齿蚌中总PCBs浓度差异显著性检测(Mann-Whitney U, p值)

Table 5 Test for significant difference of total PCB concentrations in bivalves *Anodonta woodiana* among five sampling sites around the Taihu Lake(Mann-Whitney U, p values)

	无锡五里湖	浙江湖州	常州雪堰	宜兴大浦	无锡三山岛
无锡五里湖	—				
浙江湖州	0.817	—			
常州雪堰	1	0.753	—		
宜兴大浦	0.848	0.728	0.817	—	
无锡三山岛	0.563	0.834	0.674	0.643	—

累积没有明显的地域差异。据袁旭音等^[12]报道,太湖底泥的总PCBs(PCB28+52+101+153+180)亦有类似分布,且湖心与湖岸差别不明显,推测携带太湖周围工业污染的大气沉降可能是PCB类化合物的重要来源之一。

大部分样本以PCB11为优势组分(表2)。在各类常见的PCB商业产品Aroclor中,PCB11仅占1221的0.16%,在其他种类中则含量更低^[13]。Kuo等^[14]报道了厌氧条件下PCB77和PCB126向PCB11的降氯转化,但这两种氯联苯同样不是任何一种Aroclor产品的优势组分(PCB77和PCB126分别在Aroclor1248和Aroclor1254中含量最高,分别仅为0.52%

和0.02%^[13])。因而,Aroclor可能不是PCB11的主要来源。这种化合物的另一个产生途径为一种黄色颜料——双芳香醌苯胺的合成,是其重要原料——3,3'-二氯联苯胺(DCB)生产过程中的副产品^[15]。Law^[16]曾报道过1995年在法国北部瓦塞尔(Oissel)的一家DCB生产厂下游沉积物中,检出了高浓度的包括PCB11在内的一系列低氯联苯化合物。太湖流域印染工业发达,2004年江苏省961家主要印染厂中有570家位于太湖地区^[17]。本研究蚌体所含高浓度PCB11可能主要来自太湖周围的印染工业。

PCB1为蚌体内的另一优势组分(表4和图2)。Aroclor商业产品中,PCB1在1221和1232中分别占35.80%和15.21%,是二者的主要成分之一^[13]。在本研究可检出PCB1残留的样本中,其大部分比率在15%~35%之间,表明Aroclor1221和1232可能是PCB1的重要来源。Aroclor1221和1232均可用作工业增塑剂和粘和剂;此外,Aroclor1221还是电容器制造的原料,而1232则可用于生产润滑油^[18]。据此推测,太湖周围的工业生产可能是产生太湖PCB1污染的一个重要原因。

