

缺氧河川水質模式之建立與應用

Establishment and Application of Water Quality Model of Hypoxic Stream

國立屏東科技大學
教學資源中心
助理教授

楊州斌*

Chou-Ping Yang

美國 Virginia 大學
土木與環境工程系
教授

龍梧生

Wu-Seng Lung

國立臺灣大學
土木工程學研究所
博士候選人

劉紀宏

Jih-Hung Liu

崑山科技大學
空間設計系
講師

蕭紋婷

Wen-Ping Hsiao

摘要

滴仔溝位於淡水河支流大漢溪浮洲橋下游，主要水質問題為水體呈現低溶氧 (low dissolved oxygen) 狀態，即缺氧 (hypoxic) 情況。為瞭解滴仔溝內污染物之宿命及傳輸情形，本研究利用 WASP/EUTRO 模式對滴仔溝進行水質模擬與預測，利用兩次之水理及水質現場採樣資料，來檢定及驗證模式之可靠性，並依據 EUTOR 模式所得到的水質係數，應用於水質改善評估方案並進行模擬預測分析，以改善滴仔溝生化需氧量的涵容能力與增加溶氧。

關鍵詞： 缺氧，溶氧，WASP/EUTRO 模式，涵容能力，水質管理。

ABSTRACT

The WASP/EUTOR model was used to model a low dissolved oxygen (DO) stream in Taiwan as part of the water quality management effort to restore the stream. The low dissolved oxygen is the result of industrial wastewater discharges causing significant oxygen consumption due to carbonaceous and nitrogenous biochemical oxygen demand in the receiving water. The modeling effort was supported by a field monitoring program including two water quality surveys of the stream. The model, calibrated with these two data sets, were used to evaluate a number of wastewater management alternatives to restore the stream.

Keywords: Hypoxic, Dissolved oxygen, WASP/EUTRO, Assimilative capacity, Water quality management.

*通訊作者，國立屏東科技大學教學資源中心助理教授，91201 屏東縣內埔鄉老埤村學府路 1 號，d88521002@ntu.edu.tw

一、前言

涌仔溝(如圖 1 所示)原為大漢溪之分支，位於淡水河支流大漢溪浮洲橋之下游，為周邊板橋、土城及浮洲之主要排水路。涌仔溝主要水量原引自於大漢溪水流，河道內之溪水則經由四汙頭抽水站再匯入大漢溪，但自土城捷運機場興建後，大漢溪水流即不再引入涌仔溝。依據環保署民國 87 年 6 月 24 日修正發佈之「地面水體分類及水質標準」，浮洲橋上游端至板新水廠取水口之水體分類為丙類(註：溶氧大於 4.5 mg/L)，下游端至河口(江子翠)之水體分類為丁類(註：溶氧大於 3 mg/L)，故涌仔溝之水體分類應屬丁類。涌仔溝集水區面積共 $1,904 \times 10^4$ 平方公尺，流域全長 3.3 公里，河道平均寬度約 36 公尺，平均水

深約 0.72 公尺。

由於目前板橋市污水下水道系統尚未全面埋設完成，故現今涌仔溝主要水來自於(1)上游四汙頭截水溝接收板橋及土城地區之民生廢污水；(2)涌仔溝兩岸所排放之家庭污水及工業廢水，這些污染源型式主要屬於點源(point source)負荷，故對涌仔溝之水質及生態造成嚴重的衝擊。依據涌仔溝水質檢測資料(台北縣政府，民國 95 年)及現勘結果顯示，其水體污染嚴重且河道中幾乎不見魚類生物，特別是水質呈現低溶氧(low dissolved oxygen)狀態，主要由於民生廢污水及工業廢水排入河道，導致氧氣被 CBOD 與 NBOD 消耗，因此涌仔溝之水質是處於缺氧(hypoxic)條件下。

