

廿、綠牡蠣：海水中生物利用性銅與銅同化能力之研究

洪 楚 璋^{1,2} 韓 柏 檉¹

1. 國立臺灣大學海洋研究所
2. 中央研究院化學研究所

摘 要

銅是海洋生物生長必需元素，也是導致海洋生物死亡重要元素之一。1986年元月發生於茄萣海域養殖之牡蠣變綠，隨即於同年四月牡蠣大量死亡，相信也是銅污染問題。筆者等於1986年12月開始，連續三年在茄萣海域放養牡蠣，進一步分析放養牡蠣累積銅量與海水中銅形態（粒狀性與溶解性銅）及物種（有機性與無機性銅，活潑性與不活潑性銅，及極性與非極性有機銅）之相互關係。本文報導研究結果，發現牡蠣累積銅與海水中粒狀性銅（介於0.07至13.20 ppb）與活潑性銅（介於<0.30 ppb至13.3 ppb）（兩者之和稱為生物利用性銅）有密切關係；銅之同化能力與海水中不活潑性銅（介於1.47至21.5 ppb）有密切關係。本文亦進一步報導銅同化能力具有解毒功能，可以減輕銅污染包括因銅離子導致之綠牡蠣或牡蠣之死亡。

1. 緒 論

自從1986年元月臺灣茄萣海域養殖之牡蠣 (*Crassostrea gigas*) 首次發生變綠，隨即於四月發生牡蠣大量死亡；據當時分析資料 (Hung, 1988; Hung *et al.*, 1987) 顯示導致牡蠣變綠的主要原因是來自二仁溪的銅污染。

銅是生物生長必需元素，也是導致生物死亡重要元素之一。例如 Saward, *et al.* (1975) 發現銅濃度介於0.001至0.1 mg/l 會妨礙魚 (*Pleuronectes platessa*) 生長；Okazaki (1976) 發現牡蠣 (*Crassostrea gigas*) 之96小時銅 TLm 值為0.56 mg/l；牡蠣 (*Crassostrea virginica*) 12天銅 LC-50 值為0.0328 mg/l (Calabrese *et al.*, 1977)。基本上，銅對海洋生物的毒性特別是針對本省牡蠣變綠與牡蠣死亡事件，與海水中銅的物種與形態有密切關係。筆者等於1986年12月開始在茄萣海域放養牡蠣，先後分析養殖牡蠣累積銅量與海水中銅形態（粒狀性與溶解性銅）及物種（有機與無機銅，極性與非極性銅，活潑性與不活潑性銅）之相互關係，以及該海域有機物形態與銅之同化能力 (Chen *et al.*, 1988, 1989; Hung, 1988; Hung *et al.*, 1989A, 1989B)。本文繼續探討海水中生物利用性銅與綠牡蠣，以及銅同化能力與牡蠣是否死亡之相互關係。

2. 實驗材料與分析方法

由於1986年4月綠牡蠣事件公開後，茄萣海域被明令列為禁止養殖區。筆者等為研究興趣需要，分別於1986年12月15日，1987年9月30日及1988年12月25日連續三年在二仁溪口，茄萣海域，興達電廠與煤碼頭（如圖一）共設四站，以箱網或垂吊方式放養牡蠣幼苗（該幼苗採自東石養殖海域），定期使用膠筏採集海水，沉積物與生物。分析其中銅含量。分析方法簡述如下：

