

淨水場廢水排放對基隆河水質影響之模擬

駱尚廉¹、羅時麒²

關鍵詞：淨水場廢污、水質模式、基隆河。

摘 要

本研究旨在評估淨水場廢污對河川水質之影響，以現場調查、採樣及分析，探討淨水場廢污之污染特性及其排放情況，並建立水質模式，依不同排放情況之污染負荷進行水質模擬。

淨水程序產生之廢污包括沈澱池混凝污泥及過濾池反沖洗廢水，經水質分析顯示，反沖洗廢水之污染物以固體量及鋁、鐵含量為主，混凝污泥之污染物組成和反沖洗廢水相似，但污染量甚高並不適合排入河川。

水質模式模擬懸浮固體、鋁及鐵三項水質，以探討廢污排放對河川水質之影響。模式經檢定與驗證後，於低流量(Q_{75})下模擬基隆河之水質變化，結果發現反沖洗廢水上澄液排放對大漢溪SS、Al及Fe之影響低於20%。若廢水處理符合87年放流水標準，則對基隆河SS、Al及Fe之影響降至2.5%以下，可見對廢污做適當的處理確能改善淨水場排放水之污染程度。

Modeling Discharges of Water Treatment Plant Wastes to the Keelung River

Shang-Lien Lo, Shih-Chi Lo

Key Word: water treatment plant waste, water quality model, Keelung River

Abstract

The purpose of this study is to assess the effects of wastes discharged from water treatment plants on water quality of river. The characteristics of wastes and discharge conditions were investigated by field investigation, water sampling and analysis. A water quality model was developed to simulate the effects of wastes at various discharging and loading conditions.

¹國立臺灣大學環境工程學研究所教授

²國立臺灣大學環境工程學研究所碩士

The wastes that contained sludge retained in sedimentation basins and wastewater generated from backwash operations were two main pollutant sources produced by water treatment process. Sample analysis results indicated that solid contents, aluminum (Al) and iron (Fe) were three major pollutants in both backwash wastewater and coagulation-sedimentation sludge. the pollution loading of coagulation-sedimentation sludge is too high to discharge to water bodies.

The water quality models of suspended solid (SS), Al and Fe were developed to simulate the effects of wastes discharged. After calibrating and verifying, the models were used to simulate water quality for the Keelung River under the low flow (Q_{75}) condition. According to the results of simulating, the effects caused by backwash wastewater discharge were less than 20% of SS, Al and Fe concentrations for the Keelung River. If backwash wastewater was treated to meet the effluent standards of 1998, the effects were lower than 2.5% for the Keelung River. It indicated that water quality of river could be improved by proper treatment of wates from water plants.

一、前 言

國內自來水廠目前多係採用混凝、膠凝、沈澱、快濾、消毒等傳統標準淨水處理程序[1]，以去除原水中之雜質；少數則以曝氣、沈澱、慢濾、消毒等程序處理之。而各種淨水處理程序所產生之廢污，以沈澱池與過濾池為主要來源，若以傳統快濾水廠為例，廢污來源則主要為混凝沈澱污泥及快濾池反沖洗廢水。

長期以來，國內淨水場廢污僅少數水廠有適當之處理或處置，其餘多數則排入下游水體。由於過去水源較未受污染，排放廢水成分單純，廢污性質以原水中被去除之懸浮固體與膠體為主，由於其相對於其他工業廢污、市鎮污水、畜牧廢水等之污染量不大，並未引起水廠及環保單位之重視。

近年來由於人口增加、產業活動頻繁，西部河川中下游遭受社區污水、工廠廢水及畜牧廢水等之污染，甚至東部河川與西部河川上游也漸不能免除污染，而以地面水為水源之淨水場，為克服水質的污染問題，普遍提高混凝劑、助凝劑、吸附劑及氯之用量，雖暫時達到去除水中有機物、重金屬、藻類、氨氮及產生臭味等污染物質之目的，但相對地也可能導致淨水場廢污問題之加劇。加之，從八十二年開始新的放流水標準對自來水廠排放水之懸浮固體要求將提高至100mg/l，甚至八十七年更將加嚴管制至50mg/l以下。因此，正視淨水場廢污之處理與處置，及評估其排放水對河川水質之影響，為目前亟待進行與澄清者。

二、淨水場廢污

1. 淨水場廢污之處置

未經處理之淨水場廢污，直接排入下游河川之處置方式。在傳統水處理觀念裡，認為淨水污泥源自原水，將其不經處理即直接排放河川，祇不過是物歸原主，應無大礙。然而就水污染觀點而言，淨水程序類似萃取作用，廢棄污泥排回河川，將提高下游河水之污染濃度，且處理過程添加化學藥劑，同樣會造成河水之污染問題。

國內淨水場之廢污，根據林(1984)之調查，在沈澱污泥方面，僅 4%之污泥量有適當處理，反沖洗廢水方面，5.1%有適當處理，其餘均直接排入河川。近年來，淨水場廢污處理與處置之比例雖已逐年在提高，但仍有相當數量的淨水場尚未採取適當之處理與處置措施。我國新修訂之放流水標準，將自來水事業納入乙類事業管理，管制項目除共同水質項目外，尚包含化學需氧量、懸浮固體及總餘氯三項，其限值如表一所示，由於其放流標準相當嚴，尤其是懸浮固體項目，若淨水場廢污未經相當程度之處理與處置，是不易達到100或50mg/l放流限值的。

表一 自來水事業放流管制項目

項目	放流標準	
	82年施行	87年施行
化學需氧量(mg/l)	150	100
懸浮固體(mg/l)	100	50
總餘氯(mg/l)	0.5	0.5

但近來有些研究，對淨水場廢污問題提出不同的看法。1984年美國俄亥俄河流域水質衛生委員會(Ohio River Valley Water Sanitation Commission)提出一份報告[3]，指出沈澱污泥與反沖洗廢水排入俄亥俄河，只造成輕微或不明顯的污染負荷增量，若水廠方面能提供相關資料證明其之排放水，對河川下游水體各種用途，不產生任何有害之影響，委員會基於政策及經濟考量，將准許其排入河中。

2. 反沖洗廢水之特性

反沖洗廢水量隨水源特性、混凝沈澱處理效果、反洗方式、濾池型式及操作管理之不同而異，其總水量約為過濾水量之1-5%，平均為2%。估計方法可由反沖洗時間(t , min)、反沖洗速率(V , m/day)、濾池面積(A , m^2)及濾程(T , hr)，以式(1)推算反沖洗廢水

量 Q (CMD)。

$$Q = (t \times A \times V) / (60 \times T) \quad (1)$$

反沖洗廢水水質與原水水質、混凝沈澱效果、濾池操作方式、反沖洗水量等因素有關，其雜質多屬未能於沈澱池沈澱之較小微粒或混凝膠羽。其污染負荷係指排放污染物之總量，可應用於評估河川、湖泊、海洋等水體之污染來源、對水體影響及污染管制等，其計算式為：

$$\text{污染負荷(L)} = \frac{\text{排放廢水量(Q)}}{\text{(kg/day)}} \times \frac{\text{廢水水質(C)}}{\text{(CMD)}} \quad (2)$$

3. 混凝沈澱污泥之特性

台灣地區淨水場之混凝劑以鋁鹽及鐵鹽為主，其中以硫酸鋁及多元氯化鋁 (Polyaluminum Chloride, PAC) 使用最為普遍，單位加藥量或污染濃度之污泥產量如表二所示，再由下式可推估以硫酸鋁或PAC為混凝劑之污泥乾重為：

$$Q_s = Q \times 10^{-3} [T + 2C + 0.234A + 0.153P] \quad (3)$$

式中， Q_s 為混凝沈澱污泥量(kg/day)， Q 為出水量(M^3/day)， T 為原水濁度(NTU)， C 為原水色度(度鉑一鈷單位)， A 為硫酸鋁加藥量(mg/l)， P 為PAC加藥量(mg/l)。

表二 污泥量之推估 [2]

項目	藥品化學式	分子量	單位加藥量污泥產量 mg/mg
濁度			1.0
色度			2.0
硫酸鋁	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	666	0.234
PAC(10%)	$[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m, n < 5, M < 10$	1000	0.153

混凝沈澱污泥本質上與反沖洗廢水性質相似，但其固體濃度較大、含水率較低、沈降容易。而混凝沈澱污泥之污染負荷為污泥產生量乘以沈澱污泥水質濃度。若淨水原水水質、混凝加藥量、操作條件變化不大時，污染負荷應為定值，沈澱池清洗時以大量清水沖洗，致使污泥濃度減低，但污泥量相對增加，故污染負荷不變。

