

广东红海湾银杏齿喙鲸鲸脂中多氯联苯的分布特征及其毒性评价

刘会^{1,2}, 甘居利¹, 贾晓平¹

(1. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 农业部海水养殖生态与质量控制重点开放实验室, 广东省渔业生态环境重点实验室, 广东广州510300; 2. 上海海洋大学, 上海201306)

摘要: 多氯联苯(PCBs)对生态环境的污染和对动物体的危害早已引起全球广泛关注, 为了解PCBs在中国近岸海域哺乳动物体内的积累状况, 本研究采用Agilent 6890N型气相色谱仪、⁶³Ni放射源-μECD检测器测定了广东红海湾银杏齿喙鲸(*Mesoplodon ginkgodens*)鲸脂中PCBs的含量水平、组成特征, 并对其进行毒性评价。本研究结果对于探讨PCBs的生物地球化学过程以及保护野生水生动物具有重要意义。结果表明, 银杏齿喙鲸鲸脂中共检出43种PCBs同系物, PCBs总含量平均为4.4 μg/g(湿重), 属污染相对较轻水平。PCBs组成以PCB 87为主, 相对含量为19.5%; 其次是PCB 153(13.9%)。运用二噁英毒性当量因子(TEFs)评价银杏齿喙鲸鲸脂中PCBs的毒性, 其毒性当量值(TEQs)为3 862 pg/g(湿重), 与世界其他海域鲸豚TEQs值相比, 本研究中的TEQs值相对较高, 可能由于非邻位取代的PCB 126(59%)和PCB 169(40%)较高相对含量导致。鲸体中PCBs可能来自工业品中的Aroclor1254, 推测中国沿海局部区域废弃的油漆桶、变电装置、电子设备的违章堆放和拆卸, 可能是PCBs的主要来源。[中国水产科学, 2009, 16(3): 381–387]

关键词: 银杏齿喙鲸; 多氯联苯; 分布特征; 毒性评价; 广东红海湾

中图分类号: X503

文献标识码: A

文章编号: 1005-8737-(2009)03-0381-07

多氯联苯(PCBs)对生态环境的污染和对动物体的危害早已引起全球广泛关注, 从遥远的南极和北极, 从低等生物到高级哺乳动物体内, 甚至人类的体液和母乳样品中都发现有PCBs存在^[1]。PCBs是包含209种同类物的一系列氯化联苯化合物组成的合成工业品, 由于其化学性质稳定、电导率低、导热性好、不易燃, 在20世纪70年代前在工业生产中有过广泛的用途; 但是由于其具有环境持久性、远距离迁移性和生物蓄积性等特点, 给人体健康和生态系统造成了潜在的威胁^[2-5]。中国受PCBs污染范围比较广, 在水体、大气、土壤、沉积物和底栖生物中均能检出。目前, 国内海洋环境生物体中PCBs的相关研究已有报道, 主要是针对鱼、贝类PCBs含量的研究^[6-7], 但对海洋食物链顶端的哺乳动物体内的PCBs研究较少^[8]。近年, 黄健生等^[9-11]报道了珠江口印度洋瓶鼻海豚(*Tursiops*

truncatus)和中华白海豚(*Sousa chinensis*)PCBs污染研究结果, 并对广东大鹏湾海域的糙齿海豚(*Steno bredanensis*)体内多氯联苯的分布特征进行了分析, 指出珠江口及其邻近海域的海豚类已受到PCBs不同程度的污染。本研究以广东红海湾的银杏齿喙鲸(*Mesoplodon ginkgodens*)为研究对象, 首次分析了南海北部近岸海域鲸类体中PCBs的含量水平、组成特征, 并进行了毒性评价, 这对了解PCBs在高等水生哺乳动物体内的积累具有重要意义, 同时, 可为进一步研究PCBs等持久性有机污染物的生物地球化学过程提供基础依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2007年6月5日, 在广东红海湾的捷胜镇海边发

收稿日期: 2008-10-24; 修订日期: 2008-12-16.

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(2007ZD04); 广东省科技兴海重大项目(A200099E01).