2.1 海水中銅形態與物種之分析

海水經 Niskin 採水器採集後，立即使用 0.45 μm 玻璃纖維濾紙過濾；並按過去使用之微分脈

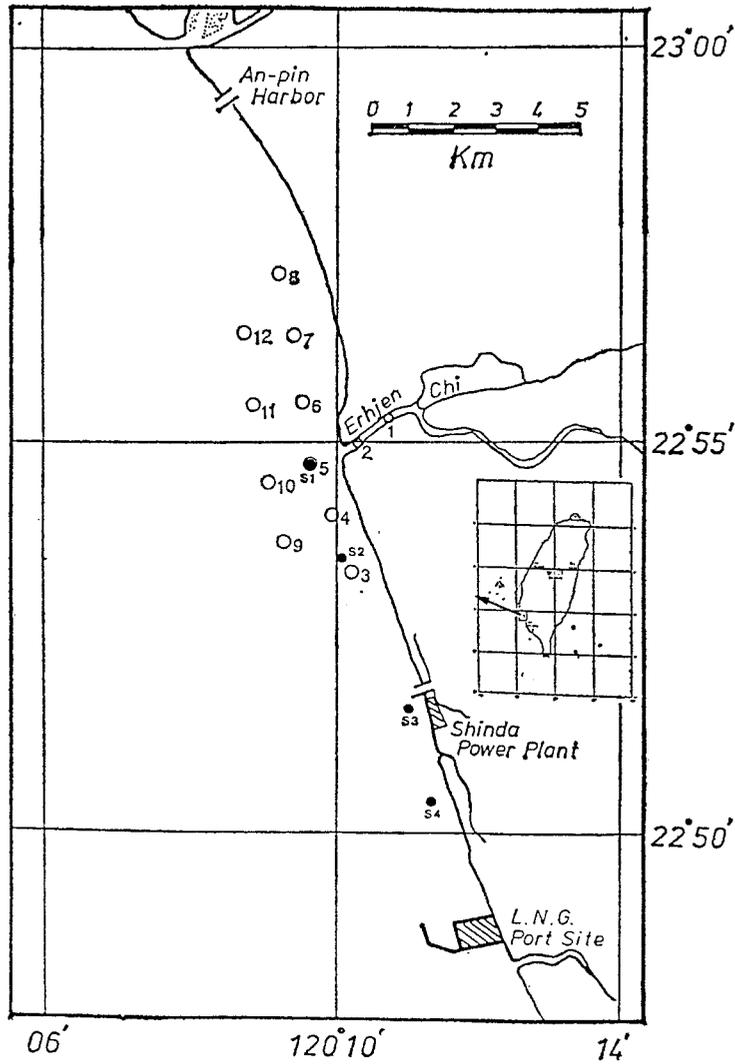


Fig. 1. Sampling stations along the Erhjin Chi estuary and Charting coastal area (S: Oyster cultural stations).

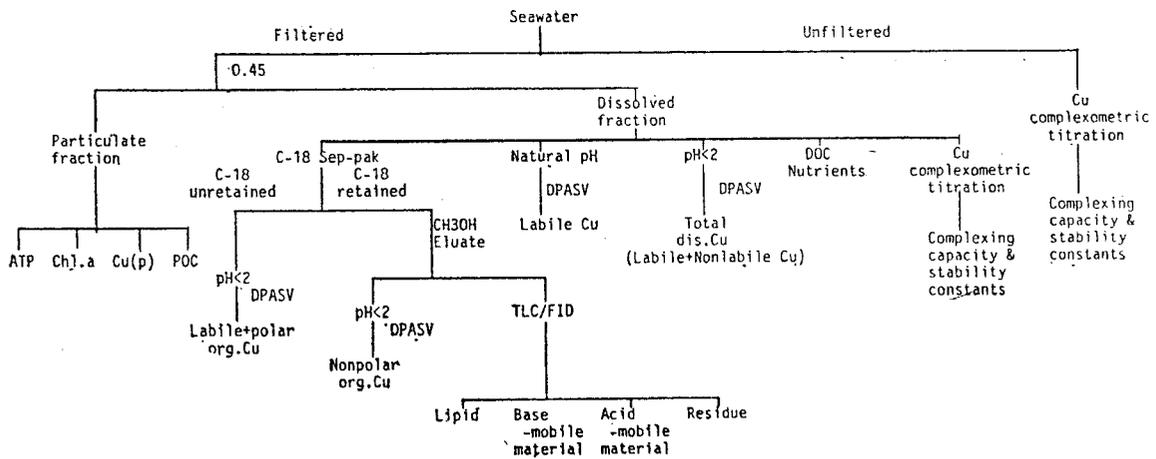


Fig. 2. Scheme for the classification of copper forms and species in seawater.

