

國立臺灣大學工學院土木工程學系



博士論文

Department of Civil Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Doctoral Dissertation

感潮河川水質動態模式之研究

Dynamic Water Quality Modeling of a Tidal River

陳建宏

Chen, Chien-Hung

指導教授：林正芳 教授

Advisor: Lin, Cheng-Fang

中華民國 102 年 7 月

Jul. 2013



國立臺灣大學博士學位論文
口試委員會審定書

感潮河川水質動態模式之研究

Dynamic Water Quality Modeling of a Tidal River

本論文係陳建宏(D94521025)國立臺灣大學土木工程學系
博士班完成之博士學位論文，於民國 102 年 7 月 22 日承下列考
試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

林 正 芳

(指導教授)

徐 年 盛

吳 先 琪

龍 梧 生

陳 彥 璋

柳 文 成

系主任

呂 良 正

林正芳

徐年盛

吳先琪

龍梧生

陳彥璋

柳文成

呂良正



謝誌

八年漫長求學過程中，承蒙恩師 林正芳教授與 郭振泰教授之耐心教誨與悉心指導，使得論文得以順利完成；在口試期間，感謝龍梧生教授、吳先琪教授、徐年盛教授、柳文成教授與陳彥璋教授在專業知識上的匡正與建議，使得本論文更臻完善，謹此致上最深的謝意。

從事研究期間，感謝歷任水工所主任譚義績教授、黃良雄教授及劉格非教授提供水工試驗所的空間，使具在職身份的我能在繁忙工作後有良好的研究環境專心研究。另外也要感謝國科會、新北市政府水利局以環保署土基會提供經費補助，才能讓我有充足的數據得以完成學業。其中特別感謝新北市政府水利局李前局長戎威、林科長炎昌、邱科長志強、張科長修銘、環保署土基會楊組長鎰行、王禎、黃雅潔等長官們的支持與指正，也謝謝台灣檢驗公司佩娟、俊宏以及北科大岳毅、勝任等學弟們在現場採樣上的協助與辛勞。求學期間也謝謝楊州斌、許永佳、仇士愷等好友的陪伴與鼓勵以及同學劉紀宏的相互扶持，此外要特別感謝潘佳欣以及劉宏仁博士提供許多溫暖的協助。

在學期間，非常感謝美商傑明公司黃建源總經理給我機會進修，胡惠宇副總的情義相挺，以及所有 PMDO 及 WE 的好同事們，雖然顧問公司的壓力很大但很謝謝你們一路的支持與體諒，尤其要感謝我工作上的好夥伴宗翰、佳玲、鑫儒，以及那群陪著我上山下海，不分晝夜的影社成員，有你們可以讓我忘卻工作及研究上的困擾及壓力。

最後，要感謝我的父母，對我的養育之恩及心理上的輔佐；還有我的家人們，謝謝你們的關心與付出，才能讓我全心全意的完成博士學位，謹以此小小的喜悅與你們共同分享。

陳建宏 2013/08/08

于 台大水工試驗所



摘要



以往在面對台灣地區山坡陡峭、河川湍急以及污染量分布廣(尤其以來自不同位置的生活污水或事業廢水，以及所帶來較高負荷的生化需氧量、氨氮)等狀況下，仍然使用目前現有及成熟的模式來加以應用，致使本研究應找出在台灣地區的模式應用上，其所面臨的技術挑戰或水質管理問題，並透過不同模式應用手法加以克服。在本文中，淡水河 WASP 模型框架主要在強化及建立水體內具有空間變化之污染物反應係數，並透過現場實際直接參數測定，一方面達到去參數化，另一方面則可以建立具本土化參數及適用於台灣地區之水質模式。

本研究利用淡水河與中港溪等兩個水質模擬結果進行分析，發現到 BOD/DO 模式在台灣應用上的技術挑戰問題。以中港溪模式來看，點源污染的 BOD 負荷無論使用 CBOD_u 或 CBOD₅ 作為輸入條件，整體來看，其模擬結果與觀測值差別不大。反觀淡水河卻是另一種情況。首先，CBOD_u 是用來表示不同程度的效力和最終有機碳排放強度，而不是利用 CBOD₅ 來替代。因此在進行模擬時，應先行轉換至 CBOD_u 濃度，再輸入模式模擬，然後再將結果轉換為 CBOD₅ 或 BOD₅，而後再進行因水質管理目的需求之數據分析。