作者简介: 刘会(1983-), 女, 硕士研究生, 从事海洋生物有机氯污染研究. E-mail: hliu2008.happy@163.com

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

现一头鲸搁浅死亡(图1),对其解剖与鉴定,为银杏齿喙鲸,成年雌性,体长5.21 m,体质量约2.2 t。解剖后,

将鲸的部分组织冰冻运到本研究所广州实验室内,于-20℃条件下保存备用。

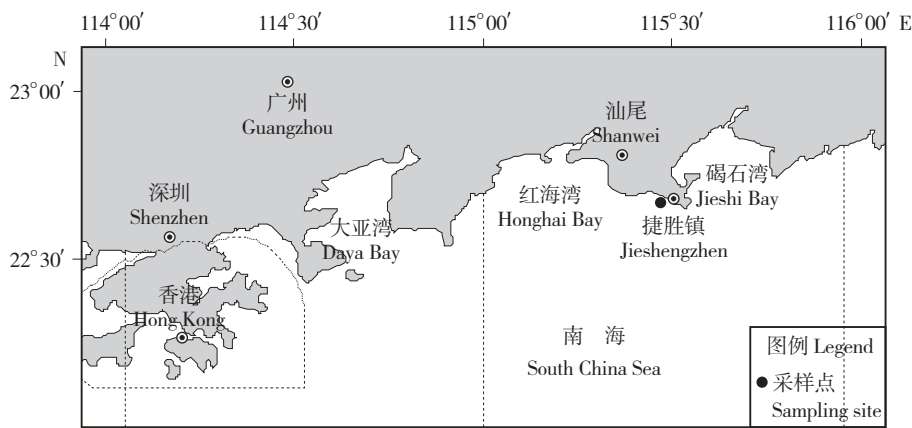


图1 采样地点示意图

Fig. 1 Map of sampling site

1.2 材料与试剂

PCBs混合标准溶液由美国AccuStand公司提供;有机溶剂由美国Sigma-Aldrich公司提供,包括色谱纯正己烷、二氯甲烷、正己烷/二氯甲烷混合液(体积比1:1);优级纯氢氧化钠、乙醇、5%的发烟硫酸;无水硫酸钠,分析纯,650℃灼烧4 h;Florisil硅土,60~100目,140℃活化4 h,干燥器中室温贮存;玻璃复合层析柱,长200 mm,内径10 mm在层析柱中自下而上一次加入5 g Florisil硅土和2 g无水硫酸钠。

1.3 样品前处理

称取鲸体中腹部皮下脂肪,胸鳍附近皮下脂肪,胸部皮下脂肪,尾柄皮下脂肪和背部皮下脂肪各500 g,分别破碎混匀,并分别进行如下处理。

称取湿样0.1 g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,浓度为1 mol/L,加热至60~70℃皂化,直到样品完全消解,待皂化液冷却到50℃,加入5 mL正己烷/二氯甲烷,把溶液转移到含有3 mL纯水的分液漏斗中进行液-液萃取,收集上层溶液,再加入正己烷/二氯甲烷,重复以上步骤2次;收集到的溶液浓缩到3 mL,用5%的发烟硫酸3~5 mL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;把正己烷溶液浓缩到3 mL,缓慢加入层析柱,用50 mL正己烷淋洗层析柱,流速1.0~1.5 mL/min,收集淋洗液(前5~8 mL弃去)入100 mL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1 mL,涡旋混合溶解残留物,洗涤液逐次吸入5 mL离心管,于50℃加氮气流吹至近干,沿离心管内壁加正己烷500 μL,涡旋混合,溶解残留物,密封,2~8℃冷藏,待GC分析。

脂肪含量的测定:称取1 g样品(准确至0.000 1 g)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,取上清液至已准确称重的鸡心瓶,再加入正己烷/二氯甲烷,重复以上步骤1次;把鸡心瓶中溶液于40℃旋转减压蒸发至干,干燥器中干燥至恒重后电子天平称量,前后重量差即为脂肪重量。

1.4 仪器分析

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×0.50 μm),不分流方式进样1 μL;载气和尾气均为高纯N₂,流速分别为60 mL/min、2 mL/min;柱前压恒压13 psi,进样口温度250℃,检测器温度350℃;柱箱升温程序为120℃(保持0.5 min)、20℃/min至200℃

