

以贻贝为指示生物监测厦门港 水域汞含量的变化

赖德荣

杨春瑾 林岳夫 周秀兰 尹卫平

(国家海洋局第三海洋研究所)

贻贝营定居生活, 对环境中的重金属污染物有较高的富集能力, 它已被应用于海洋环境中重金属污染的调查与监测^[3,6,8,9]. 1976 年美国环境保护局曾提出一项“贻贝监测”计划, 主张以贻贝为指示生物监测全球规模海洋沿岸水域微量金属和其他污染物的浓度. 1979 年联合国教科文组织海委会提出了一项利用贻贝监测西太平洋沿岸水域重金属污染物的研究计划 (这项计划简称“西太计划”). 这项计划是全球海洋污染研究的一个

组成部分.

目前, 我国关于这方面的研究, 仍处于空白. 为此, 我们以翡翠贻贝为指示生物, 对厦门港水域的汞污染进行了初步的调查与监测.

材 料 与 方 法

一、站位设置与放样

根据厦门市工厂的分布和九龙江的流向, 我们于 1980 年 8 月至 12 月和 1981 年 5

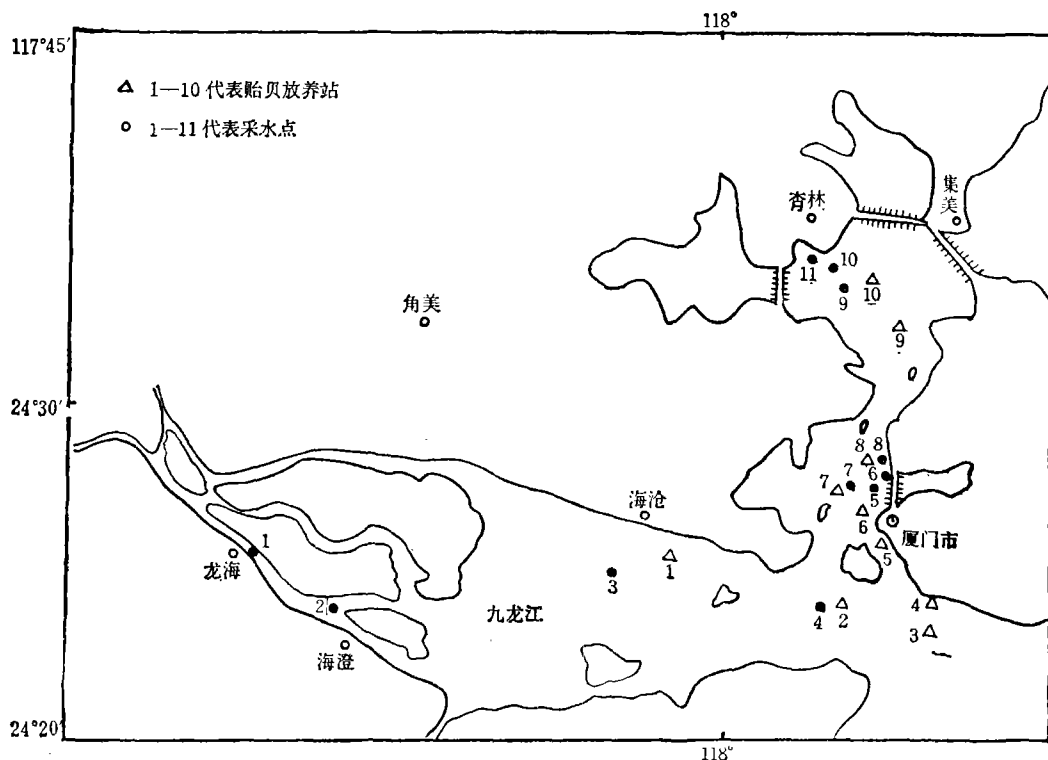


图 1 贻贝放养示意图

月至11月在厦门港水域先后设置了10个放样站位和11个海水采样点(见图1)。每个站位分别用小竹篮放养60个规格一致的幼贝,悬挂在航标或浮筏下水深1米处。放养的幼贝,取自广东省海丰县海水养殖场人工培育的翡翠贻贝。放样前,先测定其含汞量本底值。