本研究為取得適宜之空間分布參數值，在新北市水利局的支持下，分析了淡水河系重大主支流水質水量資料，並建立水質參數測定程序，且於主流上布設了 16 站水質參數調查測站，透過長達 20 天的實驗及多次的實驗流程修正，取得各河段適宜之水質參數值，此對未來河川水質模式應用上將有良好的依循參考。

為解決底泥需氧量調查不易及近年來政府重視底泥品質改善下，本研究基於原開發基礎上，新增下部底泥網格，使原本 1 維水質模式調整為 2 維水質模式，利用底泥沉降特性，由模式自動計算底泥需氧量。經由分析比對，該調整後模式可達到原定目標。最後本研究透過主流及支流排水 24 小時連續水質水量調查資料，將各側入流修正為動態入流曲線，並結合潮汐周期水位變化，以動態擬 2 維網格，連續模擬河川水體生化需氧量(BOD₅)、氨氮(NH₄⁺)、溶氧(DO)、懸浮固體

(SS)等水質項目在潮汐影響下之變化狀況，所獲致之結果可提供河川水質管理單位未來實施污染管制時之參考。

關鍵詞：動態水質模擬、空間化參數、祛氧係數、底泥需氧量、WASP 模式



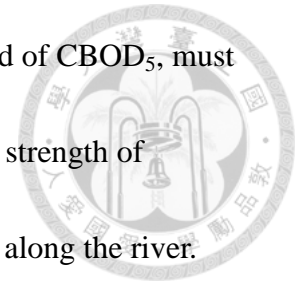
ABSTRACT



In the past, readily available off-the-shelf water quality models have been adopted for use in Taiwan, where many rivers, particularly upstream portions with steep slopes and rapid water velocity, are known to receive significant BOD and ammonia loads from domestic and industrial wastewaters. These loads are characterized by excessive strength (high concentrations and wastewater flows) – often with great spatial intensity. As a result, a different modeling approach must be adopted to address technical challenges associated with modeling for water quality management in Taiwan. In this paper, the WASP modeling framework was configured for the Danshui River with the enhancement of spatially variable kinetic coefficients in the water column. Field work was conducted to directly measure these kinetic coefficients to minimize model parameterization and to reach the goal of developing a modeling platform for use in Taiwan.

The results of two water quality modeling studies are analyzed to demonstrate the technical challenges of river BOD/DO modeling in Taiwan. In the BOD/DO modeling analysis of the Chungkang River, the point source BOD loads to the river are potent enough that using $CBOD_u$ or $CBOD_5$ as the surrogate shows little difference in the modeling outcome for the Chungkang River. In general, model results of $CBOD_5$ match the ambient data closely along the river. Modeling the

Danshui River, however, is a different story. First, $CBOD_u$, instead of $CBOD_5$, must be used to characterize the varying degrees of potency and ultimate strength of organic carbon discharges and thereby as a surrogate of BOD loads along the river.



The model calculated $CBOD_u$ concentrations in the river are then converted to $CBOD_5$ for comparison with the BOD_5 data for water quality management purpose.

A subsequent study supported by the New Taipei City, Hydraulic Bureau was then carried out to conduct long-term (20-day) BOD tests at 16 sampling station throughout the Danshui River watershed. $CBOD$ deoxygenation and ammonia nitrification rates were derived from the lab results to yield spatially variable kinetic rates.

The Danshui River model was then enhanced to incorporate the sediment system to track the fate and transport of contaminants by expanding the 1-D configuration to 2-D configuration. Key processes include settling of suspended solids and sediment-water transport of dissolved oxygen. As a result, sediment oxygen demand is no longer assigned but automatically computed by the enhanced model. The enhanced model is also incorporated with real-time river flow and pollutant loads over a 24-hr period, along with tidal period at the downstream boundary to perform full 2-D dynamic simulations of $CBOD$, ammonia, and DO , suspended solids. Results from this modeling framework are expected to be used to develop pollutant control

strategies for water quality management.

Keywords: dynamic water quality modeling, spatial variables, de-oxygenation

coefficient, sediment oxygen demand (SOD), WASP model.





