

衛星遙測應用於員山子分洪隧道出口海岸水質監測

Application of Remote Sensing to Coastal Water Quality Monitoring at the Outlet of Yuan-Shan-Tsu Diversion Tunnel

國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 研究生	國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 研究生	國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 研究生	國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 教授
蘇元風	侯如真	許淑媚	蘇明道
Yuan-Fong Su	Ju-Chen Hou	Shu-Mei Hsu	Ming-Daw Su
國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 博士	國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 研究生	國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 研究生	國立臺灣大學 生物環境系統工程學系 教授
劉俊志	洪維均	連以婷	鄭克聲*
Jun-Jih Liou	Wei-Chun Hung	Yi-Ting Lien	Ke-Sheng Cheng

摘 要

員山子分洪隧道於颱風期間，分流洪水至東北角海岸地區，其所挾帶之泥沙含量對於分洪道出口海岸地區之水質恐有影響，對其可能衍生之效應宜有長期監測與評估。傳統水質採樣與分析需消耗大量人力、時間且所費不貲，為解決上述問題，本文以多光譜衛星遙測技術配合現地調查，於員山子分洪隧道出口海岸地區進行經常性之水質監測，監測項目包含沙奇盤深度、濁度、總懸浮固體與葉綠素 a。颱風時期，海域水質濁度與總懸浮固體上升，沙奇盤深度變淺，在統計檢定下皆為顯著改變，但在總量的改變上並不大(濁度自 1.03 NTU 上升至 1.79 NTU)，海水稀釋作用下濁度與總懸浮固體濃度隨時間而降低，現階段分洪對於隧道出口海域水質並無明顯影響，但仍建議持續長期之監測工作。為應用衛星遙測技術建立精確的海域水質推估關係，本文仔細討論海域水質資料間之關係，濾除因實驗誤差而不符合整體趨勢的資料。沙奇盤深度與 SPOT 衛星各波段反射率(綠光、紅光與近紅外光)呈反比，濁度與總懸浮固體則為正比趨勢，葉綠素 a 所測得資料範圍偏低，與反射率無顯著趨

*通訊作者，國立台灣大學生物環境系統工程研究所教授，10617 台北市大安區羅斯福路 4 段 1 號，rslab@ntu.edu.tw

勢，故於後續模式建立時將葉綠素 a 排除。以往應用衛星資料推估水質時多採用單一或多波段資料推估單一水質變數，然海水中包含可溶性有機物質、懸浮顆粒與浮游藻類等將同時影響水體反射率，故以衛星波段反射率建立之水質模式時應同時考慮水中各物質對反射率之影響。本文採用多變數水質模式同時推估沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體等水質變數，成果較單變數水質模式良好且合理，觀測與推估值判定係數達 0.81。最後以衛星影像繪製分洪道出口海域水質分布圖，對於長期監測海域水質而言是相當重要的工具。

關鍵詞：員山子分洪，衛星遙測，多變數迴歸。

ABSTRACT

Approximately 80% of the 200-yr flood flow is diverted through the Yuan-Shan-Tsu diversion tunnel and discharged to the Eastern China Sea. Sedimentation originated in the upstream watershed and carried by the flood flow may have long term effect on coastal water quality. It therefore necessitates a program for routine monitoring of costal water quality. Such monitoring program can be best implemented using remote sensing technology. Water quality data, taken In situ, revealed that turbidity and suspended solid concentration rose after typhoon even and then reduced to normal level in one month. The relationships between turbidity, suspended solid and secchi disk depth were discussed in the context. A spectral reflectance estimation scheme proposed in this study was applied to estimate sea surface reflectance from SPOT images. Univariate and multivariate water quality estimation models using sea surface reflectance derived from SPOT images were compared. The multivariate model, using atmospheric corrected multispectral reflectances, took into consideration the wavelength-dependent combined effect of individual seawater constituents on sea surface reflectance and yielded more accurate water quality estimation result. The chlorophyll-a concentration showed poor relationships with reflectances, therefore chlorophyll-a concentration was excluded in our model. Quantitative coastal water quality maps were produced by multivariate water quality estimation model.

Keywords: Yuan-Shan-Tsu Diversion Tunnel, Satellite Remote Sensing, Multivariate Regression.

一、前言

臺灣地區每逢颱風季節，暴雨經常造成基隆河下游地區淹水，員山子分洪工程完工後，當基隆河上游河段之水位標高達 63 公尺時，溢流量自瑞芳員山子地區經排洪隧道排入東北角海岸，有效降低基隆河下游水位，防洪成效斐然。然而以生態與環境觀點而言，颱風期間分洪所挾帶之泥沙量隨之進入出口海岸地區，恐影響分洪

道出口海岸地區之水質並造成泥沙淤積。對其可能衍生之長期效應宜有監測與評估，以提供基隆河上游集水區及分洪設施管理之參考。

傳統水質採樣與分析流程需消耗大量人力、費用與時間且僅能得到點資料，若欲作區域的評估則須採用內插或外插方式推估；衛星遙測技術具有廣域觀測與且可在短期內重複觀測的特性，為解決前述問題的最佳工具之一。過去有許多衛星遙測於近岸或內陸水質監測應用之文

章約自 1990 年代陸續被發表(Khorram, 1981^[4]; Rimmer *et al.*, 1987^[11]; Khorram *et al.*, 1991^[6]; Pattirarchi *et al.*, 1994^[9]; Cheng and Lei, 2001^[11])。衛星的選擇多為 CZCS、AVHRR、MODIS、Landsat 與 SPOT 等,其空間解析度自 1.1 公里至 20 公尺不等。Hellweger *et al.* (2004)^[3]比較 MODIS 與 Landsat TM 應用於紐約港口葉綠素 a、沙奇盤深度與濁度等水質監測,兩者空間解析度分別為 250-1000 公尺與 30 公尺,結果顯示以高空間解析度之 Landsat TM 可見光波段,可適當推估紐約港口之水質。採用多時期影像於水質推估時,由於不同時期太陽輻射強度、大氣組成與太陽、地球與感測器三者位置關係皆不相同,對於各時期影像必須進行大氣輻射校正,故本文於海域採樣區附近以一平坦空地作為輻射控制點(Radiometric control area, RCA),對每幅影像進行大氣輻射校正。水中所含物質將直接影響水體反射特性,為建立符合水體反射特性之水質模式,應採用水體表面反射率(Reflectance)而非感測器所接收之輻射量或影像灰階值(Digital Number)。