(0 min)、1 °C/min 至 250 °C(0 min)、20 °C/min 至 310 °C(0 min)。采用5点校正曲线定量样品中PCBs的含量。

1.5 质量控制

采用与样品分析流程相同的条件做空白分析,未出现干扰化合物的谱峰,表明分析过程没受到人为有机物污染。在试样中分别添加PCB52、PCB110、PCB139、PCB183,按照前述操作方法处理和测定。这4种PCB同系物的回收率范围在75.8%~119.2%,精密度范围在5.6%~11.2%之间,方法检测限为0.138~0.422 ng/g之间,表明方法可靠,可满足分析要求。

2 结果与分析

2.1 PCBs含量

银杏齿喙鲸脂中PCBs含量为: 3.8~4.9 μg/g(湿重,下同),均值为4.4 μg/g,脂肪含量比例为

88%~94%。由此可见,此搁浅的鲸脂肪含量较高,可以推测是在没有消耗大量脂肪前死亡的,所以鲸体中的PCBs将不会受到这一因素的影响。

2.2 PCBs组成特征

在银杏齿喙鲸中检测到的43种PCB同系物中,含量排在前2位的是PCB 87和PCB 153,分别为858.3 ng/g和611.6 ng/g,占总质量的19.5%和13.9%,其次分别为PCB180、PCB138、PCB133、PCB101、PCB187和PCB189,含量分别为400.4 ng/g、316.8 ng/g、308 ng/g、286 ng/g、220 ng/g和198 ng/g,所占比例在4.5%~9.1%之间,其余均低于3.2% (图2)。

银杏齿喙鲸脂中PCBs同系物组成含5个以上氯原子的PCB同系物占总量的80.6%,其中以6个氯原子的PCBs比率最高,5个氯原子的次之,分别占PCB同系物总量的37.7%和30%。

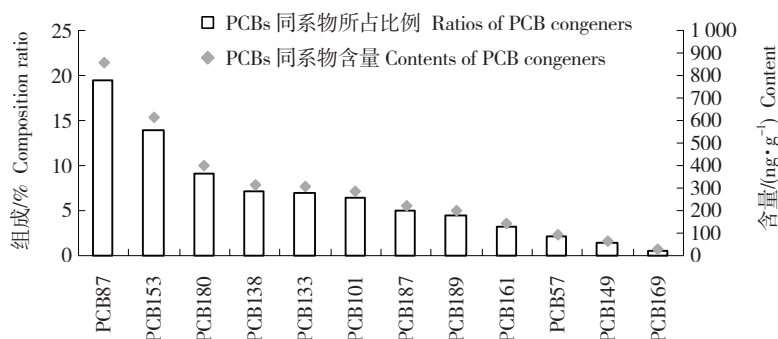


图2 银杏齿喙鲸脂中PCB同系物所占比例

Fig. 2 Percentages of PCB congeners in blubber of ginkgo-toothed beaked whale

2.3 PCBs的毒性当量 (TEQs)

以本次检出的非邻位取代共平面PCB126、PCB 169、PCB77和单邻位取代共平面PCB189、PCB118和PCB105,按照目前国际上估算PCBs毒性当量通用的方法,即1998年世界卫生组织(WHO)修订的标准^[12]来计算该银杏齿喙鲸PCBs的毒性当量,其TEQs分别为2 277 pg/g、1 548 pg/g、2 pg/g、22 pg/g、11 pg/g和2 pg/g(湿重),总TEQs为3 862 pg/g(湿重)(表1)。在PCBs总TEQs中,非邻位取代的PCBs毒性当量占99%,其中PCB 126所占比重最大,为59%;其次为PCB 169,占40%。

