

海洋生物的有机锡化合物污染

Organotin residues in marine organisms

高俊敏^{1,2}, 胡建英¹, 郑泽根²

(1. 北京大学 环境学院, 北京 100871; 2. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

中图分类号: X171.5

文献标识码: A

文章编号: 1000-3096(2006)05-0065-06

由于在工农业上,特别是在海洋防污涂料方面的广泛应用,有机锡化合物已通过各种途径进入海洋环境,使海洋生物普遍受到污染。有机锡化合物是迄今为止由人为活动引入海洋环境最毒的化学物质之一,也是目前已知内分泌干扰物质中惟一的金属化合物,它对多种海洋污损生物具有长期有效的杀生效果,但同时也会影响其他非目标生物^[1]。软体动物对有机锡的毒害作用极为敏感,2 ng/L 的三丁基锡(TBT)就会干扰牡蛎(*Crassostrea gigas*)的钙代谢和诱导织纹螺(*Nucella lapillus*)发生性畸变^[2],当TBT质量浓度达到1 μg/L时就会对海洋甲壳类动物产生影响。研究表明,相同浓度的三苯基锡(TPT)也会引起和促进腹足类动物产生性畸变,从而导致繁殖失败,生育能力下降。TBT和TPT对藻类有较强的毒害作用,能破坏叶绿体光合片层的网状结构,使敏感海藻和浮游生物生长受阻。TBT和DBT对鱼类和哺乳动物的免疫能力具有抑制作用,这些化合物在动物体内富集会影响体内吞噬细胞的活性,破坏动物的免疫能力。由于较高浓度的TBT污染,德国北海沿岸海螺已基本灭绝,英国一些河口港湾蛤蜊种群已开始消失,美国一些海岸相继发现富集了较多丁基锡的海洋哺乳动物由于受到病菌感染而搁浅在沙滩上^[3,4]。更为严重的是,目前不光是水生生物受到有机锡污染,处于食物链最高营养级的鸟体内也发现了高浓度的有机锡污染物。此外,海洋中易于受到TBT污染的软体动物(如牡蛎、贻贝、扇贝等)以及鱼(如鲑鱼、鲈鱼、鲤科鱼等)都通过商业活动供人类食用,有机锡在食物链中的富集和传递对人体健康具有潜在的风险。因此研究海洋生物中有机锡富集状况,对控制海洋环境的有机锡污染和保护人体健康具有重要意义。

作者概述了近年来国外有关海洋生物中有机锡的污染状况及其在全球的分布等方面的进展,为了解人类可能暴露有机锡的程度提供必要的基础数据。

1 不同营养级的海洋生物中有机锡化合物的富集

由于海洋环境普遍受到有机锡污染,海洋生物体内广泛存在着有机锡化合物,但不同营养级的海洋生物由于其生理结构、生活习性等的不同而导致体内有机锡富集水平不同,即使是同一类生物,也会由于各种环境因素的影响使富集水平略有差异。通常用生物富集系数(BCF)和生物放大系数(BMF)来衡量生物对污染物的富集能力,BCF = 生物体内污染物的浓度/水体中污染物的浓度,BMF = 生物体内污染物的浓度/食物中污染物的浓度。

1.1 浮游生物

浮游生物是海洋食物链中非常重要的一环,对有机锡有较强的富集能力。日本Otsuchi海湾浮游生物体内TBT和TPT的浓度分别为24~9 800 ng/g和20~670 ng/g(干质量),比水体和沉积物中的浓度高许多,其BCF值分别为3 000~132 432和2 222~74 444,浮游生物中TBT和TPT的分布模式类似于水和沉积物,均在船坞附近较高,说明船体防污油漆是有机锡污染的主要来源^[5]。Harino等^[6]对大阪港浮游生物中有机锡浓度变化的研究表明,1989~1996年浮游生物中TBT和总丁基锡浓度变化不大,TBT/BTs较高,苯基锡的检测频率较低,TPT,DPT和MPT的浓度分别为ND~1.93、ND~2.64和ND~2.39 ng/g(干质量,其中ND表示没有检测到)。