關於衛星資料與水質變數之迴歸模式之建立,以單一水質變數為應變數,過去常採用線性之多項式模式,自變數個數較多且複雜,模式不易給予適當之物理解釋(Khorram, 1981^[4]; Khorram and Cheshire, 1985^[5]; Ritchie and Cooper, 1988^[12])。近年來,乘冪模式及對數模式被廣泛成功的應用於建立水質推估模式,但仍僅用於推估單一水質變數(Prangma and Roozkrans, 1989^[10]; Hellweger *et al.*, 2004^[3]; Pattirarchi *et al.*, 1994^[9]; Doxaran *et al.*, 2002^[2]; Verdin, 1985^[13]; Kloiber *et al.*, 2002^[7])。

水體反射率為描述整體水體之物理特性,其與水中可溶性物質與不可溶性物質的組成有關,其中不可溶性物質以總懸浮固體量描述之,可溶性物質則反映於濁度值中,兩者皆影響沙奇盤深度。影響水體反射率的因素綜合可溶性與不可溶性物質,並非由單一水質變數所控制。以往應用衛星資料所建立的水質變數推估關係,多以單一水質變數為應變數,以單一或多波段反射率組合為自變數所建立之簡單迴歸或複迴歸

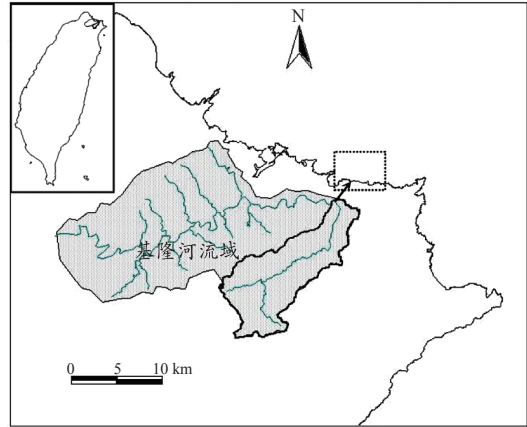


圖 1 基隆河上游集水區

(Multiple Regression)關係式,無法適當解釋上述水質與水體反射率之特性。

本研究應用多光譜衛星遙測技術配合現地調查,對員山子分洪隧道出口海岸地區之水質進行經常性之監測,以瞭解分洪對出口海岸地區水質之影響;另一方面,以輻射控制點校正海域表面水體反射率,建立衛星多光譜反射率近岸水質之多變數迴歸式,此模式更可適當解釋前述水體反射率特性,推估結果較以往單一水質模式良好且合理,最後繪製分洪隧道出口近岸海域水質空間散佈圖。

二、研究區域

員山子分洪隧道工程為於基隆河上游集水區,自台北縣瑞芳鎮員山子地區設置分洪隧道,隧道長約 2.48 公里向東北延伸至台灣東北角海岸排出(圖 1)。考慮此海域長期為自西向東之海流,海域採樣範圍為隧道出口以西 1 公里東至陰陽海海域,自海岸向北延伸 2 公里,如圖 2。圖 2 中編號為採樣位置編號,其中白色虛線方框為陰陽海海域範圍。

三、研究方法

海域水質採樣每三週執行一次,遇天氣或海象導致無法出海採樣時則順延採樣工作;如遇颱風事件啟動分洪作業時,則在分洪結束後一天進行採樣,並蒐集接近採樣當日且無雲之 SPOT 衛

表 1 海域水質採樣日期

採樣日期	SPOT 影像拍攝日期	颱風事件	分洪量(m ³)
96/7/2	96/7/04 (SPOT-4)	無	0
96/7/18	96/7/19 (SPOT-4)	無	0
96/8/15	NA ^a	無	0
96/8/23	96/8/23 (SPOT-5)	聖帕颱風(8/16~8/19)後四天	0
96/9/7	96/9/03 (SPOT-5)	無	0
96/9/20	NA	*韋帕颱風(9/17~9/19)	1,051,200
96/10/8	NA	*柯羅莎颱風(10/4~10/7)	16,133,400
96/11/14	NA	無	0

*：颱風造成員山子分洪啓動

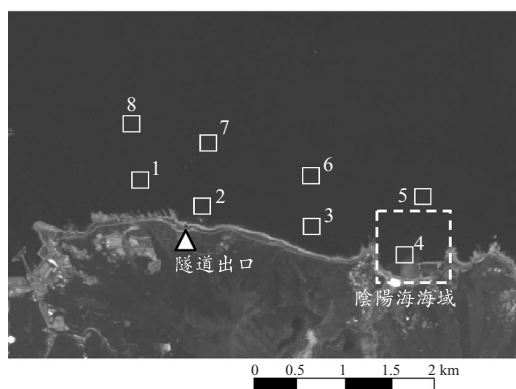


圖 2 員山子分洪隧道出口海域範圍與採樣點位置

星影像。衛星影像經幾何定位與大氣輻射校正後轉換為反射率，反射率估算流程於本文中提出，建立水質變數之推估模式，最後繪製海域水質空間散佈影像。

3.1 海域水質資料採集

本文所選用之水質變數為沙奇盤深度(Secchi Disk Depth, *SDD*)、濁度(Turbidity, *Tb*)、總懸浮固體(Total Suspended Solid, *TSS*)與葉綠素 a (Chlorophyll-a, *Chla*)等，其中沙奇盤深度為量測水體透明度的指標，其值越高表示水體能見度越深；總懸浮固體、濁度為海域有機與無機物含量的指標(Khorram *et al.*, 1991^[6])。濁度的量測以光線穿透水體時遭水中物體散射與反射量估算，濁度值越高表示水中物體干擾光線前進的量越多；總懸浮固體濃度量化水中總懸浮固體量而不考慮可溶性物質。葉綠素 a 含量則為生態的指標。

採樣工作自民國 96 年 7 月 2 日至 96 年 11 月 14 日共計 8 次，採樣時間為上午 9 點 30 分至 11 點 30 分，此時間配合 SPOT 衛星通過台灣上空的時間約為 10 點 45 分，歷次採樣日期以及員山子分洪啓動資料列於表 1。採樣時搭乘漁船配合定位誤差僅 3 公尺的 Leica GPS (GS5+)紀錄採樣位置，於試驗區中 8 個點位量測沙奇盤深度(*SDD*)，採集表層(0-0.2 公尺)處採集水樣，採樣裝瓶後立刻量測濁度、水溫及 pH 值並立即置入保溫箱，完成所有水樣採集後即送至臺灣大學生物環境系統工程系水質實驗室分析總懸浮固體與葉綠素 a 等項目。