3 讨论

为衡量银杏齿喙鲸脂中PCBs含量水平,将本次测定结果与国内外报道的数据进行了比较(表1)。从表中可知,本次检测鲸脂中PCBs含量与珠江口瓶鼻海豚^[9]的PCBs含量和台湾海域瓶鼻海豚^[13]的PCBs含量相当,处于同一数量级,比香港海域露脊鼠海豚^[8]的PCBs低1个数量级,在国内已报道的含量中处于中等水平。与国外数据相比,中国广东红海湾银杏齿喙鲸的PCBs污染水平相对较低,除与美国佛罗里达沿岸抹香鲸^[14]和印度孟加拉湾飞旋海豚的

表1 不同海域鲸豚鲸脂中的PCBs含量(湿重)及其毒性当量

Tab. 1 Comparison of total PCBs contents and TEQs in blubber of cetaceans from different regions

种类 Species	采样地点 Sampling site	采样时间 Sampling time	数量 Numbers	含量均值/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) Mean value	TEQs/($\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$) (wet weight)	参考文献 Reference
银杏齿喙鲸 <i>Mesoplodon ginkgodens</i>	广东红海湾	2007	1	4.4	3862	本研究
抹香鲸 <i>Kogia breviceps</i>	美国佛罗里达沿岸	1989–1994	2	0.56	18	[14]
瓶鼻海豚 <i>Tursiops truncatus</i>	珠江口深圳湾	2004	1	4.5	2394	[9]
瓶鼻海豚 <i>Tursiops truncatus</i>	台湾海域	2000–2001	6	3.6	268	[13]
飞旋海豚 <i>Stenella longirostris</i>	印度孟加拉湾	1990	3	2.2	69	[8]
露脊鼠海豚 <i>Neophocaenoides phocaenoides</i>	香港海域	1993–1997	3	20	400	[8]
虎鲸 <i>Orcinus orca</i>	英国哥伦比亚海岸	1986–1989	6	22	380a	[15]
瓶鼻海豚 <i>Tursiops truncatus</i>	意大利亚里亚得海岸	1999–2000	9	32.7	45596	[16]
虎鲸 <i>Orcinus orca</i>	日本北海道	2005	9	39.8	284	[17]
伪虎鲸 <i>Pseudorca crassidens</i>	英国哥伦比亚海岸	1987–1989	3	40	360a	[15]
白鲸 <i>Delphinapterus leucas</i>	圣劳伦斯河	1987–1990	5	160	890	[18]
虎鲸 <i>Orcinus orca</i>	日本太平洋沿岸	1986	3	370	2800	[19]

注: 只计算了非邻位取代的PCBs(PCB77、PCB81、PCB126和PCB169)的毒性当量。
Note: TEQs were calculated only for non-ortho coplanar congeners (PCB77, PCB81, PCB126和PCB169).

PCBs含量^[8]处于一个数量级外,均比表中其他境外海域鲸豚脂中PCBs含量低1~2个数量级^[15–19]。

影响鲸脂中PCBs含量的因素很多,沿海局部区域废弃的变电装置、电子设备的违章堆放和拆卸导致PCBs外泄^[4],可能是重要的点污染源。此外,尚有以下4个方面的重要影响因素。一是年龄和性别因素,Addision等^[20]的研究表明,在哺乳期间,鲸体脂肪中的PCBs有13%~48%转移到乳汁中,并通过乳汁将部分PCBs转移到幼体体内,PCBs在母鲸体中的残留量将随其年龄的增长和生产次数的增多而降低,而雄性鲸体内的PCBs会随着年龄的增长而升高。二是环境因素,有关珠江三角洲地区大气、水、沉积物中有机污染物含量都有过报道^[7],大气沉降、雨水冲刷可能会成为河流、河口污染物的主要来源。通过食物链的积累放大,可能会在高等水生哺乳动物鲸豚体内积累。三是脂肪含量和脂质组成结构的因素,PCBs为脂溶性化合物,鲸体内脂肪含量的高

低在一定程度上决定了PCBs含量,但是同时也受到脂质组成的影响^[21–22]。Kawai等^[23]的研究发现,中性脂肪比呈极性的磷脂更易溶解PCBs, Schneider等^[24]认为PCBs的含量和甘油三酸酯的含量呈正相关关系。四是鲸体对不同结构PCB同系物代谢能力的因素。Boon等^[25]研究表明,鲸豚体中细胞色素CYP1A和CYP2B对单邻位取代的PCBs的代谢能力较强,其中CYP1A对非邻位取代的PCBs无代谢作用。综上所述可大体判断,由于本次测定样品为成年雌鲸,并可能已繁殖过数次,因此其体内PCBs含量应处于减少期内,而在此之前,该鲸体内PCBs含量可能高于目前测定的4.4 $\mu\text{g}/\text{g}$ 。