收稿日期:2003-10-31;修回日期:2004-03-29

基金项目:国家自然科学基金资助项目(49925103;40021101);国家863计划资助项目(2002AA601140-6)

作者简介:高俊敏(1972-),女,博士,讲师,主要从事环境中有机锡污染调查和风险评估研究,E-mail:junmingao@sina.com;胡建英,通讯作者,电话:010-62765520,E-mail:hujy@urban.pku.edu.cn

1.2 软体动物和鱼

软体动物和鱼体内有机锡含量与生物种类、生存环境、个体大小都有关系,目前研究较多的软体动物有织纹螺、牡蛎、贻贝、蛤蜊等。软体动物能富集较高浓度的有机锡,海螺中 TB T 生物富集的浓度高于周围水环境的 1 000 倍^[7],而牡蛎组织对水体中 TB T 的 BCF 值可高达 50 000 倍。贻贝能快速从水、浮游植物中富集有机锡化合物,其 BCF 值为 5 000 ~ 60 000 倍^[8],德国北海和易北河贻贝中 TB T 浓度达到 10 ~ 25 $\mu\text{g/g}$ (湿质量)^[9]。由于贻贝具有分布广泛,对多种污染物敏感且易采集等许多优点,它被广泛用于环境监测的生物指示物种。鱼类对有机锡的富集也较高,海洋环境调查中世界各地海洋鱼体内均检测到较高浓度的有机锡,如墨西哥湾、澳大利亚、巴布亚新几内亚、所罗门群岛等地鱼肉中 TB T 的浓度分别为 0.1 ~ 0.196, < 0.12 ~ 12, < 0.12 ~ 0.13 和 0.18 ~ 0.89 $\mu\text{g/g}$ (湿质量)^[10]。

Harino 等^[5]对日本几个海湾贝类和鱼中有机锡浓度进行了测定,结果表明不同采样点贻贝中 TB T 浓度相差较大,范围为 0.023 ~ 1.10 $\mu\text{g/g}$ (湿质量),其中 Otsuchi 海湾扇贝中 TB T 浓度为 0.10 ~ 0.13 $\mu\text{g/g}$ (湿质量),与该地贻贝中 TB T 浓度类似,鱼中 TB T 浓度为 0.01 ~ 0.02 $\mu\text{g/g}$ (湿质量),是所有生物样品中最低的,这主要是由于贻贝和扇贝均在船坞附近采集,两者的活动范围比鱼小。贻贝中 TPT 的质量浓度为 ND ~ 0.05 $\mu\text{g/g}$ (湿质量),扇贝中 TPT 浓度比贻贝中浓度低,而鱼中 TPT 质量浓度为 ND ~ 0.02 $\mu\text{g/g}$ (湿质量)。1991 ~ 1993 年日本海和北海道西北地区鲑鱼肝脏内 TB T 质量浓度分别为 48 ~ 85 ng/g 和 44 ~ 209 ng/g (湿质量),两地 TB T 的 BCF 值为 18 000 ~ 101 000,而 TPT 的 BCF 值为 500 000,明显地高于 TB T 的 BCF 值^[11],这说明 TPT 比 TB T 更容易在生物体内富集。

1.3 哺乳动物

由于有机锡污染广泛存在,世界各地海洋哺乳动物,如西北太平洋和孟加拉湾沿海的鲸、意大利和美国沿海的宽吻海豚、印度恒河海豚、加利福尼亚沿海的海獭等动物体内均发现了高浓度的有机锡^[12],其中,1989 年美国大西洋沿岸哈钦森岛搁浅的成年雄性宽吻海豚肝脏内最大丁基锡浓度达到 11 340 ng/g (湿质量)^[4]。海洋哺乳动物中较高浓度的有机锡表明较低营养级的物种富集的有机锡会通过食物链传递到更高营养级的物种上。