目 錄



口試委員會審定書	i
謝誌	ii
中文摘要	iii
英文摘要	v
目錄	viii
圖目錄	x
表目錄	xvi
第一章 前言	1
1.1 研究緣起與目的	1
1.2 研究方法與步驟	1
1.3 文獻回顧	3
第二章 研究區域背景	10
2.1 淡水河流域環境背景	10
2.2 水質變化趨勢	20
2.3 污染量與重大污染分佈	37
第三章 國內外水質模式應用	55
3.1 國外水質模式介紹	55
3.2 國內水質模式應用概況與問題	65
3.3 模式改善方案-建立具空間性參數	67
第四章 河川水質參數調查	75
4.1 實驗方法與內容	75
4.2 現場採樣	78
4.3 參數計算	80
4.4 調查結果與分析	82

4.5 建立本土化參數	108
第五章 河川底泥需氧量模擬	111
5.1 研究方法與內容	111
5.2 底泥傳輸機制探討	112
5.3 現場調查成果	116
5.4 模式網格劃分與參數設定	127
5.5 模擬成果與分析	135
第六章 動態河川水質模擬	142
6.1 研究動機	142
6.2 現場調查規劃與成果	145
6.2.1 主河道連續觀測	145
6.2.2 重點支流排水連續觀測	159
6.3 動態水理水質模式建立	173
6.3.1 動態 HEC-RAS 水理模式	173
6.3.2 動態 WASP5 水質模式	175
6.3.3 支流排水水質水量預處理	176
6.3.4 動態水理水質模式校驗證	188
6.4 模擬成果應用	194
第七章 結論與建議	204
7.1 結論	204
7.2 建議	207
參考文獻	209

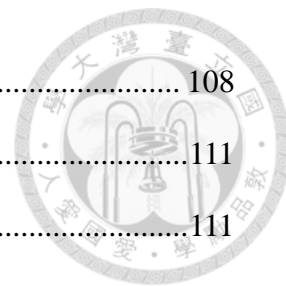


圖 目 錄



圖 1.2-1 研究流程與步驟.....	3
圖 2.1-1 淡水河流域範圍圖.....	11
圖 2.1-2 淡水河流域感潮河段範圍示意圖.....	14
圖 2.1-3 淡水河流域各河段水體分類示意圖.....	16
圖 2.2-1 大漢溪近年 RPI 變化.....	20
圖 2.2-2 大漢溪近年 DO 濃度變化.....	21
圖 2.2-3 大漢溪近年 BOD ₅ 濃度變化.....	21
圖 2.2-4 大漢溪近年 SS 濃度變化.....	22
圖 2.2-5 大漢溪近年 NH ₃ -N 濃度變化.....	22
圖 2.2-6 大漢溪近年污染長度比例變化.....	23
圖 2.2-7 新店溪近年 RPI 變化.....	24
圖 2.2-8 新店溪近年 DO 濃度變化.....	25
圖 2.2-9 新店溪近年 BOD ₅ 濃度變化.....	25
圖 2.2-10 新店溪近年 SS 濃度變化.....	26
圖 2.2-11 新店溪近年 NH ₃ -N 濃度變化.....	26
圖 2.2-12 新店溪近年污染長度比例變化.....	27
圖 2.2-13 基隆河近年 RPI 變化.....	28
圖 2.2-14 基隆河近年 DO 濃度變化.....	29
圖 2.2-15 基隆河近年 BOD ₅ 濃度變化.....	29
圖 2.2-16 基隆河近年 SS 濃度變化.....	30
圖 2.2-17 基隆河近年 NH ₃ -N 濃度變化.....	30
圖 2.2-18 基隆河近年污染長度比例變化.....	32
圖 2.2-19 淡水河本流近年 RPI 變化.....	33
圖 2.2-20 淡水河本流近年 DO 濃度變化.....	33