波陽極剝除伏安法 (Differential Pulse Anodic Stripping Voltammetry, 簡稱 DPASV) 分析不同形態 (粒狀性銅與總溶解性銅) 與不同物種 (活潑性銅 (Labile Copper), 不活潑性銅 (Nonlabile Copper), 非極性銅 (Nonpolar Copper), 極性銅 (Polar Copper) 及銅離子 (Cu^{++})) 銅。分析步驟如圖二 (Hung *et al.*, 1989A, Han & Hung 1989)。海水處理與銅分析方法如圖二。至於生物可利用性銅 (Bioavailable Copper) 係活潑性銅與粒狀性銅之和。

2.2 生物體含銅量及海水含銅同化能力之分析

牡蠣經採集, 風乾後, 加硝酸與硫酸 (1:1, V/V) 混合液, 使用微波消化器消化, 消化後之澄清液使用原子吸光儀 (Perkin Elmer 703) 分析銅 (Su *et al.*, 1983)。至於海水含銅之同化能力則係使用 DPASV 方法 (Chen *et al.*, 1988) 分析。

3. 結果與討論

3.1 牡蠣累積銅與生物利用性銅

表一報導 1986 年 12 月 15 日將東石牡蠣 (*Crassostrea gigas*) 幼苗, 以箱網養殖方式在二仁溪口 (S1) 與茄苳海域 (S2) 放養, 定期分析牡蠣含重金屬 (包括銅、鋅、鎘與鉛) 及海水含總銅量。其中生物體含鋅、鎘與鉛之分析方法與銅方法相似, 均使用原子吸光儀分析 (Su *et al.*, 1983)。分析結果發現在放養時牡蠣幼苗含銅與鋅量分別為 100 ppm 與 150 ppm (以下均為乾重), 至 1987 年 4 月 24 日在二仁溪口與茄苳海域之牡蠣含銅與鋅量分別增至 2,722 ppm 與 508 ppm 及 1,296 ppm 與 531 ppm; 該二測站海水僅分析總銅量 (兩測站分別介於 1.52 ppb 與 9.65 ppb 及 5.23 ppb 與 8.64 ppb), 可惜未曾分析海水中銅之形態與物種, 以及鋅、鉛與鎘含量。至於放養牡蠣含鉛與鎘量 (分別介於 8.24 與 13.6 ppm 及 2.60 與 6.85 ppm) 與 1980 年 3 月至 1983 年 3 月資料比較並未顯著增加; 1980 年 3 月至 1983 年 3 月間筆者等進行國際貝類偵測計畫時, 發現興達 (茄苳) 附近海域養殖牡蠣含銅、鋅、鉛與鎘量分別平均介於 61.22 ± 23.87 與 361.58 ± 93.62 ppm, 72.19 ± 19.28 與 $1,499.89 \pm 53.26$ ppm, 9.76 ± 1.82 與 27.08 ± 1.23 ppm 及 1.16 ± 0.19 與 3.66 ± 0.28 ppm (Su *et al.*, 1983)。

由於 1986 年底放養之牡蠣, 至次年四月底遭受人為因素破壞; 於是 1987 年 9 月 30 日進行第二次放養工作。將興達港內飼養成熟之牡蠣, 仍以箱網養殖方式, 在二仁溪口與茄苳海域放養; 不幸,

Table 1. Heavy metal concentrations (ppm, dry wt.) for oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in seawater from two station along the Erhjin Chi coastal area

Station	Sampling date	Total dis. Cu (ppb)	Cu	Zn	Cd	Pb
Tung-Shih S1	Dec. 15, 1986		100	150		
	Jan. 21, 1987	6.59	910	300		
	Feb. 21, 1987	1.52	1,711	676	3.50	8.89
	Mar. 21, 1987	3.92	1,855	970	6.47	8.24
S2	Apr. 24, 1987	9.65	2,722	1,296	4.33	13.60
	Jan. 21, 1987		100	150		
	Feb. 21, 1987	5.23	497	396	2.60	8.74
	Mar. 21, 1987	5.76	693	618	4.64	9.20
	Apr. 24, 1987	8.64	508	531	6.85	11.90

Table 2. Copper concentrations (ppb) in seawater of the Erhjin Chi estuary and Charting coastal area