早期的研究表明 TB T 是长须鲸体内丁基锡的最主要成分,日本伊势湾江豚的大部分组织器官中

TB T 是所有丁基锡中最多的,体内较高比例的 TB T 意味着江豚对丁基锡的代谢能力较低。Iwata^[13]研究了日本沿海江豚体内各组织器官中丁基锡的含量,Seto 内海江豚肝脏和肾脏中丁基锡浓度分别为 10.2 $\mu\text{g/g}$ 和 3.2 $\mu\text{g/g}$ (湿质量),丁基锡的成分表现出不同的组织器官富集模式,肝脏和血液中 DB T 的比例较高,分别为 55% ~ 71% 和 78%。肌肉、肝脏、脂肪中保留有大部分的丁基锡化合物,这可能反应了暴露于 TB T 后不同组织器官代谢能力的差别。根据江豚体内 TB T 负担和食物中 TB T 含量计算出江豚的 BMF 值为 1.8,几乎是实验室测得真鲷的 BMF 值(0.38)的 5 倍,这意味着江豚比鱼类更易富集 TB T 类物质。由于江豚既可以栖息在海洋中,也可以栖息在河流中,因此容易暴露在人为输入的化学物质中。

Tanabe 等^[14]检测了 1979 年到 1996 年日本、中国、菲律宾、印度等国沿海 14 种鲸类动物和 2 种鳍足类动物体内丁基锡污染状况,几乎所有肝脏样品中均检测到了丁基锡化合物,丁基锡化合物中 DB T 是主要成分,其次是 TB T 和 MB T。这种分布模式与黑海的鼠海豚、意大利沿海的宽吻海豚、美国大西洋沿岸搁浅的鲸体内丁基锡分布模式类似,这表明鲸类动物的代谢过程是相似的。远岸的鲸类动物肝脏中丁基锡浓度高于近岸鳍足类动物肝脏中丁基锡浓度,这主要是由于长毛的鳍足类动物体内相当一部分丁基锡可以通过换毛而排泄掉。1992 ~ 1996 年加利福尼亚沿岸病死海獭肝脏中 TB Ts 浓度为 40 ~ 9 200 ng/g (湿质量),最大为 9 200 ng/g ,略低于 1989 年美国大西洋沿岸搁浅的宽吻海豚中的浓度(11 340 ng/g)和 1985 年日本沿岸死江豚的质量浓度(10 200 ng/g),平均 1 090 $\text{ng/g} \pm 1 560 \text{ng/g}$ (湿质量),与报道的 1989 ~ 1994 年美国大西洋沿岸搁浅的宽吻海豚浓度(1 400 ng/g)相似。与鲸类动物相比海獭体内 DB T 比例相对较少,大多数情况下海獭组织中丁基锡以 TB T 为主,这可能表明海獭对 TB T 的代谢能力较鲸类动物差。海獭体内丁基锡富集较高可能是由于海獭摄食范围较宽,包括无脊椎动物如软体动物贻贝和腹足类动物等,这些动物通常比鱼更能富集丁基锡污染物^[3]。海獭对化学污染物很敏感,由于海獭是不迁移的,海獭体内污染物负担可以反映其栖息地的污染状况,因此海獭可以作为海洋污染的指示动物。

1.4 海鸟

目前,处于食物链最高营养级的海鸟也受到有机锡污染的威胁。鸟位于食物链的顶端,有最高浓度的异型生物物质,可以作为监测环境污染特别是有机金属化合物污染的生物指示器^[15]。因此,了解野生鸟类

的有机锡污染状况和基本动力学行为是非常关键的^[16]。

野生水鸟体内丁基锡质量浓度与其天然饮食中丁基锡质量浓度的比较研究表明,丁基锡会在摄食过程中富集在各种水鸟的羽毛、肌肉、肝和肾脏等组织中,其主要残留成分是 MBT。1993 年从日本琵琶湖中采集的鸬鹚体内丁基锡浓度为 42 ~ 160 ng/g (湿质量),而它们所捕食的鱼体内丁基锡只有 10 ~ 55 ng/g, BMF 为 1.1 ~ 4.1, 高于真鲷 0.38 和锯缘青蟹 1.0。比较鸬鹚和其食物(鱼)中丁基锡化合物的成分发现,鸬鹚肌肉和肠内的 MBT 和 DBT 占总有机锡的比率都高于鱼体内的比率,这表明鸬鹚体内容易代谢 TB T^[16]。