圖 2.2-21 淡水河本流近年 BOD ₅ 濃度變化	34
圖 2.2-22 淡水河本流近年 SS 濃度變化	34
圖 2.2-23 淡水河本流近年 NH ₃ -N 濃度變化.....	35
圖 2.2-24 淡水河本流近 5 年污染長度比例變化.....	36
圖 2.3-1 淡水河流域集污區分布圖	38
圖 3.3-1 BOD ₀ /BOD ₅ 與 k_1 分佈表	69
圖 3.3-2 淡水河與中港溪模擬成果(DO/NH ₃ -N).....	70
圖 3.3-3 淡水河與中港溪負荷量與模擬成果圖	71
圖 3.3-4 不同 k_1 值下的淡水河與中港溪負荷量與模擬成果圖	73
圖 3.3-5 修正後淡水河與中港溪模擬成果圖	74
圖 4.1-1 水質參數分析步驟.....	78
圖 4.2-1 水質參數測站位置圖	79
圖 4.3-1 水質參數繪圖範例(以新海橋，2009/10/16 為例).....	82
圖 4.4-1 城林橋測站第一次水質參數圖(2009/11/09)	83
圖 4.4-2 城林橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	84
圖 4.4-3 城林橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	84
圖 4.4-4 城林橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	85
圖 4.4-5 新海橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	86
圖 4.4-6 新海橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	86
圖 4.4-7 新海橋測站第四次水質參數圖(2010/1/11)	87
圖 4.4-8 新海橋測站第五次水質參數圖(2011/1/14).....	87
圖 4.4-9 新海橋測站第六次水質參數圖(2011/2/18).....	88
圖 4.4-10 秀朗橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	89
圖 4.4-11 秀朗橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	89
圖 4.4-12 秀朗橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	90
圖 4.4-13 景美溪便橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	91



圖 4.4-14 景美溪便橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	91
圖 4.4-15 景美溪便橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	92
圖 4.4-16 華中橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	93
圖 4.4-17 華中橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	93
圖 4.4-18 華中橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	94
圖 4.4-19 華中橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	94
圖 4.4-20 實踐橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	95
圖 4.4-21 實踐橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	95
圖 4.4-22 實踐橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	96
圖 4.4-23 實踐橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	96
圖 4.4-24 社后橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	97
圖 4.4-25 社后橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	97
圖 4.4-26 社后橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	98
圖 4.4-27 社后橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	98
圖 4.4-28 民權大橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	99
圖 4.4-29 民權大橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	99
圖 4.4-30 民權大橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	100
圖 4.4-31 民權大橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	100
圖 4.4-32 百齡橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	101
圖 4.4-33 百齡橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	101
圖 4.4-34 百齡橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	102
圖 4.4-35 百齡橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	102
圖 4.4-36 中興橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	103
圖 4.4-37 中興橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	103
圖 4.4-38 中興橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	104
圖 4.4-39 中興橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	104

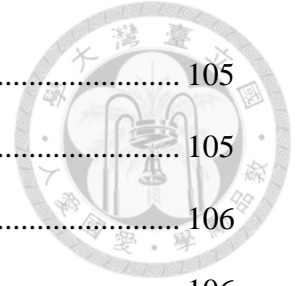


圖 4.4-40 重陽橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	105
圖 4.4-41 重陽橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	105
圖 4.4-42 重陽橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	106
圖 4.4-43 重陽橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18).....	106
圖 4.4-44 關渡大橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9).....	107
圖 4.4-45 關渡大橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19).....	107
圖 4.4-46 關渡大橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29).....	108
圖 4.5-1 淡水河流域 k_1 及 k_n 參數空間分佈圖	110
圖 5.2-1 河川底泥與水質污染傳輸機制概念模型	113
圖 5.2-2 營養鹽於水體與底泥之循環示意圖	114
圖 5.3-1 底泥需氧量測站位置圖	117
圖 5.3-2 底泥需氧量測站(關渡大橋)分析結果	121
圖 5.3-3 底泥需氧量測站(百齡橋)分析結果	122
圖 5.3-4 底泥需氧量測站(中興橋)分析結果	123
圖 5.3-5 底泥需氧量測站(華中橋)分析結果	124
圖 5.3-6 底泥需氧量測站(新海橋)分析結果	125
圖 5.4-1 淡水河水質模式(含底泥)網格圖	128
圖 5.4-2 污染負荷排入點圖(大漢溪至淡水河本流).....	129
圖 5.4-3 污染負荷排入點圖(基隆河).....	130
圖 5.4-4 污染負荷排入點圖(新店溪).....	131
圖 5.5-1 原淡水河模式基隆河 Q_{75} 之模擬(MWH, 民 99c).....	137
圖 5.5-2 原淡水河模式新店溪 Q_{75} 之模擬(MWH, 民 99c).....	138
圖 5.5-3 原淡水河模式大漢溪與淡水河本流 Q_{75} 之模擬(MWH, 民 99c).....	139
圖 5.5-4 修正前後淡水河模式大漢溪與淡水河本流 Q_{75} 之模擬(MWH, 民 99c).....	141
圖 6.2-1 主河道連續觀測站位置圖	145
圖 6.2-2(a) 大漢溪新海橋測站歷次流量與水位關係圖	148