二、样品的处理与测定

每月定期从各个站取回5个贻贝,先用过滤海水洗去外壳表面的污物,再用蒸馏水冲洗,然后用滤纸将水分吸干,测量其大小和重量。取其软组织,按海洋污染调查规范中生物总汞的测定方法,以五氧化二钒催化,用硝酸-硫酸在140—160℃的沙浴上进行消化。最后用冷原子吸收-气液平衡抽气法测定消化液中的汞量^[4,10]。

结果与讨论

一、厦门港水域的汞含量及其分布

贻贝含汞量的调查结果见图2。厦门港水域汞含量的分布,基本上与厦门市工厂的分布相对应。其中,位于筭筭港附近的6—8号站,由于受市内主要工业区排出废水的影响,贻贝的含汞量最高,分别为0.040毫克/公斤鲜重(下同)、0.043毫克/公斤和0.039毫克/公斤,比远离工业区的2号站和3号站高出一倍。靠海沧码头的1号站,贻贝的高

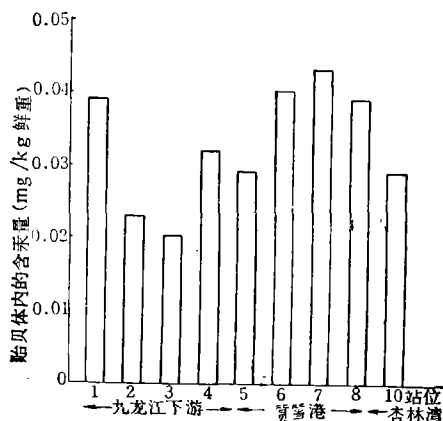


图2 厦门港各站位贻贝的含汞量

含量是来自九龙江和海沧附近的一些工厂。位于厦港船舶修造厂和鱼肝油厂附近的4号站,亦有较高的含汞量,这与厦港的一些工厂和厦门大学排出的废水有关。

我们在进行以贻贝为监测生物调查的同时,也对厦门港水质的含汞量进行了测定。从海水分析的结果看出,位于九龙江下游至龙海县附近的1号站,水的含汞量最高,达0.054微克/升。随着江水向厦门港流入,水的含汞量逐渐降低(见图3,1—4号站)。这可能是由于河口海域的环境条件对微量金属元素净化作用的结果。当江水入海时,盐度(有时pH)增加,导致与氧化铁缔合的腐植质和其它物质(如泥土)发生絮凝作用,引起这些物质及其所吸附的微量金属元素向下沉积,随江水流入海域,水中的含汞量逐渐降低^[4,7]。位于筭筭港排污口附近的5—8号站,因汞及其化合物的扩散作用,海水的含汞量亦随排污口距离的延长而降低(见图3)。

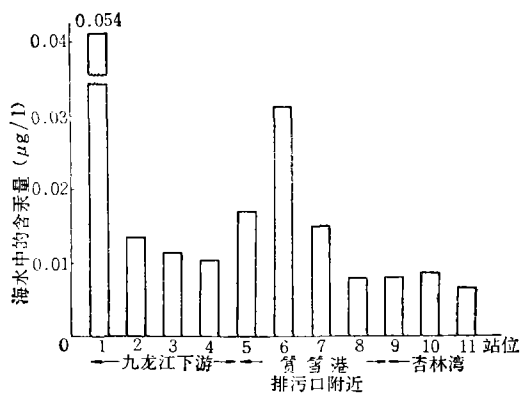


图3 厦门港各站位海水的含汞量

图2和图3表明,贻贝和水质汞量的变化趋势基本一致。

二、厦门港水域汞含量的变化

在研究厦门港水域的汞含量及其分布的基础上,我们于1981年5月至11月,以2号、5号和10号三个站为监测点,将含汞量0.012毫克/公斤的幼贝,放养在这三个站位上,并逐月取回5个贻贝和水样,测定其含汞量,以观察厦门港水域含汞量的变化。从实验测得

