

乐清湾海域鱼类中多溴联苯醚的分布特征

陈树科, 沈晓飞, 江锦花* (台州学院生命科学院, 浙江临海 317000)

摘要 使用气相色谱-质谱-化学离子源(GC-MS-NCI)检测法对持久性有机污染物多溴联苯醚(PBDEs)的10种同系物(Σ_{10} PBDEs)在海洋鱼类(红鲈、黑鲷、鲈鱼)中的含量进行了检测。结果表明,红鲈、黑鲷、鲈鱼肌肉中 Σ_{10} PBDEs的含量分别为252.6~662.2、454.6~1413.4、147.4~760.5 ng/kg 湿重(ww)。鱼肌肉样品中BDE47的相对含量最高。鱼肝对多溴联苯醚的富集能力强于鱼肉。

关键词 多溴联苯醚; 海洋鱼类; BDE47

中图分类号 S931.1 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2009)23-11040-04

Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Marine Fishes from Yueqing Bay Sea Area

CHEN Shu-ke et al (School of Life Science, Taizhou University Linhai, Zhejiang 317000)

Abstract The contents of 10 kinds of homologues (Σ_{10} PBDEs) of persistent organic pollutants polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine fishes (sheepshead, Black Sea Bream, Weever) were detected by GC-MS-NCI method. The results showed that the contents of Σ_{10} PBDEs in muscles of sheepshead, Black Sea Bream and Weever were 252.6-662.2, 454.6-1413.4, 147.4-760.5 ng/kg wet weight (ww) resp. The relative content of BDE47 in muscle sample of fish was the highest. The accumulation ability of fish liver on polybrominated diphenyl ethers was stronger than that of fish muscle.

Key words Polybrominated diphenyl ethers; Marine fish; BDE47

多溴联苯醚(polybrominated diphenyl ethers, PBDEs)是溴系阻燃剂(brominated flame retardants, BFRs)的一种,因其阻燃效率高、热稳定性好、对材料性能影响小等特点而被广泛应用于塑料、纺织品、电子电气设备中^[1]。自20世纪70年代以来,多溴联苯醚的使用量不断增加^[2]。研究发现,多溴联苯醚广泛存在于各种环境介质和生物体如大气、水体、鱼、鸟、海洋生物及人体中^[3],其含量呈指数增长^[4]。多溴联苯醚在环境中很难降解,且具有较强的亲脂憎水性,可沿食物链逐级放大并在环境中远距离迁移。大气、水体、土壤中的痕量多溴联苯醚可通过食物链对人类和高级生物造成危害,也可通过“蚱蜢跳效应”广域迁移,导致全球污染^[2,5-7]。生物积累性、持久性和生物毒性是多溴联苯醚的主要环境特征。多溴联苯醚对人类大脑、肝脏和肾脏等器官以及神经系统、内分泌系统、生殖系统具有急性或慢性毒性,对试验动物有致癌性、生殖毒性、神经毒性和内分泌干扰毒性^[8-10]。近年来,多溴联苯醚一直是环境科学工作者研究的热点污染物。

位于浙江东南沿海的台州市拥有近 8.0×10^6 hm²的海域,并拥有辽阔富饶的东海渔场,沿海渔区人口27.1万,渔业劳力约14.4万人,海洋捕捞产量和海水养殖产量均居浙江省首位,是我国主要渔区之一。渔业在台州农业和农村经济中占有举足轻重的地位(渔业产值占农业总产值的50%以上),渔业的发展关乎着台州市经济发展的大局。台州地区拥有国内较大的电子垃圾拆解市场,电子垃圾在拆解过程中不断向环境释放多溴联苯醚,为了解该区域水生生物对多溴联苯醚的累积和暴露情况,并为保护海洋生态系统和人体健康提供依据,笔者采集了台州乐清湾常见的鱼类样品,对样品中多溴联苯醚的含量进行了测定。

