

广东大鹏湾海域糙齿海豚体内多氯联苯的分布特征与毒性评价

黄健生^{1,2}, 贾晓平¹, 甘居利¹

(1. 农业部渔业生态环境重点开放实验室, 广东省渔业生态环境重点实验室, 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东 广州 510300; 2. 广东海洋大学, 广东 湛江 524088)

摘要:以广东大鹏湾海域糙齿海豚 (*Steno bredanensis* Lesson) 为研究对象, 采用气相色谱法分析了海豚 8 种组织中多氯联苯 (PCBs) 的含量。将海豚 8 种组织分别经皂化、萃取、净化、浓缩等处理后, 用 Agilent 6890N 型气相色谱仪、DB-XLB 型毛细管气相色谱柱 (30 m×0.32 mm×0.50 μm)、ECD 检测器测定。共检测出 43 种 PCBs 同系物。结果表明, PCBs 在海豚 8 种不同组织中的含量范围为 19.6~1 326.3 ng/g 组织, 皮肤中比其余 7 种组织的 PCBs 含量 (19.6~90.4 ng·g⁻¹) 高 2 个数量级, 各组织中含量由大到小依次为皮肤、心脏、肌肉、肝脏、睾丸、胃、肾脏、肺。PCBs 同系物和同族物在海豚不同组织中的分布特征相似, 同系物中以 PCB153 所占总量的百分比最大, 在 18.7%~21.1% 之间, 其次分别为 PCB180、PCB187, 分别占 9.65%~12.02% 和 4.08~9.26%, PCB138、PCB157、PCB151、PCB110 和 PCB145 等 5 种同系物所占百分比相对较低, 范围为 0.87%~5.80%; 在同族物中以含 6 个氯原子的 PCBs 百分比最大, 为 48.2%~58.2%, 其次分别是含 7 个和 5 个氯原子的, 所占百分比分别为 18.76%~24.81% 和 12.10%~18.10%。应用二噁英毒性当量 (TEQ) 评价了糙齿海豚不同组织中 PCBs 的毒性, 其 TEQs 范围为 45.04~2 896.67 pg/g, 其中皮肤的毒性当量最高, 比肺的高 2 个数量级, 比心脏、睾丸、肌肉、肝脏、胃和肾脏的高 1 个数量级。TEQs 主要来自非邻位取代的 PCBs, 占总量的 98.5%~99.3%, 其中来自 PCB126 的占 86.3%~93.7%, 是海豚体内 TEQs 的主体。与世界其他海域海豚的 PCBs 污染水平相比, 大鹏湾海域糙齿海豚的 PCBs 污染处于相对严重水平。[中国水产科学, 2007, 14 (6): 974~980]

关键词:多氯联苯; 糙齿海豚; 分布规律; 毒性评价

中图分类号: X171.5 **文献标识码:** A **文章编号:** 1005-8737-(2007)06-0974-07

多氯联苯 (Polychlorinated biphenyls, PCBs) 是包含 209 种同类物的人工合成工业品, 在 20 世纪 70 年代前在工业生产中有过广泛的用途。因其具有环境持久性、远距离迁移性和生物蓄积性等特点, 曾给生态系统和人类健康造成严重影响并且至今仍然存在潜在的威胁。在海洋环境中, PCBs 给海洋哺乳动物造成了危害, 尤其是海豚, 由于其寿命长, 脂肪含量高, 处在海洋食物链顶端, 亲脂性的 PCBs 极易通过食物链在其体内大量富集, 破坏海豚的免疫系统, 引发癌症、生殖系统损害、生理失调、骨中钙沉积减少和其他疾病的发生^[1]。多位学者研究表明, 海洋哺乳动物体内 PCBs 的含量将在 2000~2030 年达到高峰^[2]。因此, 有必要加强海豚 PCBs 污染趋势监测和研究, 保护海豚, 维持海洋生物多样性。国外对海豚体内 PCBs 残存量方面作了大量研究工作, 但对 PCBs 在海豚体内不同组织中分布规律及