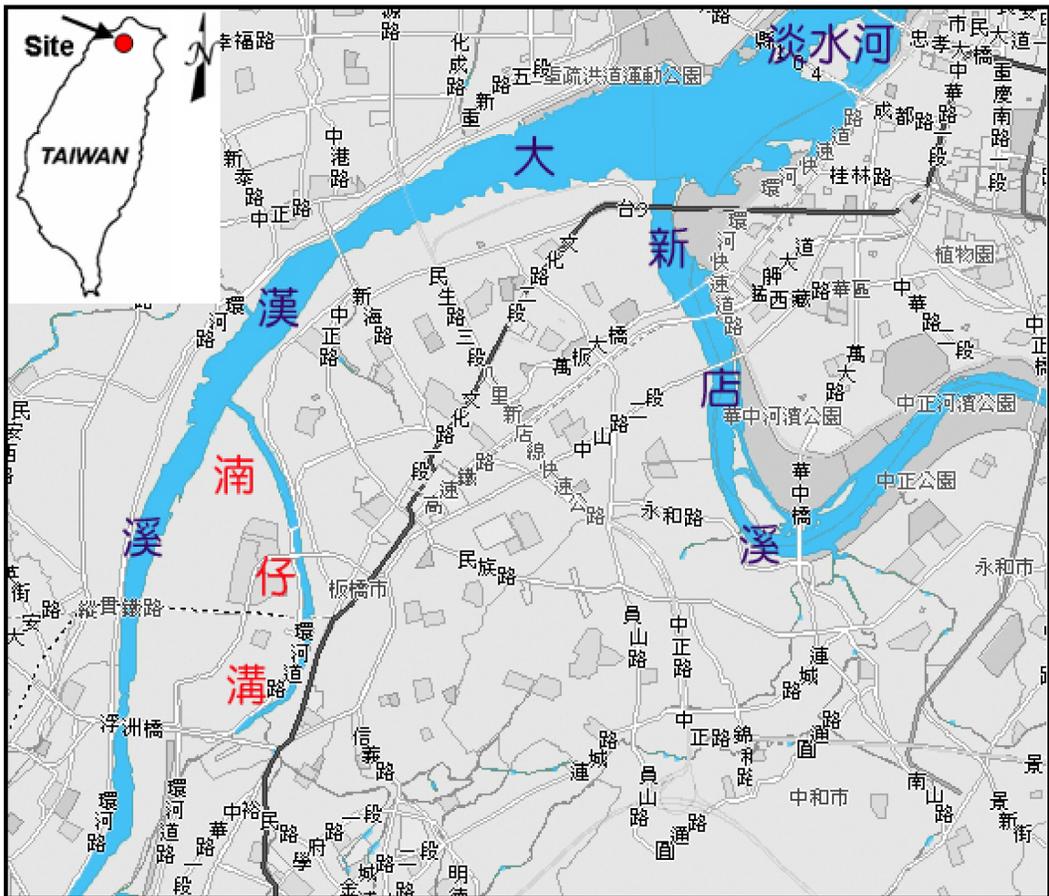


圖 1 涌仔溝地理位置

生化需氧量(BOD)及溶氧(DO)為評判河川水質最重要的兩個指標參數。Streeter 和 Phelps (1925)首先嘗試量化河川中之氧氣平衡，發表了計算河川 BOD/DO 的 Streeter-Phelps 方程式，並將它應用於美國之 Ohio River，開啓了河川水質模式的發展與應用。O'Connor (1960)利用質量平衡的原理導入 Streeter-Phelps 方程式中，同時考慮光合作用、植物呼吸作用及底泥需氧量等過程對河川中氧氣的影響，更能確實反應出實際河川水質狀況。Lung (1998, 1999, 2001)發表了更先進模擬河川溶氧與廢污水管理的研究。在國際上，有關低溶氧河川之模擬研究並不多見，Kuo *et al.* (1991)、Park *et al.* (1996)、Radwan *et al.* (2003)、Even *et al.* (2004)、Liu *et al.* (2005)、Jha *et al.* (2007) 利用數學模式對低溶氧之河川進行 BOD/DO 的模擬。現今，河川 BOD/DO 的模擬技術發展雖已非常成熟，但模擬低溶氧之河川對水質管理之改善仍是一個挑戰的課題。

本研究主要目的為利用美國環保署所發展之 WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) 模式對涵仔溝進行水質模擬與預測，涵仔溝為一缺氧(hypoxic)且接收廢污水點源污染之河川，利用民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日兩次之水理及水質現場採樣分析資料，分別做為模式之檢定及驗證。水質模擬的項目包括電導度 (conductivity)、懸浮固體(suspended solids)、生化需氧量(BOD₅)、氨氮(ammonium)及溶氧(DO)。最重要的是，利用 WASP/EUTRO 模式檢定及驗證之結果，提出水質管理改善評估方案並進行模擬預測分析，以改善涵仔溝生化需氧量的涵容能力與增加溶氧。

二、水質模式

本研究主要利用 WASP 模式作為涵仔溝水質模擬的工具。WASP 模式首先由美國曼哈頓學院(Manhattan College)發展，再經美國環保署加以修正改版。此模式通常用來模擬地表水之污染物傳輸現象，主要是根據有限段落法(finite-segment scheme)。WASP 模式的優點是可依水體情況的需要，決定建立一維、二維或三維的水體模式，

考慮線性或非線性，時變或非時變，可說是具有非常大的彈性空間。本研究採用 WASP5 版本 (Ambrose *et al.*, 1993)。

WASP5 包括優養模式(EUTRO5)及毒性物質模式(TOXIWASP)兩個子模式。EUTRO5 可模擬八種污染物在水中及底泥之傳輸情形，包括氨氮、亞硝酸氮/硝酸氮、無機磷、水生植物生物量、生化需氧量、溶氧、有機氮及有機磷，其中水生植物生物量通常以葉綠素 a (chlorophyll a) 為代表。TOXIWASP 則可以模擬有機化合物、重金屬等毒性物質與泥沙沈積物在水體及底泥之傳輸情形。使用 EUTRO5 時，可視水質模擬的對象將其難度分級(complexity level)成六種等級，本研究主要利用線性溶氧平衡與硝化作用模組 (Full linear dissolved oxygen balance with nitrification) (如圖 2 所示)，此模組包括五個水質參數：氨氮、亞硝酸氮/硝酸氮、生化需氧量、溶氧及有機氮，採用一維模式對涵仔溝水質進行優養模擬分析，水質模擬的項目包括電導度、懸浮固體、生化需氧量、氨氮及溶氧於涵仔溝內隨空間變化之情形。

WASP5 水質模式主要是依質量平衡原理，在控制體積的水質濃度，藉由延散(dispersion)、對流(advection)和生化反應式中的生成或消失作質量平衡。以下為一維質量平衡方程式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(U_x C)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + S_L + S_B + S_K \dots (1)$$

(1)式中

C = 水質污染物之濃度[M/L³],

U_x = 縱方向(longitudinal)之流速[M/L],

E_x = 縱方向之延散係數[L²/T],

T = 時間座標[T],

X = 空間座標[L],

S_L = 直接或擴散污染物質之消失項或生成項 [M/L³T],

S_B = 邊界污染物質之消失項或生成項(包括上游、下游、底床及大氣層) [M/L³T],

S_K = 動量傳輸污染物質之消失項或生成項 [M/L³T]。

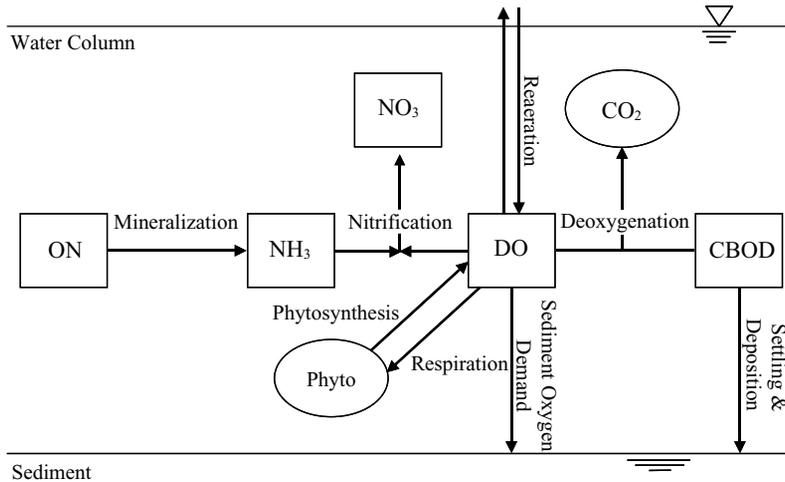


圖 2 WASP/EUTRO 線性溶氧平衡與硝化作用模組(Ambrose *et al.*, 1993)