1 材料与方

1.1 材料

1.1.1 样品采集。鱼类样品以网箱捕捞的方式从台州乐清

湾采集,采样时间为2008年8月1日。在养殖海区(E121°14', N28°28')和(E121°12', N28°20')各采集2条成年红鲈、成年黑鲷、成年鲈鱼。样品采集后用水冲洗干净,按不同类别用铝箔包起,装于塑料袋中密封,加冰冷藏,运回实验室后立即解剖,得鱼肌肉和肝脏,将肌肉和肝脏样品置于-20℃冰箱中保存备用。

1.1.2 仪器与试剂。仪器:GC3800气相色谱-MS质谱联用仪(配备有化学离子源和EI源,美国瓦里安公司),VF-5 ms毛细管柱(30 m × 0.25 mm × 0.25 μm,美国瓦里安公司);旋转蒸发器(RE-52AA,上海康华生化仪器制造有限公司);电热恒温水浴锅(DKS-12型,宁波江南仪器厂);电热恒温鼓风干燥箱(DHG-9240A型,上海精宏实验设备有限公司)。所有玻璃器皿先用含有去污粉的自来水超声洗涤30 min,再分别用蒸馏水和重蒸馏水依次超声洗涤30 min,最后于105℃鼓风干燥器内烘干备用。所有金属器皿用二氯甲烷/正己烷(1:1,体积分数)清洗烘干后备用。试剂:10种多溴联苯醚的混合标准溶液购自上海百灵威化学技术有限公司,成分分别为BDE28、47、66、85、99、100、138、153、1541、83,浓度为100~250 μg/L。试验用有机溶剂正己烷和二氯甲烷均为分析纯。硅胶(100~200目)、中性氧化铝(100~200目)和无水硫酸钠在马弗炉中于450℃烧6 h后存放于干燥器中保存。酸性硅胶和碱性硅胶的制备:向活化后的硅胶中加入一定量1 mol/L NaOH(质量分数为25%)或浓H₂SO₄(质量分数为44%),摇匀平衡过夜后于正己烷中保存。试验用水为超纯水。

1.2 方法

1.2.1 样品前处理。将样品在室温下解冻。称取10 g湿样,加30 g左右的无水硫酸钠,用滤纸包好,于索氏提取器中用200 ml体积分数为1:1的正己烷:二氯甲烷提取48 h(水浴温度为60℃)。提取完后将圆底烧瓶中的提取液旋转蒸发至10 ml(旋转蒸发的水浴温度为60℃)。将浓缩液全部转入20 ml刻度离心管中,加1 ml正己烷洗涤圆底烧瓶2次,合并有机相至20 ml刻度离心管中。冷水浴中加浓硫酸至溶液上层液澄清为止,将上清液全部转入20 ml离心刻度

基金项目 浙江省温岭市科技项目(2007-35)资助。

作者简介 陈树科(1985-),男,浙江慈溪人,本科生,研究方向:海洋生物体中持久性有机污染物。*通讯作者。

收稿日期 2009-04-20

管中,加 1 ml 正己烷洗涤离心刻度管下面的浑浊液(2 次),合并有机相至 20 ml 刻度离心管中。加 20% 的无水硫酸钠至溶液不分层,将上层有机相转入 50 ml 圆底烧瓶中,加 1 ml 正己烷洗涤离心刻度管中的无水硫酸钠(2 次),合并有机相至 50 ml 圆底烧瓶中,旋转蒸发至 2 ml。转移至湿法装柱(正己烷)的多层硅胶氧化铝层析柱(从下到上依次为 4 cm 中性氧化铝,2 cm 中性硅胶,3 cm 碱性硅胶,2 cm 中性硅胶,5 cm 酸性硅胶,1 cm 无水硫酸钠)内。用 20 ml 正己烷/二氯甲烷(1:1,体积分数)分 4 次淋洗,将洗脱液旋转浓缩至近干,加 1 ml 正己烷定容于 1.5 ml 小瓶(Wheaton, USA)中进行分析。