其毒性评估的报道不多, 国内在这方面的研究则基本处于空白状态^[3]。

糙齿海豚 (*Steno bredanensis* Lesson) 分布于大西洋、印度洋、东南太平洋的热带至暖温带海域, 游水速度极快, 主食乌贼和鱼类, 性成熟时体长约 1.8 m, 成体体长 2.8 m, 体质量可达 150 kg。在中国常见于南海北部沿海、江苏省沿海、上海附近海域以及台湾省的基隆、苏澳、高雄附近海域, 为国家二级保护水生野生动物。本研究以广东大鹏湾海域采集的糙齿海豚样品为对象, 对其体内 8 种不同组织中的 PCBs 进行分析, 初步探索 PCBs 在海豚体内不同组织中的分布规律, 评估不同组织中 PCBs 同系物的毒性, 旨在进一步了解南海北部海域 PCBs 污染的生物地球化学变动规律提供第一手资料和积累基础数据。

收稿日期: 2007-01-29; 修订日期: 2007-07-01.

基金项目: 科技部科研所社会公益研究专项 (2005DIB3J021); 广东省科技兴海重大项目 (A200099E01).

作者简介: 黄健生 (1981-), 男, 硕士, 主要从事生态环境研究. E-mail: huangjs25@163.com

通讯作者: 贾晓平. E-mail: jiaxiaoping53@163.com

1 材料与方法

1.1 仪器设备及试剂

Agilent 6890N 型气相色谱仪、超声振荡器、氮吹仪、旋转蒸发浓缩器配真空泵、QL-901 涡旋混合器、TGL-16C 离心机、玻璃层析柱(长 300 mm、内径 10 mm); PCBs 混合标准溶液由美国 AccuStand 公司提供, 纯度 98.8%~100%; 正己烷、二氯甲烷为色谱纯; 正己烷/二氯甲烷混合液(体积比 1:1); 氢氧化钠/乙醇溶液, 分析纯, 1 mol/L; 无水硫酸钠, 分析纯, 650 ℃灼烧 4 h; Florisil 硅土, 60~100 目, 140 ℃加热 4 h, 干燥器中室温贮存; 复合层析柱, 在层析柱中自下而上依次加入 5 g Florisil 硅土、2 g 无水硫酸钠。

1.2 样品

1.2.1 样品采集 于 2006 年 4 月在大鹏湾小梅沙海边(图 1)采集到 1 头搁浅死亡的糙齿海豚, 处于成年期, 体质量 77 kg, 体长 221 cm。估测采样时间为死后 20 h, 采样时分别剪切海豚组织样品各 50~100 g, 用不锈钢剪刀剪碎, 成浆状, 于 -20 ℃保存待用。

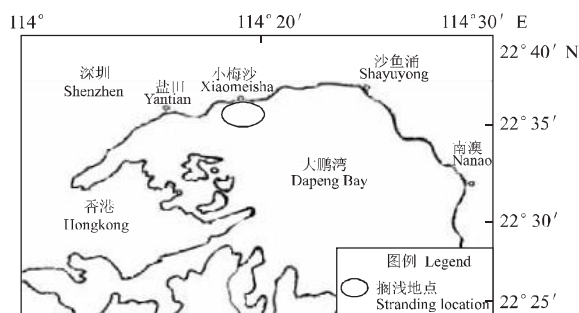


图 1 糙齿海豚搁浅地点示意图

Fig.1 Stranding locations of rough-toothed dolphin

1.2.2 样品前处理 低脂样品(心脏、肌肉、肝脏、睾丸、胃、肾脏、肺)处理方法: 称取各组组织湿样约 8.0 g, 加正己烷/二氯甲烷混合液 25 mL, 浸泡 24 h 后, 40 Hz 超声振荡萃取 20 min、4 000 r/min 离心 10 min, 上清液转入鸡心瓶, 重复 1 次。将鸡心瓶于 50 ℃水浴减压旋转蒸发至近干, 再加入正己烷约 5 mL, 旋转蒸发至近干; 用己烷洗涤鸡心瓶 3 次, 每次加 1 mL, 洗涤液逐次吸入离心管, 加浓硫酸 4 mL 净化, 4 000 r/min 离心 10 min。将上清液缓慢加入层析柱, 再用 50 mL 正己烷淋洗净化柱, 流速 1.0~1.5 mL/min, 收集淋洗液(前 5~8 mL 弃去)入鸡心

瓶, 于 50 ℃旋转蒸发至近干。用正己烷洗涤鸡心瓶 3 次, 每次加 1 mL, 洗涤液逐次吸入离心管加氮气流吹至近干, 沿离心管内壁加正己烷, 定容至 500 μL, 溶解残留物, 密封, 4 ℃冷藏, 待测。