本研究银杏齿喙鲸鲸脂中PCB同系物中PCB153含量较高,与黄健生等^[5]、Chou等^[13]、Kleivane等^[26]、Becker等^[27]、Minh等^[8]的研究结果相似。这可能与PCB153为许多PCB工业产品的主要成分有关。另外,在不同研究报道中,PCB同系物所占比例的差

异可能与栖息环境中PCBs同系物含量不同有关。在国内外对鲸豚样品研究的报道中, PCB87的含量相对较低,而在本次检测中PCB87的含量最高,其具体原因尚不清楚,还需采集更多样品进一步分析研究。

银杏齿喙鲸脂中PCB同系物组成含5个以上氯原子的PCB同系物占总量的80.6%,其中以6个氯原子的PCB同系物比率最高,5个氯原子的次之。这一现象与孙成等^[28]、黄健生等^[9,11]和龚钟明等^[29]的研究结果相似。其主要原因可能有两个方面,一是与中国生产的PCB同系物的产品组成有关。据报道,1965–1974年间中国生产的3个氯原子的PCB同系物的产量为9 000 t, 5个氯原子的PCB同系物产量为1 000 t^[23]。由于3个氯原子的PCB同系物在环境中相对容易降解,也较容易挥发并随大气漂移到其他地区,而5或6个氯原子的PCB同系物在环境中较难降解,因此最终进入海洋环境中的PCBs以5或6个氯原子同系物的比率较高^[30];二是海洋环境中的PCBs主要处于厌氧状态,在细菌作用下厌氧脱氯,在这种条件下PCB单体的氯取代越多越容易降解,氯化程度高的PCB同系物,如含7、8和9个氯原子的PCB同系物在环境中相对易于降解,并转变成5或6个氯原子的PCB同系物存在海洋环境中^[9];三是低氯代的PCBs容易为水生生物所代谢和排泄,而富集于生物体内的高氯取代的PCBs可能较为稳定,通常高氯代PCB倾向富集于高营养级别的生物^[30],因此最终被食物链顶层的海洋哺乳动物通过食物链富集的PCB同系物以5个以上氯原子占大多数,同时PCB的工业品比较多,有Aroclor1242、Aroclor1248、Aroclor1254、Aroclor1260等。不同的工业品形式其同系物组成比例也不同。PCB153和PCB138为银杏齿喙鲸脂中的优势组分。Aroclor商业产品中,PCB153和PCB138在Aroclor1254中分别占3.29%和5.95%,是Aroclor1254的主要组成成分^[31]。其中在银杏齿喙鲸脂中的PCB138/PCB101的值为1.1,与工业品Aroclor1254中PCB138/PCB101的值1.09近似,表明Aroclor1254可能是PCBs的污染源。根据资料显示^[32],中国曾生产的PCBs主要有2种型号,分别为

中国1号和中国2号,这两种型号的PCBs分别类似Aroclor1242和Aroclor1254,其中Aroclor1242主要为低氯代的PCBs,而本研究的检测结果是以高氯代为主。因此可以推测,PCBs污染主要来自Aroclor1254。Aroclor1254主要用于生产变压器油、增塑剂和润滑油等^[33],中国沿海局部区域废弃的油漆桶、变电装置、电子设备的违章堆放和拆卸,可能是重要污染源之一。

在PCBs总毒性当量中,非邻位取代的PCBs毒性当量占99%,其中PCB 126所占比重最大,为59%,其次为PCB 169,占40%,这一结果与黄健生等^[9]和Minh等^[8]的研究结果基本吻合。黄健生等^[9]对珠江口印度洋瓶鼻海豚的毒性研究结果表明,PCB126在各组织中所占比重最大,在34.1%~98.6%之间。Minh等^[8]对北太平洋和亚洲诸海域的鲸豚研究结果表明,在低纬度海区非邻位取代的PCBs的毒性当量所占比重最大,对此贡献最大的是PCB 126,如菲律宾群岛和印度半岛里的鲸豚;而在高纬度地区,单邻位取代的PCBs的毒性当量所占比重最大,如白令海和北太平洋里的鲸豚,对此贡献最大的是PCB118。