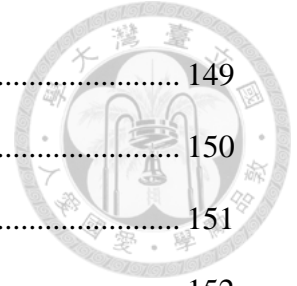


圖 6.2-2(b) 大漢溪新海橋測站歷次流量與水位關係圖	149
圖 6.2-3(a) 本流關渡大橋測站歷次流量與水位關係圖	150
圖 6.2-3(b) 本流關渡大橋測站歷次流量與水位關係圖	151
圖 6.2-4 歷次新海橋及關渡大橋流量與水位變化圖	152
圖 6.2-5 歷次新海橋及關渡大橋流量與溶氧變化關係圖	155
圖 6.2-6 歷次新海橋及關渡大橋流量與生化需氧量變化關係圖	156
圖 6.2-7 歷次新海橋及關渡大橋流量與氨氮變化關係圖	157
圖 6.2-8 歷次新海橋及關渡大橋流量與懸浮固體濃度變化關係圖	158
圖 6.2-9 支流排水水質水量採樣測站位置圖	160
圖 6.2-10 重點支流排水(鹿角溪)污染負荷量分析圖	161
圖 6.2-11 重點支流排水(西盛抽水站)污染負荷量分析圖	162
圖 6.2-12 重點支流排水(新店中正排水)污染負荷量分析圖	163
圖 6.2-13 重點支流排水(實踐抽水站)污染負荷量分析圖	164
圖 6.2-14 重點支流排水(城中抽水站)污染負荷量分析圖	165
圖 6.2-15 重點支流排水(金龍抽水站)污染負荷量分析圖	166
圖 6.2-16 重點支流排水(同安抽水站)污染負荷量分析圖	167
圖 6.2-17 重點支流排水(重陽抽水站)污染負荷量分析圖	168
圖 6.3-1 2010/9 金龍抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	179
圖 6.3-2 2010/9 城中抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	179
圖 6.3-3 2010/9 新店中正路排水水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	180
圖 6.3-4 2010/9 實踐抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	180
圖 6.3-5 2010/9 西盛抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	181
圖 6.3-6 2010/9 鹿角溪水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	181
圖 6.3-7 2010/9 重陽抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	182
圖 6.3-8 2010/9 同安抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	182
圖 6.3-9 2010/9 同安抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b).....	184

圖 6.3-10	動態水理模式上、下游邊界條件 (2010/9/29)	188
圖 6.3-11	動態水理模式上、下游邊界條件 (2010/12/20)	189
圖 6.3-12	動態水理模式上、下游邊界條件 (2011/2/10)	189
圖 6.3-13	2010/09/29 淡水河系動態水理水質模式校正成果.....	191
圖 6.3-14	2010/12/20 淡水河系動態水理水質模式校正成果.....	192
圖 6.3-15	2011/02/10 淡水河系動態水理水質模式驗證成果.....	193
圖 6.4-1	大漢溪截流站對新海橋測站之影響.....	196
圖 6.4-2	大漢溪截流站對關渡大橋測站之影響.....	196
圖 6.4-3	大漢溪截流設施對新海橋測站之影響評估.....	198
圖 6.4-4	大漢溪截流設施對關渡大橋測站之影響評估.....	199
圖 6.4-5	關閉各流域截流站對測站之影響評估.....	200
圖 6.4-6	加強截流操作圖.....	202