1.2.2 样品分析。

(1)气相色谱条件:VF-5 ms 毛细管柱;进样器温度 280 °C,程序升温:初始温度 110 °C(保持 1 min),8 °C/min 升温至 180 °C(保持 1 min),再以 2 °C/min 升温至 210 °C(保持 1 min),然后以 5 °C/min 升温至 300 °C(保持 5 min)。载气为高纯氮($\geq 99.999\%$),柱流量 1.0 ml/min,进样模式:分流比 5:1,进样量 1 μ l。

(2)质谱条件:反应气为高纯甲烷($\geq 99.99\%$);色谱-质谱接口温度 280 °C;四极杆温度 40 °C;离子源温度 250 °C。

数据采集方式:选择离子监测方式,柱前压 1 000 Pa,延迟时间 8.00 min。选择扫描监测离子,定量离子 m/z 79,81。

1.2.3 质量控制。对样品进行如下质量控制分析:基质加标、基质加标平行样和样品平行样、空白试验。2 个基质加标中,10 种 PBDEs (BDE28、47、66、85、99、100、138、153、154、155、183)的平均回收率为 66.2%~84.4%,平均相对标准偏差为 19.9%。在空白样品中检测到少量的 28 和 100。

2 结果与分析

2.1 多溴联苯醚的浓度 该研究对 23 个鱼类组织样品中的 10 种多溴联苯醚化合物进行了分析,结果表明,BDE28、47、100 在所有样品中均有检出。BDE183 在所有样品中均未检出。22 个样品中有 BDE66 检出。BDE85、99、138、153、154 在样品中的检出频率分别为 43.5%、52.2%、8.7%、34.8%、65.2%。3 类鱼肌肉中 Σ_{10} PBDEs 的浓度为 147.4~1 413.4 ng/kg 湿重,其中黑鲷鱼的 Σ_{10} PBDEs 含量最高,为 454.6~1 413.4 ng/kg 湿重,平均为 892.9 ng/kg 湿重;红鲈鱼和鲈鱼的 Σ_{10} PBDEs 含量差别不大,分别为 252.6~662.2、147.4~760.5 ng/kg 湿重。供试的 3 种鱼均为肉食性鱼类,其肌肉中的 Σ_{10} PBDEs 含量差异可能与 3 种鱼对多溴联苯醚吸收和代

表 1 海洋鱼类不同组织中 PBDEs 的检出浓度

Table 1 The detection concentration of PBDEs in different parts of fish from marine

同系物 Homologue	红鲈 ($n=4$) <i>Lutjanus bohar</i>		黑鲷 ($n=4$) <i>Acanthopagrus schlegel</i>		鲈鱼 ($n=4$) <i>Gracila albomarginata</i>	
	肌肉 Muscle	肝脏 Liver	肌肉 Muscle	肝脏 Liver	肌肉 Muscle	肝脏 Liver
BDE-28	26.5~52.0 (30.2) ^(a)	409.0~508.7 ^(b) (447.2)	30.0~77.7 (54.2)	58.2~212.3 (130.0)	15.1~56.7 (42.5)	79.3~225.2 (131.5)
BDE-47	135.5~352.1 (170.3)	1 580.3~3 625.3 (2 470.3)	199.9~687.9 (410.2)	511.6~1 104.2 (820.5)	105.8~352.1 (215.4)	478.1~659.6 (561.6)
BDE-66	60.7~194.4 (100.7)	484.5~1 998.9 (1 260.3)	83.0~140.2 (118.6)	196.2~443.0 (288.4)	nd~194.4 (109.8)	285.9~436.6 (348.7)
BDE-85	nd	196.2~413.1 (303.0)	nd	nd~289.6 (188.1)	nd	nd
BDE-99	nd	263.8~287.8 (308.1)	nd~73.8 (35.4)	nd~261.7 (125.9)	nd~93.6 (41.1)	nd~348.6 (163.9)
BDE-100	29.9~63.7 (37.9)	241.6~596.7 (373.6)	45.5~121.6 (75.3)	143.2~232.4 (191.8)	26.5~63.7 (43.5)	125.5~195.1 (149.8)
BDE-138	nd	nd~512.9 (234.1)	nd	nd	nd	nd
BDE-153	nd	233.5~371.2 (300.5)	nd~142.1 (69.6)	nd~351.6 (171.7)	nd	nd
BDE-154	nd	314.5~922.7 (584.2)	96.2~170.1 (129.6)	nd~348.9 (228.9)	nd	nd~391.5 (191.1)
BDE-183	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ_{10} PBDE	252.6~662.2 (339.1)	3 723.4~9 237.3 (6 281.3)	454.6~1 413.4 (892.9)	909.2~3 243.7 (2 145.3)	147.4~760.5 (452.3)	968.8~2 256.6 (1 546.6)
BDE-47 含量//%	50.2	39.3	45.9	38.2	47.6	36.3
脂肪含量 Fat content //%	3.8~6.8	68.4~75.6	11.5~18.8	46.9~52.9	6.4~14.9	31.0~46.9