英国 Exe 河口蛎鹬肝脏中 DBT 和 TB T 的浓度分别为 93 ng/g ± 54 ng/g, 891 ng/g ± 636 ng/g (干质量),肌肉中分别为 149 ng/g ± 132 ng/g, 61 ng/g ± 39 ng/g (干质量)。1989 ~ 1992 年加拿大不列颠哥伦比亚省西岸港口和码头海鸭肝脏中丁基锡浓度为 28 ~ 1 100 ng/g (湿质量),而 1994 ~ 1997 年美国休伦湖和密西西比河的水鸟肝脏中 BTs 浓度分别为小于 27 ng/g (湿质量)和 7 ~ 84 ng/g (湿质量)。美国和加拿大水鸟肝脏中丁基锡浓度范围与已报道的英国、荷兰、日本和波兰的水鸟浓度范围相似。有趣的是,以软体动物为食的海鸭似乎比以鱼和小型哺乳动物为食的肉食型水鸟更易富集丁基锡化合物,如以软体动物为食的长尾鸭 (*Clangula hyemalis*) 和红喉潜鸟 (*Gavia stellata*) 富集的丁基锡就比北尾鹰 (*Haliaeetus albicilla*) 高,这个结论说明将来港口和码头的丁基锡监测中应注意监测以软体动物为食的水鸟^[17]。相对于鸟来说,海洋哺乳动物中 TB T/DBT 和 TB T/MBT 的比率更高,这表明哺乳动物降解和排泄 TB T 的能力比鸟低^[13]。鸟类羽毛中含有较高浓度的丁基锡,经过一次完整的换毛周期,鸟体内约有 1/4 的丁基锡会排泄掉,因此与其他海洋生物相比鸟富集的丁基锡可能更少。从目前的研究来看,鸟的躯体羽毛占整个身体羽毛的 70%,躯体羽毛中丁基锡的负担与体内丁基锡负担相关,这意味着躯体羽毛有可能作为测定野生鸟体内丁基锡污染的非破坏性的生物指示器^[16]。

2 海洋生物中有机锡化合物的全球分布模式

由于世界各地有机锡的使用情况不同,因此各地海洋生物有机锡污染状况差别较大,但总的说来具有如下特点:

2.1 发达国家污染比不发达国家严重

一般说来,由于发达国家经济发达,有机锡化合物使用量相对较高,因此发达国家有机锡污染普遍比发展中国家严重,相应的海洋生物体内有机锡浓度也高于发展中国家。Tanabe 的调查表明,在印度、菲律宾和中国等发展中国家沿海生活的鲸类动物肝脏中丁基锡化合物的浓度明显低于在日本、美国和意大利等发达国家沿海生活的鲸类动物。此外,发达国家近岸哺乳动物肝脏中 MBT 和 DBT 占总丁基锡的比例为 55% ~ 75%,而发展中国家为 33% ~ 57%,这表明 MBT 和 DBT 在发达国家的输入较高,这与发达国家大量使用含 MBT 和 DBT 稳定剂的 PVC 材料有关^[14]。

2.2 近岸污染普遍高于远海

由于大多数海上设施均在岸边,近海船只来往较远海频繁,因此近岸有机锡污染普遍高于远海,在近岸栖息的生物体内丁基锡的浓度也高于远海栖息的物种。例如,美国大西洋沿岸采集的斑海豚和抹香鲸肝脏中丁基锡浓度仅为宽吻海豚肝脏中丁基锡浓度的 1/3 ~ 1/4,这主要是由于斑海豚和抹香鲸均属于远岸物种,对丁基锡的暴露较少,而宽吻海豚是近岸物种,主要栖息在海湾、河口和岛屿之间近岸河道里,因此更容易暴露于丁基锡^[4]。1979 ~ 1996 年在日本沿海收集的鲸类动物中,远岸栖息的突吻鲸和抹香鲸肝脏中丁基锡的浓度也较低,这表明它们对丁基锡的暴露较少^[14]。