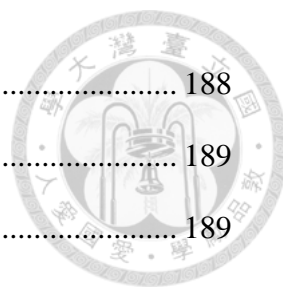


表 目 錄



表 2.1-1 台北地區氣象資料統計表(民國 87~101 年).....	13
表 2.1-2 淡水河各量量站歷年月平均流量統計.....	13
表 2.1-3 淡水河系水體分類及用途說明.....	15
表 2.1-4 淡水河系水質水量保護區統計表.....	18
表 2.1-5 淡水河系飲用水水源水質保護區統計表.....	18
表 2.1-6 淡水河系飲用水取水口統計表.....	19
表 2.2-1 大漢溪近年四項水質達成率.....	23
表 2.2-2 大漢溪近年 $DO \geq 2.0$ mg/L 合格率.....	23
表 2.2-3 新店溪近 5 年四項水質達成率.....	27
表 2.2-4 新店溪近 5 年 $DO \geq 2.0$ mg/L 合格率.....	27
表 2.2-5 基隆河近 5 年四項水質達成率.....	31
表 2.2-6 基隆河近 5 年 $DO \geq 2.0$ mg/L 合格率.....	31
表 2.2-7 淡水河本流近 5 年四項水質達成率.....	35
表 2.2-8 淡水河本流近 5 年 $DO \geq 2.0$ mg/L 合格率.....	35
表 2.3-1 淡水河各流域集污區編號彙整表.....	37
表 2.3-2 淡水河全流域各類污染量估算結果.....	39
表 2.3-3 淡水河全流域污染量分析.....	39
表 2.3-4 大漢溪流域各類污染量分析結果.....	40
表 2.3-5 大漢溪 BOD_5 污染源分析結果.....	41
表 2.3-6 大漢溪 NH_3-N 污染源分析結果.....	42
表 2.3-7 新店溪(含景美溪)流域各類污染量估算結果.....	43
表 2.3-8 新店溪 BOD_5 污染源分析結果.....	44
表 2.3-9 新店溪 NH_3-N 污染源分析結果.....	45
表 2.3-10 基隆河流域各類污染量分析結果.....	46

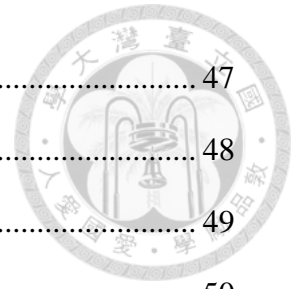


表 2.3-11 基隆河 BOD ₅ 污染源分析結果.....	47
表 2.3-12 基隆河 BOD ₅ 污染源分析結果(續).....	48
表 2.3-13 基隆河 NH ₃ -N 污染源分析結果.....	49
表 2.3-14 基隆河 NH ₃ -N 污染源分析結果(續).....	50
表 2.3-15 淡水河（本流）流域各類污染量估算結果.....	52
表 2.3-16 淡水河本流 BOD ₅ 污染源分析結果.....	52
表 2.3-17 淡水河本流 NH ₃ -N 污染源分析結果.....	53
表 2.3-18 二重疏洪道 BOD ₅ 污染源分析結果.....	53
表 2.3-19 二重疏洪道 NH ₃ -N 污染源分析結果.....	54
表 3.1-1 再曝氣係數推估方式.....	58
表 3.1-2 歷年淡水河系相關計畫選用模式彙整表.....	64
表 3.3-1 BOD ₀ /BOD ₅ 轉換係數表(溫度不變時).....	68
表 3.3-2 BOD ₀ /BOD ₅ 轉換係數表(不同溫度下).....	68
表 4.2-1 水質參數測站檢測次數表.....	79
表 4.3-1 水質參數計算表範例(以新海橋，2009/10/16 為例).....	82
表 4.4-1 大漢溪城林橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	83
表 4.4-2 大漢溪新海橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	85
表 4.4-3 新店溪秀朗橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	88
表 4.4-4 新店溪秀朗橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	90
表 4.4-5 新店溪華中橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	92
表 4.4-6 基隆河實踐橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	95
表 4.4-7 基隆河實踐橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	97
表 4.4-8 基隆河民權大橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	99
表 4.4-9 基隆河百齡橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	101
表 4.4-10 淡水河本流中興橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	103
表 4.4-11 淡水河本流重陽橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	105