此外,大多数蚌样中PCB5可占总组成的1%~9%(表4和图2)。这种化合物仅在Aroclor1232和

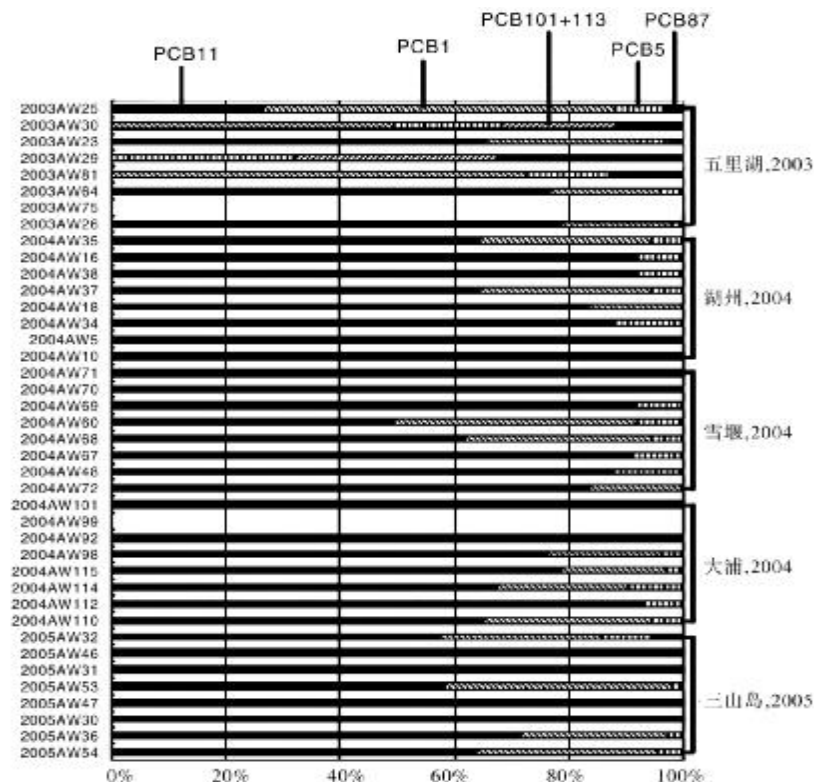


图2 太湖5采样点背角无齿蚌中PCB各异构体的组成

Figure 2 The PCB congener composition in bivalves *Anodonta woodiana* at five sites around the Taihu Lake

1221中分别占0.49%和0.74%,其他种类中则含量更少^[13]。但是Kuo等^[14]报道,河流淤泥中的PCB70可在厌氧条件下直接或通过PCB26中间产物降解为PCB5。PCB70是多种Aroclor的组分之一,在Aroclor1232、1242、1248、1254中份额在1.9%~7.4%之间^[13]。Aroclor1242、1248和1254亦具有多种工业用途。例如,3种产品均可以用于制造粘和剂、增塑剂和润滑油,1242可作为传热剂,1242和1254可用于生产变压器等^[18]。

太湖周围工业发达,作为其曾经大量使用的原料,PCB可能通过废水、大气尘降等方式进入湖体^[12]。前人亦已从采自湖内的底泥、沉积物和其他种类的生物样中明显检出PCB残留^[12,19,20]。如前所述,包括印染工业和电力制造业在内的多种工业生产可能是本研究检出的主要PCB异构体的来源。虽然在中国禁止生产已达30余年,其仍然明显存在于太湖的水体环境,体现了其环境残留的高持续性特点。

含4个氯原子以上的PCB(如PCB52,77,81,87,101,118,153,180,189等)在太湖底泥或沉积物中明显检出^[12,19]。而在2003—2005年间采集的背角无齿蚌样本中却以11,1和53种1~2氯原子PCB占较大比例(图2)。然而,本研究中明显检出的PCB11和1,其检出限大大高于126、153、180等所有高氯异构体(表2和3),而PCB5的检出限则与后者大致相当;同时18种异构体的15种,以及总PCB的回收率均在80%~110%之间,说明本研究的测定结果客观反映了所测定的PCB在蚌体中的累积情况。Nakata等^[3]报道了五-六氯PCB在太湖鲤鱼(*Cyprinus carpio*)、翘嘴红鲌(*Erythroculter ilishaeformis*)、花鱼骨(*Hemibarbus maculatus*)、鲢鱼(学名未知)、甲壳动物(虾类)和厚嘴芦莺(*Acrocephalus aedon*)体内的优势分布,而鼋头渚地区的夜鹭卵亦有类似现象^[20,21]。PCB在生物体内的累积主要受其化学结构(Cl原子数及其取代位置)及生物在食物链的营养级别(脂肪含量、吸收代谢率和食性等)的影响,通常高氯PCB倾向于累积富集于高营养级别的生物^[22]。例如,Jackson等^[23]报道了美国密歇根湖两大支流食物链中PCB的生物放大倍数随Cl原子数的增加而提高的趋势;在日本Biwa湖中,鸟类肝脏中六、七、八氯PCB占总PCB浓度的48%、18%、3%,而在其捕食的鱼类体内则分别占36%、8%和1%;四氯和五氯PCB的百分比鱼类则明显高于鸟类^[24]。因而,本研究中贝类与其相同(近)水域的鸟卵PCB累积类型的不同很可能来自于所监测生物营养

级别的差异。据我们所知,此前尚无关于太湖低氯PCB(氯原子数 ≤ 2)污染状况的相关报道。但是,3种1~2氯PCB化合物却从本研究的背角无齿蚌中明显检出并居于优势组分,这可能说明今后对太湖的低氯PCB污染监测亦需重视。同时,前人从沉积物、鸟类等样本中明显检出的四氯以上的中高氯PCB在本研究蚌样却低于检测限,这种差异可能来源于不同采样地或不同生物物种对污染物的累积,以及本研究和前人不同研究时期PCB污染源动态变化的特点等。这些均需要在今后的研究中作进一步的探讨。