水質分析方法均採用環保署環境檢測所公告方法，濁度以濁度計(2100P, HACH, 美國)量測，單位為 NTU(Nephelometric Turbidity Unit)。總懸浮固體則以已知重量(經烘乾、秤重)之玻璃纖維濾片(Whatman GF/F glass-fibre filter, 47 mm diameter, 0.7 μ m pore size)過濾水樣後，濾片移入 103~105°C 烘箱中乾燥至恆重，其所增加之重量即為總懸浮固體重。葉綠素 a 的量測為將水樣過濾於玻璃纖維濾片後，以乙醇萃取濾片上之葉綠素 a，以分光光度儀測得萃取液在酸化前和酸化後之吸光值，最後依吸光值計算水樣中葉綠素 a 含量。

3.2 大氣輻射校正

本研究選擇研究地區附近地表平坦且地表覆蓋均勻之輻射校正區(RCA)，利用液晶調變式多光譜輻射儀(Liquid Crystal Tunable Filter

Spectroradiometer)及標準反射板(Zenith Reflectance Standards, SG 3051, SphereOptics)計算測試區之光譜反射率，並據以校正不同時期之衛星影像。液晶調變式多光譜輻射儀由兩個液晶調變式濾波器(可見光與近紅外光)與 CCD 組成，濾波器具有 7 nm 光譜解析度，可見光濾波器可感測波長為 400-720 nm，近紅外光濾波器波長範圍為 650-1100 nm。標準反射板經實驗室校正後在 250 nm 至 1100 nm 波長範圍內反射率約為 100%。地表反射率校正詳細之理論說明如下：

太陽輻射抵達地表後，經地表物體反射後抵達衛星感測器，感測器所接收之輻射量(包括可見光及近紅外光)可以下式表示：

$$L_{s\lambda}(\theta, \phi_z) = L_{r\lambda}(\theta, \phi_z) \cdot \tau_2(\lambda) + L_{u\lambda}(\theta, \phi_z) \dots (1)$$

其中 $L_{s\lambda}(\theta, \phi_z)$ 為衛星接收之輻射量， θ 為衛星與地表天頂夾角(view angle)， ϕ_z 為感測器方位角(sensor zenith angle)， $L_{r\lambda}(\theta, \phi_z)$ 為地表反射太陽入輻射及大氣下射輻射量(downwelled radiance)之總和， $L_{u\lambda}(\theta, \phi_z)$ 則為大氣之總上射輻射量(upwelled radiance)， $\tau_2(\lambda)$ 為經地表反射後前往感測器途中之大氣平均穿透率， λ 為波長。

對範圍不大之研究區域而言，假設大氣分子水平與垂直分佈為均勻的，大氣之總上射輻射量 $L_{u\lambda}(\theta, \phi_z)$ 與大氣之平均穿透率 $\tau_2(\lambda)$ 均可視為定值，不因像元位置而改變。將影像中各像元之輻射量減去該影像中之最小輻射量(L_{min})，則大氣總上射輻射量 $L_{u\lambda}(\theta, \phi_z)$ 之影響即可消除(即 $L_{u\lambda}(\theta, \phi_z) = L_{min}$)，此即最小頻度灰階法(Minimum Histogram Method)之應用。但影像範圍內不同像元所反射之總輻射量($L_{r\lambda}(\theta, \phi_z)$)仍因地表覆蓋狀況及地表坡度而異。

$L_{r\lambda}(\theta, \phi_z)$ 可再細分為太陽入輻射之地表反射量($L_{sr,\lambda}(\theta, \phi_z)$)及大氣下射輻射量之地表反射量($L_{dr,\lambda}(\theta, \phi_z)$)兩種，即

$$L_{sr,\lambda}(\theta, \phi_z) = E_{s\lambda} \cdot \tau_1(\lambda) \cdot \cos \sigma \cdot \frac{\rho(\sigma, \phi_s, \theta, \phi_z, \lambda)}{\pi} \dots (2)$$

$$L_{dr,\lambda}(\theta, \phi_z) = F \cdot E_{d\lambda} \cdot \frac{\rho_d(\lambda)}{\pi} \dots (3)$$

$$L_{r\lambda}(\theta, \phi_z) = L_{sr,\lambda}(\theta, \phi_z) + L_{dr,\lambda}(\theta, \phi_z) \dots (4)$$

上述式中， $E_{s\lambda}$ 為地球大氣層頂之太陽入輻射量， $\tau_1(\lambda)$ 為太陽入輻射至地表大氣層之平均穿透率， ϕ_s 為太陽方位角(solar zenith angle)， $E_{d\lambda}/\pi$ 為大氣下射輻射量，均可視為定值(不因像元位置而改變)。 F 為地表遮蔽因子，若地表為水平，且附近無遮障，則 $F = 1$ 。 σ 為地表坡度，若地表為水平，則 $\sigma = 0$ 。假設地表之反射率與方向無關，則地表反射率可視為常數($\rho(\sigma, \phi_s, \theta, \phi_z, \lambda) = \rho_d(\lambda)$)。若選擇地表平坦且無遮蔽地區之像元，則 $L_{r\lambda}(\theta, \phi_z)$ 可表示為

$$L_{r\lambda}(\theta, \phi_d) = k_1 \cdot \rho_d(\lambda) + k_2 \cdot \rho_d(\lambda) \dots (5)$$

$$= (k_1 + k_2) \cdot \rho_d(\lambda) = k \cdot \rho_d(\lambda)$$

$$k_1 = \frac{E_{s\lambda} \tau_1(\lambda)}{\pi}, \quad k_2 = \frac{E_{d\lambda}}{\pi} \dots (6)$$

其中， k_2 即為大氣下射輻射量， k_1 為抵達地表之太陽入輻射量。將已知反射率之標準反射板置於平坦無遮蔽地區，並以多光譜輻射儀量測該反射板及其附近平坦無遮蔽地區像元之反射輻射量，分別以 $L^A_{r\lambda}(\theta, \phi_z)$ 及 $L^B_{r\lambda}(\theta, \phi_z)$ 表之，則

$$L^A_{r\lambda}(\theta, \phi_z) = k \cdot \rho_d^A(\lambda) \dots (7)$$

$$L^B_{r\lambda}(\theta, \phi_z) = k \cdot \rho_d^B(\lambda) \dots (8)$$

ρ_d^A 為標準反射板反射率， ρ_d^B 為附近平坦無遮蔽地表反射率，其可改寫為

$$\rho_d^B(\lambda) = \frac{L^B_{r\lambda}(\theta, \phi_z)}{L^A_{r\lambda}(\theta, \phi_z)} \cdot \rho_d^A(\lambda) \dots (9)$$