在(1)式中，等號右邊第一項表示水流對物質傳輸的對流項；第二項表示物質於水中受剪力流、紊流、分子濃度擴散的延散項；其餘項表示在水體中物質本身的生化反應現象，會隨不同物質而有不同的變化。

三、水理、水質及點源負荷 現場資料之蒐集

3.1 水理與水質現場資料

由於滄仔溝沿岸沒有架設水文及水質監測站，本研究為掌握滄仔溝水體及河道兩岸管涵排入之水量水質分佈情況，遂於民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日委託 SGS 台灣檢驗科技股份有限公司(SGS TAIWAN LIMITED)，對滄仔溝進行 24 小時之水理及水質之現場採樣工作，每次間隔 4 小時，共計 6 次。現場採樣位置(見圖 3)包括：(1)沿著主河道從上游至下游共 7 個採樣站(編號 A1~A7)；(2)沿著主河道從上游至下游之兩岸管涵共 24 個採樣站(編號 1~24)。其中 A1~A7 分別距離上游約 75、295、1,150、1,450、2,200、2,625、3,350 公尺，另感潮段終點約距離下游 1,900 公尺(即在 A4 採樣站鐵路橋上游處)。

水理量測項目包括水深、流速及流量。水質監測項目包括水溫、電導度、大腸桿菌、油脂、pH、溶氧、氯鹽、化學需氧量、生化需氧量、懸

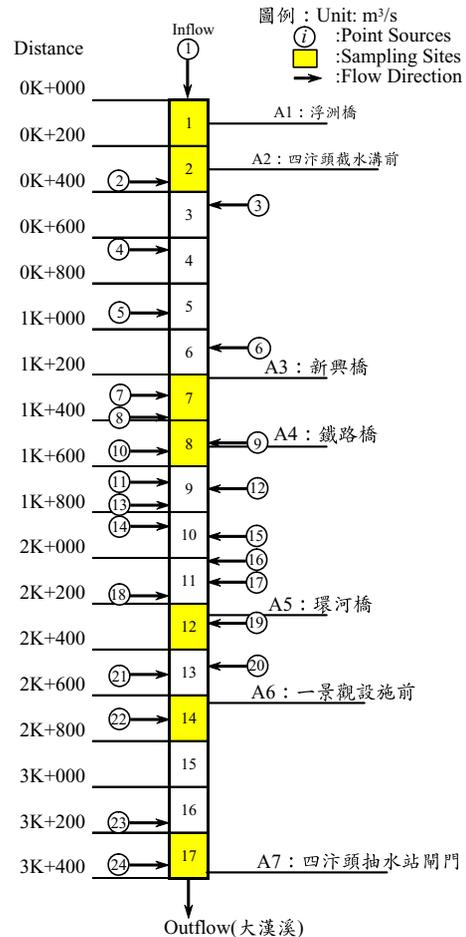


圖 3 滄仔溝水質採樣位置及一維模擬網格分佈圖

表 1 本研究水質檢測項目檢驗方法及品質目標

檢驗項目	檢驗方法	參考方法編號	方法偵測極限	精密度(重複分析)	回收率	
					品管樣品	添加標準品
水溫	溫度計法	NIEA W217.51A	—	≤3%	—	—
pH 值	電極法	NIEA W424.51A	—	±0.2	—	—
溶氧	電極法	APHA 4500-OG	—	≤10%	—	—
導電度	導電度計法	NIEA W203.51B	—	≤3%	—	—
懸浮固體物	103~105°C 乾燥法	NIEA W210.57A	2.5 mg/L	≤10% ≤20%	—	—
BOD ₅	水中生化需氧量檢測方法	NIEA W510.54B	2.0 mg/L	≤5%	187~218	—
總磷	分光光度計/維生素丙法	NIEA W427.52B	0.0039 mg/L	≤10%	90~110%	80~115%
硝酸鹽氮	鎘還原法	NIEA W452.50C	0.0036 mg/L	≤10%	80~110%	85~115%
亞硝酸鹽氮	鎘還原法	NIEA W452.50C	0.00038 mg/L	≤5%	90~110%	85~110%
氨氮	水中氨氮之流動注入分析法--靛酚法	NIEA W437.51C	0.02 mg/L	≤15%	80~120%	80~120%

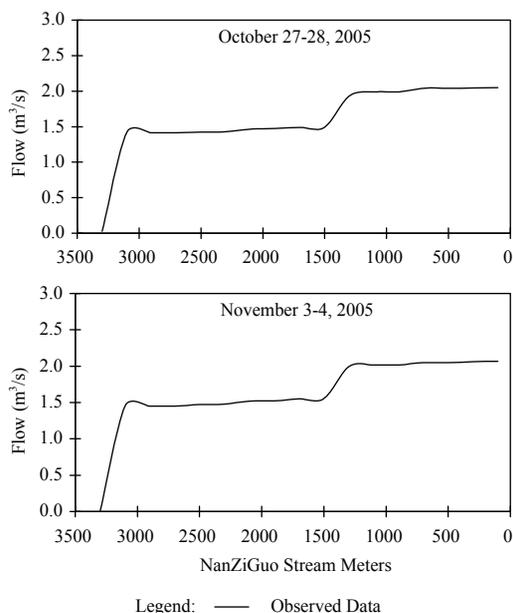


圖 4 滿仔溝流量分佈情況(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)

浮固體、氨氮、亞硝酸氮/硝酸氮、總磷及重金屬。其中電導度、大腸桿菌及油脂為每 2 次混合水樣濃度之檢測值；化學需氧量、生化需氧量、懸浮固體、氨氮、硝酸氮及總磷為 6 次混合水樣濃度之檢測值。本研究水質分析方法主要依照環保署環檢所公告之檢測方法進行，表 1 為本研究水質檢測項目檢驗方法及品質目標。

圖 4 為民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日滿仔溝之實測流量，顯示為低流量之流況。圖 5 為民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日滿仔溝之實測 CBOD₅、氨氮、亞硝酸氮/硝酸氮及溶氧隨空間變化情形。廢污水藉由雨水下水道直接流入滿仔溝，導致河道內之水質惡劣、污染嚴重，使得 BOD₅ 偏高，因此本研究將 BOD₅ 視同於 CBOD₅。高濃度的氨氮與低濃度的硝酸氮，顯示於河水中沒有發生硝化作用，事實上，於河道內之硝酸氮實測值皆小於偵測極限(MDL) (民國 94 年 10 月 27~28 日)，故在圖 5 中沒有顯示。特別值得注意的是，兩次實測之溶氧值皆小於 1 mg/L，此結果說明滿仔溝的水質是處於缺氧情況下。