注:a 表示 PBDEs 同系物的检测平均值;b 表示 PBDEs 同系物的检测范围;c 表示没检测出 PBDEs 同系物。

Note:a stands for the average detection value of PBDEs homologues;b stands for the detection range of PBDEs homologues;nd stands for no detection of PBDEs homologues.

谢能力的差异有关。

2.2 与其他地区海洋生物污染状况的比较 很多学者以 Σ PBDEs 的含量比较各种生物体内多溴联苯醚的污染程度,但由于所分析的 Σ PBDEs 数目不同,比较结果差异较大。BDE47 是海洋生物中检出频率和含量最高的同系物,以其为代表比较生物体 PBDEs 的污染情况,结果较可靠^[11]。故该研究以样品中浓度最高的 BDE47 为比较对象(鱼类肌肉中 BDE47 含量为 45.9%~50.2%),了解该区域内海洋鱼类多

溴联苯醚的污染状况。表 2 给出了世界范围内一些海洋生物体中 BDE47 的浓度。

由表 2 可知,该区域鱼类肌肉中 BDE47 的含量为 0.11~0.69 ng/g 湿重(4.9~23.3 ng/g 脂重),与日本濑户内海地区的海鳗、野生比目鱼、养殖比目鱼、野生鲷鱼、野生竹鱼、野生真鲷、养殖真鲷、野生鲈鱼、养殖黄鲈鱼的 BDE47 含量(1.2~38 ng/g 脂重)^[12]相似;全世界各个海域(中国东海、南海、菲律宾、台湾海峡,日本海,太平洋等)中金枪鱼的

表2 世界各地海洋生物中BDE47的浓度

Table 2 Comparison of BDE47 concentrations in marine biota samples from different locations of the world

地点 Place	物种(肌肉) Species (muscle)	BDE47	参考文献 Reference
日本濑户内海	9种鱼	1.20~38.00 ^(a)	Akutsuv等 ^[12]
全世界各个海域	金枪鱼	<0.10~18.00 ^(a)	Ueno等 ^[13]
比利时北海地区	几种鱼类	3.00~108.00 ^(a)	Voorspoels等 ^[14]
荷兰	比目鱼	0.07~3.20 ^(a)	de Boer等 ^[15]
北海地区	3种鱼类	26.00~43.00 ^(a)	Boon等 ^[16]
大不列颠哥伦比亚海滨	舌鳎	0.88~10.40 ^(a)	Ikonomou等 ^[17]
西欧沿海和北美沿海	太平洋鲑鱼	0.49~10.92 ^(a)	Hites等 ^[18]
格陵兰南部	几种鱼类	9.50~41.30 ^(a)	Christensen等 ^[19]
加拿大	舌鳎	48.50 ^(a)	Ikonomou等 ^[17]
加利福尼亚沿海	4种鱼	136.00~228.00 ^(a)	Brown等 ^[20]
旧金山湾	6种鱼	122.00~1286.00 ^(a)	Holden等 ^[21]
北大西洋和波罗的海	几种鱼类	2.00~7.60 ^(b)	Burreau等 ^[22]
中国大亚湾海域	22种鱼	0.01~0.21 ^(b)	丘耀文等 ^[23]
中国珠江河口	几种鱼类	15.80~340.30 ^(b)	向彩虹等 ^[11]
中国广东清远市龙塘镇	3种鱼类	215.00~44.00 ^(b)	Wu等 ^[24]

注: (a)代表 ng/g 脂重; (b)代表 ng/g 湿重。

Note: (a) stands for ng/g fat weight; (b) stands for ng/g wet weight.