3.3 衛星影像處理

研究期間共取得兩幅 SPOT-4 與兩幅 SPOT-5 衛星影像，其均具有綠光(0.5-0.59 μm)、紅光(0.61-0.68 μm)，以及近紅外光(0.79-0.89 μm)與短波紅外光(1.58-1.75 μm)等。各幅 SPOT 影像日期與對應之水質採樣日期列於表 1。各影像具不同之增益值(Gain)，乘上灰階值後可轉換為感測器所接收之輻射量($W/\mu m/m^2/sr$)，各影像之 Gain 值與最小灰階值均列於表 2。大氣輻射校正採前一小節所述方法，將影像中各像元之輻射量

表 2 配合海水採樣之 SPOT 衛星影像資訊

影像日期	影像 Gain 值			最小灰階值		
	G	R	IR	G	R	IR
96/7/4	0.7000	0.5354	0.7619	63	43	15
96/7/19	0.7000	0.5354	0.7619	45	26	6
96/8/23	1.0011	0.6261	0.9131	34	23	6
96/9/3	0.7536	0.6261	0.7604	56	29	9

註：G：綠光段，R：紅光段，IR：近紅外光段。

減去該影像中之最小輻射量(L_{min})，由(9)式計算海域水表面之反射率。

四、結果與討論

本節分就海域水質、衛星影像反射率校正與多變數水質模式建立分別描述。

4.1 海域水質

96年7月至11月期間共8次採樣資料分別如圖3(a)~(d)所示，編號1~8為圖2中海域採樣位置編號。圖中實線為近岸的4個採樣點(編號1~4)，虛線為離岸1公里處之4個採樣點(編號5~8)。一般而言，近岸水質相較於離岸1公里處的水中濁度與總懸浮固體較高、透明度則較低。水質在陰陽海海域(編號4)變化較大，與採樣時是否在陰陽海域中黃褐色樣上取水有關，黃褐色樣的水質與總懸浮固體較一般海水高出許多。9月7日的採樣結果顯示整個海域濁度與總懸浮固體較平常時略高，可能與聖帕颱風(未啟動分洪作業)影響和東北季風有關，推論應為風浪將漂浮物攜至研究區域中所造成。

4.1.1 分洪對海域水質之影響

海域水質採樣期間，員山子分洪機制因颱風啟動兩次(96年9月19日與10月7日)，總排洪水量共約1718萬噸。評估分洪水質對出海口水質之影響時，同時對於分洪入流隧道口上游水質進行調查，於侯硐火車站旁介壽橋上(TWD97：333609，2775844)採集河道中央表層水樣進行分析，採樣時間與結果如表3所列。柯羅莎颱風後一日(10月8日)上游河段水中濁度與總懸浮固體濃度上升，但經一個月後(11月14日)皆已降低，以國內河川水質標準而言，屬於未受污染河

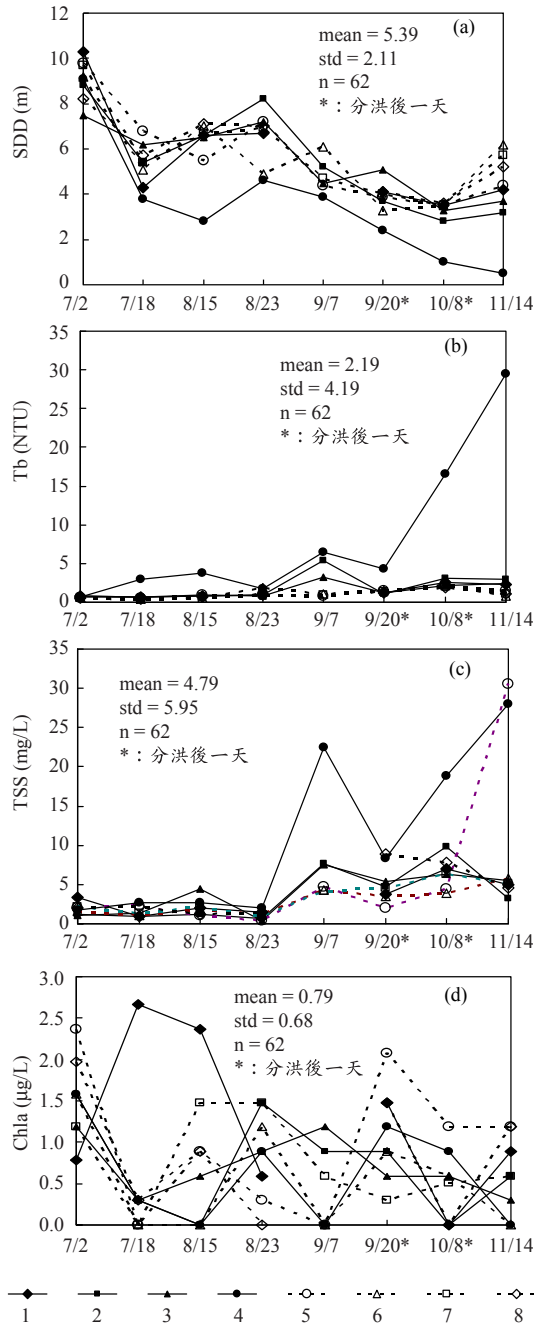


圖 3 八次海域水質調查資料 (a) SDD ，(b) Tb ，(c) TSS ，(d) $Chla$

川標準，顯示上游河川水質狀況於颱風期間濁度與總懸浮固體增加不多，且在一個月內即恢復平常狀況。

表 3 分洪隧道入口口上游水質分析結果

採樣日期	pH	水溫	Tb	TSS	Chla
	-	C	NTU	mg/L	µg/L
96/7/31	8.57	29.9	6.54	1.53	4.29
96/10/8*	7.84	19.4	10.2	18.38	1.18
96/11/14	x	x	1.79	1.20	0.00