3.2 點源負荷資料

滿仔溝河道上游及兩岸所排入之家庭污水與工業廢水，視為點源污染負荷，表 2 及表 3 為民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日滿仔溝兩岸流入之點源負荷，包括電導度、懸浮固體、生化需氧量、氨氮及溶氧，這些實測資料將做為 EUTRO 模式點源負荷邊界條件之輸入資料。

四、模擬網格建立

滿仔溝由上游浮洲橋至下游四汙頭抽水站開門前全長約 3.3 公里，本研究沿著河道縱剖面

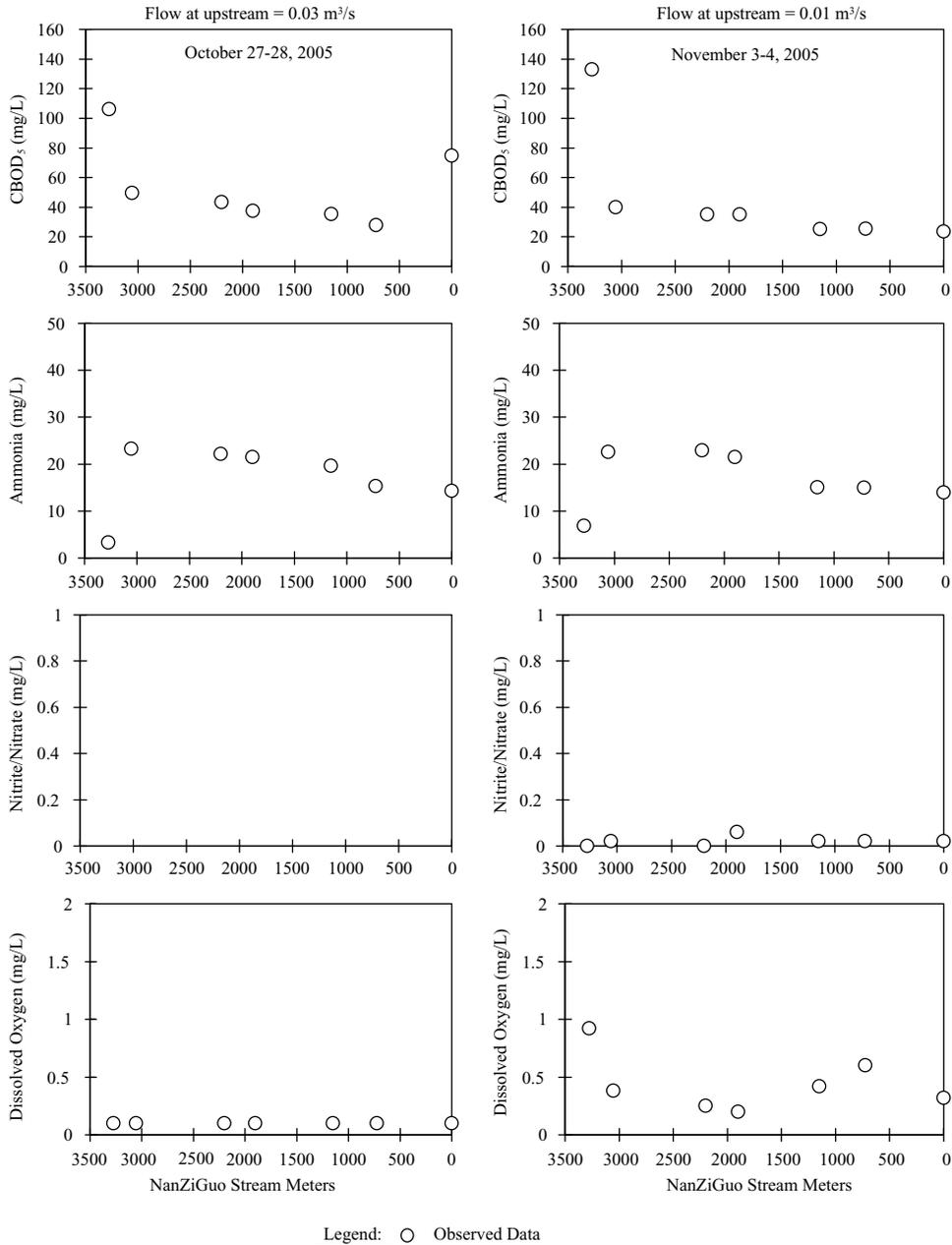


圖 5 涌仔溝水質監測資料(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)

方向由上游至下游將整個河道區分成 17 個段落 (segment)，並分別予以編號，上游浮洲橋之段落為編號 1，下游四汙頭抽水站閘門口為編號 17。

本研究水質模擬網格之建立，原為配合實際河道測量結果以浮洲橋為上游入流之起點，但經現場勘查結果，由浮洲橋至上游兩涵洞出

口處尚有約 100 公尺之距離，惟為使模擬更符合實際現況，茲將以浮洲橋上游兩涵洞出口為設為上游入流之起點。因此將涌仔溝河道長度修正為全長 3.4 公里，每個段落長度皆為 200 公尺(段落 1 至 17)，本研究採用之一維網格分佈如圖 3 所示。

表 2 滿仔溝點源負荷資料(民國 94 年 10 月 27~28 日)

Point Sources No.	Flows (m ³ /s)	Conductivity (μmho/cm)	SS (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	Ammonia (mg/L)	DO (mg/L)
1	0.02579	1135	81	152.0	3.4	-
2	1.38683	726	57	48.3	23.8	-
3	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-
5	0.01297	784	58	41.3	16.4	-
6	0.00179	688	61	65.3	28.6	-
7	0.01036	1015	41	47.8	23.6	-
8	0.02671	783	35	38.9	13.8	-
9	0.00033	618	32	59.1	27.5	-
10	0.00844	353	25	12.1	9.7	-
11	0.00204	592	50	68.1	28.1	-
12	0.00385	1553	731	1920.0	33.5	-
13	0.01032	455	60	86.3	12.9	-
14	0.00213	641	48	57.7	21.7	-
15	0.00003	2710	135	1470.0	16.6	-
16	0.00221	519	32	48.5	23.7	-
17	-	-	-	-	-	-
18	0.44117	521	44	41.2	19.4	-
19	0.05207	701	77	62.7	24.8	-
20	0.00018	584	35	28.9	22.6	-
21	0.00246	466	50	40.6	22.6	-
22	0.04827	602	90	68.3	24.6	-
23	0.00687	718	152	106.0	31.3	-
24	0.00679	763	61	3.7	5.1	-