表 1 厦门港贻贝和海水总汞含量的变化 (1981 年 6—11 月)

站 位	样品承量	取样时间						平 均
		6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	
2	贻 贝 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	13	12	8	8	8	14	11 ± 3
	海 水 ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0.015	0.015	0.010	0.014	0.012	0.013 ± 0.002
5	贻 贝 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	11	13	13	7	13	11	11 ± 2
	海 水 ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0.017	0.015	0.023	0.017	0.014	0.017 ± 0.003
10	贻 贝 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	9	9	12	7	8	9	9 ± 2
	海 水 ($\mu\text{g}/\text{l}$)		0.018	0.016	0.012	0.008	0.008	0.012 ± 0.004

的结果看出(见表 1): 在监测期间内, 无论是贻贝体内的汞浓度, 或是海水含汞量均无显著的变化。这说明厦门港水域的汞含量在此期间比较稳定。Bryan (1980) 在讨论生物积累重金属过程中生物的因素时曾指出, 贻贝排泄金属的速率与贻贝体内的金属含量成比例, 与环境浓度成比例, 而且通常颇为恒定^[2]。当然, 贻贝体内汞浓度的相对稳定, 并不意味着在监测期间内, 贻贝体内的总汞量没有增加, 而是汞的增加量恰好被贻贝软组织的增大抵销(见图 4)。从图 4 的曲线可看出, 在贻贝生长过程中, 贻贝软组织的重量与体内的总汞量关系, 基本趋势是随着增加而增加。

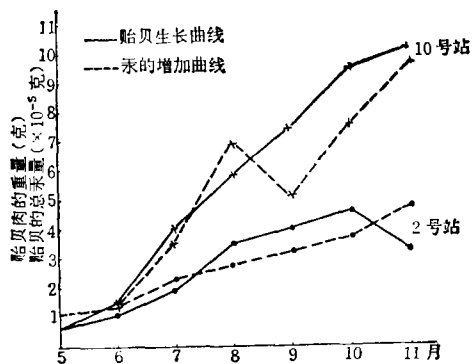


图 4 贻贝体内的总汞量与贻贝生长的关系

三、贻贝对汞的富集

为了探讨贻贝对汞的富集能力与浓度的关系, 在实验室的条件下, 我们进行了不同汞浓度的富集试验。实验以 HgCl_2 为汞源, 取远离工业区和居民区在高潮时的海水, 经过滤配成所需的汞浓度(以汞离子表示)。曝养试验是在盛有 2 升含汞海水的玻璃缸中进行, 每隔 12 小时更换试验液一次, 在 25°C 的温度下曝养 48 小时, 然后取其软组织测定含汞量。实验所用贻贝, 曝养前, 先用新鲜过滤海水漂养一天, 曝养后, 再用大量的过滤海水漂洗半小时, 除去沾在体表的汞离子。实验结果见表 2, 贻贝的富集量随汞浓度的增加而增加, 尤其是在汞浓度低于 100ppb 时, 这种关系更为明显。当汞浓度从 1ppb 增加到 10ppb 以及从 10ppb 增加到 100ppb 时, 贻贝体内汞的富集量增加 499% 和 587%; 而当

表 2 贻贝对汞的富集 单位: mg/kg 鲜重

汞 浓 度 (ppb)	对 照	1	10	100	1000
汞 含 量 (mg/kg)	0.012	0.326	1.953	13.418	15.272
吸 收 率 ($\text{mg}/\text{kg}/\text{天}$)		0.157	0.971	6.703	7.630
浓 缩 系 数		314	194	134	153