*：分洪後一日，x：缺測

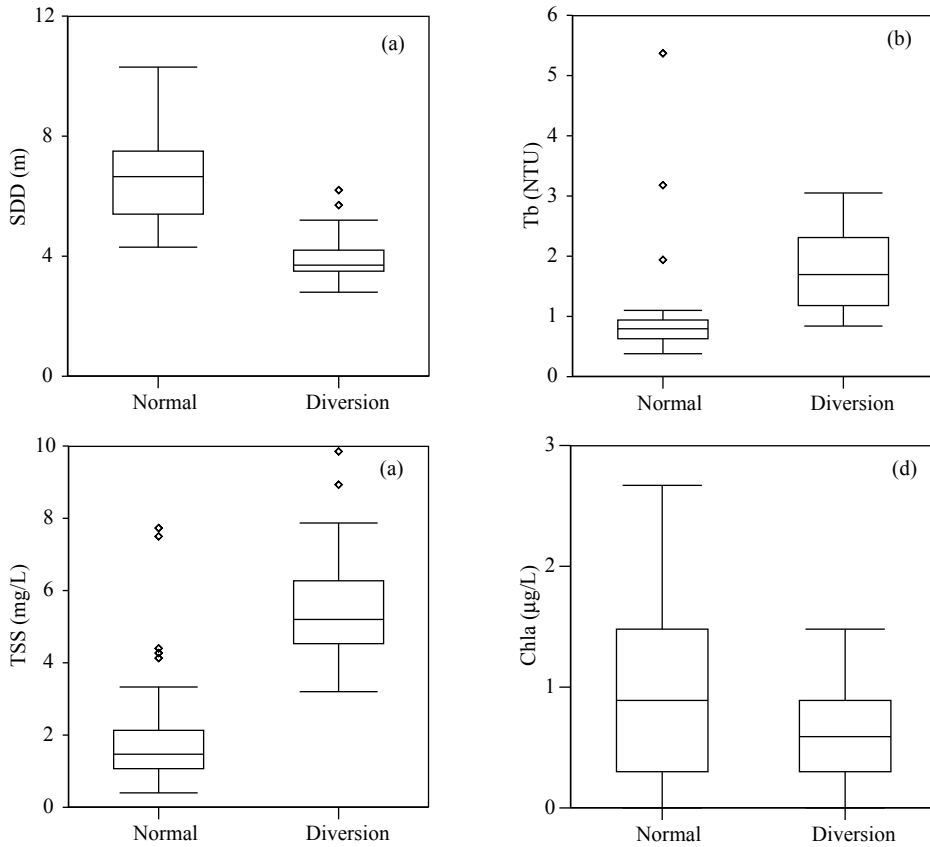


圖 4 水質變數平常時(Normal)與分洪後(Diversion)盒鬚圖(a) SDD，(b) Tb，(c) TSS，(d) Chla

因主要為評估上游排放洪水對出海口海域之影響，本小節的分析不納入陰陽海海域水質資料(編號 4、5)。兩次分洪後一天(見圖 3 中日期標註星號)，出海口海域(編號 1、2、3)表層水質平均而言，沙奇盤深度降低至約 4 公尺以下，濁度則上升至約 1.8NTU，總懸浮固體上升至 5.6mg/L，葉綠素濃度則約為 0.76 µg/L。自 10 月 8 日分洪後一個月(11 月 14 日)，離岸較遠的海域(編號 6、7、8)沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體

已恢復至平常水平；在近岸的地區水中濁度與總懸浮固體亦稍微降低。

為評估採樣期間的總分洪洪水對於出海口海域水質在統計上是否有顯著的改變，將出海口海域水質自 9 月 19 日分為平常時水質與分洪後水質兩組資料，分別比較平常時與分洪後各水質變數的分佈，繪製盒鬚圖如圖 4 所示。沙奇盤深度於分洪後平均由 6.7 公尺降至 4.04 公尺；濁度則由平均 1.03 NTU 略升為 1.79 NTU；葉綠

表 4 分洪前後水質資料 T 檢定結果

項目	<i>SDD</i>	<i>Tb</i>	<i>TSS</i>	<i>Chla</i>
μ_1 (n = 28)	6.70	1.03	2.20	0.91
s_1^2 (n = 28)	2.45	1.01	3.44	0.55
μ_2 (n = 18)	4.04	1.79	5.60	0.60
s_2^2 (n = 18)	0.86	0.50	3.42	0.22
t	7.25	3.01	6.08	1.71
p	<<0.01	<<0.01	<<0.01	0.094

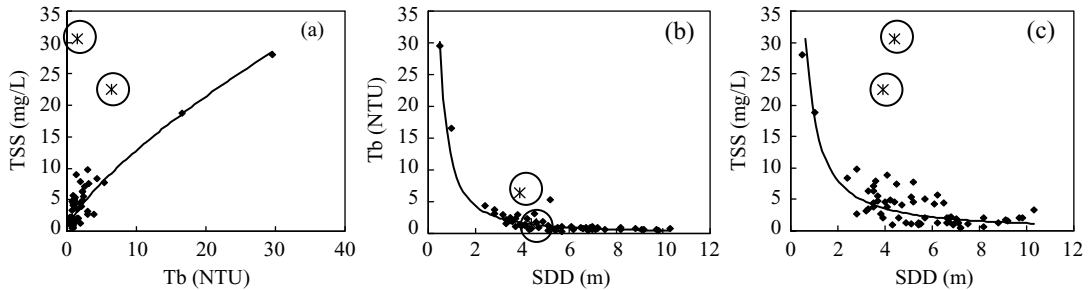


圖 5 水質變數彼此間之關係(a) *Tb* vs. *TSS* , (b) *SDD* vs. *Tb* , (c) *SDD* vs. *TSS*

素 a 資料分佈上略微偏低；總懸浮固體自平均 2.2 mg/L 上升至 5.6 mg/L。假設平常時與分洪後兩組樣本均來自於常態，變異數不相等，以兩樣本雙尾 T 檢定，檢定分洪後水質變數平均值(μ_2)是否等於平常時水質變數(μ_1)，虛無假設為 $H_0: \mu_1 = \mu_2$ ，檢定結果如表 4 所示。分洪後海域海水透明度下降、濁度與總懸浮固體上升，雖然在統計上皆為顯著變化(顯著水準為 0.01)，但在總量的改變幅度不大。由圖 3 中，透明度於颱風時降低，但於分洪結束一個月後(11 月 14 日)則逐漸恢復，尤其離岸 1 公里處水域恢復較快，推論為洪水排放至東北部外海後受海水稀釋作用，海域水質受分洪洪水的影響在現階段並未發現，但仍建議持續進行長期的海域水質監測與評估。

4.1.2 海域水質變數間之關係

在建立水質變數與衛星影像關係之前，首先探討各水質變數間之關係，水質變數中沙奇盤深度為量測水體透明度的指標，水中濁度值與總懸浮固體濃度均會降低透明度，故沙奇盤深度應分別與濁度及總懸浮固體呈反比關係，總懸浮固體與濁度應存在正比關係，葉綠素 a 則與前述三水