表 4.4-12 淡水河本流關渡大橋測站水質參數歷次檢測成果表.....	107
表 4.5-1 各測站水質參數範圍一覽表.....	109
表 5.3-1 底泥需氧量測站資料.....	117
表 5.3-2 底泥粒徑分析調查結果.....	119
表 5.3-3 歷年底泥粒徑平均值彙整.....	119
表 5.3-4 底泥耗氧量分析測量結果.....	120
表 5.4-1 WASP 模式參數群組輸入說明.....	134
表 5.5-1 原水質模式校驗證模擬之邊界條件(MWH, 民 99c).....	135
表 5.5-2 原淡水河系水質模式參數表(MWH, 民 99c).....	135
表 5.5-3 原淡水河系水質模式空間變數(MWH, 民 99c).....	136
表 5.5-4 原淡水河系水質模式校驗證(MWH, 民 99c).....	136
表 6.2-1 主河道連續觀測站數表.....	146
表 6.2-2 主河道代表測站日平均流量統計表.....	147
表 6.2-3 支流排水水質水量 24 小時連續採樣點資料.....	160
表 6.3-1 WASP5 主控制方程式中各代數之物理意義表.....	173
表 6.3-2 各測站各歷線之 R^2 值範圍.....	183
表 6.3-3 支流排水適用歷線表.....	186
表 6.3-4 支流代表測站單位歷線參數表(以 2010/9 為例).....	187
表 6.3-5 淡水河系動態水理水質模式校正誤差範圍.....	190
表 6.4-1 淡水河系截流設施現況表.....	195
表 6.4-2 加強截流操作表.....	202





第一章 前言

1.1 研究緣起與目的

近年來，台灣地區隨著民眾對於環境保護意識升高，政府也逐漸重視環境議題，尤其著重於水污染防治工作。然而，在政府面對河川污染嚴重狀況之下，須逐一釐清造成污染嚴重的原因，並對症下藥，然而在投入大量資源後，河川水質卻沒有明顯的改善，使得政府單位在整治工作上，遇到了瓶頸。在檢視國外河川整治經驗下，政府除了進行全面性、連續性的河川基線資料調查外，也開始引入國外適宜模式分析工具，透過模式分析，快速掌握及預測處理成效，以收發揮有限資源，重點整治之效。

因國內並無自行開發且成熟的模式工具，故大都仰賴國外成熟模式，透過案例研析，將模式引入使用。然而國外水質模式之建構，是以大陸型河川寬廣且流速較平緩為基礎，致使其沿用之水質參數或水理計算等，雖不適用，但仍持續沿用及建立。國內在引入此類模式使用時，鑑於太多水質參數設定、缺少本土化參數值以及原始碼更改不易，在遷就使用上，就造成模擬結果無法適時反應現況。

本研究鑑於以上困難及現況，對常用複雜模式進行本土化之修正，並透過實地現場調查，建立本土化參數，進而納入底泥議題，利用模式維度增加，使底泥管理及整治也可透過模式進行分析及預測，最後再引入動態概念，建構出一可模擬感潮河段之 2 維動態水理水質模式，以協助管理者決策輔助。

1.2 研究方法與步驟

本研究之方法為分析現行模式使用上的狀況及困難，修正模式原始碼，將部分重要參數空間化，其次透過現地調查及實驗分析，取得河川水質參數；再者，擴增模式模擬範圍，由 1 維河川增納入底層底泥模擬，使模式具備模擬底泥有機污染物之功能；最後利用 24 小時連續觀測數據，建立主支流河川之日變化曲線，



並以單一潮週，進行潮週內之水質變化模擬。

研究步驟共分為參數空間化、參數調查、底泥網格建立、動態水量水質模式等四大部分，其研究流程如圖 1.2-1 所示。各流程之簡易說明及其所在章節說明如下：

1. 研究步驟一:參數空間化，詳細內容參見本研究第三章

本步驟主要挑選國內常用的模式，並以已完成模擬之成果，進行比對分析，提出若無空間化水質參數，對於台灣此類河川特性，將無法良好應用。除此之外，本研究特提出 BOD_5 以及 BOD_U 之轉換係數，對於長期被使用者忽略的 BOD_5 以及 BOD_U 之轉換係數，其模擬結果造成較重大的影響。迄今，台灣在應用上並無太大問題，主要原因為現行模擬的河川水體 BOD_5 濃度太高，祛氧係數相對較大，因此其轉換係數幾乎等於 1，故若轉換問題，對模擬結果不致影響。但若河川經由整治後，其祛氧係數下降，轉換係數就不等於 1，其結果即影響到整個 BOD_5 模擬曲線。

2. 研究步驟二:參數調查，詳細內容參見本研究第四章

此步驟接續前一步驟，考量祛氧參數之設定皆參考國外文獻建議值，基於環境背景不同，於本研究中針對研究區域內之水質參數調查，先引用國外實驗室方法，建立參數實驗方法，經由二年的測試及修正，提出一適宜之調查及實驗方法，並提出研究區域之水質參數值範圍，供後續研究參考。