高脂样品(皮肤)处理方法: 准确称量依 1.2.1 方法制备的湿样 0.5 g 样品至 25 mL 试管, 加入 3 mL 乙醇, 摇匀。加入 6 mL 氢氧化钠/乙醇溶液, 加热至 60~70 ℃皂化, 直到样品完全消解。待冷却到 50 ℃, 加入 5 mL 正己烷/二氯甲烷, 把溶液转移到含有 3 mL 纯水的分离漏斗中, 液-液萃取, 收集上层溶液, 再加入正己烷/二氯甲烷, 重复 2 次。收集到的溶液浓缩到 3 mL, 用 3~5 mL 5% 的发烟硫酸进行净化, 把混合物漩涡 1 min, 离心, 收集正己烷层, 取 2 mL 正己烷加到下层再搅拌, 重复 3 次。把正己烷浓度到 3 mL, 缓慢加入层析柱, 以下步骤同上。

1.3 测定方法

1.3.1 脂肪含量的测定 脂肪含量的测定: 准确称量 0.5 g 样品, 加入 30 mL 正己烷/二氯甲烷(体积比 1:2)超声萃取 20 min、4 000 r/min, 离心 10 min, 取上清液至鸡心瓶, 再加入正己烷/二氯甲烷, 重复以上步骤 1 次, 把鸡心瓶溶液于 40 ℃旋转减压蒸发至干, 于干燥器中干燥至恒重后电子天平称量。

1.3.2 PCBs 测定

(1) 色谱条件

Agilent 6890N 型气相色谱仪, ^{63}Ni 放射源 μECD 检测器、DB-XLB 型毛细管气相色谱柱(30 m $\times$ 0.32 mm $\times$ 0.50 μm), 不分流方式进样 1 μL。载气为 99.999% 高纯度 N_2 , 60 mL/min、柱前压恒压 13 psi, 进样口温度 250 ℃、 μECD 温度 350 ℃。升温程序为 120 ℃(保持 0.5 min), 20 ℃/min 至 200 ℃(0 min), 1 ℃/min 至 250 ℃(0 min), 20 ℃/min 至 310 ℃(0 min)。

(2) 质量控制

在与样品分析流程相同条件下作空白样分析, 色谱图上未出现其他干扰物质的峰值, 表明分析过程没受到人为有机物污染。选择 PCB31、PCB44、PCB102、PCB141、PCB183 标样按照前述操作方法处理以计算回收率, 测定方法回收率为 75.8%~119%, 变异系数为 5.6%~11.2%, 表明方法准确可靠, 可满足分析要求。

1.4 数据处理

PCBs 组成分析: 利用软件 Microsoft Office Excel 对海豚组织中的 PCBs 同系物和同族物的组成作

统计分析;并运用软件 SPSS (soft package for social science) 对 PCBs 在海豚各组织的分布特征进行相关分析;依照目前国际通用的方法即 1998 世界卫生组织 (WHO) 修订标准^[4]进行毒性当量评价;将毒性最强的 2,3,7,8-TCDD 毒性强度定为 1, 以其他化合物的毒性与其做比较, 制订出 17 种 2,3,7,8-氯取代二噁英 (戴奥辛) 和 12 种共平面多氯联苯 (统称为二噁英类化合物 dioxin-like compounds) 的毒性当量因子 (WHO-TEF), 具体数值列于表 1。PCBs 总毒性当量 (Toxic equivalency, TEQ) 按以下方程计算:

$$\text{TEQs} = \sum_i^n C_i \cdot \text{TEF}_i$$

式中: TEQs 为总毒性当量; C_i 为类二噁英化合物 i 的浓度; TEF_i 为类二噁英化合物 i 的 WHO-TEF。

2 结果与分析

2.1 不同组织中 PCBs 的含量分布

在糙齿海豚体内 8 种不同组织中共检测出 43 种 PCBs 同系物, PCBs 总含量范围在 19.6 ~ 1326.3 ng/g 之间, 详细结果见表 2。在 8 种不同组织中, 皮肤的 PCBs 含量最高 (1326.3 ng/g 湿质量), 比其余 7 种组织的 PCBs 含量 (19.6~90.4 ng/g) 高 2 个数量级。肺的 PCBs 含量最低, 约是皮肤 PCBs 含量的 1/80。而心脏、肌肉、肝脏、睾丸、胃、肾脏和肺 7 种组织中 PCBs 含量虽然处于同一个数量级, 但其含量由高到低依次为心脏、肌肉、肝脏、睾丸、胃、肾脏、肺。