三、河川水質模式

淨水場排放水含有高量之懸浮固體，且其組成成份含有高濃度之鋁及鐵、錳等重金屬，因此本研究嘗試以毒性物質模式來模擬淨水場廢水排放，對河川懸浮固體及金屬濃度之影響。

1. 懸浮固體對金屬的吸附現象

1964年 O'Connor 與 Renn [4] 研究含鋅廢水排入河中後對河川水質之影響，發現水中鋅濃度的減低和 pH 值及懸浮固體濃度有關。1979年 Suzuki 等人 [5] 發表在 Tama 河底泥之吸附作用符合 Freundlich 等溫吸附，1980年 O'Connor 與 Connolly [6] 研究自然水體中重金屬及有機污染物在水中之散佈，發現這些物質在水體之行爲受懸浮固體之吸持 (Sorption) / 脫附作用影響。歸納上述研究，顯示水中吸附性污染物之分佈與水體之固體介質有關。金屬在溶液中之物種包含溶解性金屬及顆粒性金屬，溶解性金屬有離子及錯合離子，顆粒性金屬有膠體 (colloidal)、被介質吸附者及表面沈澱，一般金屬污染物以顆粒性金屬佔多數，尤其是鐵與鋁最顯著。溶解性金屬 (C_D) 之定義爲可通過 $0.45\mu\text{m}$ 濾膜之金屬；顆粒性金屬 (C_P) 爲總金屬濃度與溶解性金屬濃度之差，且顆粒性金屬與水中固體濃度有關表示如下：

$$C_p = q \cdot m \quad (4)$$

式中， C_p 爲顆粒性金屬濃度 (M/L^3)， q 爲每單位固體乾重所含金屬量 (M/M_{solid})， m 爲水中固體濃度 (M/L^3)。總金屬濃度 (C) 爲溶解性金屬及顆粒性金屬之和：

$$C = C_p + C_D \quad (5)$$

探討水中金屬與懸浮固體之吸附行爲，常用之吸附模式有 Langmuir 及 Freundlich 等溫吸附模式：

(1) Langmuir 等溫吸附模式

$$q = \frac{Bq_c C_D}{1 + BC_D} \quad (6)$$

式中， q 爲單位固體所吸附之溶質量 (M/M_{solid})， q_c 爲飽和吸附量， B 爲吸附能， C_D 爲平衡時水中之溶質濃度 (M/L^3)。

(2) Freundlich 等溫經驗模式

$$q = K C_D^{\frac{1}{n}} \quad (7)$$

當 $n = 1$ 時，式(7)即為 Langmuir 模式之線性部分，在自然水系統中分配係數 (K) 可由 Langmuir 模式線性部分推導：

$$q = B q_c C_D \quad (8)$$

$$\text{或分配係數 } (K) = B q_c = \frac{q}{C_D} \quad (9)$$

將分配係數觀念代入式(4)中，可推導顆粒性金屬 (C_P)、溶解性金屬 (C_D) 與總金屬 (C) 間之分率關係：

$$C_p = m \cdot q = m \cdot (K C_D) \quad (10)$$

$$\text{且 } C = C_D + C_P = (1 + K m) C_D \quad (11)$$

$$\text{則 } C_D = f_D C \quad (12)$$

$$C_P = f_P C \quad (13)$$

式中， $f_D = \frac{1}{1 + K m}$ ，溶解性金屬占總金屬之分率。

$$f_P = \frac{K m}{1 + K m}，\text{顆粒性金屬占總金屬之分率。}$$

$$\text{且 } f_P + f_D = 1$$

2. 化學轉變反應

溶解性溶質在水體及底層間之衰減作用與各種化學反應有關，反應包括光解反應、水解反應及生物分解反應 (Biodegradation)，在河川水質模式中常以一生化項涵蓋。

3. 控制方程式

金屬在水中之傳輸現象可以圖 1 概示之，其傳輸作用受水力輸送（包括傳流及延散作用）、懸浮固體之沉降 (settling) 及再懸浮 (resuspension) 作用、金屬與懸浮固體之吸持 (sorption) / 脫附 (desorption) 作用及其他生化轉變 (transformation) 等之影響，與一般傳輸現象最大不同點即在與懸浮固體間之質傳交換，因此在模擬水中金屬濃度變化時，需先考慮懸浮固體之濃度變化及金屬之吸附特性。

水中懸浮固體質量平衡方程式 [7]

$$\frac{\partial m}{\partial t} = -U \frac{\partial m}{\partial x} + E \frac{\partial^2 m}{\partial x^2} - \frac{v_s}{H} \cdot m + \frac{v_{rs}}{H} \cdot m_b + \frac{W_m}{V} \quad (14)$$

式中， m 為水中懸浮固體濃度 (M/L^3)， m_b 為底泥層固體濃度 (M/L^3)， U 為流速 (L/T)， E 為延散係數 (dispersion coefficient) (L^2/T)， v_s 為顆粒沉降速度 (settling velocity) (L/T)， v_{rs} 為顆粒再懸浮速度 (resuspended velocity) (L/T)， H 為水深 (L)， W_m 為懸浮固體排放量 (M/T)， V 為水體體積 (L^3)， b 為代表底泥層。

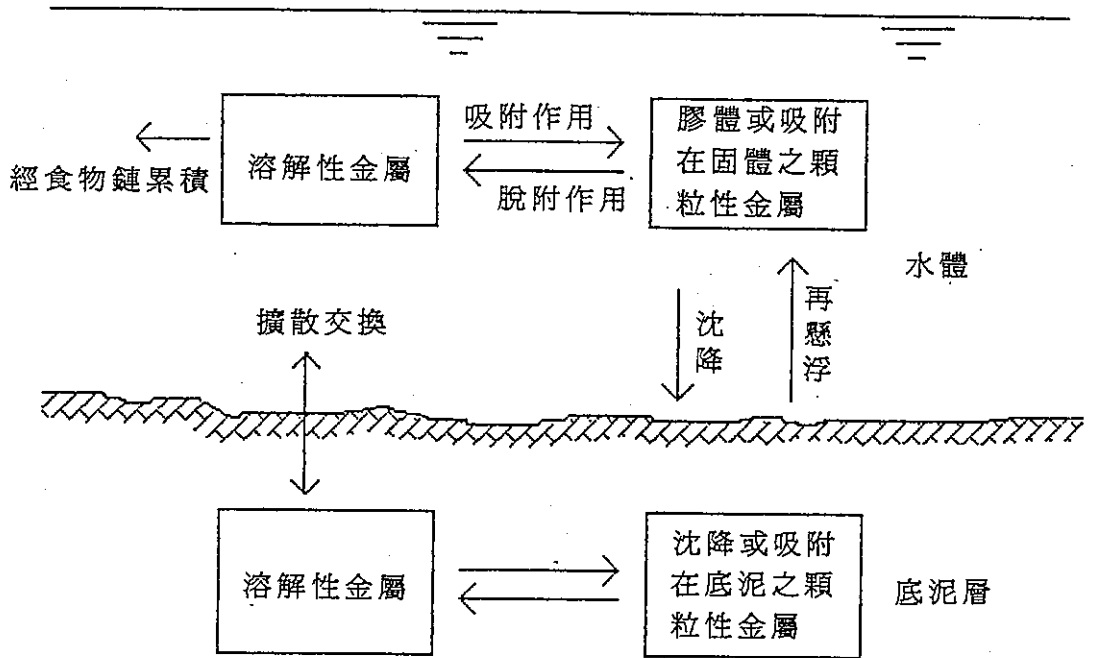


圖1 金屬在河水中與底泥層之傳輸過程

式(14)等號右邊第一項為傳流項，第二項為延散項，第三及第四項為沈降及再懸浮項，第五項為排入之污染負荷，式中底泥層固體濃度對水中懸浮固體濃度之影響，由於傳輸過程是將底泥經由再懸浮作用帶至水體，而非底泥層的整層移動，且底泥層的固體濃度(m_b)變化不大，因此假設底泥層之固體濃度為定值[8][9]。

水中金屬之質量平衡方程式[10]

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_f \left(\frac{f_{Db} C}{\phi} - f_D C \right) - K_T \cdot C - \frac{v_s}{H} \cdot f_p \cdot C + \frac{v_{rs}}{H} f_{pb} \cdot C_b + \frac{W_C}{V} \quad (15)$$

式中， C 為水中金屬總濃度(M/L^3)， C_b 為底泥層金屬總濃度(M/L^3)， K_f 為水體與底泥層之垂直擴散率($1/T$)， f_D 為溶解性金屬分率= $\frac{1}{1+Km}$ (0)， f_p 為吸附性金屬分率=