2.3 不同时间有机锡污染差别较大

季节性的变化会影响生物体内丁基锡污染物的浓度,夏天和秋天采集的生物体内丁基锡浓度可能比冬天和春天采集的生物浓度高,这是由于夏天和秋天海上船只来往更频繁,会有更多的 TB T 从防污油漆中释放出来。此外,限制 TB T 使用前后生物体内丁基锡的含量也有变化。限制使用含 TB T 的防污油漆以后,一些检测数据表明有机锡浓度明显减少了,这在小于 25 m 的船只占多数的封闭的水道和河口中可观察到。但是不同的国家变化情况不太一致,例如,澳大利亚禁止使用含 TB T 的防污油漆后,悉尼岩石牡蛎体内三丁基锡浓度有所减少,禁止前存在的牡蛎生长受阻和壳畸形的现象消失了,健康牡蛎体内三丁基锡浓度接近检测限 0.2 ng/g (以锡计)^[18];而美国尽管从 1988 年就开始限制使用 TB T,但 1994 年墨西哥湾小虾和鱼肌肉内丁基锡浓度仍达 94 ~ 363 ng/g (湿质量),其中, TB T 就占了 48% ~ 70%^[4],此外,1992 ~ 1996 年加利福尼亚沿岸海獭肝脏中丁基锡平均浓度达 1 320 ± 2 050 ng/g (湿质量)^[13]。

2.4 雌雄生物体内有机锡浓度差别

1992~1996年加利福尼亚沿岸发现的死海獭雌性肝脏中丁基锡平均浓度(1 420 ng/g)为雄性(750 ng/g)的两倍(雌性肝脏中 DBT 占总丁基锡的 51%,而雄性肝脏中 TB T 占 50%),肾脏中丁基锡平均浓度 190 ng/g 也高于雄性 142 ng/g,这可能是由于雌性摄食速度较雄性快,而体形较雄性小,因而稀释效果更小的缘故^[3]。然而,更多的研究表明海洋哺乳动物中丁基锡的富集没有明显的性别趋势。1979~1996年在亚洲各国采集的鲸类动物和鳍足类动物体内丁基锡的浓度没有性别差别^[14],日本太平洋沿岸 Risso 海豚也观察到了类似的情况^[19]。总的说来,由于成年动物对丁基锡的吸收和排泄基本达到平衡,而雌性动物在哺乳和怀孕时排出的丁基锡量较少,因此雌雄体内丁基锡富集差别不明显。

2.5 海洋生物体内有机锡的富集特点

生物体中有机锡的富集受生物体内存在的一些蛋白如谷胱甘肽和 γ -角蛋白的影响,丁基锡化合物容易与这些蛋白上的-SH 和=NH 结合。哺乳动物肝脏和肾脏中谷胱甘肽占主要成分,而头发、指甲和羽毛中 γ -角蛋白为主要成分,丁基锡化合物与这些蛋白的结合使丁基锡化合物易于在肝、肾、头发、指甲和羽毛中富集,因此,肝、肾、头发、指甲和羽毛等均是生物体内丁基锡化合物的积累器官^[19]。TB T 及其代谢产物 DB T 和 MB T 在不同的组织器官内分布差别较大,除代谢活性点如肝脏、肾脏、脾和膀胱中 DB T 和 MB T 的浓度比 TB T 高外,海洋哺乳动物其他大多数组织器官中三种丁基锡的浓度顺序为:TB T > DB T > MB T。与其他组织器官相比,肝脏中 DB T 和 MB T 的比例更大,例如,1989~1994年美国大西洋沿岸搁浅的宽吻海豚肝脏中 DB T 质量分数占总丁基锡质量分数的 61%~69%,高于其他组织器官中 DB T 的比例。这可能是由于肝脏是代谢活性最强的器官,肝脏中存在的细胞色素酶 P450 能将 TB T 降解成 DB T 和 MB T。肌肉、心脏、脂和脑中 TB T 比例较高,这与 TB T 和红血球的结合有关^[4]。高等海洋生物的肝、肾、肌肉、皮肤粘膜和中枢神经系统等均是有机锡化合物作用的靶器官。有机锡化合物除会引起肝损伤、急性肾病、皮肤粘膜刺激和使生物产生神经方面的症状外,还可能引起哺乳动物产生胚胎毒性、肌肉毒性和基因毒性。