表 1 海豚体内不同组织中 PCBs 同系物的国际毒性当量评价

PCBs 编号 PCBs code	WHO ₉₈ -TEF	肺 Lung	肾脏 Kidney	胃 Stomach	睾丸 Testicle	肝脏 Liver	肌肉 Muscle	心脏 Heart	皮肤 Skin
77	0.0001	0.03	0.04	0.05	0.06	0.06	0.08	0.16	0.94
105	0.0001	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.53
118	0.0001	0.04	0.04	0.06	0.05	0.09	0.13	0.13	4.13
126	0.1	39.03	96.28	105.33	160.14	106.88	124.06	238.31	2172.73
156	0.0005	0.00	0.09	0.08	0.02	0.13	0.18	0.26	3.82
157	0.0005	0.41	0.56	0.62	0.78	0.17	1.36	1.94	26.00
169	0.01	5.39	6.64	9.05	9.80	15.38	13.53	17.64	185.45
189	0.0001	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.03	0.03	0.35
TEQs		44.90	103.67	115.20	170.85	123.73	139.39	258.50	2393.95

2.2 不同组织中 PCBs 的组成特征

在所测出的 43 种 PCBs 同系物中, 选择 8 种含量较高 PCBs 同系物作为主要讨论对象, 其在地豚不同组织中的分布状况如图 2 所示。总体而言, PCBs 同系物在地豚不同组织中的分布特征相似, 均以 PCB153 所占质量分数最大, 在 18.73% ~ 21.15% 之间; 其次是 PCB180 和 PCB187, 分别占 9.65% ~ 12.02% 和 4.08 ~ 9.26%; PCB138、PCB157、PCB151 和 PCB110 等 4 种同系物所占百分比相对较低, 范围为 3.39% ~ 5.80%, 仅皮肤中的 PCB145 含量分布例外, 占 0.87%。在地豚的各

类组织中, PCBs 同族物中以高氯取代的 PCBs 为主, 含 5 个以上氯原子的 PCBs 占 89.08% 以上, 其中以含 6 个氯原子的 PCBs 的百分比最大, 在 48.22% ~ 58.29% 之间, 其次分别是含 7 个和 5 个氯原子的同族物, 所占百分比分别为 18.76% ~ 24.81% 和 12.10% ~ 18.10% (图 3)。运用 SPSS 统计软件对检测到的 PCBs 同系物及同族物在地豚不同组织的分布模式进行相关分析, 得到各组织间的相关系数 r 在 0.886 ~ 0.988, 均为显著相关, PCBs 在各组织的分布模式相似。

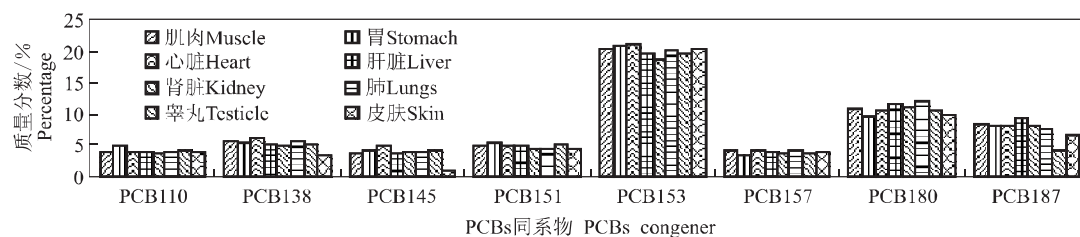


图2 海豚不同组织中的各 PCBs 同系物占 PCBs 总量的百分比

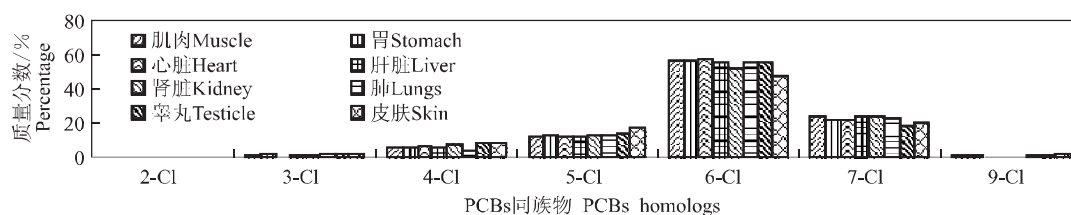
Fig.2 The percentages of PCBs congeners to total PCBs in the tissues of *S. bredanensis* Lesson