Station	Sampling date	Copper in Oyster (ppm)	Total	Particulate	Dissolved				Bioavail. fraction*
					Total (pH 2)	Labile		Nonlabile	
						Total	(Cu ²⁺)**		
Shindai harbor	Sep. 39, 1987	214	—	—	1.52	—	—	—	—
S1	Oct. 13, 1987	443	7.93	4.33	3.60	0.90	0.02	2.70	5.23
	Nov. 15, 1987	—	27.90	13.20	14.70	2.11	0.04	12.60	15.27
	Nov. 26, 1987	—	10.50	4.63	5.87	0.98	0.02	4.89	5.61
S2	Oct. 13, 1987	420	4.27	1.41	2.86	0.42	0.01	2.44	1.83
	Nov. 15, 1987	—	5.94	1.73	4.21	0.78	0.01	3.43	2.51
	Nov. 26, 1987	—	9.77	3.61	6.16	4.43	0.07	1.73	8.04
S3	Oct. 13, 1987	291	5.09	2.40	2.69	0.79	0.01	1.90	3.19
	Nov. 15, 1987	—	5.14	2.00	3.14	0.57	0.01	2.57	2.57
	Nov. 26, 1987	—	3.97	1.46	2.51	n. d.	n. d.	2.51	1.46
S4	Oct. 13, 1987	188	5.41	0.07	5.34	0.38	0.01	4.96	0.45
	Nov. 15, 1987	140	8.04	2.27	5.77	0.81	0.01	4.96	3.08
	Nov. 26, 1987	118	4.08	1.65	2.43	0.96	0.02	1.47	2.61

*: Labile+Particulate=Bioavailable

**: Calculated by Hanson *et al.* (1988).

由於受颱風外圍湧浪及強勁東北季風影響，致使放養牡蠣之箱網被風浪損壞，部份資料（如表二）中斷；但由此不完整之資料，仍發現無論是牡蠣含銅量（由 118 至 443 ppm），海水、總銅量（3.97 至 27.90 ppb），粒狀性銅量（0.07 至 13.20 ppb），溶解性銅量（2.43 至 14.70 ppb），活潑性銅量 n. d. (<0.30 ppb) 至 4.43 ppb，與不活潑性銅量（1.47 至 12.60 ppb）均是二仁溪口 (S1) 含量高於茄荳海域 (S2)，高於興達電廠 (S3)，高於煤碼頭 (S4)。由此結果，顯示銅之污染源來自二仁溪。

由於前兩次放養期間先後遭受人為與天然因素破壞，未達成研究目的；於是於 1988 年 12 月 25 日再度將東石海域牡蠣幼苗，改以垂吊方式在二仁溪口 (S1)，茄荳海域 (S2) 及興達電廠 (S3) 三處養殖；定期分析牡蠣與水體含銅量；分析結果（如表三），發現牡蠣含銅量（由 1,280 至 4,400 ppm），海水含總銅量（由 6.51 至 27.10 ppb），粒狀性銅量（由 1.09 至 5.51 ppb），溶解性銅量（由 4.97 至 23.60 ppb），活潑性銅量（由 1.73 至 13.33 ppb），不活潑性銅量（由 1.94 至 21.50 ppb），極性有機銅量（由 0.73 至 7.82 ppb）及非極性有機銅量（由 0.35 至 13.70 ppb）均與 1987 年 9 月 30 日放養牡蠣時分析結果相似，二仁溪口含量高於興達海域，高於興達電廠附近海域。

由於牡蠣幼苗屬生長旺盛期；在此時期必需吸食大量營養物質。如果海水含銅量視為牡蠣生長之營養物質，此時海水含銅量由二仁溪口向南，茄荳海域與興達電廠遞減，則牡蠣累積銅量亦必然遞減。例如圖三發現二仁溪口放養初期牡蠣累積速率高達 770 ppm/day 高於茄荳海域 590 ppm/day。更高於興達電廠 330 ppm/day；養殖至 30 天後，三處牡蠣累積速度幾乎一致。