$\frac{Km}{1+Km}(0)$ ， K_T 為水中金屬之衰變係數(1/T)， W_C 為金屬排放量(M/T)， ϕ 為底泥層孔隙率(L_w^3/L_{m+w}^3)， w, m 為代表水體及固體， b 為代表底泥層。

式(15)等號右邊第一項及第二項為傳流及延散項，第三項為垂直擴散項，第四項為生化消失項，第五項及第六項為沈降及再懸浮項，第七項為排入之污染負荷。式中金屬之溶解相及吸附相分率係引用式(12)及(13)之關係式，關係式結合分配係數(K)及懸浮固體濃度以表達金屬濃度和懸浮固體間之吸附特性。

式(15)金屬之質量平衡方程式中，Thomann and Mueller [7]尚考慮水體中溶質逸散至大氣之揮發作用，其過程主要受亨利定律控制，而亨利常數又為液氣交界面阻力之函數，此項作用一般以二層膜理論表示：

$$\frac{dC}{dt} = \frac{K_\ell}{H} \left(\frac{C_g}{He} - f_D C \right) \quad (16)$$

式中， K_ℓ 為交換常數(L/T)， C_g 為大氣中所含溶質之濃度(M/L³)， He 為亨利常數(O)。

1982年O'Connor and St.John [11]研究指出如果模擬之對象為金屬及難揮發之有機物時，式(16)之影響可以忽略。

四、模式之參數推求

1. 沈降速度(v_s)與再懸浮速度(v_{rs})

在自然河川中固體之傳輸受顆粒本身及流體特性影響，其現象頗為複雜，主要參數包括沈降速度及再懸浮速度，在層流狀況下，一般球型固體顆粒的沈降速度符合史脫克定律(Stokes law)：

$$v_s = \frac{gD^2}{18\nu}(S-1) \quad (17)$$

式中， D 為顆粒粒徑(L)， ν 為動力黏滯係數(L²/T)， S 為比重。

但在自然河川水體中顆粒均非球型，故需將理論值做適度修正才能適用。又，沈降速度和顆粒粒徑有密切關係，因此理論上必須將顆粒依不同粒徑進行探討。目前大部分的毒性物質模式，仍將河川水體之懸浮固體視為均勻粒徑進行模擬[12]，但陳與郭[9]在進行基隆河PAH模擬時，曾依四種粒徑分別探討。至於再懸浮速度的大小，目前均以檢定方法或以經驗判定，陳與郭[9]對基隆河的模擬為例，其值約在10⁻⁴至10⁻⁵ m/day之間。

2. 分配係數 (partition coefficient, K)

分配係數和污染物特性及固體濃度有關，若模擬對象為有機性污染物，則分配係數可經由有機碳分配係數求得：

$$K = k_{oc} f_{oc} \quad (18)$$

式中， K = 分配係數， k_{oc} = 有機碳分配係數， f_{oc} = 有機碳含量。若模擬對象為金屬污染物，則分配係數與固體濃度有關 [13]，O'Connor 與 Connolly [6] 認為分配係數和固體濃度成反比，並以式 (19) 表示：

$$K = K_{\infty} + \frac{\beta}{m^{\alpha}} \quad (19)$$

式中， K_{∞} = 高量固體濃度之分配係數限值， m = 固體濃度， α 、 β = 常數，當固體濃度介於 10~10000 mg/l 時適用。Thomann [7] 研究銅、鋅、鎘、鉻、鉛及鎳，則提出分配係數經驗式：

$$K = 250,000m^{-1} \quad (20)$$

式中， m 為懸浮固體濃度。

3. 延散係數，E

文獻中查到之推求公式多為經驗或半經驗公式，如 Taylor 式、Elder 式，目前最實用之經驗公式為 QUAL2E 水質模式引用之公式：

$$E = 3.82E_k \cdot u \cdot n \cdot h^{5/6} \quad (21)$$

式中， E_k = 延散常數， n = 曼寧粗糙係數， h = 河深， u = 流速。王 [14] 曾利用氯鹽濃度之數值模擬檢定基隆河之延散係數。

五、實驗設備與方法

1. 現場採樣

為瞭解淨水場產生廢污之物理、化學及生物特性，每月至各淨水場採取反沖洗廢水、混凝沈澱污泥，帶回實驗室分析其特性。反沖洗廢水之採樣方式係自反沖洗開始每隔 30 秒採取一次水樣，並分析廢水之濃度變化，其餘組成一個綜合水樣，代表反洗廢水綜合性質。混凝沈澱污泥則使用深水採樣器，於不同地點採取底層污泥，分析其性質。

河川水質調查方面，為瞭解水質現況並驗證模式乃至基隆河現場採取河川水樣，研究人員於橋面上使用採樣器採取河水，水樣取出後，除溫度、pH 值、溶氧量、鹽度於現場測量外，其餘水樣經適當處理，置於冷藏箱保存帶回實驗室分析。

2. 分析方法與實驗設備

一般項目之分析方法及採用儀器如表三所列，分析方法主要參照美國水及廢水標準檢驗法 [15] 之規定進行。鋁含量之分析方法，以 Pyrocatechol Violet 為錯合劑之分光光度計法（簡稱 PCV 法）分析水中之鋁含量。

表三 分析方法及使用儀器

項目	分析方法	使用儀器
pH值 溶氧 鹽度 溫度	電極法	Grant-YSI Model 3800 Water Quality Logger and Model 3815 Sonde
氨氮 TKN	電極法 硝化蒸餾	Ammonia Meter ORINO Model No 95-12
總磷	維生素丙比色法 (Asorbic Acid Method)	Spectrophotometer Jasco Model 7850
COD	重鉻酸鉀法	
總餘氯	DPD法	
固體量	重量法	
重金屬	原子吸光光譜法	Atomic Absorption Spectrophotometer PERKIN-ELMER Model 5000

六、結果與討論

1. 河川水質調查

本研究分別於民國 81 年 8 月 26 日、10 月 14 日、82 年 2 月 2 日及 82 年 3 月 10 日四次實測基隆河水質，由水質濃度變化（如圖 2）可知，基隆河愈往下游水質愈惡化。基隆河之污染主要來自家庭污水，河川污染造成溶氧降低、氨氮、總磷及生化需氧量增高，水質狀況顯示基隆河之背景水質不佳。基隆河之金屬分佈（如圖 3 所示）以鋁、鐵、錳及鋅的濃度較高，尤其以鐵之濃度為最高。圖 4 為基隆河水中懸浮固體之分佈趨勢，雨天（1992/10/14）之懸浮固體量受暴雨沖刷、地表逕流增加之影響，明顯較晴天高出甚多，就基隆河懸浮固體整體的趨勢觀之，愈往下游懸固體愈高，污染愈嚴重。

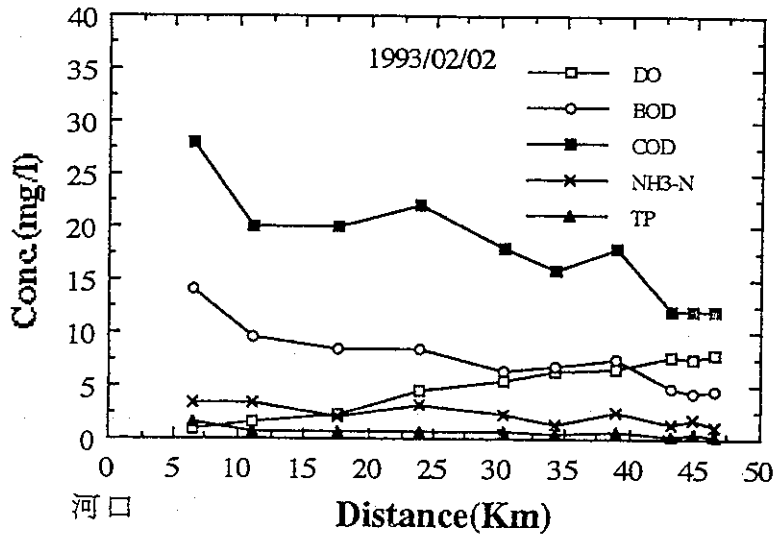


圖2 基隆河水質分佈(1993/02/02)