質變數無顯著關係存在。由於主要探討整體海域水質間之物理關係，故本段探討將納入陰陽海域資料。繪製表面水體總懸浮固體對濁度之散佈圖如圖 5(a)。沙奇盤深度分別與濁度及總懸浮固體的散佈情況如圖 5(b)與圖 5(c)。海域水質間的迴歸關係式以 60 筆資料建立(圖 5 中兩點星號標誌資料可能因實驗誤差偏離整體資料趨勢，建立整體水質間之關係時不納入分析中)，其迴歸關係式與判定係數如式(10)~(12)所示。Koponen *et al.* (2002)^[8]亦提出類似的沙奇盤深度與濁度之關係。

$$TSS = 2.35Tb^{0.737}, R^2 = 0.49 \dots\dots\dots(10)$$

$$Tb = 11.48SDD^{-1.393}, R^2 = 0.73 \dots\dots\dots(11)$$

$$TSS = 18.10SDD^{-1.179}, R^2 = 0.47 \dots\dots\dots(12)$$

4.2 輻射校正

輻射校正區為位於員山子隧道出海口海域附近地表覆蓋均勻且平坦的空地，利用液晶調變式多光譜輻射儀及標準反射板，現地量測測試區之光譜反射率，並據以計算海域水表面反射率。

假設已知地表反射率(ρ_d^A)之測試區，土地利

表 5 SPOT 衛星影像反射率校正比值($\overline{\rho_A} / \sqrt{L_{SAT}^A}$)

影像日期	影像類別	綠光	紅光	近紅外光
96/7/4	SPOT-4	0.00282	0.00313	0.00420
96/7/19	SPOT-4	0.00232	0.00249	0.00410
96/8/23	SPOT-5	0.00331	0.00336	0.00532
96/9/3	SPOT-5	0.00345	0.00342	0.00500

用覆蓋於每幅 SPOT 影像上並無改變，即反射率不隨時間而變化。影像中相距不遠的 A 與 B 兩點， θ 與 ϕ_z 可視為相同(即 $\theta^A = \theta^B$ 與 $\phi_z^A = \phi_z^B$)，故 A 與 B 兩點之衛星接收輻射量分別表示為 L_{SAT}^A 與 L_{SAT}^B ，扣除大氣散射造成之路徑輻射量 (L_{min}) 後，抵達地表面並反射向衛星的輻射量如式(13)所示。

$$\begin{aligned} L_{SAT}^A &= L_{SAT}^A - L_{min} \dots\dots\dots (13) \\ L_{SAT}^B &= L_{SAT}^B - L_{min} \end{aligned}$$

輻射校正區之地表反射率(ρ_A)由現地實驗得到，現地實驗共進行 10 個採樣點量測現地反射率，但扣除部分因衛星影像視角過大遭建築物遮蔽的資料，採用六個點計算各波段的平均反射率($\overline{\rho_A}$)與相對應之衛星影像網格所計算之平均輻射量(L_{SAT}^A)，故每幅影像可得到由測試區計算之各波段校正比值($\overline{\rho_A} / \sqrt{L_{SAT}^A}$)，如表 5 所示。海域水表面之反射率以式(14)計算之。

$$\rho_B = L_{SAT}^B \left[\frac{\overline{\rho_A}}{L_{SAT}^A} \right] \dots\dots\dots (14)$$

4.3 反射率與水質變數之關係

過去文獻中以衛星影像於水質推估模式大多採用單一水質變數為應變數，且主要為以下計算式其中之一：

$$Y = a_0 + \sum_{i=1}^k a_i X_i \dots\dots\dots (15a)$$

$$\log Y = a_0 + \sum_{i=1}^k a_i X_i \dots\dots\dots (15b)$$

$$\log Y = a_0 + \sum_{i=1}^k a_i (\log X_i) \dots\dots\dots (15c)$$

其中 Y 為單一水質變數， X_i 可以是單一波段反射率、波段比值或是其他算數計算之波段組合。 k 為衛星影像波段數。

經資料檢查後共以 25 筆海域水質與衛星影像資料建立水質模式。為建立合適之水質推估模式，首先檢視各水質變數與各波段海水表面反射率之散佈狀況(圖 6)。儘管各波段反射率分布在低水質濃度時較為分散，但由整體趨勢仍可發現沙奇盤深度與各波段反射率呈反比關係(圖 6(a))，濁度與總懸浮固體則與各波段反射率呈正比(圖 6(b) (c))。葉綠素 a 因數值變動範圍偏低，與波段反射率之關係並不明顯，故並未納入水質推估模式中(圖 6(d))。為更清楚呈現整體趨勢，採用水質資料區間平均(interval-average)，並將對應之波段反射率同樣計算區間平均反射率。採區段平均後，各水質變數與紅光波段具最佳的關係，圖 7 為各水質變數與紅光波段之散佈圖，以紅光波段所建立之單一水質推估模式如式(16)~(18)所示。

$$\ln SDD = 1.833 - 1.106 \ln \rho_R \quad (r^2=0.92) \dots\dots (16)$$

$$\ln Tb = -0.072 + 3.696 \ln \rho_R \quad (r^2=0.86) \dots\dots (17)$$

$$\ln TSS = 1.057 + 1.135 \ln \rho_R \quad (r^2=0.32) \dots\dots (18)$$

式(16)中負號係數與式(17)(18)中正號係數反映出當紅光波段反射率增加時，水體透明度下降，而濁度與總懸浮固體濃度則升高，與實際物理關係相符。

以往水質模式僅推估單一水質變數，然海水的組成包含懸浮固體、可溶性有機物與浮游動物等，這些物質均將影響水表面反射率，這些特性應在水質變數推估模式中加以考慮。由統計觀點，當各水質變數間存在相關性時，採用多變數