BDE47 含量 (<0.1~18 ng/g 脂重)^[13] 低于该研究结果; 比利时北海地区比目鱼、蝶科类鱼、舌鳎、虾、蟹的 BDE47 含量 (3~108 ng/g 脂重)^[14]、荷兰比目鱼的 BDE47 含量 (0.07~3.20 ng/g 湿重)^[15] 的下限与该研究的下限值相似; 北海地区鱼类的 BDE47 含量 (26~43 ng/g 脂重)^[16]、大不列颠哥伦比亚海滨舌鳎的 BDE47 含量 (0.88~10.40 ng/g 湿重)^[17]、西欧沿海和北美沿海太平洋鲑鱼的 BDE47 含量 (0.49~10.92 ng/g 湿重)^[18] 的下限值与该研究的上限值相似; 格陵兰南部海洋鱼类和贝类 (9.5~41.3 ng/g 脂重)^[19]、加拿大舌鳎 (48.5 ng/g 脂重)^[17] 的 BDE47 含量稍微高于该研究结果; 加利福尼亚沿海的海鲷、条纹鲈鱼、斑点砂鲈、白姑鱼 (136~228 ng/g 脂重)^[20]、旧金山湾的鲈鱼、比目鱼、胡瓜鱼、国王鱼、条纹鲈鱼、豹纹鲨 (122~1286 ng/g 脂重)^[21]、北大西洋和波罗的海鱼类 (2~7.6 ng/g 湿重)^[22] 的 BDE47 含量明显高于该研究结果; 中国大亚湾海域 22 种海洋鱼类的 BDE47 含量 (0.01~0.21 ng/g 湿重)^[23] 低于该研究结果; 同为电子拆解附近的中国珠江河口的大黄鱼、银鲳、鲮鱼、舌鳎、龙头鱼、近缘新对虾、刀额新对虾和虾姑 (15.8~340.3 ng/g 脂重)^[11] 和中国广东清远市龙塘镇的鲮鱼、鲫鱼、北方花点鳢鱼的 BDE47 含量 (215~44 ng/g 湿重)^[24] 远高于该研究结果。综上所述, 乐清湾海域鱼类的 PBDEs 含量在世界范围内处于较低水平。

2.3 鱼肝中的 PBDEs 浓度 3 种鱼 (红鲈、黑鲷、鲈鱼) 肝中 Σ_{10} PBDEs 的含量为 909.2~9237.3 ng/kg 湿重, 明显高于相应鱼肉中的 Σ_{10} PBDEs 含量 (147.4~1413.4 ng/kg 湿重) (表 1)。鱼肝、鱼肉中 PBDEs 的分布模式非常相似 (图 1), 其含量表现为: BDE47 > BDE66 > BDE28, BDE99, BDE100, BDE154 > BDE85, BDE138, BDE153 > BDE183。BDE47 为最主要的同系物, BDE47 相对于 Σ_{10} PBDEs 的平均含量为 36.3%~39.3%。这与其林竹光等^[25] 和郭英等^[26] 报道的结果一致。