- : No field measured data

表 3 滿仔溝點源負荷資料(民國 94 年 11 月 3~4 日)

Point Sources No.	Flows (m ³ /s)	Conductivity (μmho/cm)	SS (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	Ammonia (mg/L)	DO (mg/L)
1	0.00738	980	67	62.7	12.2	-
2	1.44467	602	46	43.2	46.3	-
3	-	-	-	-	-	-
4	0.00013	581	94	55.0	25.6	-
5	0.02267	623	36	18.6	8.7	-
6	0.00632	699	81	63.6	28.8	-
7	0.01335	739	52	38.6	16.9	-
8	0.02937	730	39	35.3	8.9	-
9	0.00037	621	28	38.4	27.4	-
10	0.00581	376	51	11.9	11.9	-
11	0.00096	617	59	66.0	28.4	-
12	0.00628	1457	713	1990.0	31.5	-
13	0.01942	420	55	57.6	10.6	-
14	0.00179	534	30	21.5	20.5	-
15	0.00196	993	74	252.0	14.8	-
16	0.00346	603	525	21.7	22.4	-
17	-	-	-	-	-	-
18	0.43783	514	52	44.2	19.5	-
19	0.02213	667	56	37.2	19.8	-
20	0.00013	586	63	26.4	12.3	-
21	0.00203	464	33	35.6	18.3	-
22	0.03135	622	60	77.8	28.4	-
23	0.01026	707	75	58.6	26.6	-
24	0.00660	710	44	2.3	4.7	-

- : No field measured data

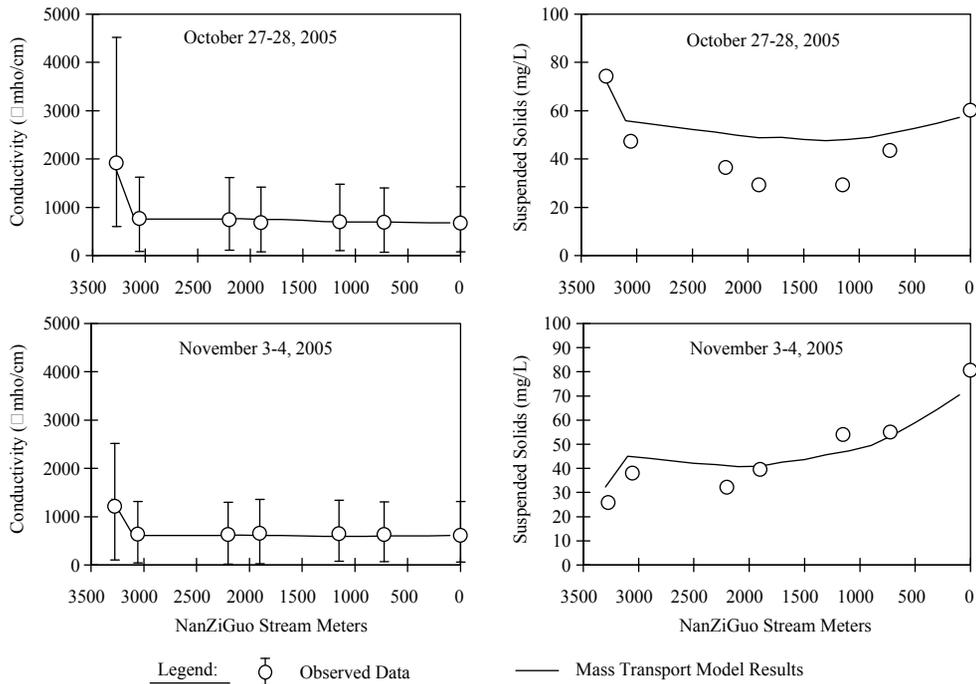


圖 6 滿仔溝電導度及懸浮固體模擬與實測結果(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)

五、模擬結果與分析

5.1 質量傳輸模擬

本研究首先對滿仔溝進行穩態(steady-state)質量傳輸模擬，以民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日之實測資料，來檢定與驗證模式之可靠性，模擬的項目為電導度及懸浮固體。模式所需之上、下游邊界條件及河道兩岸涵管排入之廢污水點源負荷，根據實測值輸入模式。

由於電導度為一保守性物質(conservation substance)，且在感潮河道中，延散係數(dispersion coefficient)主要影響污染物的傳輸分佈情形，故在質量傳輸模擬中，延散係數為主要之關鍵參數。本研究之延散係數經檢定過程，其值介於 0~3 km²/day，其大小由上游往下游遞增。EUTRO 模式採用之模擬時距(time step)為 172 秒。圖 6 為滿仔溝 steady-state 電導度隨河道距離變化之模擬與實測結果(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)，顯示模擬與實測值兩者非常吻合。滿仔溝上游之電導度較下游來得高，推測河

道內電導度除受潮汐影響外，同時由上游所流入河道內之廢污水中應該含有相關化學物質，導致電導度較下游高。

在圖 6 中，同時繪製滿仔溝 steady-state 懸浮固體隨河道距離變化之模擬與實測結果(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)，顯示模擬與實測值有相同發展趨勢。在滿仔溝下游，由於受感潮段潮流影響，導致懸浮固體於下游段無法及時由河川排出，因而產生滯留情形，故呈現較高之懸浮固體。在模擬懸浮固體時，沈降速度(settling velocity)為主要之關鍵參數，本研究中所使用之沈降速度為 0.35 m/day。本研究質量傳輸模擬所得到之兩個主要水質係數—延散係數與沈降速度，被設定為水質模式中的水質係數進行水質模擬。

5.2 BOD/DO 模擬結果

以民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日之實測資料，分別做為水質模式之檢定及驗證用。模式所需之上、下游邊界條件及河道兩

岸涵管排入之廢污水所含 CBOD₅、氨氮及溶氧點源負荷，根據實測值輸入模式。水質模擬項目包括 CBOD₅、氨氮及溶氧。

進行 CBOD₅/DO 水質模擬，最主要關鍵的水質係數有 CBOD 之祛氧係數(deoxygenation rate)、硝化係數(nitrification rate)、曝氣係數(reaeration coefficient)及底泥需氧量(SOD)，這些水質係數須經由模式反覆之檢定、驗證過程，以求得最適值(Bowie *et al.*, 1985; Lung, 2001)。