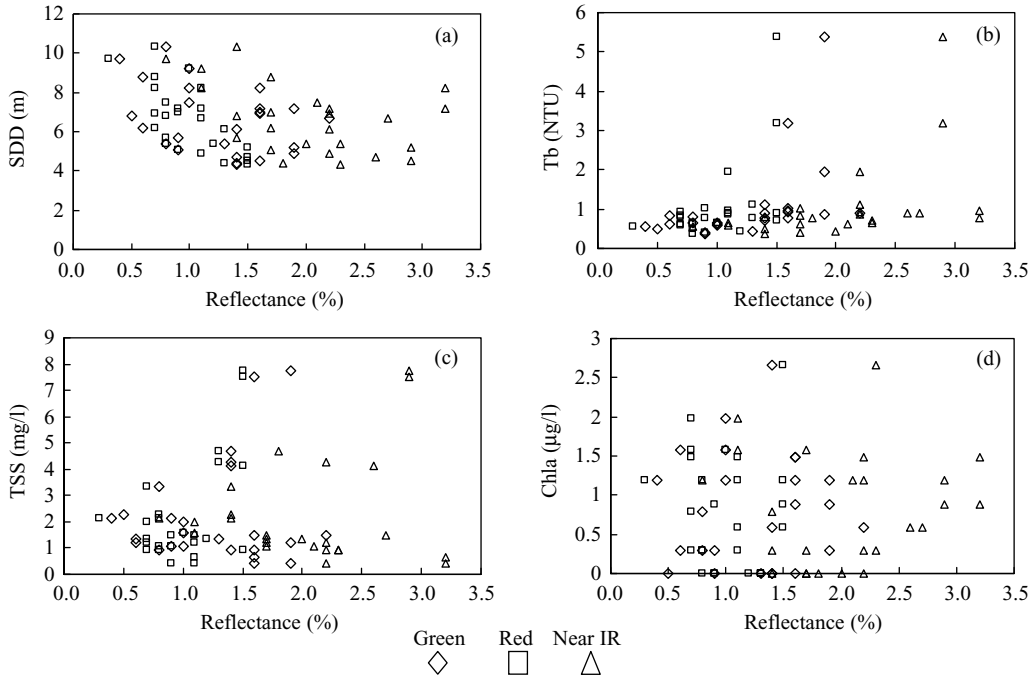


圖 6 水質變數與反射率散佈圖(a) *SDD* , (b) *Tb* , (c) *TSS* , (d) *Chla*

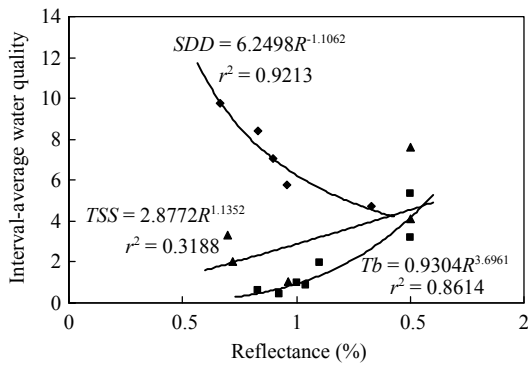


圖 7 區段平均後水質變數與紅光波段散佈圖

迴歸可同時考慮各水質變數、各波段反射率彼此的共變異數結構。故本文提出多變數水質模式：

$$X = R \cdot W + E \quad \dots\dots\dots (19)$$

其中 $X = [SDD, Tb, TSS]$ 為各水質變數矩陣， $R = [1, \rho_G, \rho_R, \rho_{IR}]$ 為各波段校正後水體表面反射率矩陣， W 則為係數矩陣， E 為殘差矩陣，其平均值為零且呈常態分配 ($E \sim N(0, \sigma_e^2)$)。水質變數推估值 (\hat{X}) 表示如下：

$$\hat{X} = R \cdot \hat{W} \quad \dots\dots\dots (20)$$

其中 \hat{W} 為以最小方差法估算之係數矩陣，如式 (21)。多變數水質模式可表示為式(22)，由係數矩陣中水體表面紅光反射率正負號特性與單一水質模式相符。比較式(22)中各水質變數的係數，各水質變數的推估以紅光波段為主要貢獻變數。

單一水質變數與多變數水質模式之推估值與觀測值散佈圖分別如圖 8(a) (b)。多變數水質模式推估結果散佈較集中於等值線，整體推估均方根誤差(Root Mean Square Error, RMSE)為 1.26，整體觀測值與推估值相關係數高達 0.9。單一水質模式，在 *SDD* 的推估上出現一個高估許多的推估值(圖 8(a))，其觀測值為 9.7，推估值高達 23.68，使整體推估 RMSE 為 2.21，整體觀測值與與推估值相關係數為 0.79。此觀測點對應之於多變數水質模式中的沙奇盤深度推估為 9.24，與觀測值(9.7)相近。綜合上述結果，多變數水質模式的表現較單一水質模式良好，不易出現特別高估或低估的情況，可更有效且合理的應用於海域水質變數推估。

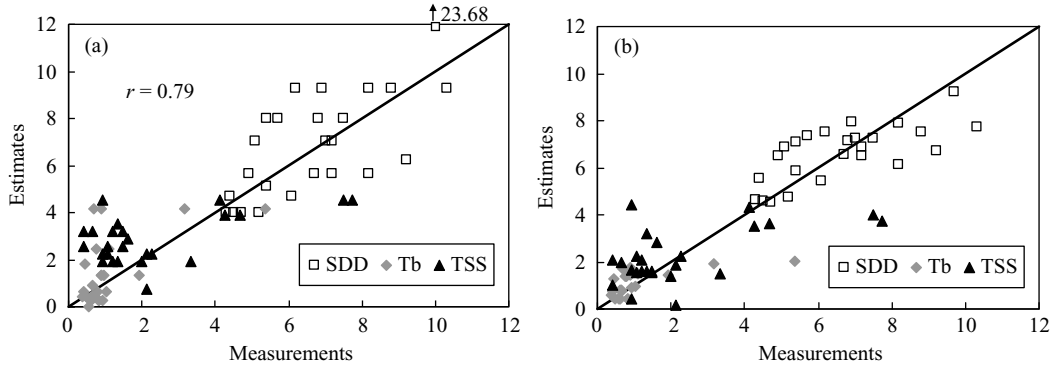


圖 8 模式推估與觀測資料散佈圖(a)單一水質模式，(b)多變數水質模式

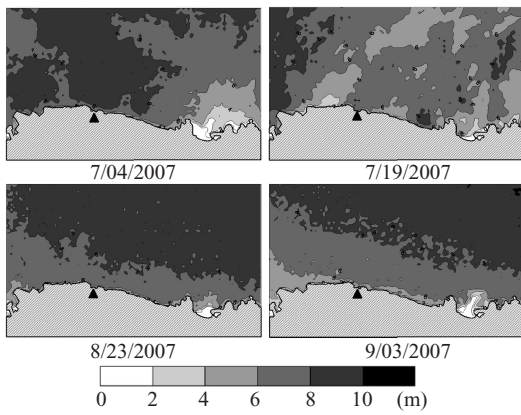


圖 9 沙奇盤深度空間分佈圖(▲：隧道出口)

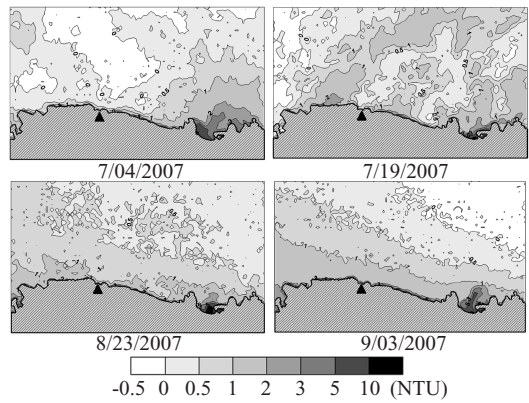


圖 10 濁度空間分佈圖(▲：隧道出口)

$$\hat{W} = \begin{bmatrix} 10.42 & -0.93 & -0.58 \\ 0.54 & 0.32 & -0.97 \\ -3.99 & 1.05 & 4.79 \\ -0.25 & 0.26 & -0.35 \end{bmatrix} \dots\dots\dots (21)$$

$$[SDD, Tb, TSS] = [1, \rho_G, \rho_R, \rho_{IR}] \begin{bmatrix} 10.42 & -0.93 & -0.58 \\ 0.54 & 0.32 & -0.97 \\ -3.99 & 1.05 & 4.79 \\ -0.25 & 0.26 & -0.36 \end{bmatrix} \dots\dots\dots (22)$$