假如牡蠣累積銅是經由 (1) 牡蠣鰓，腸，或體壁滲透，(2) 吸食藻類或浮游生物，及 (3) 溶解性有機銅的滲入或吸食 (Chen, 1989) 是確實，則第一種方式透入的銅多屬活潑性無機態銅；第二種方式直接吸食者多屬粒狀性銅，第三種溶解性有機銅（屬於不活潑性有機銅）係離子態銅與溶解性有機物（如胺基酸，humic acid，清潔劑，EDTA 等）結合形成高分子之溶解性有機銅 (Bernhard 與

Table 3. Copper concentrations (ppb) in seawater of the Erhjin Chi estuary and Charting coastal area

Station	Sampling date	Copper in Oyster (ppm)	Total	Particulate	Dissolved						Bioavail. fraction*
					Total (pH 2)	Labile		Nonlabile			
						Total	(Cu ²⁺)**	Total	Polar organic	Nonpolar organic	
Tung-Shih	Dec. 25, 1988	100	—	—	—	—	—	—	—	—	—
S1	Jan. 11, 1989	3,528	27.1	3.52	23.6	2.04	0.03	21.5	7.82	13.7	5.56
	Jan. 25, 1989	4,400	23.9	2.11	21.8	13.3	0.23	8.48	0.80	7.68	15.4
	Feb. 16, 1989	4,265	15.3	3.98	11.3	2.36	0.04	8.91	2.39	6.52	6.34
	Mar. 15, 1989	—	10.6	5.51	5.12	1.73	0.03	3.39	2.83	0.56	7.24
S2	Jan. 11, 1989	2,501	9.11	1.25	7.86	3.24	0.06	4.62	2.03	2.59	4.49
	Jan. 25, 1989	2,749	10.2	5.16	4.99	2.12	0.04	2.87	1.09	1.78	7.28
	Feb. 16, 1989	2,824	10.2	2.49	7.71	2.15	0.04	5.56	3.81	1.75	4.64
	Mar. 15, 1989	—	9.22	3.19	6.03	2.50	0.04	3.83	2.64	1.19	5.69
S3	Jan. 11, 1989	1,280	11.4	1.09	10.3	2.76	0.05	7.55	2.81	4.74	3.85
	Jan. 25, 1989	1,735	9.34	3.10	6.24	2.87	0.05	3.37	1.59	1.78	5.97
	Feb. 16, 1989	1,478	6.51	1.54	4.97	3.03	0.05	1.94	1.59	0.35	4.57
	Mar. 15, 1989	1,568	9.68	3.06	6.62	2.42	0.04	4.20	0.73	3.47	5.48

*: Labile+Particulate=Bioavailable.

** : Calculated by Hanson *et al.* (1988).

S1: Erhjin Chi estuary area.

S2: Charting coastal area.

S3: Outlet of Shindai coal-fired power plant.

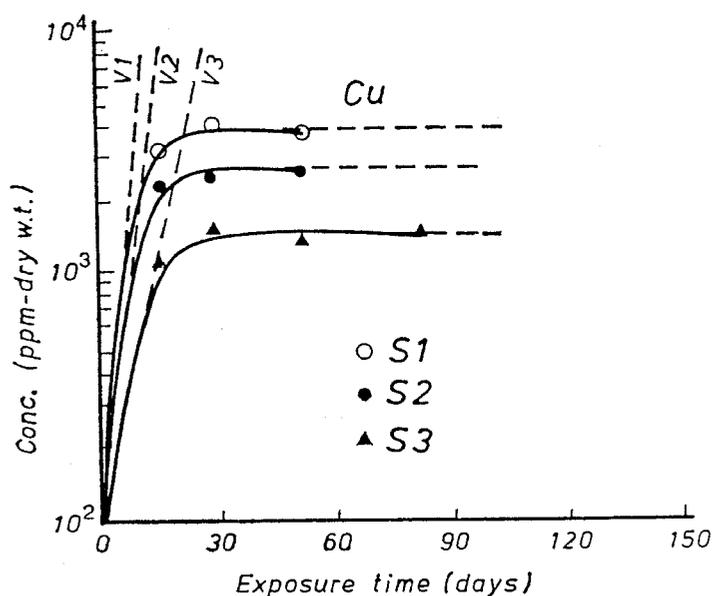


Fig. 3. Bioaccumulation of copper (ppm, dry weight) in oysters (*Crassostrea gigas*) cultured from the Erhjin Chi estuary (S1), Charting coastal area (S2) and Outlet of Shindai Power Station (S3). The initial bioaccumulation rate, V1=770 ppm/day, V2=590 ppm/day and V3=330 ppm/day for S1, S2 and S3, respectively.