在本研究中，CBOD₅ 祛氧係數採用 0.25 day⁻¹ 於模式的檢定分析；另根據水質資料顯示(見圖 5)，高濃度的氨氮只有少數經硝化作用而轉移成硝酸氮，顯示於河水中硝化作用並不顯著，因此一個極低的硝化係數 0.02 day⁻¹ 使用在模式的檢定及驗證。Bowie *et al.* (1985)及 Lung (2001)對河川水污染管理準則整理之 CBOD₅ 祛氧係數範圍為 0.02~3.4 day⁻¹，硝化係數則為 0.1~1.5 day⁻¹。

因兩次現場量測之流量值顯示皆為小流量，分別為 2.05 m³/s (= 72.365 cfs)及 2.06 m³/s (= 72.718 cfs)，同時曝氣係數又與河川之流速及坡度有關。故本研究利用 Tsivoglou equation (Tsivoglou and Neal, 1976)，計算滿仔溝每個段落之曝氣係數，再代入 EUTRO5 模式，表 4 為滿仔溝兩次採樣期間之曝氣係數計算結果。Tsivoglou equation 如式(2)所示：

$$K_a(20^{\circ}\text{C}) = \text{CVS} \dots\dots\dots(2)$$

其中，

V = 河川流速(stream velocity) (ft/s)，

S = 河川坡度(stream slope) (ft/mile)，

C = 比例常數：

1.8 = 河川的流量(stream flow rate)介於 1 cfs 與 10 cfs 之間，

1.3 = 河川的流量介於 10 cfs 與 25 cfs 之間，

0.88 = 河川的流量介於 25 cfs 與 300 cfs 之間。

因滿仔溝的流量介於 0.7 m³/s 與 8.5 m³/s 之間(即介於 25 cfs 與 300 cfs 之間)，由(2)式可知，取 C = 0.88。

由於底泥需氧量沒有實測值可茲參考，Thomann and Mueller (1987)建議於都市廢水污

表 4 滿仔溝曝氣係數表(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)

Segment	Reaeration coefficients (day ⁻¹)	
	October 27-28, 2005	November 3-4, 2005
1	0.64	0.64
2	1.24	1.24
3	1.37	1.19
4	1.65	1.19
5	1.68	1.05
6	1.92	0.97
7	2.21	0.99
8	1.64	0.94
9	0.93	0.85
10	0.81	0.75
11	0.80	0.74
12	0.68	0.65
13	0.72	0.72
14	0.87	0.76
15	0.74	0.69
16	0.56	0.59
17	0.54	0.58

泥老化排放口下游之底泥需氧量範圍為 1~2 gmO₂/m²/day。本研究之底泥需氧量採用 1 gmO₂/m²/day 於每個段落，溫度係數採用 1.065。

圖 7 為滿仔溝 CBOD₅、氨氮及溶氧隨河道距離變化之模擬與實測結果(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)，在圖中同時顯示滿仔溝兩次實測之流量，整體而言，模擬與實測值結果顯示兩者相吻合。

六、水質改善評估方案與模式預測

依據環保署「地面水體分類及水質標準」，滿仔溝之水體分類應為丁類標準。但由本研究兩次實測資料顯示，滿仔溝之溶氧約僅接近於戊類標準(註：溶氧大於 2 mg/L)。因滿仔溝水體並非作為飲用水用途，依據陸域地面水體分類標準，戊類以上即可作為環境保育用途，故本研究保守使用戊類水質標準為規劃目標，希望引入基流之水質，利用河川之自淨能力，在合乎經濟效益之情況下，使河川上游非感潮河段水質至少能達到戊類水體水質之目標。