3 有机锡化合物和相关污染物在生物体内富集模式比较

丁基锡化合物和持久性有机氯化物如 PCB、

DD T 均具有免疫毒性,海洋哺乳动物如海豚、鲸等水生系统中的高级捕食动物通过水生食物链能富集较高浓度的持久性有机氯化物。由于二取代和三取代有机锡化合物的辛醇/水分配系数(是一个控制生物放大系数的因素)在 $10^3 \sim 10^5$ 范围内,说明有机锡化合物也可能在海洋哺乳动物中富集。与持久性有机氯化物易在海洋哺乳动物脂肪中富集不同的是,丁基锡化合物与另一有机金属化合物(有机汞)易在哺乳动物的肝脏和肾脏中富集。丁基锡在脂肪、脑和心脏中富集不多,这种分布模式与重金属如汞、铅、镉和铜在鸟体内的分布类似,这表明丁基锡在组织器官中的富集与它们对组织器官中脂肪的亲合力关系不大。丁基锡化合物易于在较高营养级的脊椎动物肝脏和肾脏中富集的趋势可能与这些器官中存在带巯基的谷胱甘肽有关,谷胱甘肽会与亲电子的丁基锡化合物结合,减少它们的反应活性,使丁基锡化合物易于排泄。近来关于甲基汞在试验动物体内的转化机理也表明它与谷胱甘肽形成络合物,这种络合物对甲基汞在体内的分布起了关键作用。丁基锡与甲基汞类似的分布表明它们对巯基的亲合力大于对脂肪的亲合力^[4,13,16]。

此外,海洋动物在早期发育阶段由于污染物的摄入速度超过排泄和代谢速度,体内丁基锡浓度均随年龄的增加而增加,成年以后趋于稳定。持久性有机氯化物如 PCBs 和 DD Ts 的浓度在海洋动物发育阶段也随年龄的增加而增加,但对成年雄性动物来说,这种不平衡会维持一生,导致有机氯化物随着年龄的增加在体内不停地富集,而成年雌性动物体内有机氯化物浓度会通过怀孕和哺乳排出一部分,使体内有机氯浓度减少^[20]。条纹海豚胎儿和母豚脂中 PCBs 和有机氯农药的浓度比率分别为 2.63 和 2.17,肝脏中甲基汞(Me Hg)的浓度比率为 0.17,而胎儿和母豚肝脏中 BTs, TB T, DB T 和 MB T 的浓度比率分别为:0.015, 0.18, 0.009 和 < 0.004,这说明 PCBs 和有机氯农药能经胎盘传递,而甲基汞和丁基锡化合物通过胎盘传递的量非常少^[14]。总的说来,引起有机锡在生物体内富集和产生毒性的因素不同于有机氯,相对有机氯来说丁基锡化合物在生物体内更易降解,因此吸收和排泄易达到平衡。海洋动物一旦暴露于丁基锡化合物后,丁基锡化合物会与细胞受体结合,呈现出急性毒性效果,包括破坏原生质膜,损耗淋巴细胞和降低吞噬细胞的活性,相反,持久性和脂溶性的有机氯污染物趋向于长期富集在脂肪组织中对海洋动物产生慢性毒性影响^[4]。