图3 海豚不同组织中各 PCBs 同族物占 PCBs 总量百分比

Fig.3 The percentages of PCBs homologs to total PCBs in the tissues of *S. bredanensis* Lesson

2.3 PCBs 的毒性当量 (TEQs)

检测出非邻位取代共平面 PCB77、PCB126、PCB169 和单邻位取代共平面 PCB105、PCB118、PCB156、PCB157、PCB189 共 8 种同系物。根据 1.4 所述方法对糙齿海豚不同组织中所检出的共平面 PCB 同系物的毒性当量进行了计算,结果列于表 2。在 8 种组织中,TEQs 在 44.9~2 393.95 $\mu\text{g/g}$ 之间,其中皮肤中的毒性当量最高,比肺的高 2 个数量级,

比心脏、睾丸、肌肉、肝脏、胃和肾脏的高 1 个数量级,毒性当量由大到小依次为皮肤、心脏、肌肉、肝脏、睾丸、胃、肾脏、肺,这与 PCBs 含量在各组织中的分布规律基本一致。海豚各组织 TEQs 主要来自非邻位取代 PCBs 同系物,占总量的 98.5%~99.3%,其中 PCB126 的所占份额达到 86.3%~93.7%,是海豚体中 TEQs 的主体。

表 2 糙齿海豚不同组织中脂肪与 PCBs 含量

Tab.1 Contents of lipid and PCBs in the tissues of *S. bredanensis* Lesson

项目 Item	组织 Tissue							
	肺 Lung	肾脏 Kidney	胃 Stomach	睾丸 Testicle	肝脏 Liver	肌肉 Muscle	心脏 Heart	皮肤 Skin
脂肪 /% Lipid	0.097	0.071	0.156	0.145	0.091	0.058	0.223	4.053
PCBs /($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ tissue)	19.6	31.3	36.5	43.5	59.8	62.4	90.4	1326.3
PCBs /($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ lipid)	20 206.19	44 084.51	23 397.44	30 000.00	65 714.29	107 586.2	40 538.12	32 723.91

3 讨论

从表 2 可知,PCBs 在不同组织中的含量不同,其差异与其脂肪构成和脂肪总量有关。PCBs 是极性低、亲脂性的化学物质,中性脂肪有利于其蓄积,一般而言,中性脂肪含量高的组织,其 PCBs 的含量亦高。也有报道认为 PCBs 的含量水平和甘油三酸酯呈正相关^[5]。Kawai 等^[6]测得斑纹海豚

(*Lagenorhynchus acutus*) 的皮脂中含甘油三酸酯为 800 mg/g ,而在血液中为 $7\times 10^3\sim 8\times 10^3$ mg/kg ,并且把各器官组织的 PCBs 含量转化为甘油三酸酯(中性)脂质量含量后,各器官组织含量大致相等。本次调查的糙齿海豚不同组织的 PCBs 含量转化为脂重含量后差异明显减小,其数值在 20 206.2~107 586.2 ng/g 之间,均在同一个数量级,估计转化为甘油三酸酯脂质量含量后各器官组织的 PCBs 含