汞浓度从 100ppb 增大到 1000ppb 时,富集只增加 13.8%。这是由于汞对贻贝的毒性随浓度的增加而增大,当浓度大于 100ppb 时,毒性作用出现一个大的转折,使贻贝的代谢机能明显下降,富集速率降低。或者,由于贻贝体内汞的富集量达 14 毫克/公斤时,已趋向临界值,在这以后,尽管环境的汞量迅速增加,而贻贝的富集量却增加无几。与此相反,贻贝对汞的浓缩系数却随汞浓度的增加而减少(见表 2),其中海区的浓缩系数比实验室的要高得多(参见表 1)。其原因,除了与汞的毒性随浓度增大有关外,也与海区中存在各种悬浮颗粒和有机碎片等有关,因其易吸附海水中的汞离子,从而有利于贻贝对汞的吸收。此外,作为贻贝饵料的浮游生物,也会富集一定量的汞,使贻贝体内的汞量增加,浓缩系数增大^[2,5]。

四、其它附着物的含汞量

我们除了对 2 号、5 号和 10 号三个站位的贻贝和水样的汞进行逐月分析外,还测定了这三个站位上的其它天然附着生物的含汞量。分析所得的结果是:同一站位的不同生物,它们对汞的富集能力不同,含汞量有一定差异,其中牡蛎和石莼的含量较高,分别为 0.018ppm 和 0.016ppm,而蜈蚣藻的含汞量较低,为 0.005ppm,藤壶和贻贝的含量介于它们之间(见表 3)。此外,这三个站位的同种生物含汞量基本相同。这说明三个站位环境含汞量相似。此结果与表 1 的结果一致。

表 3 不同附着生物的含汞量 单位: mg/kg 鲜重

种类 \ 站位	贻贝	藤壶	牡蛎	蜈蚣藻	石莼
2	0.014	0.016			0.016
5	0.011	0.009	0.018	0.004	0.014
10	0.009	0.009		0.006	0.015

结 论

厦门港水域的汞含量及其分布状况,就目前而言,主要来源于九龙江和筴筴港排出的工业废水,由于输入量不大,加上厦门港本身的净化作用,未构成汞污染的威胁。分析结果表明,厦门港水域贻贝的含汞量在 0.007—0.043 毫克/公斤之间,平均 0.017 毫克/公斤,比我国海产品卫生标准中汞的允许量 0.3 毫克/公斤低 18 倍,比美国和日本的汞允许量 0.5 毫克/公斤要低 30 倍。海水中的含汞量在 0.007—0.054 微克/升范围内,平均为 0.011 微克/升,比我国渔业水质标准和日本水产环境水质基准 0.5 微克/升低 45 倍,比美国海洋生物水质基准 0.1 微克/升也要低 10 倍。为此,我们认为目前厦门港水域不存在汞的污染问题。

以贻贝为监测生物与海水分析的结果,汞量变化趋势基本一致,并与厦门市的工厂位置分布相吻合。这说明以贻贝监测海洋沿岸水域汞污染的方法是可行的。

参 考 文 献

- [1] 崔可铎, 吴玉霖等, 环境科学学报, 2(1), 80 (1982).
- [2] Bryan G. W., *Helgolander Meeresunters*, 33 (1), 6—25(1980).
- [3] Davies I. M. & J. M. Pirie., *Mar. Pollut. Bull.*, 9(5), 128—132(1978).
- [4] D'Itri F., *The Environ. Mercury Problem*, pp. 9—15, (1972).
- [5] Eganhouse R. P. & D. R. Young, *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 145—147(1976).
- [6] Goldberg E. D., *Mar. Pollut. Bull.*, 6, 111—112(1975).
- [7] Lwoma S. N., *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5(5), 643—652(1977).
- [8] Phillips, D. J. H., *Mar. Biol.*, 38, 59—70 (1976).
- [9] Popham, J. D. et al., *Mar. Pollut. Bull.*, 11, 261—263(1980).
- [10] Sivalingam, *Aquaculture*, 20(3), 291—303 (1980).
- [11] Hung Tsu-cheng, *Bulletin of the Institute of Chemistry, Academia Sinica*, 26, 55—65 (1979).
- [12] 滝泽引雄, 神经研究の进步, 18(5), 835 (1974).