尽管建立海洋生物疾病和体内有机锡富集之间

的联系受许多因素如营养状况、基因易损性和同时暴露于其他污染物等的影响而变得复杂,但是研究抑制免疫能力的有机锡在生物体内的富集特征对评价这些物质的环境风险和控制它们的使用是很必要的。

4 预防和控制海洋环境有机锡污染的主要措施

有机锡化合物在海洋生物体内的富集不仅对海洋生物具有较强的毒害作用,它们还会通过食物链的传递作用对人体健康造成影响,因此需要采取必要的措施预防和控制海洋生物的有机锡污染。由于海洋生物主要从水、沉积物和食物中获取到有机锡,因此,要控制海洋生物的有机锡污染,作者认为需要从以下几个方面进行考虑:

4.1 制订相关法规,限制有机锡生产和使用

只有从源头上控制住有机锡化合物,才能真正控制海洋环境的有机锡污染。目前,奥地利、新西兰、瑞典和瑞士等国已完全禁止使用含 TB T 的防污油漆,而大多数国家对长度大于 25 m 的船只仍允许继续使用。中国交通部 2003 年发布了《不宜在船舶有害防污底系统中使用充当杀虫剂的有机锡化合物》的公告。除此以外,中国目前还没有明确地限制有机锡使用的法律法规。

4.2 制订环境质量目标,定期对海洋环境进行监测

英国政府根据软体动物的致死浓度于 1986 年制订了 TB T 的环境质量目标为 20 ng/L,考虑到这种物质的毒性较高,一年以后将这个标准降到 2 ng/L。1989 年加拿大政府规定防污油漆中 TB T 每天释放的最大速度不超过 4 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 船体表面。日本政府 1991 年制订的有机锡环境质量目标为:大洋水体 10 ng/L,沿岸水体 100 ng/L。此外,通过定期对海水和一些污染指示生物进行监测,可以及时掌握海洋环境中有机锡污染动态,防止灾难性的污染事故发生。

4.3 开发低毒、高效的替代品

目前有的国家已完全禁止使用含 TB T 和 TPT 的防污油漆,而使用 Irgarol-1051 (一种三嗪类化合物)作防污油漆。但是 Irgarol-1051 对海藻有较高的毒性,可能会抑制沿岸海藻的生长,从而改变沿岸的生态结构,因此需进一步研究更好的替代品。对无毒防污油漆的研究,是当今海洋科技中亟待解决的重大技术课题之一,它的研发直接关系到海洋经济发展和海洋环境保护,许多临海国家为此都不惜投入巨资。

此外,由于未经处理的工业废水和城市废水通

常含有较高浓度的有机锡化合物,因此,加强工业废水和城市废水的处理,禁止未经处理的废水直接排入海洋环境也可以起到减轻海洋环境有机锡污染的作用。

参考文献:

- [1] Fent K. Ecotoxicology of organotin compounds [J]. **Critical Reviews in Toxicology**, 1996, 26:1-117.
- [2] Waldock M J, Thain J E, Waite M E. The distribution and potential toxic effects of TB T in U K estuaries during 1986 [J]. **J Appl Organomet Chem**, 1987, 1: 287-301.
- [3] Kannan K, Guruge K S, Thomas N J, et al. Butyltin residues in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along California coastal waters[J]. **Environ Sci Technol**, 1998, 32(9): 1169-1175
- [4] Kannan K, Senthilkumar K, Loganathan B G, et al. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) founded stranded along the U. S Atlantic and Gulf coasts[J]. **Environ Sci Technol**, 1997, 31(1): 296-301.
- [5] Harino H, Fukushima M, Yamamoto Y, et al. Contamination of butyltin and phenyltin compounds in marine environment of Otsuchi Bay [J]. **Japan Environ Pollut**, 1998, 101:209-214.
- [6] Harino H, Fukushima M, Kawai S. Temporal trends of organotin compounds in the aquatic environment of the port of Osaka, Japan [J]. **Environ Pollut**, 1999, 105:1-7.
- [7] Gibbs P E, Bryan G W. Reproductive failure in populations of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints [J]. **J Mar Biol Ass**, 1986, 66:767-777.
- [8] 周名江,李正炎,颜天,等. 海洋环境中的有机锡及其对海洋生物的影响[J]. 环境科学进展, 1994, 2(4): 67-75.
- [9] Shawky S, Emons H. Distribution patterns of organotin compounds at different trophic levels of aquatic ecosystems[J]. **Chemosphere**, 1998, 36:523-535.
- [10] Kannan K, Tanabe S, Iwata H, et al. Butyltins in muscle and liver of fish collected from certain Asian oceanian countries[J]. **Environ Pollut**, 1995, 90:279-290.
- [11] Yamada H, Takayanagi K, Tateishi M, et al. Organotin compounds and polychlorinated biphenyls of livers in squid collected from coastal waters and open oceans[J]. **Environ Pollut**, 1997, 96(2): 217-226.
- [12] Hoch M. Organotin compounds in the environment