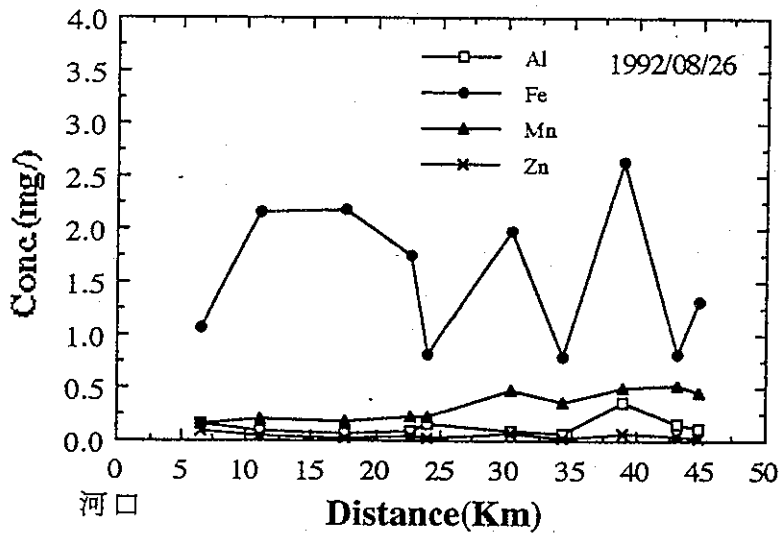


圖3 基隆河鋁鐵錳鋅之分佈(1992/08/26)

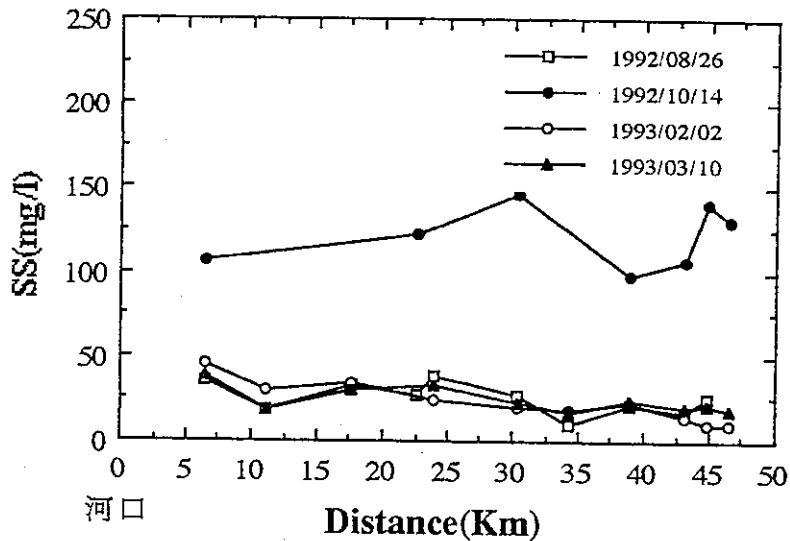


圖4 基隆河懸浮固體之分佈

2. 淨水場現況調查

本研究選擇六堵、汐止長興兩淨水場，探討淨水場廢污產生之污染負荷，對基隆河水質產生之影響。六堵（出水量26736CMD）及汐止（出水量5237 CMD）長興淨水場位於基隆河中游，就出水量而言屬小規模水廠，供應六堵及汐止地區飲水，可利用之水源並不充沛，其淨水程序為傳統處理流程（消毒→膠凝→沈澱→快濾→消毒）。兩淨水場使用之混凝劑大多以多元氯化鋁(PAC)為主，以液氯做前加氯、後加氯消毒，為去除臭味而添加活性碳，以石灰調節pH值關於廢污處置方面，六堵與長興淨水場於規劃興建之初，並未設廢污處理設施，廢污過去皆排入基隆河，目前汐止長興淨水場已完成廢水池，將反沖洗廢水上澄液迴流，沈澱污泥則貯存待處置。六堵淨水場廢水池則正在興建中。

3. 淨水場廢污特性

(1) 反沖洗廢水之特性

反沖洗廢水之平均水質如表四所示，汐止長興與六堵之總餘氯量皆超過放流標準(0.5 mg/l)，於枯水期(8月)原水水質較差時，更高達1.9mg/l。懸浮固體(SS)範圍在102~912 mg/l之間，變化極大，生化需氧量(BOD_5)範圍在6~33 mg/l之間，化學需氧量在33~180 mg/l之間，就82年放流水標準(SS為100 mg/l；COD為150 mg/l)比較，可看出

表四 淨水場反沖洗廢水特性

項 目	濃 度 (mg/l)		污 染 負 荷 (kg/day)	
	汐 止 長 興	六 堵	汐 止 長 興	六 堵
總餘氯	0.3~1.8 (0.83)	0.5~1.9 (1.0)	0.17	1.6
TS	240~535 (354)	265~1042 (557)	70.8	890
VS	55~175 (123)	50~182 (130)	24.6	208
SS	102~310 (196)	117~912 (413)	39.2	660
VSS	38~126 (80)	35~146 (96)	16	153
BOD5	6~26 (12)	6~33 (19)	2.4	30
COD	54~85 (66)	33~180 (96)	13.2	153
TKN	0.39~0.95 (0.72)	0.49~0.83 (0.44)	0.14	0.7
TP	3~43.2 (17)	3.2~34.7 (16.5)	3.4	26.4
Al	14.5~22.8 (18.5)	6.2~28.4 (16.9)	3.7	27
Fe	2.13~7.4 (5.2)	1.4~8.5 (6.1)	1.04	9.75
Mn	0.37~2.55 (1.35)	1.4~5.87 (1.97)	0.27	3.15
Zn	0.11~0.65 (0.31)	0.1~0.73 (0.21)	0.06	0.33
Pb	ND	ND	ND	ND
Ni	ND	ND	ND	ND
Cu	ND	ND	ND	ND
Ag	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND
Cd	ND	ND	ND	ND

註：括號內為平均值

兩個淨水場在懸浮固體方面皆超過放流標準，化學需氧量方面六堵偶爾超過標準，若以87年放流水標準(SS為50mg/l；CDO為100mg/l)管制廢水排放，在懸浮固體方面更難達到放流標準，但在化學需氧量方面變化不大，仍只有六堵可能超過標準，這是由於六堵水廠之水源水質較差之故。總磷(TP)最高可達43 mg/l，係因使用之含鋁混凝劑有去除磷之功用。兩個淨水場均採用含鋁之混凝劑，因此反洗廢水均含多量鋁，最高可達28 mg/l。基隆河原水中含鐵即高，反沖洗廢水含鐵量在1.4~8.5 mg/l間。由於反沖洗廢水之量大，且屬瞬間排放，故造成之影響不可忽視。

反沖洗廢水量之估算，理論上可以式(1)計算之，其中汐止長興、六堵淨水場之反沖洗砂廢水量分別為200 CMD、1598 CMD。污染負荷之估計利用式(2)計算之，各項污染負荷如表四所示。反沖洗廢水之污染負荷以固體污染物為最大，長興為39.2 kg/day，六堵為600 kg/day。相對地，有機污染負荷並不顯著，以BOD而言，長興之污染負荷為2.4 kg/day，六堵為30 kg/day，較固體物低了許多。至於金屬方面，則以鋁、鐵、錳為主。

(2) 混凝沈澱污泥特性

混凝沈澱污泥之物理、生物、化學性質，如表五所示。固體含量、生化需氧量、化學需氧量、總凱氏氮及總磷均極高，就懸浮固體、COD二項而言，兩個淨水場污泥均遠超過放流水標準，污染負荷相當可觀。污泥含鋁濃度在172~2228 mg/l之間，鐵含量在54~1396 mg/l之間，錳含量在10~152 mg/l之間，鋅含量在0.6~9.8 mg/l之間，任意排放將造成環境污染。

污泥產量之估算相當不易，但理論上可根據式(3)配合各淨水場之出水量、原水濁度、色度及加藥量等操作資料估算，其中長興、六堵淨水場之混凝污泥乾重產量估計依次為107 kg/day、494 kg/day。至於污泥之污染負荷估算，係先將表五中污泥性質之濃度表示方式，改成每公斤乾污泥含有單位毫克數表示，污泥之污染負荷即可利用乾污泥量乘上污泥濃度而得，結果如表五所示。其污染負荷之趨勢與反洗廢水類似，以固體物及鋁、鐵為主。鐵之污染負荷以原水為主，鋁之負荷以混凝添加為主。從BOD、COD、TKN及TP的污染負荷觀之，每日產生之污染和反洗廢水相似，並非主要之污染物。但事實上，混凝污泥通常累積達數週至數月之久，污泥累積所造成之污染負荷就相當可觀了，若未經適當處理即排放河川，勢必造成河川環境污染及生態體系之衝擊。

4. 河川水理調查

水質模式必須輸入流量、流速、水深及斷面積等水理資料，以供河川水質模式運算及參數推求，由於水質模式是假設河段內流量、水深、流速、斷面積為定值，因此必須將河川分割成若干段，分別計算各段之水理資料。