将本次测定的鲸脂中TEQs值以及国内外其他海域鲸豚皮脂中TEQs值列于表1。由表中TEQs值可知,广东红海湾银杏齿喙鲸的TEQs值比污染严重的意大利里亚得近岸的瓶鼻海豚低1个数量级;与日本太平洋沿岸的虎鲸、珠江口深圳湾的瓶鼻海豚的TEQs值相当,同处于1个数量级;比日本北海道、圣劳伦斯河、英国哥伦比亚海岸、台湾海域和香港海域里的鲸豚的TEQs值高一个数量级;比美国佛罗里达沿岸的抹香鲸和孟加拉湾的飞旋海豚的TEQs值高2个数量级。这一比较结果表明,虽然广东红海湾银杏齿喙鲸的PCBs含量水平较低,但其毒性当量值却处于相对较高的水平,表明红海湾海域的PCBs污染仍存在潜在威胁,需给予高度关注。

参考文献:

- [1] 康跃惠,麦碧娴,盛国英,等. 珠江三角洲河口及临近海区沉积物中含氯有机污染物的分布特征[J]. 中国环境科学,2000,20(3): 245–249.

- [2] 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.
- [3] Tyler C R, Jobling S, Sumpter J P, et al. Endocrine disruption in wildlife: a critical review of the evidence [J]. Crit Rev Toxicol,1998,28: 319–361.
- [4] 毕新惠,徐晓白. 多氯联苯的环境行为[J]. 化学进展,2000,12(2): 152–160.
- [5] Bi X H, Chu S G, Meng Q Y, et al. Movement and retention of polychlorinated biphenyls in a paddy field of Wen Tai area in China [J]. Agric Ecosyst Environ,2002,89:241–252.
- [6] 边学森,刘洪波,甘居利,等. 太湖背角无齿蚌中多氯联苯的残留[J]. 农业环境科学学报,2008,27(2): 767–772.
- [7] 方展强,张润兴,黄铭洪. 珠江河口区翡翠贻贝中有机氯农药和多氯联苯含量及分布[J]. 环境科学学报,2001,21(1): 113–116.
- [8] Minh T B, Nakata H, Watanabe M, et al. Isomer-Specific accumulations 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.
- [9] 黄健生,贾晓平,甘居利. 珠江口印度洋瓶鼻海豚皮脂的多氯联苯研究[J]. 中国环境科学,2007,27(4): 461–466.
- [10] 黄健生,贾晓平,卢伟华,等. 中华白海豚 (*Sousa chinensis*) 组织中多氯联苯的研究[J]. 海洋与湖沼,2008,39(5): 1–7.
- [11] 黄健生,贾晓平,甘居利. 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[J]. 中国水产科学,2007,14(6): 974–980.
- [12] Van D B M, Bringaum L, Bosveld A T C, et al. Toxicity equivalency factors (TEF) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife [J]. Environmental Health Perspect,1998,106: 775–792.
- [13] Chou C C, Chen Y N, Lic S. Congener-Specific Polychlorinated Biphenyls in Cetaceans from Taiwan Waters [J]. Arch Environ Contam Toxicol,2004,47(4): 551–560.
- [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] 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.
- [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.
- [17] Kajiura N, Tatsuya K, Kamikawa S, et al. Organochlorine and organotin compounds in killer whales mass-stranded in the Shiretoko Peninsula, Hokkaido, Japan [J]. Mar Pollut Bull,2006,52: 1 066–1 076.
- [18] Muir D C G, Ford C A, Rosenberg B, et al. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River estuary-I. Concentrations and patterns of specific PCBs, chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans [J]. Environ Pollut,1996,93(2): 219–234.
- [19] 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.
- [20] Addison R F, Zinck M E, Ackman R G. Residues of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in some commercially produced Canadian marine oils [J]. J Fish Res Bd Canad,1972,29(4): 349–355.
- [21] Kiceniuk J W, Holzbecher J, Chatt A. Extractable organohalogens in tissues of beluga whales from the Canadian arctic and the St. Lawrence estuary [J]. Environ Pollut,1997,97: 205–211.
- [22] Masse R, Martineau D, Tremblay L, et al. Concentrations and chromatographic profile of DDT metabolites and polychlorobiphenyl (PCB) residues in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada [J]. Arch Environ Contam Toxicol,1986,15: 567–579.
- [23] 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.
- [24] 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.
- [25] Boon J P, Meer J V D, Spliid, H, et al. Concentration-dependent changes of PCB patterns in fish-eating mammals: structural evidence for inductions of cytochrome P450 [J]. Arch Environ Contam Toxicol, 1997,33: 298–311.
- [26] Kleivane L, Skaare J U. Organochlorine contaminants in northeast Atlantic minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) [J]. Environ Pollut, 1998,10(2): 231–239.
- [27] Becker P R, Mackey R, Demiralp R, et al. Concentrations of