- an overview[J]. **Applied geochemistry**, 2001, 16:719-743.
- [13] Iwata H, Tanabe S, Mizuno T, *et al.* High accumulation of toxic butyltins in marine mammals from Japanese coastal waters[J]. **Environ Sci Technol**, 1995, 29(12): 2 959-2 962.
- [14] Tanabe S, Prudente M, Mizuno T, *et al.* Butyltin contamination in marine mammals from north Pacific and Asian coastal waters[J]. **Environ Sci Technol**, 1998, 32(2): 193-198.
- [15] Backer P H. Seabirds as monitor organisms of contaminations along the German North Sea coast [J]. **Helgolander Meeresunter**, 1989, 43:395-403.
- [16] Guruge K S, Tanabe S, Iwata H, *et al.* Distribution, biomagnification, and elimination of butyltin compound residues in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from lake Biwa, Japan[J]. **Arch Environ Contam Toxicol**, 1996, 31:210-217.
- [17] Kannan K, Senthilkumar K, Elliott J E, *et al.* Occurrence of butyltin compounds in tissues of water birds and seaducks from the United States and Canada[J]. **Arch Environ Contam Toxicol**, 1998, 35:64-69.
- [18] Batley G E, Scammell M S, Brockbank C I. The impact of the banning tributyltin-based antifouling paints on the Sydney rock oyster, *Saccostrea commercialis*[J]. **Sci Total Environ**, 1992, 122, 301-314.
- [19] Kim G B, Tanabe S, Iwakiri R, *et al.* Accumulation of butyltin compounds in Risso's dolphin (*Grampus griseus*) from the Pacific coast of Japan: comparison with organochlorine residue pattern[J]. **Environ Sci Technol**, 1996, 30:2 620-2 625.
- [20] Kannan K, Falandysz J. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish coast of the Baltic Sea [J]. **Marine environment Bulletin**, 1997, 34 (30): 203-207.

(本文编辑:张培新)

(上接第 64 页)

- 海洋学报, 1998, 20(3):64-75.
- [55] Gong G C, Shiah F K, Liu K K, *et al.* Spatial and temporal variation of chlorophyll-a, primary productivity and chemical hydrography in the southern East China Sea[J]. **Continental Shelf Research**, 2000, 20: 411-436.
- [56] 张钊, 黄邦钦, 陈照章, 等. 1998 年 8 月台湾海峡温度和叶绿素 a 含量的垂直分布特征[J]. 海洋科学, 2001, 25(9):1-5.
- [57] 陈兴群, 陈其焕, 庄亮钟. 南海中部叶绿素 a 分布和光合作用及其与环境因子的关系[J]. 海洋学报, 1989, 11(3):349-355.
- [58] Liu K K, Chao S Y, Shaw P T, *et al.* Monsoon forced chlorophyll distribution and primary production in the South China Sea: observations and a numerical study[J]. **Deep Sea Research I**, 2002, 49: 1 387-1 412.

(本文编辑:张培新)