分段點之選取則為：(1)支流注入處或點污染源排入處，(2)感潮界限處，(3)有取水之處，(4)流況變化處。1989年駱與陳[16]依污染源排入處或支流注入處為分段點，將基

表五 淨水場混凝污泥特性

項 目	濃 度 (mg/l)		污 染 負 荷 (kg/day)	
	沙 止 長 興	六 堵	沙 止 長 興	六 堵
TS	2420~17900 (11327)	4110~65980 (24403)	107	494
VS	670~3060 (1819)	2130~7420 (3216)	17	65
SS	1588~17320 (9773)	3870~63140 (22157)	92	449
VSS	460~3010 (1506)	1650~6960 (2377)	14	48
BOD5	20~359 (187)	195~1035 (380)	1.8	7.7
COD	185~2540 (1708)	2120~3704 (2871)	16	58
TKN	8.6~56.3 (26.9)	34.4~88.4 (34.5)	0.25	0.7
TP	72.8~422 (236)	45.6~674 (308)	2.2	6.2
Al	172.8~1759 (995)	728~2228 (1142)	9.4	23
Fe	53.9~1004 (414)	727~1396 (1007)	3.9	20
Mn	11~77.9 (41.4)	24.2~152 (72.8)	0.4	1.5
Zn	0.6~11.2 (6.37)	0.18~9.8 (3.86)	0.06	0.08
Pb	ND	ND	ND	ND
Ni	0.65~5.6 (2.6)	2.8~7.6 (4.9)	0.02	0.09
Cu	0.3~2.8 (1.3)	0.9~9.1 (4.0)	0.01	0.08
Ag	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	0~2.9 (1.68)	ND	0.03
Cd	ND	0~1.5 (0.66)	ND	0.01

註：括號內為平均值

隆河分成十三段，1992年王[14]更將基隆河細分成三十一河段，本研究依分段原則將基隆河分成十九河段（如圖5所示），其中一至九段為非感潮河段，十至十九段為感潮河段。污染源之資料係匯整水資會1979年[17]與1983[18]年對淡水河流域污染源所做之調查結果，污染負荷之推估依據污染源流量多寡及污水之類別估計。

流量 Q 依據水資會流量站之流量資料為主，再按各河段支流或污染源之增減計算各河段之流量，至於感潮河段方面，由於水質模式為Steady State，所以仍只需考慮河川之淡水流量[19]。流速 U 及水深 H 依下列水力模式估算。

$$U = aQ^b \quad (22)$$

$$H = cQ^d \quad (23)$$

式中， a 、 b 、 c 、 d 為迴歸係數。河川斷面積 A 由流量除以流速而得

$$A = Q/U \quad (24)$$

5. 模式之檢定驗證

模式建立後必須經過檢定(calibration)與驗證(verification)才能確定模式之適用性，任一模式皆有其特定之參數須經實測水質資料加以檢定，模式檢定後固定參數值再模擬另外水質情況並與實測值比較，若結果符合且誤差不明顯，即完成模式之驗證工作。

基隆河之參數檢定值列於表六，其中延散係數為王[14]利用氫鹽檢定之一組參數，沈降速度係利用stokes定律計算，式中固體粒徑採用顏[20]之底泥粒徑分析資料，其中成美橋以下平均粒徑約為0.05 mm，成美橋以上至五堵間為0.15 mm，其中有部分河段為修正模式而適度調整計算值。再懸浮速度則經檢定而得，其值約介於 $10^{-4} \sim 10^{-5}$ 之間，對82年3月10日之懸浮固體實測值作檢定，圖6為懸浮固體之檢定模擬結果，檢定完成後再以81年8月26日及懸浮固體實測值進行驗證，圖7為驗證模擬結果，其中模擬驗證良好可以接受。當懸浮固體之參數固定後，再調整金屬濃度之分配係數，分配係數參考經驗式(20)之公式。對82年3月10日之鋁金屬實測值作檢定，圖8為鋁濃度之檢定模擬結果，檢定完成後再以81年8月26日之鋁實測值進行驗證，圖9為驗證模擬結果，結果良好可接受。

6. 敏感度分析

敏感度分析之目的在了解參數變動對水質濃度變化之影響程度，敏感度(S_i)之定義為水質濃度對參數之一階偏微分，其表示如下：

$$S_i = \frac{\partial C}{\partial k_i} \quad (25)$$

式中， k 為模式中之某項參數， C 為水質項目之濃度。

表六 基隆河各項參數檢定值

河 段	延散係數 km ² / day	沈降速度 m / day	再懸浮速度 m / day	分配係數 L / kg
1	0	0.40	0.0005	150000
2	0	0.40	0.0005	150000
3	0	0.40	0.0005	150000
4	0	0.40	0.0005	150000
5	0	0.30	0.0008	150000
6	0	0.45	0.0003	250000
7	0	0.40	0.0005	150000
8	0	0.20	0.0005	150000
9	0	0.25	0.0010	50000
10	0.8	0.40	0.0005	150000
11	0.8	0.45	0.0002	150000
12	1.5	0.55	0.0001	200000
13	1.5	0.20	0.0005	150000
14	2.5	0.05	0.0010	120000
15	3.0	0.20	0.0005	150000
16	3.5	0.15	0.0005	250000
17	4	0.15	0.0002	190000
18	6	0.15	0.0010	100000
19	20	0.10	0.0005	150000

採樣站	Km	河 段	Km	污 染 源	流量(CMS)
		1	67.8	侯硐介壽橋	
			62.8	員山取水口	-0.1
			61.7	三瓜子坑溪	0.327
		2	61.1	架魚坑溪	1.434
			61.0	瑞芳排水	0.48
			60.0	瑞芳屠宰場	0.298
			54.2	楓林排水	
		3	50.9	過港排水	0.097
			50.68	暖暖溪	0.705
		4	50.6	暖暖取水口	-0.467
			49.8	新山取水口	-0.3
			49.0	大武崙溪	1.152
崇智橋	47.04	5	47.64	大華橋	
			45.4	拔西猴溪	1.251
七賢橋	45.4	6	44.9	六堵取水口	-0.309
			44.8	淨水場排放口	0.019
		7	44.2	瑪陵坑溪	0.579
五福橋	43.7		42.42	六堵工業區污水	0.416
		8	41.83	北五堵吊橋	
			41.17	北五堵污水	0.150
千祥橋	39.3	9	38.55	鹿寮溪	2.478
			37.70	東山礦業	0.159
			37.59	保長坑溪	4.632
		10	35.06	汐止污水	1.475
江北橋	34.84	11	34.5	康諾坑溪	0.443
			32.8	北港溪	1.017
		12	32.5	伯爵山莊排水	1.322
社后橋	30.7		29.75	大坑溪	0.646
		13	28.8	北山排水	0.124
			28.4	東湖排水	0.249
			28.0	內湖排水	0.513
		14	26.5	南港排水	0.76
成功橋	25.3		23.3	玉成抽水站	0.381
成美橋	23.5	15	23.25	成美抽水站	0.822
			21.65	松山抽水站	0.158
			19.64	民權東路排水	0.186
民權橋	18.6	16	18.5	民生污水廠放流水	0.185
			14.74	西湖排水	0.137
		17	11.93	大直抽水站	0.380
大直橋	11.6		10.8	中山抽水站	1.15
		18	9.8	圓山抽水站	3.40
			8.6	大同抽水站	0.671
			8.45	劍潭抽水站	1.011
百齡橋	7.2		6.5	社子抽水站	0.143
		19	6.38	雙溪	0.803
			6.34	北投溪	1.139
河 口	0				

圖5 基隆河河川分段

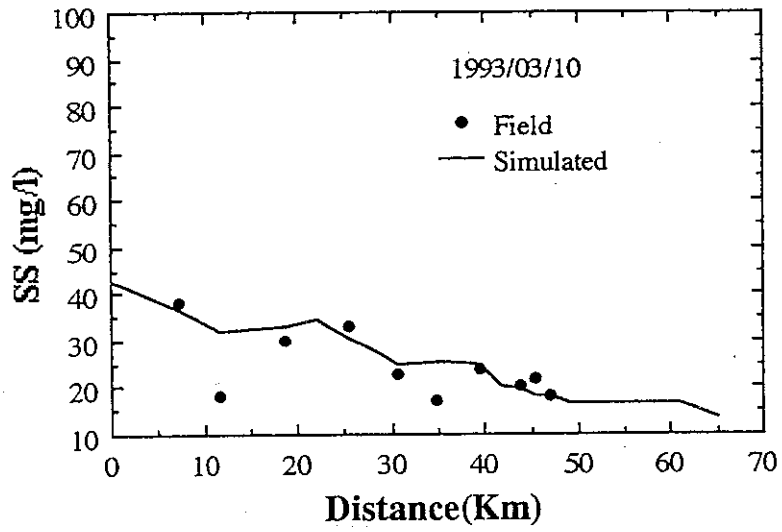


圖6 基隆河懸浮固體量模擬值與實測值之比較 (檢定)