- chlorinated hydrocarbons and trace elements in marine mammal tissues archived in the U. S. national biomonitoring specimen bank [J]. Chemosphere, 1997, 34: 2 067–2 098.
- [28] 孙成, 许士奋, 姚书春, 等. 香港海域翡翠贻贝 (*Perna viridis* L.) 中多氯联苯的研究 [J]. 环境化学, 2003, 22 (2): 182–188.
- [29] 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.
- [30] 储少岗, 徐晓白, 童逸平. 多氯联苯在典型污染地区环境中的分布及环境行为 [J]. 环境科学学报, 1995, 15 (4): 423–431.
- [31] Frame G M, Cochran J W, Bwadt S S. Complete PCB congener distribution for 17 aroclor mixtures determined by 3 HRGC systems optimized for comprehensive, quantitative, congener-specific analysis [J]. J High Resol Chromatogr, 1996, 19 (12): 657–668.
- [32] Ke jiang, Li Lingjun, Chen Yudong, et al. Determination of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Chinese commercial PCBs and emissions from a testing PCB incinerator [J]. Chemosphere, 1997, 34 (5–7): 941–950.
- [33] 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

Distribution characteristic and risk assessment of PCBs in blubber of *Mesoplodon ginkgodens* from Honghai Bay, Guangdong China

LIU Hui^{1,2}, GAN Ju-li¹, JIA Xiao-ping¹

(1. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Key Laboratory of Marine Culture Ecology & Quality Control, Ministry of Agriculture of China, Key Laboratory of Fishery Ecology Environment, Guangdong Province of China Guangzhou 510300, China; 2. Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: The blubber of *Mesoplodon ginkgodens* was collected from Honghai Bay, Guangdong Province. The PCBs were determined by gas chromatograph equipped with capillary column DB-XLB (30 m × 0.32 mm × 0.50 μm) and ⁶³Ni micro electric capture detector. Forty three PCB congeners had been detected, and the mean content of total PCBs in the blubber was 4.4 μg/g, which was at the low level compared with those from other different regions in the world. The relative abundance of PCB87 was the highest in all of the PCB congeners, accounting for 19.5%, followed by PCB153, occupying 13.9%. The toxicity equivalent quantities (TEQs) of PCBs in the blubber of this whale were 3 862 pg/g. Compared with TEQs in the other cetaceans from the different waters in the world, the TEQs of PCBs in the whale of this study were at relatively high level. The TEQs of non-ortho PCBs occupied 99% of total TEQs, PCB126 accounting for 59%, followed by PCB169, occupying 40%. The mean composition of PCBs in this whale were similar to the Aroclor1254 in industrial products, which might root in the illegal demolition and stacking of abandoned paint, transformer or electronic equipment. [Journal of Fishery Sciences of China, 2009, 16 (3): 381–387]

Key words: *Mesoplodon ginkgodens*; polychlorinated biphenyls; distribution characteristics; risk assessment; Honghai Bay

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