很多研究报道, 鱼类肝脏比鱼类肌肉更容易富集 PB-

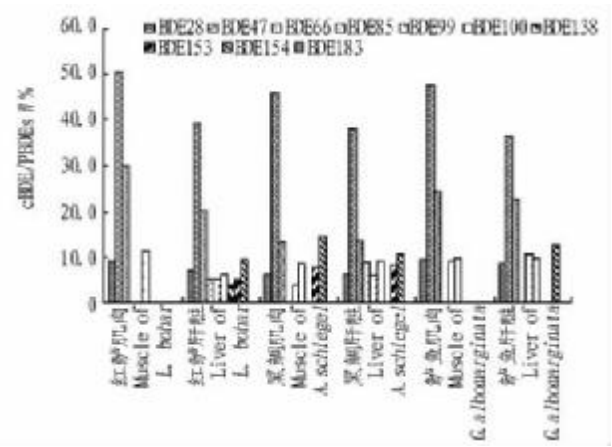


图1 鱼肉、鱼肝中PBDEs的分布模式

Fig. 1 The distribution pattern of PBDEs in muscle and liver of fishes

DEs。Burreau等^[27]利用自动射线照相术研究了¹⁴C-BDE47 经白斑狗鱼摄食后在鱼体内的分布, 结果表明, 脂肪含量高的肝脏比脂肪含量低的肌肉更容易富集多溴联苯醚。郭英等^[26]测定桂花鱼各个组织和器官中的 PBDEs 含量, 发现桂花鱼肝脏中 PBDEs 的浓度 (1.28~8.87 ng/g) 明显高于肌肉中 PBDEs 的浓度 (0.14~2.61 ng/g)。该研究通过比较鱼肝中 PBDEs 的含量占鱼肉和鱼肝中 PBDEs 总含量的比例 ($c_{\text{鱼肝}} / (c_{\text{鱼肝}} + c_{\text{鱼肉}})$) 来探讨不同物种鱼肝、鱼肌肉对 PBDEs 的富集能力 (若该比值大于 0.5, 则说明 PBDEs 易在鱼肝中富集, 若比值等于 0.5, 说明鱼肝和鱼肉对 PBDEs 的富集能力相似, 若比值小于 0.5, 说明 PBDEs 易在鱼肉中富集^[28])。结果表明, 红鲈、黑鲷、鲈鱼中该比值分别为 0.95、0.71、0.77, 均大于 0.5, 说明 PBDEs 易在这些鱼类的肝脏中富集。Voorspoels等^[14]调查了比利时北海海域海洋生物的 PBDEs 含量, 发现白奎中该比值为 0.67, 与该研究结果相似。Boon等^[16]分析了北海水生食物链中不同营养级别生物受 PBDEs 的污染情况, 发现鳕鱼的该比值 (0.79) 与该研究结果十分相似。说明这些物种可选择性的在肝中富集 PBDEs。吕杨等^[29]通过测定鲫鱼肌肉组织和内脏组织中的 PBDEs 浓度, 发现鱼类内脏组织中的 Σ PBDEs 占肌肉和内脏组织中 Σ PBDEs 总量的 0.657 (大于 0.5), 说明 PBDEs 更容易在内脏组织中富集。

不同溴代联苯醚 (BDE28、47、66、99、100、154) 在不同鱼类肝脏中的富集比值如图 2 所示。由图 2 可知, 同种鱼类肝脏对不同溴代联苯醚的富集能力一致, 这与相关文献存在差别。向彩虹等^[28]通过分析珠江河口鱼肝中联苯醚的富集情况, 发现银鲳鱼和龙头鱼体内高溴代的 PBDE 较低溴代的 PBDE 具有更大的鱼肝/鱼肉浓度比。在 Voorspoels等^[14]的研究中, 比目鱼、欧碟及舌鳎体内 BDEs 的鱼肝/鱼肉浓度比也呈现出同样的趋势。而向彩虹等^[28]发现, 在大黄鱼和鲮鱼体内低溴代的 PBDE 较高溴代 PBDE 更容易在肝中富集。不同 BDEs 在鱼肝中的富集能力可能与物种以及化合物本身的性质有关, 但确切原因还有待于进一步研究。