目前已经有一些关于PCBs类化合物的富集可能对贝类产生毒性影响的研究报道。这些报道多集中三个氯原子以上的中高氯PCB。例如,Aroclor1254和PCB138均能引起紫贻贝(*Mytilus galloprovincialis*)消化道细胞损伤^[25];PCB47、77、153则能导致红细胞杀菌能力减弱、胞外溶菌酶活性增加、溶酶体膜稳定性下降、促分裂原活化蛋白激酶(MAPKs)磷酸化水平上升等毒性效应^[26]。本研究中检出的两种优势PCB异构体——PCB1和PCB11,已有研究报道其能明显增加一类可导致脑部损伤的物质——活性氧(ROS)在老鼠脑突触体的生成^[27]。但是,据我们所知,低氯PCB化合物(至少是本研究中明显检出的3种优势PCB)对包括贝类在内的水生生物的毒性资料还比较匮乏。因而,明显残留于本研究样本中的PCBs化合物对背角无齿蚌可能产生的毒性影响,亦有待进一步的研究探讨。

WHO确定PCB77,126,169,105,114,118,123,156,157,167,189,170和180等13种异构体具有类二恶英毒性^[28],这类化合物因具有特定的分子结构,能够与芳香烃(Ah)受体结合并进入细胞核,进而产生一系列毒性反应,其在体内的行为与四氯二苯并-p-二恶英(TCDD)非常类似而得名^[22]。但是这13种PCBs在本研究样本中或低于检出限,或由于条件限制而未作测定。美国FDA建议海产品中PCB最大残留限量为 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (湿重),而我国卫生部规定海产品中PCB含量不得超过 $0.2 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 湿重。本研究贝体检出的总PCB残留量尚低于此标准。

4 结论

(1)本研究所得最新的太湖渔业水域背角无齿蚌分析监测数据表明,PCBs的残留至今仍可从大多数蚌样中检出,检出率为95%。各地点均值顺序为宜兴大浦>常州雪堰 $\approx$ 无锡五里湖>无锡三山岛>浙江湖

州,但点间没有显著差异。

(2)PCB11、1和5是多数样本中的优势组分,显示包括印染工业和电力制造业在内的工业生产可能是本研究PCB污染的主要来源。

(3)本研究中蚌样PCB累积以低氯(氯原子数 ≤ 2)为主,明显不同于太湖鸟类监测结果。这种差别可能来自于采样点不同或污染物在不同等级生物间的富集差异,以及本研究和前人研究不同研究时期PCB污染源动态变化的特点等。

(4)本研究可检出蚌样的PCBs残留量明显低于国内外相关的食品卫生标准,可能尚不会引起明显的健康损害。

参考文献:

- [1] 邢颖,吕永龙,刘文彬,等. 中国部分水域沉积物中多氯联苯污染物的空间分布、污染评价及影响因素分析[J]. 环境科学, 2006, 27(2): 228-234.
- [2] 吴明媛. 多氯联苯的性质、危害及在环境中的迁移[J]. 广西水产科技, 2005, 3: 13-16.
- [3] Nakata H, Hirakawa Y, Kawazoe M, et al. Concentrations and compositions of organochlorine contaminants in sediments, soils, crustaceans, fishes and birds collected from Lake Tai, Hangzhou Bay and Shanghai city region, China[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 133(3): 415-429.
- [4] 张于平,瞿文川. 太湖沉积物中重金属的测定及环境意义[J]. 岩矿测试, 2001, 20(1): 34-36.
- [5] Wang H, Wang C, Wu W, et al. Persistent organic pollutants in water and surface sediments of Taihu Lake, China and risk assessment [J]. *Chemosphere*, 2003, 50(4): 557-562.
- [6] O'Connor T P. National distribution of chemical concentrations in mussels and oysters in the USA[J]. *Marine Environmental Research*, 2002, 53(2): 117-143.
- [7] Monirith I, Ueno D, Takahashi S, et al. Asia-Pacific mussel watch: monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asian countries[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, 46(3): 281-300.
- [8] 贾晓平. 南海海洋渔业可持续发展研究[M]. 北京: 科学出版社, 2003. 32-35.
- [9] Chevreuil M, Blanchard M, Teil M, et al. Evaluation of the pollution by organochlorinated compounds (polychlorobiphenyls and pesticides) and metals (Cd, Cr, Cu and Pb) in the water and in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha pallas*) of the river seine[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1996, 88(3-4): 371-381.
- [10] 杨健,王慧,朱宏宇,等. 背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)在五里湖中的重金属富集[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(3): 362-366.
- [11] 边学森,刘洪波,甘居利,等. 太湖五里湖背角无齿蚌体内滴滴涕和六六六的残留[J]. 生态与农村环境学报, 2007, 23(2): 52-56.
- [12] 袁旭音,王禹,孙成,等. 太湖底泥中多氯联苯的特征与环境效应[J]. 长江流域资源与环境, 2004, 13(3): 272-276.
- [13] Frame G M, Cochran J W, Bøwadt S S. Complete PCB congener distributions for 17 aroclor mixtures determined by 3 HRGC systems optimized for comprehensive, quantitative, congener-specific analysis [J]. *Journal of High Resolution Chromatography*, 1996, 19(12): 657-668.
- [14] Kuo C, Liu S M, Liu C. Biodegradation of coplanar polychlorinated biphenyls by anaerobic microorganisms from estuarine sediments[J]. *Chemosphere*, 1999, 39(9): 1445-1458.
- [15] Voogt P, Brinkman U A Th. Comparison of methods for the extraction and determination of polychlorinated biphenyls in shiphull antifoulings [J]. *Chemosphere*, 1985, 14(8): 1013-1022.
- [16] Law R J. 3,3'-Dichlorobenzidine: a candidate for inclusion in marine monitoring programmes?[J]. *Chemosphere*, 1995, 30(9): 1791-1797.
- [17] 杭春燕. 沿太湖印染业治污缓慢[EB/OL]. http://www.enviroinfo.org.cn/Industry/Pollution_and_Pollution_Control/Industrial_Waste_Water/h080815.htm, 2007-04-23.
- [18] Nisbet I C T, Sarofim A F. Rates and routes of transport of PCBs in the environment[J]. *Environmental Health Perspectives*, 1972, 1: 21-38.
- [19] Qiao M, Chen Y, Zhang Q, et al. Identification of Ah receptor agonists in sediment of Meiliang Bay, Taihu Lake, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(5): 1415-1419.
- [20] 安琼,董元华,王辉,等. 鼋头渚不同年龄夜鹭卵中多氯联苯污染状况及分布特征[J]. 环境科学, 2004, 25(2): 157-161.
- [21] 龚钟明,董元华,安琼. 夜鹭卵中几种多氯联苯(PCBs)的残留特征[J]. 中国环境科学, 2001, 21(2): 124-127.
- [22] Cleverly D. Memorandum: response to ecological risk assessment forum request for information on the benefits of PCB congener-specific analyses[EB/OL]. <http://www.epa.gov/docs/oswer/riskassessment/pdf/1315-erasc-002f.pdf>, 2007-04-23.
- [23] Jackson L J, Carpenter S R, Manchester-Neesvig J, et al. PCB Congeners in Lake Michigan Coho (*Oncorhynchus kisutch*) and Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) Salmon [J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(5): 856-862.
- [24] Guruge K S, Tanabe S. Congener specific accumulation and toxic assessment of polychlorinated biphenyls in common cormorants, *Phalacrocorax carbo*, from Lake Biwa, Japan[J]. *Environmental Pollution*, 1997, 96(3): 425-433.
- [25] Livingstone D R, Nasci C, Solé M, et al. Apparent induction of a cytochrome P450 with immunochemical similarities to CYP1A in digestive gland of the common mussel (*Mytilus galloprovincialis* L.) with exposure to 2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphenyl and Aroclor 1254 [J]. *Aquatic Toxicology*, 1997, 38(4): 205-224.
- [26] Canesi L, Ciacci C, Betti M, et al. Effects of PCB congeners on the immune function of *Mytilus* hemocytes: alterations of tyrosine kinase-mediated cell signaling[J]. *Aquatic Toxicology*, 2003, 63(3): 293-306.
- [27] Voie Ø A, Fonnum F. Effect of polychlorinated biphenyls on production of reactive oxygen species (ROS) in rat synaptosomes[J]. *Archives of Toxicology*, 2000, 73(10-11): 588-593.
- [28] Ahlborg U G, Becking G C, Birnbaum L S, et al. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs: Report on WHO-ECEH and IPCS consultation December 1993[J]. *Chemosphere*, 1994, 28(6): 1049-1067.