量应大致相等,但由于实验条件限制,本次检测未能进一步证实。

海豚各类组织中的 PCBs 组成以高氯取代的 PCBs 同系物为主,这种现象的产生与多种因素有关。有研究表明,在环境中高氯取代的 PCBs 同系物比低氯取代的更稳定更难降解,尤其在苯环上 2, 3,4 位或 2,4,5 位被氯原子取代的 PCBs 同系物最难降解^[7],如 PCB153,PCB180 等。在 PCBs 被禁止生产后的 20 多年时间里,不同的 PCBs 同系物在环境中降解的差异被逐渐放大。环境中低氯取代的 PCBs 同系物因逐渐降解因而所占比例降低,而高氯取代的 PCBs 同系物所占比例则相对升高,因此通过环境进入海豚体内的 PCBs 也呈现出相应的组成特征。从 PCBs 的生物代谢过程看,高氯取代 PCBs 同系物在海洋食物链传递中有更强的脂溶性和抗生物转化能力,在多级传递后,最终进入处于食物链顶端的海豚体内,并不断积累,因而其含量相对较高。相反,有相当一部分低氯取代的 PCBs 同系物在食物链转移过程中逐渐被生物转化,“淘汰”出生物地球化学循环,最终导致进入海豚体内的低氯代 PCBs 同系物含量越来越低。同时,有研究表明,在动物脂肪消耗过程中高氯取代的 PCBs 抗生物转化能力更强^[8]。本研究测定的糙齿海豚样品脂肪含量偏低,主要原因是其背部伤势较重而无法捕食,消耗了大量脂肪以维持生命,最后饥饿致死(其胃中仅发现海藻和鱼网上的浮子)。在其受伤至死亡过程中,因其

体内脂肪大量消耗也使高氯取代的 PCBs 同系物比率相对增大。

由于 PCBs 在各组织中的分布模式具相似性,因此各组织中的共平面取代 PCBs 在各组织的分布亦同样具有相似性,这使各组织中的共平面取代 PCBs 同系物的含量与本次分析中检测出的 43 种 PCBs 同系物含量呈现比例关系,当转化为毒性当量后,TEQs 与 PCBs 含量在海豚各种组织中的分布趋势表现为一致性。最近 Minh 等^[9]的研究表明,PCB126 是低纬度海域的鲸、豚类体内 TEQs 的主要组成部分,而在高纬度海域则是 PCB118。本研究的样本糙齿海豚的活动范围在中国南海北部沿海,属低纬度海域,本研究的毒性评估结果与 Minh 等^[9]报道的研究结论吻合,即海豚各组织中 TEQs 的主体均为 PCB126。为进一步评估海豚受 PCBs 的污染程度,选择糙齿海豚皮层的 TEQs 值与其他海域的数据进行了比较,详细数据列于表 3。由表 3 数据可知,中国大鹏湾海域海豚的 TEQs 值比污染较严重的意大利亚里得海沿岸海豚的 TEQs 值(45 596 pg/g)低 1 个数量级,与美国鳕岬湾海域和地中海西部海豚的 TEQs 值相当,同处于一个数量级,而比日本、印度、菲律宾、英国哥伦比亚、美国佛罗里达海岸、北太平洋、白令海、黑海以及台湾水域海豚的 TEQs 值高 1~2 个数量级,处于 PCBs 污染相对严重水平,表明中国南海北部沿海尤其是大鹏湾附近海域的 PCBs 污染仍存在潜在威胁,需予以高度关注。

表 3 世界不同海域海豚组织中 PCBs 的毒性当量比较

Tab.3 The toxic equivalency (TEQs) of PCBs in dolphin tissues from various waters pg·g⁻¹ (FW)

海豚 Dolphin	采样地点 Sampling location	采样时间 Sampling time	数量 No.	TEQs	文献来源 Reference
糙齿海豚 <i>Steno bredanensis</i>	广东大鹏湾海域	2006	1	2 393.95	本研究
糙齿海豚 <i>Steno bredanensis</i>	台湾海域	2000-2001	5	113.7	[8]
白胸拟鼠海豚 <i>Phocoenoides dalli</i>	白令海	1985	2	82	[9]
真海豚 <i>Delphinus delphis</i>	北太平洋西北部海域	1987	3	110	[9]
太平洋斑纹海豚 <i>Lagenorhynchus acutus</i>	北太平洋北部海域	1991	1	240	[9]
弗氏海豚 <i>Lagenodeiphis hosei</i>	菲律宾棉兰老岛	1996	2	45	[9]
飞旋海豚 <i>Stenella longirostris</i>	印度孟加拉湾	1990	3	69	[9]
露脊鼠海豚 <i>Neophocaenoides phocaenoides</i>	日本濑户内海	1985	1	1 400	[10]
港湾鼠海豚 <i>Phocoena phocoena</i>	黑海	1993	8	170	[11]
条纹原海豚 <i>Stenella coeruleoalba</i>	地中海西部海域	1990	10	3 300	[12]
港湾鼠海豚 <i>Phocoena phocoena</i>	英国哥伦比亚海岸	1987-1989	6	290	[13]
瓶鼻海豚 <i>Tursiops truncatus</i>	美国佛罗里达海岸	1989-1994	6	660	[14]
斑纹海豚 <i>Lagenorhynchus acutus</i>	美国鳕岬海湾	1996	6	7 925.8	[15]
瓶鼻海豚 <i>Tursiops truncatus</i>	意大利亚里得海岸	1999-2000	9	45 596	[16]