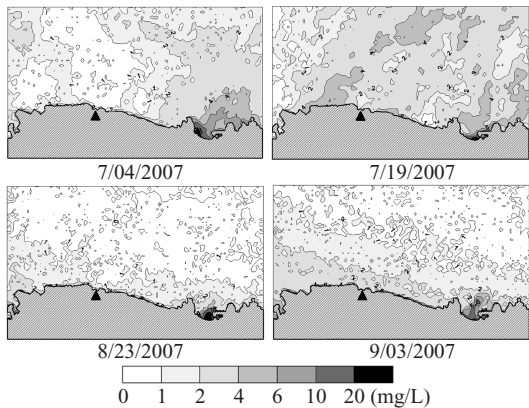


圖 11 總懸浮固體空間分佈圖(▲：隧道出口)

4.4 分洪隧道出口海域水質分佈影像

將各幅 SPOT 影像每個像元以式(14)計算水體表面反射率後，以(22)式推估沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體等海域水質變數之空間分佈如

圖 9~圖 11 所示。一般而言，分洪隧道出口至陰陽海近岸海域，沙奇盤深度多介於 6-8 公尺之間，離岸越遠沙奇盤深度逐漸變深至約 10 公尺；

大部分海域之濁度與總懸浮固體分別約介於 1~3 NTU 與 1~2 mg/L 之間，離岸越遠則分別逐漸降低至小於 1 NTU 與 1 mg/L，可看出水中總懸浮固體與濁度受風浪作用向岸邊集中的現象。此空間分佈趨勢在 8 月 23 日與 9 月 3 日兩幅影像中特別清楚，而 7 月 4 日與 9 日的影像空間分佈較為複雜，其原因為受到陰陽海海域水質影響較為明顯。陰陽海海域各水質推估結果，濁度與總懸浮固體濃度均高出一般海域許多，分別介於 2~15 NTU 與 3~20 mg/L，沙奇盤深度則多小於 2 公尺，此與該海域長年接受上游集水區排放之廢水有關。

五、結 論

海域水質監測期間(自 96 年 7 月至 12 月止)發現，颱風時上游河段水質濁度與總懸浮固體上升；颱風後之分洪則對於海域水質無立即重大影響(濁度由 1.03 NTU 上升至 1.79 NTU)。由於上游排放水質狀況佳，加上海水稀釋作用，總懸浮固體與濁度逐漸降低至平常水準。

本研究以多光譜輻射儀於選定之輻射控制區，提出地表反射率估算流程，經過輻射校正後之波段反射率資料，各水質變數(*SDD*, *Tb*, *TSS*)與紅光波段關係最佳。因海水中含有懸浮物體、可溶性有機物與浮游動植物，這些物質均影響水體反射率，故本文提出多變數水質模式，可合理考慮上述水中物質的影響且模式表現優於單一水質模式。最後繪製海域水質空間分佈圖，結果顯示一般水質分佈特性為離岸越遠沙奇盤深度逐漸變深，同時濁度與總懸浮固體濃度逐漸降低。陰陽海海域長年接受上游集水區所排放含有高濃度重金屬廢水，致使該海域水中濁度與總懸浮固體濃度高於一般海域，當海面風浪大時，陰陽海海域水質容易影響周邊海域，如 7 月 4 日與 9 日的海域水質推估結果。截至目前為止，透過海域實地調查與衛星影像推估結果，員山子分洪隧道出口海域水質並未明顯受到分洪洪水影響，但長期的影響是否存在仍應透過持續的定期監測進一步評估。

誌 謝

本文感謝經濟部水利署經費贊助，以及所有參與土地利用與海域水質採樣及分析工作全體工作人員，特別感謝陳炳煌船長提供船隻，使得資料蒐集工作得以順利完成。

參考文獻

1. Cheng, K. S. and Lei, T.C., 2001, Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM Images, *Journal of the American Water Resources Association*, **37(5)**: 1321-1334.
2. Doxaran, D., Froidefond, J. M., Lavender, S., Castaing, P., 2002, Spectral signature of highly turbid waters : Application with SPOT data to quality suspended particulate matter concentrations, *Remote Sensing of Environment*, **81**: 149-161.
3. Hellweger, F. L., Schlosser, P., Lall, U., Weissel, J. K., 2004, Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor, *Estuarine, coastal and shelf science*, **61**: 437-448.
4. Khorram, S., 1981, Water quality mapping from Landsat digital data, *International Journal of Remote Sensing*, **2(2)**: 145-153.
5. Khorram, S. and Cheshire, H. M., 1985, Remote sensing of water quality in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **51(3)**: 329-341.
6. Khorram, S., Cheshire, H., Geraci, A. G., Rosa, G., 1991, Water quality mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM data, *International Journal of Remote Sensing*, **12(4)**: 803-808.
7. Kloiber, S. M., Brezonik, P. L., Olmanson, L. G., Bauer, M. E., 2002, A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, **82**: 38-47.
8. Koponen, S., Pulliainen, J., Kallio, K., Hallikainen, M., 2002, Lake water quality classification with

- airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment* **79**: 51-59.
9. Pattiaratchi, C., Lavery, P., Wyllie, A., Hick, P., 1994, Estimates of water quality in coastal water using multi-date Landsat Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, **15(8)**: 1571-1584.
10. Prangmsma, G. J. and Roozekrans, J. N., 1989, Using NOAA AVHRR imagery in assessing water quality parameters, *International Journal of Remote Sensing*, **10(4)**: 811-818.
11. Rimmer, J. C., Collins, M. B. and Pattiaratchi, C. B., 1987, Mapping of water quality in coastal waters using Airborne Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, **8(1)**: 85-102.
12. Ritchie, J. C. and Cooper, C. M., 1988, Comparison of measured suspended sediment concentrations with suspended sediment concentrations estimated from Landsat MSS data, *International Journal of Remote Sensing*, **9(3)**: 379-387.
13. Verdin, J. P., 1985, Monitoring water quality conditions in a large western reservoir with Landsat imagery, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **51(3)**: 343-353.

收稿日期：民國 97 年 8 月 7 日

修正日期：民國 97 年 10 月 7 日

接受日期：民國 97 年 10 月 17 日