Table 4. Correlation coefficients between copper in oysters, complexing capacity and copper species

	Total	Particulate	Dissolved	Labile	Nonlabile	Polar	Nonpolar	Bioavailable
Cu in oysters*	0.6017*	0.5149	0.4822	0.3596	0.3687	0.235	0.3873	0.6143*
Complexing capacity**	—	—	0.36	0.14	0.76*	0.32	0.56	—

*: Data obtained along the Charting coastal area in October 1988.

** : Data obtained along the Charting mariculture area in 1989.

*: $p < 0.05$.

George, 1984), 此高分子有機銅較不易被滲入牡蠣鰓, 腸或體壁。因此筆者等將第一種與第二種牡蠣累積銅的物種稱為生物利用性銅 (Bioavailable Copper), 亦即是粒狀性銅與活潑性銅之和。表四報導牡蠣累積銅量與海水中生物利用性銅量, 或與總銅量, 粒狀性銅量, 溶解性銅量, 活潑性與不活潑性銅量, 極性與非極性銅量之相關係數, 發現完全符合前項假設, 以牡蠣累積銅與生物利用銅量之相關係數 (高達 0.6143, $p > 0.05$) 為最高, 總銅量次之 (0.6017, $p < 0.05$), 極性有機銅最低僅 0.2305。

3.2 銅同化能力

衆所週知, 銅離子 (Cu^{++}) 對海洋生物包括牡蠣 (Okazaki, 1976) 或貝類 (Calabrese *et al.*, 1977) 均具有毒性或殺傷能力; 但是如果銅離子與有機物結合後, 則具有明顯的解毒功能 (Bernhard 與 George, 1984) 亦即是具有較高之同化能力, 因此海水中有機物種類與濃度以及其與銅離子同化能力相信是牡蠣是變綠或牡蠣是否死亡之主要因子。

筆者等 (Chen *et al.*, 1988; Hung *et al.*, 1989A) 曾以 DPASV 方法將銅離子添加於海水中, 觀測電流增加情形 (兩者相關係數高達 0.999) (如圖四) 計算銅與海水中有機物同化能力。筆者亦發現臺灣沿岸海水銅同化能力與溶解性有機碳呈直線正比例關係 (Chen *et al.*, 1988)。至於茄萣海域, 發現測站 3 亦即放養牡蠣 S2 站海水銅同化能力高達 $7.07 \mu\text{g Cu/l}$ 。鄰近二仁溪及茄萣海

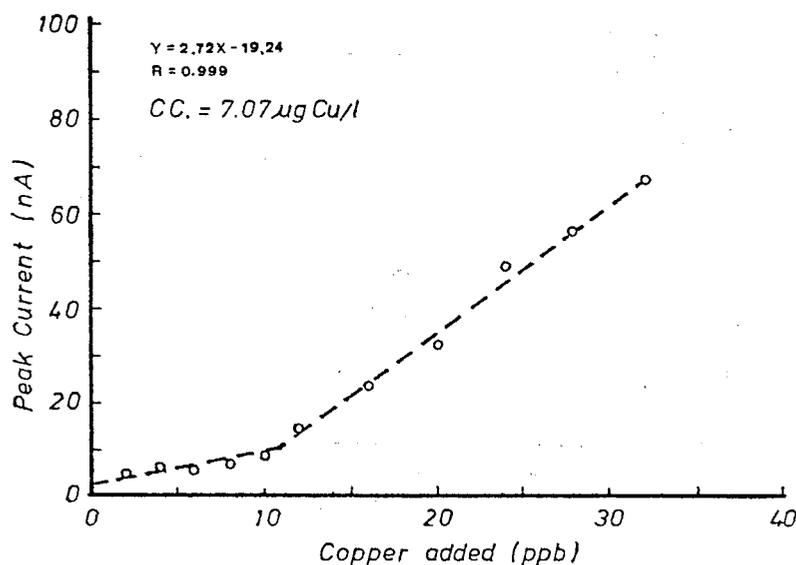


Fig. 4. Copper complexing capacity of sea water collected from the Charting coastal area at Station 3, October 1988 (X=copper added and Y=current response during the copper titration).