3 结论

(1) 乐清湾海洋鱼类已受到多溴联苯醚的污染, 鱼肌肉

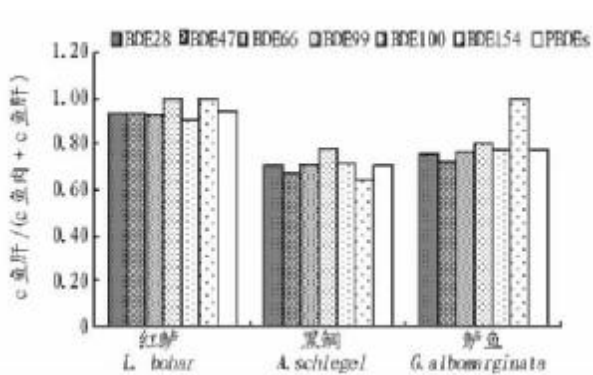


图2 鱼肝中PBDEs的富集情况

Fig.2 Accumulation of PBDEs in fish liver

中联苯醚的浓度为 147.4 ~ 1 413.4 ng/kg 湿重。

(2) 乐清湾海域鱼类体内 PBDEs 的含量在世界范围内处于较低水平。

(3) 鱼类肌肉和肝脏中 PBDEs 的同系物主要为 BDE47。

(4) 鱼肝对多溴联苯醚的富集能力远高于鱼肌肉。

参考文献

- [1] 刘汉震, 张庆华, 江桂斌. 多溴联苯醚及其环境问题 [J]. 化学进展, 2005, 17 (3): 554 - 562.
- [2] RAHMAN F, LANGFORD K H, SCRIMSHAW M D, et al. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants [J]. Science of the Total Environment, 2001, 275 (1/3): 1 - 17.
- [3] AKUTSU K, KITAGAWA M, NAKAZAWA H, et al. Time-trend (1973 - 2000) of polybrominated diphenyl ethers in Japanese mother's milk [J]. Chemosphere, 2003, 53: 645 - 654.
- [4] HITES R A. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38: 945 - 956.
- [5] DEWIT C. An overview of brominated flame retardants in the environment [J]. Chemosphere, 2002, 46 (5): 583 - 624.
- [6] GOUIN T, HARNER T. Modelling the environmental fate of the polybrominated diphenyl ethers [J]. Environment International, 2003, 29 (6): 17 - 724.
- [7] WATANABE I, TATSUKAWA R. Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment: swedish national chemicals inspectorate: proceedings of the workshop on brominated aromatic flame retardants [C]. Sweden: Solna, 1990.
- [8] BRANCHI I, CAPONE F, VITALONE A, et al. Early developmental exposure to bde 99 or aroclor 1254 affects neurobehavioural profile: interference from the administration route [J]. Neuro Toxicology, 2005, 26 (2): 183 - 192.
- [9] DARNERUD P O, RISBERG S. Tissue localisation of tetra- and pentabromodiphenyl ether congeners (BDE-47, -85, and -99) in perinatal and adult C57BL mice [J]. Chemosphere, 2006, 62 (3): 485 - 493.
- [10] DARNERUD P O, WONG J, BERGMAN A, et al. Common viral infection affects pentabrominated diphenyl ether (PBDE) distribution and metabolic and hormonal activities in mice [J]. Toxicology, 2005, 210 (2/3): 159 - 167.
- [11] 向彩红. 珠江河口水生生物中多溴联苯醚的初步研究 [D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2006: 27 - 55.
- [12] AKUTSU K, OBANA H, OKIHASHI M, et al. GC/MS analysis of polybrominated diphenyl ethers in fish collected from the Inland Sea of Seto, Japan [J]. Chemosphere 2001, 44: 1325 - 1333.
- [13] UENO D, KAJIWARA N, TANAKA H, et al. Global pollution monitoring of polybrominated diphenyl ethers using Skipjack Tuna as a bioindicator [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38: 2312 - 2316.
- [14] VOORSPOELS S, COVACI A, SCHEPENS P. Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: levels, profiles, and distribution [J]. Environmental Science and Technology, 2003, 37: 4348 - 4357.
- [15] DE BOER J, WESTER P G, DE HORST A V, et al. Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands [J]. Environmental Pollution, 2002, 122, 63 - 74.