4 结论

根据本次测定结果,大鹏湾海域糙齿海豚不同组织中 43 种 PCBs 同系物总含量范围为 19.6 ~ 1 326.3 ng/g,其中皮肤的 PCBs 含量最高。PCBs 同系物在海豚不同组织中的分布特征相似,均以含 6 个氯原子的 PCBs 所占总量的百分比最大,其次分别是 PCB180、PCB187。在 8 种不同组织中,以皮肤中 PCBs 的毒性当量值 TEQs 最高 (2 393.95 pg/g),毒性大小主要取决于 PCB126 的含量。

糙齿海豚主要在离岸较远的深水海域中活动,很少游近岸边,受人类活动影响程度相应较轻,但本次在深圳小梅沙海边采集的糙齿海豚其 TEQs 含量仍高于世界多数地区海豚的含量,据此可初步推测生活在大鹏湾海域的小型鲸豚类受 PCBs 污染比较严重。为证实这一判断,还需采集更多的样品,进一步开展相关研究。今后,对海豚 PCBs 污染的研究应以高氯取代的 PCBs 为主,宜选择皮肤组织作为研究对象,并可采用活组织研究法,即在海上调查时可采用飞镖等方式从活海豚身上抽取一小片皮肤,即可用于分析检测,获取多种数据。

参考文献:

- [1] Borrell A, Cantos G, Pastor T, et al. Levels of organochlorine compounds in spotted dolphins from the Coiba archipelago, Panama[J]. *Chemosphere*, 2004, 54 (5): 669 - 677.
- [2] Aguilar A, Borrell G. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins[J]. *Mar Environ Res*, 2005, 59 (4): 391 - 404.
- [3] 黄健生, 贾晓平. 国外海豚体内多氯联苯的研究进展与概况[J]. *南方水产*, 2006, 2 (6): 66 - 71.
- [4] Van Den Berg M, Bringuam L, Bosveld B T C, et al. Toxicity equivalency factors (TEF) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife[J]. *Environ Health Perspect*, 1998, 106: 775 - 792.
- [5] Schneider R. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in cod tissues from the Western Baltic: significance of equilibrium partitioning and lipid composition in the bioaccumulation of lipophilic pollutants in gill-breathing animals[J]. *Meeresforsch*, 1982, 29: 69 - 79.
- [6] Kawai S, Fukushima M, Miyazaki N, et al. Relationship between lipid composition and organochlorine levels in the tissue of striped dolphin[J]. *Mar Pollut Bull*, 1988, 19 (3): 129 - 133.
- [7] 安琼, 董元华, 王辉. 鳌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.
- [8] Chou C C, Chen Y N, Li C S. Congener-Specific polychlorinated biphenyls in Cetaceans from Taiwan Waters[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2004, 47 (4): 551 - 560.
- [9] Minh T B, Nakata H, Watanabe M, et al. Isomer-specific accumulation and toxic assessment of polychlorinated biphenyls, including coplanar congeners, in cetaceans from the North Pacific and Asian coastal waters[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2000, 39: 398 - 410.
- [10] Kannan N, Tanabe S, Ono M, et al. Critical evaluation of polychlorinated biphenyls toxicity in terrestrial and marine mammals: increasing impact of non-ortho and mono-ortho coplanar polychlorinated biphenyls from land to ocean[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 1989, 18: 850 - 857.
- [11] Tanabe S, Madhusree B, Tatsukawa R, et al. Isomerspecific analysis of polychlorinated biphenyls in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Black Sea[J]. *Mar Pollut Bull*, 1997, 34: 712 - 720.
- [12] Kannan K, Tanabe S, Borrell A, et al. Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls in striped dolphin affected by an epizootic in the western Mediterranean Sea[J]. *Arch Environ Toxicol*, 1993, 25: 227 - 233.
- [13] Jarman W M, Norstrom R J, Muir D C G, et al. Levels of organochlorine compounds, including PCDDs and PCDFs, in the blubber of cetaceans from the west coast of North America[J]. *Mar Pollut Bull*, 1996, 32: 426 - 436.
- [14] Watanabe M, Kannan K, Takahashi A, et al. Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, tris (4-chlorophenyl) methane and tris (4-chlorophenyl) methanol in livers of small cetaceans stranded along Florida coastal waters, USA[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2000, 19: 1 566 - 1 574.
- [15] Weisbrod A V, Shea D, Moore M J, et al. Species tissue and gender-related organochlorine bioaccumulation in white-sided dolphins, pilot whales and their common prey in the Northwest Atlantic[J]. *Mar Environ Res*, 2001, 51 (1): 29 - 50.
- [16] Storelli M M, Marcotrigiano G O. Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyls in the blubber of the Mediterranean bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* [J]. *Environ Int*, 2003, 28: 559 - 565.