Table 5. Concentrations of copper (ppb) forms in seawater of Erhjin Chi coastal area.
Sampling was made in Oct. 1988

Station	Total	Particulate	Dissolved						Bioavail. fraction**	Complexing capacity (ppb)
			Total (pH 2)	Labile (Cu ²⁺)*		Nonlabile		Total		
				Total	Polar org.	Nonpolar org.	Total			
1	739	723	15.5	1.84	0.03	15.5	3.39	1.49	723	5.58
2	9.97	3.25	6.72	10.99	0.19	4.88	1.81	5.47	5.09	7.07
3	23.6	5.33	18.2	2.67	0.05	3.33	0.18	3.12	6.93	7.05
4	10.3	4.26	6.00	2.39	0.04	7.62	1.38	6.24	6.52	2.63
5	14.1	4.13	10.0	5.29	0.09	5.73	3.71	2.02	12.2	2.85
6	17.9	6.90	11.0	5.30	0.09	5.45	3.25	2.20	10.9	3.12
7	16.4	5.61	10.8	8.57	0.15	7.79	6.25	1.54	13.4	1.38
8	21.2	4.84	16.4	1.46	0.02	3.56	3.44	0.12	4.55	3.39
9	8.11	3.09	5.02	5.08	0.09	2.74	1.09	1.65	9.33	2.19
10	12.1	4.25	7.82	4.83	0.08	3.57	0.44	3.13	7.94	5.82
11	11.5	3.11	8.40	3.22	0.05	3.29	0.58	2.71	7.26	3.52
12	10.6	4.04	6.51	4.69	0.08	5.02	2.32	2.70	9.13	4.05
Average (St. 2-12)	14.1	4.44	9.71	5.29	0.09	6.01	2.85	3.15	10.2	4.24
Nearshore (St. 2-8)	16.2	4.90	11.3	3.65	0.06	3.29	1.39	1.90	7.27	3.73
Offshore (St. 9-12)	10.6	3.62	6.94	4.52	0.08	4.91	1.58	3.32	8.72	4.47
South (St. 3, 4, 5, 9, 10)	13.6	4.21	9.41	4.95	0.08	5.17	2.39	2.78	9.65	3.07
North (St. 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12)	14.8	4.70	10.1							

*: Calculated by Hanson *et al.* (1988).

** : Labile+Particulate=Bioavailable fraction.

域近岸測站(測站 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8) 銅同化能力(平均為 $4.24 \mu\text{g Cu/l}$) 也比遠離二仁溪, 或離岸測站(9, 10, 11, 12 站, 平均僅 $3.73 \mu\text{g Cu/l}$ 如表五) 為高。南岸測站(如測站 3, 4, 5, 9, 10) 也比北岸(測站 5, 6, 7, 8, 11, 12) 高出甚多。銅同化能力分別與不活潑性有機銅, 活潑性有機銅, 極性與非極性銅, 總溶解性銅之相關係數, 發現以不活潑性有機銅之相關係數最高 ($0.76, p < 0.05$); 以活潑性無機銅最低 (0.14 , 如表四)。此點說明銅同化能力與不活潑性有機銅有密切關係; 此項關係相信是由於不活潑性有機銅尚有過多的配位基 (ligands) 可以與海水中添加的銅量結合, 或也可進一步證明前述第三種溶解性有機銅確係銅離子與高分子有機物 (如胺基酸, humic acids, 清潔劑, EDTA 等) 結合; 結合後, 仍留有空間過多的配位基可以再與海水中添加的銅量結合, 致使銅離子 (活潑性無機銅) 不致毒害牡蠣 (包括海洋生物), 也減少牡蠣經由第一種方式累積活潑性無機態銅產生綠牡蠣事件。