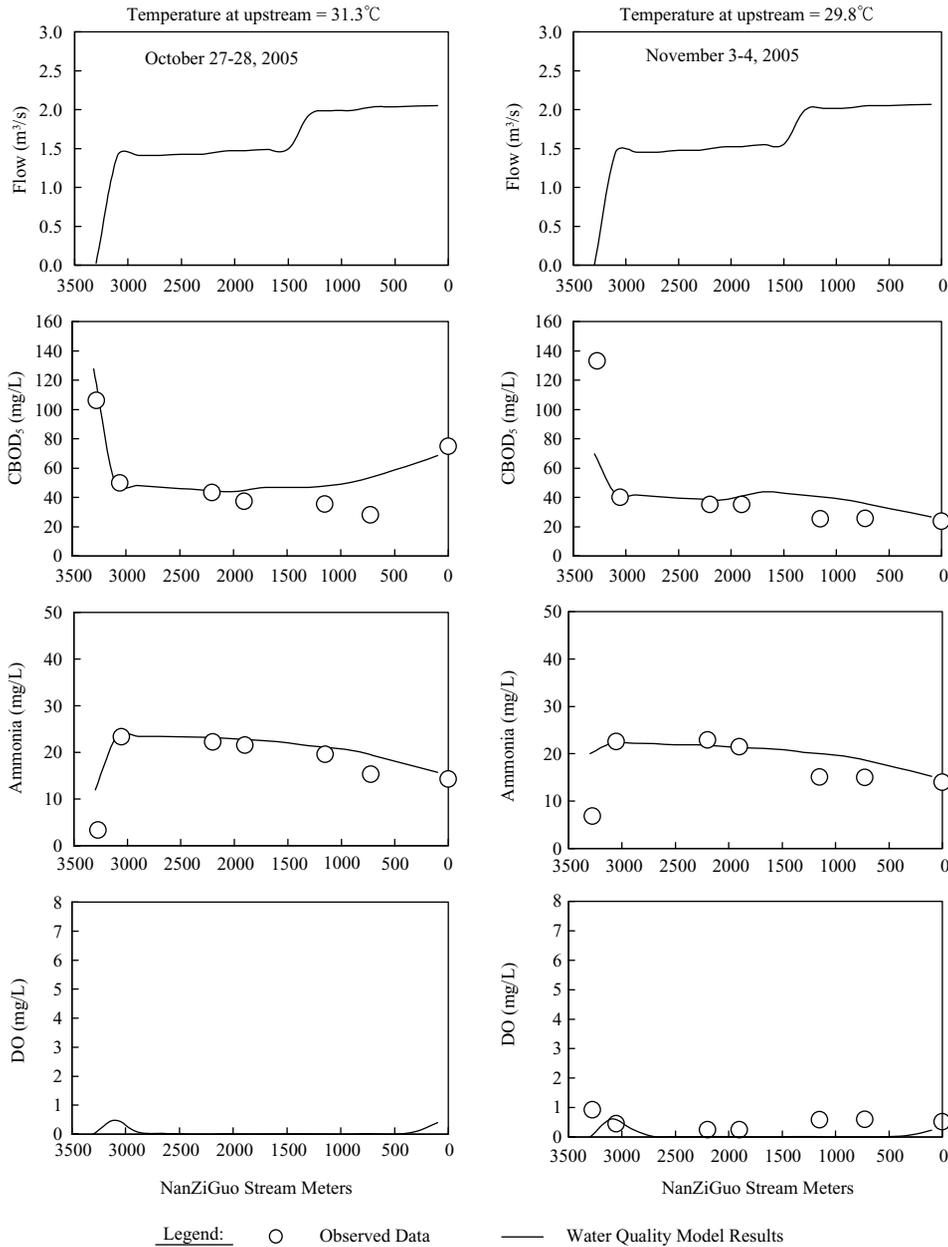


圖 7 滴仔溝 CBOD₅、氨氮及溶氧模擬與實測結果(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)

民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日兩次水質採樣資料經 EUTRO5 模式之檢定、驗證過程，顯示 EUTRO5 模式適用於滴仔溝河道，故本研究進一步假設滴仔溝兩側之點源污染在完全截流後，對於滴仔溝可能達成之水質改善效果，進行模擬預測分析。因滴仔溝沒有歷史流

量資料用來推導 $7Q_{10}$ (迴歸週期為 10 年連續 7 天之低流量)或 Q_{75} ，因此在本研究中，兩個設計流量：0.5 m³/s 及 2.5 m³/s 被利用做為水質模式之上游流量輸入條件。另河道內之曝氣係數因與其流速及坡度有關，即隨水力條件改變而不同，所以曝氣係數之給定亦隨兩個不同設計流量而變。

表 5 涌仔溝水質改善評估方案：上、下游流量及 CBOD₅/DO 邊界條件

Item	Alternative 1		Alternative 2	
	Upstream B.C.	Downstream B.C.	Upstream B.C.	Downstream B.C.
Advection flow (m ³ /s)	0.5		2.5	
CBOD ₅ (mg/L)	5	(a) 10.6 (b) 15.7	5	(a) 10.6 (b) 15.7
DO (mg/L)	1	(a) 2.7 (b) 0.6	1	(a) 2.7 (b) 0.6

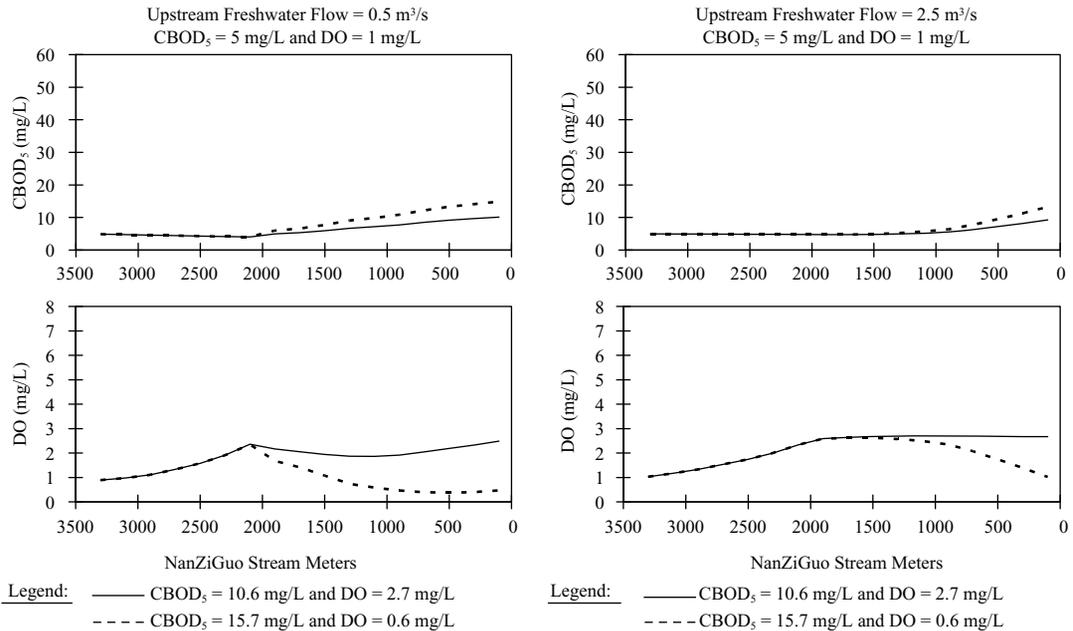


圖 8 涌仔溝兩組水質改善評估方案結果(民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日)

表 5 為本研究擬定之水質改善評估方案：上、下游流量及 CBOD₅/DO 邊界條件，其中下游 CBOD₅/DO 邊界條件是依據民國 94 年 10 月 27~28 日及 94 年 11 月 3~4 日涌仔溝下游匯入大漢溪處(即四汙頭抽水站下游)之實測資料。

涌仔溝兩側之點源污染在完全截流後，顯然地河道內之水質條件將獲得改善，因此本研究對 CBOD₅/DO 進行模擬預測時，BOD 祛氧係數由水質改善前之 0.25 day⁻¹降低至 0.2 day⁻¹；硝化係數水質改善前、後皆為 0.02 day⁻¹。圖 8 顯示涌仔溝兩組水質改善評估方案結果，當上游入流量為 2.5 m³/s，且上游邊界條件：CBOD₅ = 5 mg/L，DO = 1 mg/L，下游感潮河水邊界條件：CBOD₅ =

10.6 mg/L，DO = 2.7 mg/L 之情況。CBOD₅的濃度由上游往下游緩慢遞增，在距離下游約 1,500 公尺以後，由於受到下游邊界條件 CBOD₅ 之影響，CBOD₅ 值逐漸上升並接近下游邊界值。然而 DO 有緩緩上升之趨勢，已達到本研究對涌仔溝戊類水質標準之規劃目標，且相對於涌仔溝兩側點源污染未截流前之 DO 實測值有明顯之改善，但最大 DO 值仍小於 3 mg/L。考慮下游感潮河水邊界條件：CBOD₅ = 15.7 mg/L，DO = 0.6 mg/L 之情況，其模擬預測結果較不佳。