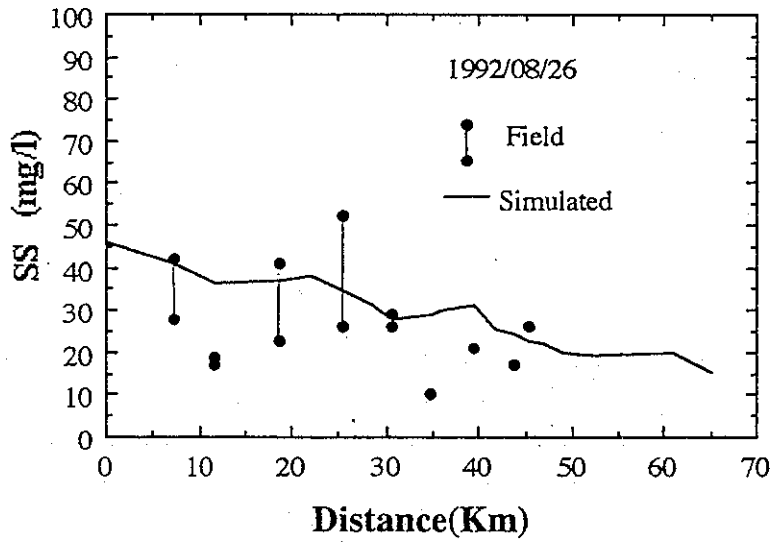


圖7 基隆河懸浮固體量模擬值與實測值之比較 (驗證)

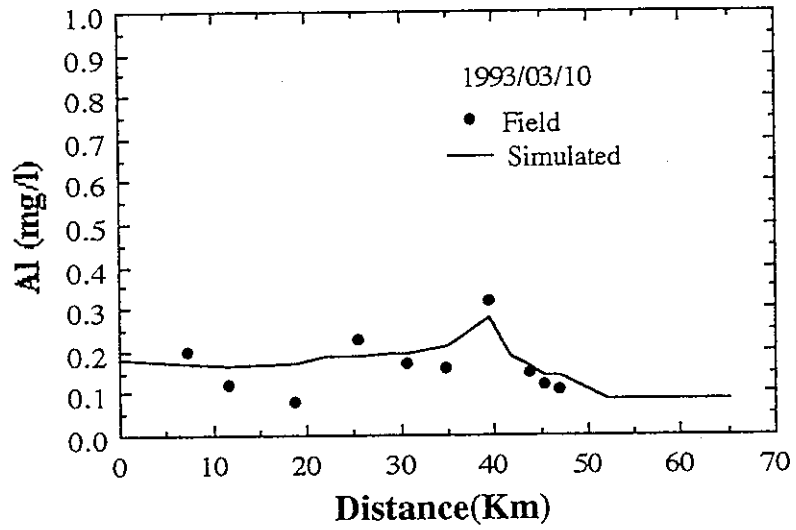


圖8 基隆河鋁含量模擬值與實測值之比較 (檢定)

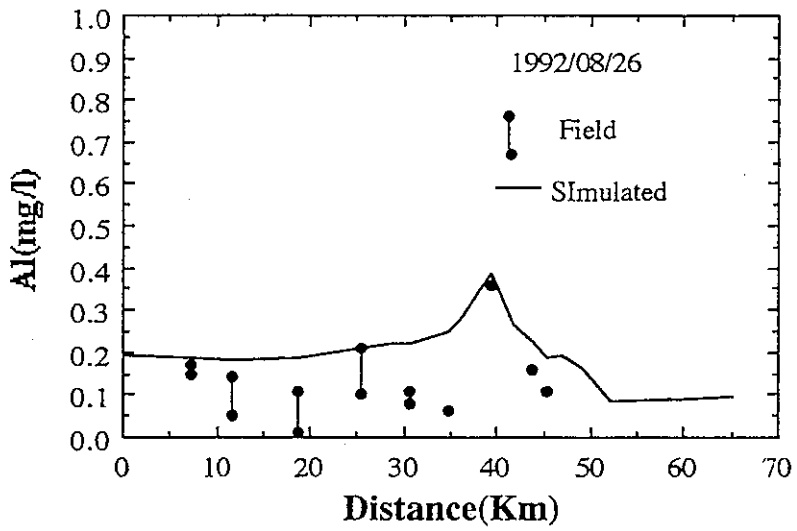


圖9 基隆河鋁含量模擬值與實測值之比較 (驗證)

敏感度愈大表示此項參數對水質濃度影響愈大，應用模式時必須小心處理此項參數。本研究分別對延散係數、沈降速度、再懸浮速度及分配係數削減百分之五十及增加百分之五十、百分之百及百分之兩百。結果顯示：當延散係數增加百分之五十時，懸浮固體增減量從-0.008至1.795 mg/l，影響百分比為-0.029至4.684%；鋁增減量從-0.001至0.034 mg/l，影響百分比為-0.097~2.018%；鐵增減量從-0.002至0.039 mg/l，影響百分比為-0.249至1.908%，且延散係數對感潮河段有較大影響，尤其愈靠近河口影響愈明顯。

當沈降速度增加百分之五十時，懸浮固體減量從-0.138至-1.931 mg/l，影響百分比為-1.451至-7.231%；鋁減量從-0.0007至-0.0129 mg/l，影響百分比為-0.849至-6.921%；鐵減量從-0.008至-0.088 mg/l，影響百分比為-0.857至-4.901%，為各項參數中對水質濃度影響最大者，沈降速度愈大固體沈降愈多造成水中之懸浮固體減低，而顆粒性金屬亦隨固體沈降至河床，反之沈降速度愈小，水中懸浮固體及金屬濃度愈高。由再懸浮速度對各項水質濃度之敏感度分析發現，河川在低流時對懸浮固體、鋁及鐵濃度之影響很小。

當分配係數增加百分之五十時，懸浮固體不受影響，鋁減量從-0.002至-0.017 mg/l，影響百分比為-0.214至-0.762%；鐵減量從-0.003至-0.015 mg/l，影響百分比為-0.28至-0.954%；由以上分析可知當分配係數越高時金屬濃度越低，由式(13)顆粒性金屬分率之公式可解釋此一結果，當分配係數愈高金屬之顆粒性比率也愈高，隨固體沈降至河床之比率越多，造成水中金屬濃度降低，反之分配係數愈低水中金屬濃度相對增加。

7. 水質模擬

(1) 設計流量

在河川水質模擬過程中，流量因控制河川水理特性及稀釋作用，為直接影響模擬水體水質之重要因素，於訂定河川水質標準或評估河川污染程度時，常以某一特定流量下之水質為標準，此一特定流量稱為設計流量。決定設計流量之方法有兩種：

1. n年發生一次之連續七天平均最小流量法。
2. 流量歷時曲線法。

我國大部分採用第二種方法，不同歷時流量之意義如表七所示。一般在模擬河川水質時，為了解水質較差之情況，常以低流量下之水質模擬進行探討。低水量之訂定依河川特性不同而有不同之值，美國大部分採用90%~98%，我國地勢陡峭造成河川短而急，以往曾採取歷時曲線75%流量為低水量之值，但亦有研究[21]建議不宜採取統一標準，應依各河川流量特性訂定，尤其濁水溪以南之河川其 Q_{75} 常低於1 CMS甚至為零，若以 Q_{75} 為標準顯然並不合理。

表七 河川歷時百分率與水量別之關係

歷時百分率%	10	25	50	75	97	100
一年中大於或等於某流量之日數	36	95	182	275	355	365
水量別	最豐水量	豐水量	平水量	低水量*	枯水量	最枯水量

* 低水量之百分率依河川特性定定。

河川流量特性之判定，以低水量除以平水量之值(Q_{75}/Q_{50})為指標，數值愈高代表河川流量愈穩定，基隆河五堵站($Q_{50} = 9.1CMS$; $Q_{75} = 3.41CMS$)之比值為0.37，顯示基隆河之流量歷時曲線在50%至75%間之變化尚稱平緩，由此可知二者之河川流量穩定度在可接受範圍，因此本研究以 Q_{75} 為水質模擬之設計流量應屬合理。