參 考 文 獻

- Bernhard, M. and S.G. George (1984). Importance of chemical species in uptake, lose and toxicity of elements for marine organisms. Report of the Dahlem Workshop on the Importance of chemical speciation in environmental processes, Berlin, September 2-7.
- Calabrese, A., J.R. MacInnes, D.A. Nelson and J.E. Miller (1977). Survival and growth of bivalve larvae under heavy metal stress. *Mar. Biol.* 41: 179-184.
- Chen, C.R., B.C. Han and T.C. Hung (1988). Copper complexing capacity in the coastal water of Taiwan. *Bull. Inst. Chem. Academia Sinica* 35: 71-78.
- Chen, H.C. (1989). Personal communication.
- Chen, K.S., B.C. Han and T.C. Hung (1989). Organic copper in the coastal water of Taiwan. *Bull. Inst. Chem., Academia Sinica* 36: 105-113.
- Han, B.C. and T.C. Hung (1989). Kinetics of heavy metal accumulation in oysters from the Charting mariculture area of Taiwan. *J. Chinese Environ. Prot. Soc.* 12(2): 93-117.
- Hung, T.C., P.J. Meng and C.C.H. Tsai (1987). Distribution of copper in the Taiwan mariculture area. *J. Chinese Environ. Prot. Soc.* 10(2): 13-34.
- Hung, T.C. (1988). Heavy metal pollution and marine ecosystem as a case study in Taiwan. In "Hazardous Waste Detection, Control, Treatment (Ed. R. Abbou)" 869-877, Elsevier Science Publ. Amsterdam.
- Hung, T.C., B.C. Han and S.J. Wu (1989A). Green oyster—Species and forms of copper in the Charting coastal water. Invited paper to present and discussed at the 6th Inter-Congress of Pacific Science Association, Valparaiso, Vina del Mar, Chile, August 7-10; *Acta Oceanogr. Taiwanica* 23: 33-42.
- Hung, T.C., B.C. Han and C.Y. Hung (1989B). A case study of green oyster—Dissolved organic matter in the Charting coastal water. Invited paper to present and discuss at the Third ROC-ROK Seminar on Oceanography, Taipei, September 25-29; *Acta Oceanogr. Taiwanica* 24: 76-95.
- Okazaki, R.K. (1976). Copper toxicity in the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*). *Bull. Environ. Contam. & Toxic.* 16(6): 658-664.
- Saward, D., A. Stirling and G. Topping (1975). Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. *Mar. Biol.* 29: 351-361.
- Su, J.C., T.C. Hung, Y.S. Lin, P.C. Chyne, W.L. Jeng and Y.L. Chen (1983). Final report on mussel watch, Taiwan, Republic of China. SCOPE/ROC, Academia Sinica 21, 96 pp.

Green Oysters: Bioavailable Copper and Copper Assimilative Capacity in Seawater

Tsu-Chang Hung^{1,2} and Bor-Cheng Han¹

1. *Institute of Oceanography, National Taiwan University*

2. *Institute of Chemistry, Academia Sinica, Taipei, R. O. C.*

ABSTRACT

Copper is not only an essential trace element for biological metabolism but also a very toxic substance to aquatic life. Unfortunately, the first incident of green oysters was observed in Taiwan at the Charting coastal area in January 1986 and a mass mortality was reported three months later. Immediately after the incident, the cause of green oysters was identified as the copper pollution due to the discharges from the local copper recycling operations. The relationships among the species (complexed by inorganic and organic anions, labile and nonlabile, polar and nonpolar) and forms (dissolved and particulate) of copper and the bioaccumulation of copper in oysters in the Charting coastal area were also studied. The results indicated that the bioaccumulation of copper in oysters was influenced by the concentrations of particulate copper (ranged from 0.07 to 13.20 ppb) and labile copper (ranged from <0.30 ppb to 13.3 ppb). Nonlabile copper (ranged from 1.47 to 21.5 ppb) was the major factor to influence the copper assimilative capacity. Based on these data, the cause of greening and mortality of oysters in relations to bioavailable copper (sum of particulate and labile copper) and copper assimilative capacity (detoxicant) are discussed.