Distribution and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in tissues of rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) from Dapeng Bay, Guangdong, China

HUANG Jian-sheng^{1,2}, JIA Xiao-ping¹, GAN Ju-li¹

(1. Key Laboratory of Fishery Ecology Environment, Ministry of Agriculture, Key Laboratory of Fishery Ecology Environment, Guangdong South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;

2. Guangdong Ocean University, Zhanjiang 524088, China)

Abstract: Polychlorinated biphenyls (PCBs) are persistent, long distant movable and highly bioaccumulative contaminants in marine environment. Studies showed that the levels of PCBs in marine mammals would reach peak levels between 2000 and 2030. Therefore, more attention should be paid to the variation trend of PCBs in marine mammals. This paper presented the PCBs contents in 8 tissues of rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis* Lesson) collected from Dapeng Bay, Guangdong, China by GC analysis method. After pretreated in turn by the saponification, extraction, purification for the high-fat tissues and low-fat tissues of dolphin samples respectively, PCBs levels were determined by a gas chromatography (Agilent 6890N) equipped with an ECD (electron capture detector) and a capillary columns (DB-XLB, 30 m length 0.32 mm i. d. and 0.50 μm film thickness). Totally 43 PCB congeners had been detected, and the results showed that PCBs contents in the 8 tissues were between $19.6 - 1\,326.3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, and the tendency of distribution level was as follows: skin > heart > muscle > liver > testicle > stomach > kidney > lungs. The PCBs contents in skin samples were two orders of magnitude higher than those in the other tissues ($19.6 - 90.4 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$) which were within the same order of magnitude. The distribution characteristics of PCB congeners and PCB homologs groups in tissues were similar. The contents of PCB153 were the highest in all of the congeners, accounting for 18.7% - 21.1% of the total PCBs, followed by PCB180 and PCB187, occupying 9.65% - 12.02% and 4.08% - 9.26% respectively, and the contents of PCB138, PCB157, PCB151, PCB110 and PCB145 were low, ranging from 0.87% to 5.80%. The contents of hexachlorobiphenyls were the highest in all of the PCB homologs groups, accounting for 48.2% - 58.2%, followed by heptachlorobiphenyls and pentachlorobiphenyls, ranging from 18.76% to 24.81% and 12.10% to 18.10% respectively. The toxic of PCBs in tissues of rough-toothed dolphin was assessed by using the toxic equivalent of 2,3,7,8-tetrachlorodioxin. The TEQs of PCBs in tissues of the dolphin were between $45.04 - 2\,896.67 \text{ pg} \cdot \text{g}^{-1}$. The highest toxic equivalent was PCBs in skin, which was two order of magnitude higher than that of lungs, one order of magnitude higher than those of heart, muscle, liver, testicle, stomach and kidney. The non-ortho congeners were the major contributor to toxicity, occupying 98.5% - 99.3%, and the PCB126 had the greatest contribution to the total TEQs, accounting for 86.3% - 93.7%. Compared with TEQs of the other dolphins from the different waters in the world, the TEQs of PCBs in rough-toothed dolphin from the Dapeng Bay, Guangdong, China, were at relatively high level. [Journal of Fishery Sciences of China, 2007, 14 (6): 974 - 980]

Key words: PCBs; rough-toothed dolphin; distribution characteristics; toxic assessment

Corresponding author: JIA Xiao-ping. E-mail: jiaxiaoping53@163.com