(2) 基隆河水質模擬

模擬淨水場廢污排放對河川水質之影響，主要針對廢污之污染負荷進行探討。以基隆河為例，需考慮六堵及汐止長興兩淨水場之廢污排放，表八為各種假設之廢污排放組合，由於淨水場之廢污以反洗廢水為經常性排放，故為本研究探討之重點；而混凝污泥通常累積三至四個月才排放一次，且皆在暴雨期排放或已改由清潔公司負責，因此污泥排放河川之模擬只用來對照反洗廢水之污染程度。

① 廢水直接排放對基隆河水質之影響：

情況1所模擬的條件為研究期間實際之排放狀況，亦即只排放六堵水廠之反沖洗廢水進入基隆河中。情況2係削減六堵淨水場污染負荷的情況，代表基隆河在無淨水場廢污排放下之河川水質，情況2並做為其他排放情況之水質比較基準。情況3則考慮將六堵及汐止長興之反沖洗廢水，未經處理即直接排入基隆河，其目的在探討廢水直接排放對基隆河水質之影響程度。

結果顯示(如表九所示)基隆河之水質受六堵及長興淨水場廢水排放影響不大，除鋁濃度增加超過10%外，其餘懸浮固體及鐵濃度增加率皆在5%以下，如情況1所示由於六堵淨水場廢水於第七段排入，使得受影響河段以第七河段最劇，往後之河段受河水稀釋而漸次減低影響程度。如情況3所示將長興廢水排入第十河段，對第十段水質影響理論上應出現第二個高峰，但因六堵淨水場之廢水量及污染負荷數倍於長興淨水場，且第十河段之背景污染負荷較高，造成對水質之影響並不明顯。至於各項水質間之差異，主要係添加混凝劑所造成，反沖洗廢水中鐵元素之來源大部分來自快濾池處理原水時所濾除之雜質，且河水之背景濃度高因此所受影響較小，而鋁元素之來源除來自原水，另外尚有高量鋁來自PAC混凝劑之添加，且河水背景濃度較低，造成河川水質中鋁濃度受到較大影響，懸浮固體包含原水中之雜質及混凝劑沈澱，但河水背景濃度高；影響較鋁小。上述之模擬情況皆在穩定狀況下進行，所以其水質濃度代表平均濃度，若考慮瞬間排入情況，則對排入點瞬間造成之污染更大。

表八 淨水場廢污排放基隆河之模擬條件

模 擬 情 況	廢 污 排 放 之 模 擬 條 件	各河段排入廢污之污染負荷 (Kg/ day)					
		第七河段 (六堵)			第十河段 (長興)		
		SS	Al	Fe	SS	AL	Fe
Case1	實際狀況 (只排 六堵之反洗廢水)	660	27	9.75	0	0	0
Case2	完 全 不 排	0	0	0	0	0	0
Case3	全部之反洗廢水 直接排入河川	660	27	9.75	39.2	3.7	1.04
Case4	反洗廢水處理達 82年標準後排放	160	6.48	2.35	19.87	1.87	0.53
Case5	反洗廢水處理達 87年標準後排放	80	3.24	1.18	9.94	0.94	0.27
Case6	排混凝污泥一天產量	449	23	20	92	9.4	3.9
Case7	排混凝污泥一週產量	3143	161	140	644	65.8	27.3

表九 廢污排放情況對基隆河水質影響程度

河段	case 4之增加率(%)			case 5之增加率(%)			case 4之增加率(%)			case 5之增加率(%)			case 4之增加率(%)			case 5之增加率(%)		
	SS	Al	Fe	SS	Al	Fe	SS	Al	Fe	SS	Al	Fe	SS	Al	Fe	SS	Al	Fe
7	0.95	4.72	0.30	0.47	2.36	0.28	0.95	4.72	0.30	0.47	2.36	0.28	7.08	36.57	3.85	26.16	136.81	19.4
8	0.85	3.73	0.20	0.43	1.86	0.19	0.85	3.73	0.20	0.43	1.86	0.19	6.39	28.86	2.60	23.59	107.94	13.1
9	0.51	1.81	0.10	0.26	0.91	0.09	0.51	1.81	0.10	0.26	0.91	0.09	3.83	14.00	1.30	14.16	52.41	6.6
10	0.42	2.21	0.11	0.21	1.10	0.10	0.42	2.21	0.11	0.21	1.10	0.10	2.96	15.76	1.34	11.65	67.23	7.1
11	0.37	2.13	0.11	0.18	1.07	0.09	0.37	2.13	0.11	0.18	1.07	0.09	2.63	15.18	1.26	10.98	64.75	6.7
12	0.32	2.02	0.09	0.16	1.01	0.07	0.32	2.02	0.09	0.16	1.01	0.07	2.31	14.35	1.03	9.09	61.21	5.5
13	0.28	1.92	0.08	0.14	0.96	0.07	0.28	1.92	0.08	0.14	0.96	0.07	1.96	13.68	0.94	7.70	58.33	5.0
14	0.23	1.87	0.07	0.11	0.93	0.06	0.23	1.87	0.07	0.11	0.93	0.06	1.64	13.30	0.85	6.44	56.71	4.5
15	0.19	1.84	0.05	0.10	0.92	0.05	0.19	1.84	0.05	0.10	0.92	0.05	1.40	13.10	0.75	5.50	55.88	4.0
16	0.19	1.83	0.05	0.09	0.92	0.04	0.19	1.83	0.05	0.09	0.92	0.04	1.34	13.03	0.56	5.27	55.54	3.0
17	0.18	1.79	0.04	0.09	0.89	0.04	0.18	1.79	0.04	0.09	0.89	0.04	1.27	12.72	0.52	5.00	54.25	2.8
18	0.13	1.38	0.03	0.06	0.69	0.03	0.13	1.38	0.03	0.06	0.69	0.03	0.90	9.88	0.39	3.55	42.12	2.1
19	0.09	1.03	0.03	0.05	0.52	0.02	0.09	1.03	0.03	0.05	0.52	0.02	0.66	7.46	0.30	2.60	31.36	1.6

註：背景水質以Case 2為基準

② 82年及87年放流水標準之探討：

82年放流水標準中有關淨水場排放水之管制項目中，懸浮固體為100 mg/l，87年加嚴至50 mg/l，由於管制標準關係處理成本及技術可行性二方面，因此必須審慎制定。於本研究中假設排放水中各項水質污染負荷去除率和懸浮固體污染負荷去除率成正比，則當懸浮固體處理至100及50 mg/l時，其污染負荷及鐵、鋁之污染負荷可依此原則估計（如表八所示），廢水處理至82及87年標準之廢水污染負荷為未處理前廢水污染負荷之四分之一及八分之一，因此對河川水質之影響程度自然更少（如表九所示）由圖10與11顯示基隆河水中鋁濃度之增加率皆未超過5%，懸浮固體濃度與鐵濃度之增加率更低於1%以下。反沖洗廢水若經廢水池沈澱處理後，其污染負荷去除率一般可達80%左右，對六堵及長興而言應可符合82年標準，若想提升至87年標準則必需再經其他處理設施方可達到，雖然此二淨水場屬小規模廠，其廢水量及污染負荷不大，對河川水質影響相當有限，但以維護河川水質之角度而言，若技術可行事業單位仍應增加處理設備。

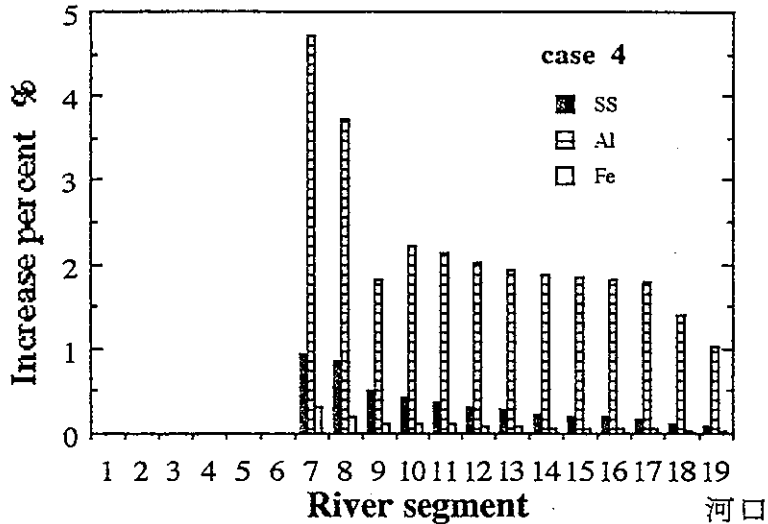


圖10 廢水排放(case 4)對基隆河水質之影響百分比

③ 混凝污泥對河川水質之影響程度：

混凝污泥平均每日產生之污染負荷較反沖洗廢水稍高但其排放情況通常累積數週或數月後清除排放，因此累積之污染負荷甚高，以往國內外皆利用暴雨來臨時，河水濁度極高時排放，此一方法就水污染防治角度觀之仍屬違反規定，因此目前部分淨水場改由清潔公司負責清運，但在無詳細管制追蹤下，污泥仍有可能被棄置河川造成污染，因此情況6及7係模擬混凝污泥被棄置河川水體，對河川水質造成之影響程度，由表九所