另考量上游入流量為 0.5 m³/s，且上游邊界條件：CBOD₅ = 5 mg/L，DO = 1 mg/L，下游感潮河水邊界條件：CBOD₅ = 10.6~15.7 mg/L，DO =

0.6~2.7 mg/L 之情況。由於上游端進入水量 $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ 較 $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ 小，且在下游邊界條件維持不變之情形下，使得污染物之排入對水體水質影響較大，即污染物在滄仔溝河道內的傳輸現象較明顯。因 DO 會被 CBOD₅ 所消耗，所以在距離下游約 2,000 公尺處開始下降。

依據上述水質改善評估方案且經水質模式預測分析結果，顯示在本研究中為使滄仔溝水質獲得最佳之改善，即提升 DO 值，除控制上游流量及兩側點源污染影響外，控制下游感潮河水邊界條件之 DO 值實為一最重要之關鍵因素，亦即大漢溪之水質需獲得改善。

七、結 論

1. 由水質監測資料及現勘得知，滄仔溝水體污染嚴重且河道中幾乎不見魚類生物，特別是水質呈現低溶氧狀態，主要由於民生廢污水及工業廢水排入河道，導致氧氣被 CBOD 與 NBOD 消耗，因此滄仔溝之水質是處於缺氧條件下。
2. 滄仔溝之污染源主要來自河道兩旁之點源污染，因此若能有效將河道兩旁之點源污染予以適當之截流並處理，將可有效的改善滄仔溝現況之水質。
3. 在本研究中，CBOD₅ 祛氧係數採用 0.25 day^{-1} 於模式的檢定及驗證，用於水質改善評估方案時，稍為降低採用 0.2 day^{-1} ；硝化係數 0.02 day^{-1} 使用在模式檢定、驗證及水質改善評估方案；曝氣係數根據河川之流速及坡度，利用 Tsivoglou equation 計算得到；底泥需氧量則採用 $1 \text{ gmO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ 。
4. 滄仔溝在相同水質、不同流量條件下，CBOD₅ 與 DO 均受下游邊界條件所影響；且於流量較小之情形下，使得污染物之排入對水體水質影響較大，故於河道中之傳輸現象較明顯。因此上游流量較小時，CBOD₅ 與 DO 在滄仔溝下游變化之情形將更加顯著。
5. 由滄仔溝水質改善評估方案並利用水質模式預測分析結果顯示，為使滄仔溝水質獲得最佳之改善，並達到環保署「地面水體分類及水質標準」之戊類標準，除控制上游流量及兩側點

源污染影響外，控制下游感潮河水邊界條件之 DO 值則為一最重要之關鍵因子。

致 謝

本研究計畫承蒙 台北縣政府提供研究經費，謹致謝忱。前台灣大學土木工程學系郭振泰教授在水質模式之指導，林同棧工程顧問股份有限公司提供水量、水質採樣資料及水環部陳伯珍經理對廢水處理評估方案之建議，亦謹致摯深的謝意。

參考文獻

1. 行政院環境保護署，地面水體分類及水質標準，民國 87 年 6 月。
2. 台北縣政府，台北縣板橋市滄仔溝水質整體改善規劃綜合規劃報告書，民國 95 年 8 月。
3. Ambrose, R. B., Wool, T. A., and Martin, J. L. (1993). "The water quality analysis simulation program, WASP5, Part A: model documentation." U.S. EPA Center for Exposure Assessment Modeling, Athens, GA.
4. Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. K., Rupp, G. L., Johnson, K. M., Chan, P. W. H., and Ghreini, S. A. 1985. "Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling." EPA/600/3-85/040, 2nd ed., EPA, Environmental Research Laboratory, Athens, GA.
5. Even, S., Poulin, M., and Mouchel, J-M. (2004). "Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows." *Ecol. Modell.*, 173, 177-196.
6. Jha, R., Ojha, C. S. P., and Bhatia, K. K. S. (2007). "Development of refined BOD and DO models for highly polluted Kali River in India." *J. Environ. Eng.*, 133(8), 839-852.
7. Kuo, A. Y., Park, K., and Moustafa, M. Z. (1991). "Spatial and temporal variabilities of hypoxic in the Rappahannock River, Virginia." *Estuaries*, 14(2), 113-121.

8. Liu, W. C., Liu, S. Y., Hsu, M. H., and Kuo, A. Y. (2005). "Water quality modeling to determine minimum in stream flow for fish survival in tidal rivers." *J. Environ. Manage.*, 76(4), 293-308.
9. Lung, W. S. (1998). "Trends in BOD/DO modeling for wasteload allocations." *J. Environ. Eng.*, 124(10), 1004-1007.
10. Lung, W. S. (2001). *Water Quality Modeling for Wasteload Allocations and TMDLs*. Wiley, New York.
11. Lung, W. S., and Sobel, R. G. (1999). "Renewed use of BOD/DO models in water quality management." *J. Water Resources. Plan. Manag.*, 125(4), 222-227.
12. O'Connor, D. J. (1960). "Oxygen balance of an estuary." *J. Sanit. Eng. Div.*, 86(SA3), 35-55.
13. Park, K., Kuo, A. Y., and Neilson, B. J. (1996). "A numerical model study of hypoxic in the tidal Rappahannock River of Chesapeake Bay." *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 42, 563-581.
14. Radwan, M., Willems, P., El-Sadek, A., and Berlamont, J. (2003). "Modelling of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in river water using a detail and a simplified model." *Intl. J. River. Basin Management.*, 1(2), 97-103.
15. Streeter, N. W., and Phelps, E. B. (1925). *Public Health Bulletin 146*, U.S. Public Health Service.
16. Thomann, R. V., and Muller, J. A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper & Row, New York.
17. Tsivoglou, E. C., and Neal, L. A. (1976). "Tracer measurements of reaeration: III. Predicting the reaeration capacity of inland streams." *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48(12), 2669-2689.

收稿日期：民國 97 年 7 月 22 日
 修正日期：民國 97 年 9 月 24 日
 接受日期：民國 97 年 10 月 7 日