- [16] BOON J P, LEWIS W E, T, JOEN-A-CHOY M R, et al. Levels of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in animals representing different trophic levels of the North Sea food web [J]. Environmental Science and Technology, 2002, 36: 4025 - 4032.
- [17] IKONOMOU M G, RAYNE S, FISCHER M, et al. Occurrence and congener profiles of polybrominated diphenyl ether (PBDE) in environmental sample from coastal British Columbia, Canada [J]. Chemosphere, 2002, 46: 649 - 663.
- [18] HITES R A, FORAN J A, SCHWAGER S J, et al. Global assessment of polybrominated diphenyl ethers in farmed and wild salmon [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38 (19): 4945 - 4949.
- [19] CHRISTENSEN J H, GLASIUS M, PECSELI M, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine fish and blue mussels from southern Greenland [J]. Chemosphere 2002, 47: 631 - 638.
- [20] BROWN F R, WINKLER J, VISITA P, et al. Levels of PBDEs, PCDDs, PCDFs, and coplanar PCBs in edible fish from California coastal waters [J]. Chemosphere, 2006, 64: 276 - 286.
- [21] HOLDEN A, SHE J, TANNER M, et al. PBDEs in the San Francisco Bay Area: measurements in fish [J]. Organohalogen Compound, 2003, 61: 255 - 258.
- [22] BUREAU S, ZEBUHR Y, ISHAQ R, et al. Comparison of biomagnification of PBDEs in food chains from the Baltic Sea and the Northern Atlantic Sea [J]. Organohalogen Compound, 2000, 47: 253 - 255.
- [23] 丘耀文, 张干, 郭玲利, 等. 大亚湾海域多溴联苯醚的生物累积特征 [J]. 中国环境科学, 2006, 26 (6): 685 - 688.
- [24] WU J P, LUO X J, ZHANG Y, et al. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild aquatic species from an electronic waste (e-waste) recycling site in South China [J]. Environment International, 2008, 34: 1109 - 1113.
- [25] 林竹光, 张莉莉, 孙若男, 等. 动物肝脏中九种多溴联苯醚残留量的 GC-NCI/MS 分析 [J]. 分析实验室, 2008, 27 (7): 30 - 34.
- [26] 郭英, 唐洪磊, 孟祥周, 等. 多溴联苯醚在桂花鱼体内的分布 [J]. 环境科学, 2007, 28 (12): 2806 - 2810.
- [27] BUREAU S, BROMAN D, ORN U. Tissue distribution of 2,2',4,4'-tetrabromo [¹⁴C]diphenyl ether ([¹⁴C]-PBDE 47) in pike (Esox lucius) after dietary exposure - a time series study using whole body autoradiography [J]. Chemosphere, 2000, 40: 977 - 985.
- [28] 向彩红, 罗孝俊, 余梅, 等. 珠江河口水生生物中多溴联苯醚的分布 [J]. 环境科学, 2006, 27 (9): 1732 - 1737.
- [29] 吕杨, 王立宁, 黄俊, 等. 海河渤海湾地区沉积物-鱼体样品中多溴联苯醚的水平与分布 [J]. 环境污染与防治, 2007, 29 (9): 652 - 660.
- [30] 曲亮, 黄瑞华, 李开桢, 等. H-FABP 和 HSL 基因多态性对苏淮猪胴体性状的影响 [J]. 南京农业大学学报, 2008, 31 (3): 107 - 112.
- [10] PAULUSSEN R J, GEELAN M J, BEYNEN A C, et al. Immunochemical quantitation of fatty-acid-binding proteins. I. Tissue and intracellular distribution, postnatal development and influence of physiology conditions on rat heart and liver FABP [J]. Biochim Biophys Acta, 1989, 1001 (2): 201 - 209.

(上接第 10903 页)

- [7] 储冬生, 鸭 A-FABP 和 H-FABP 基因 cDNA 序列克隆及其 mRNA 表达规律的研究 [D]. 扬州: 扬州大学, 2008.
- [8] 曹红鹤, 李宏滨, 王立贤. FABPs 作为猪肌肉脂肪沉积候选基因的研究进展 [J]. 国外畜牧科技, 1999, 26 (6): 31 - 33
- [9] 曲亮, 黄瑞华, 李开桢, 等. H-FABP 和 HSL 基因多态性对苏淮猪胴体性