示可知排入混凝污泥1天產量對河川水質之增加率；第七河段懸浮固體為7.08%、鋁濃度達36.57%、鐵濃度為3.85%，若排入1週產量之污泥，對河川水質之影響，懸浮固體為26.16%、鋁濃度達136.81%、鐵濃度為19.4%，若累積數週至數月其污染負荷所造成之污染影響更大，由於本研究之模式為Steady State，並不適合模擬暴雨流況，因此對暴雨期污泥排放河川之情況無法模擬，只模擬在低流量時，排入相當一天及一週之污泥污染負荷對河川水質產生之影響，藉以說明污泥處置並不適合排入河川之中。

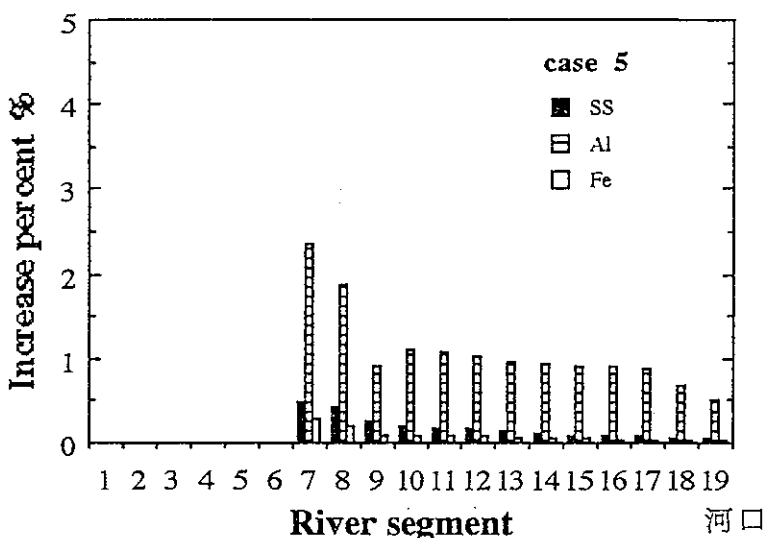


圖11 廢水排放(case 5)對基隆河水質之影響百分比

七、結論與建議

1. 淨水場排放水經水質分析發現，反沖洗廢水在化學需氧量方面，除六堵淨水場可能超過放流水標準外，其餘皆符合82年及87年放流水標準，其原因為六堵水源遭受之污染較嚴重，這可由其廢水總餘氯量亦超過流水標準得到驗證。在懸浮固體濃度方面，汐止長興及六堵各為196及413 mg/l；超過放流水標準之限值。至於金屬濃度方面鋁、鐵及錳較高，其中鋁是由添加含鋁混凝劑所引起，鐵、錳則為原水水質含量較高之故。

2. 混凝污泥在所有水質檢測項目中之濃度都相當高，且常累積數週至數月造成污染負荷極高，就水污染防治的角度而言；污泥之處置已不適合排入河川，應做其它有效處理。

3. 水質模式經基隆河實測水質資料檢定驗證後，證實水質模式確能用來模擬與預測基隆河水質變化。且參數經敏感度分析，結果顯示懸浮固體及金屬濃度受沈降速度影響

最大，再懸浮速度則影響甚微，延散係數則對感潮河段有影響，尤其以接近河口處最顯著。金屬濃度除上述三項參數外尚受分配係數影響，其影響主要為溶解相與吸附相之比率。

4. 六堵及汐止長興淨水場反洗廢水直接排放之模擬結果，顯示懸浮固體及鐵、鋁金屬對基隆河水質之影響程度以鋁濃度最高、懸浮固體濃度次之、鐵濃度之影響最小，此結果說明添加含鋁混凝劑增加廢水中鋁及懸浮固體之污染負荷。對基隆河整體影響皆低於20%，顯示小規模淨水場之排放水對河川水質影響有限。

5. 淨水場反洗廢水處理至82年放流水標準後排入河川，對基隆河水質之影響除鋁濃度達5%外，懸浮固體及鐵濃度更減至1%以下。若處理達87年放流水標準時，對基隆河之影響可減至2.5%以下。綜合以上分析可知放流水標準之制定確實有助河川水質之改善，但提高標準對基隆河之水質改善相當有限僅2.5%。

參考文獻

1. 水質研究中心，「台灣省自來水公司78~79年水質檢驗統計」(1991)。
2. 林月娟，「淨水廠污泥之特性及污染負荷之研究」，碩士論文，國立台灣大學環境工程學研究所(1984)。
3. Vicory, A. H., and L. Weaver, "Controlling Discharges of Water Plant Wastes to the Ohio River", J. AWWA, Vol. 75, pp. 122-125 (1984).
4. O'Connor, J.T. and C.E. Renn, "Soluble-Adsorbed Zinc Equilibrium in Natural Waters", J. AWWA, Vol. 56, No. 8, pp. 1055-1061 (1964).
5. Suzuki, M., T. Yamada, T. Miyazaki, and K. Kawaeoc, "Sorption and accumulation of cadmium in the sediment of the Tama River", Water Res., Vol. 13, pp. 57-63 (1979).
6. O'Connor, D. J., and J. P. Connolly, "The Effect of Concentration of Adsorbing Solids on the Partition Coefficient", Water Research, Vol. 14, pp. 1517-1523 (1980).
7. Thomann, R. V., and J. A. Mueller, "Principles of Surface Water Quality Modeling and Control", Harper and Row, Publishers, Inc., pp. 495-598 (1987).
8. Basmadjian, D. and F. Quan, "Distribution of Chemicals in River during Contamination and Recovery", J. Environ. Eng. Div. ASCE, Vol. 113, No. 6, pp. 1185-1201 (1987).
9. 陳樹群、郭振泰，「基隆河沈滓特性及其運移之模擬」，中國土木水利工程學刊，第三卷，第四期，第321-332頁(1991)。
10. Di Toro, D. M., D. J. O'Connor, R. V. Thomann, and J. P. St. John, "Simplified Model of the Fate of Partitioning in Lakes and Streams", Modeling the Fate of Chemicals in the Aquatic Environment, edited by K. L. Dickson, A. W. Maki, J. Cairns, Jr., Ann Arbor Science Publishers, pp. 165-190 (1982).

11. O' Connor, D. J., and J. P. St. John, "Assessment of Modeling the Fate of Chemicals in the Aquatic Environment", Modeling the Fate of Chemicals in the Aquatic Environment, edited by K. L. Dickson, A. W. Maki, J. Cairns, Jr., Ann Arbor Science Publishers, pp. 13-34 (1982).
12. Ambrose, R. B., S. B. Vandergrif, and T. Wool. "WASP3, A Hydrodynamic and Water Quality Model-Model Theory, User's and Programming's Guide.", U. S. EPA/600/3-86/034, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia, September (1986).
13. Honyman, B. D., and P. H. Santschi, "Metal in aquatic systems", Environ. Sci. Technol., Vol. 22, No. 8, pp. 862-871 (1988).
14. 王順明, 「基隆河水質監測站網之優選與模擬」, 碩士論文, 國立台灣大學環境工程學研究所(1992)。
15. APHA, AWWA and WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water", Washington, D. C. (1985).
16. 駱尙廉、陳筱華, 「基隆河水質模式探討(I)-缺氧、硝化作用與模式參數」, 中國土木水利工程學刊, 第一卷, 第一期, 第213-227頁(1989)。
17. 經濟部水資會, 「淡水河流域水污染防治規劃報告附錄二(河川污染源調查)」, (1979)。
18. 經濟部水資會, 「淡水河流域家庭污水及排水溝污泥之調查分析工作」, (1983)。
19. Thomann, R. V., and J. A. Mueller, "Principles of Surface Water Quality Modeling and Control", Harper and Row, Publishers, Inc., pp. 495-598 (1987).
20. 顏清連、王如意、朱紹鎔、許銘熙、呂建華、張守陽, 「基隆河水理特性之研究」, 研究報告, 國立台灣大學土木工程研究所(1984)。
21. 李錦地、黃正賢, 「台灣地區主要河川涵容能力特性之研究」, 中國土木水利工程學刊, 第一卷, 第四期, 第13~18頁(1984)。