3. 研究步驟三:底泥網格建立，詳細內容參見本研究第五章

考量底泥管理日益重要，本研究擴增水質模式維度，於水體下層增設另一層底泥網格，為一土壤網格，透過水與底泥的傳輸交換，使得原訂之底泥需氧量不再需要輸入，而為一模擬結果，使模式自動計算底泥需氧量，未來對於底泥相關管制措施之執行，模式也可以進行預測。

4. 研究步驟四:動態模式建立，詳細內容詳見本研究第六章

本研究最後透過全流域主支流 24 小時連續監測結果，分區建立支流排水入流歷線，並擇定一潮汐週期，進行全河系之動態水理水質模擬。因研究區域重點管


制區塊主要位在感潮河段內，對於漲退潮下之河川水質，較難以預測及估計。本研究主要透過一系列對模式的修正及本土化，使得模式可以提供感潮期間，不同時間點之水質變化趨勢，其結果可供管理單位在操作相關措施時之參考。



圖 1.2-1 研究流程與步驟

1.3 文獻回顧

當污染物自外部進入河川水體後，將隨水流至下游逕自出海，或受吸附沉降作用，至下游沉積成為受污底泥。惟目前受限於河川水體與底泥之觀測頻率、現有檢測技術、流域尺度以及應用與整治規劃目的等條件，河川水體與底泥中，有機物與營養鹽之分析，通常考量浮游植物與碳循環、氮循環、磷循環、懸浮固體、



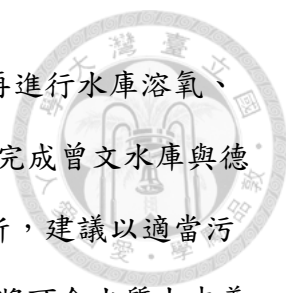
底泥需氧量等因子，應用光合-呼吸作用(photosynthesis & respiration)、祛氧(deoxygenation)、硝化(nitrification)、脫硝(denitrification)、礦化(mineralization)、水生植物淨生長率(net growth rate)，配合水體流動(advection)、介面延散(dispersion)、顆粒吸附(adsorption)、沉降(settling)、再懸浮(resuspension)、自體衰減(decay)、底泥需氧量(SOD)等傳輸機制，分析有機質與營養鹽在河川水體與底泥間之流布(transport & fate)。

Lung, W. S., and Light, R. N. (1996 b)應用 WASP5 針對 Old Women Creek 之銅化物在濕地生態系統中，於底泥與水體間之傳輸與演變，模擬內容包含水生植物—美洲黃蓮(*Nelumbo lutea*)、總磷、水中與底泥間之溶解態/非溶解態銅化物、懸浮固體等，本研究以 Old Women Creek 濕地中葉綠素 a 與總磷之實測值進行模式校正，以美洲黃蓮對於銅化物之飽和吸附量做為模式驗證依據，精確量化濕地生態系統對於銅污染之去除效益，做為後續濕地規劃之設計條件。

劉格非和吳先琪(民 95)以波譜法改善水理模式，並以座標轉換推估淡水河口到關渡橋之地形，再應用寬度平均之深度二維水質與底泥運移模式，針對淡水河口之溶氧、鹽度、懸浮固體、重金屬與底泥進行模擬。由調查與模式模擬成果顯示，懸浮固體易因絮凝產生沉泥，並對污染物產生吸附作用。

Kuo, J. T., Liu, W. C., Lin, R. T., Lung, W. S., Yang, M. D., Yang C. P., and Chu, S. C. (2003)應用 CE-QUAL-W2 對翡翠水庫之優養化進行分析，以連續 1 年的模擬，完成水庫垂向水溫之校正及驗證，完成的水體熱分層模擬後，再進行水庫表層、中層、底層之溶氧、氨氮、總磷、葉綠素 a、硝酸氮、SS 之模擬，並檢定合適之水質參數，完成翡翠水庫水理水質模式之建置，最後應用模式進行水庫優養化分析，建議以適當污染減量管制措施減少 50 % 以上的磷污染負荷量時，將可令翡翠水庫水質由中養/優養改善至貧養。

Kuo, J. T., Lung, W. S., Yang, C. P., Liu, W. C., Yang, M. D., and Tang, T. S. (2006)應用 CE-QUAL-W2 對曾文水庫與德基水庫之優養化進行分析，以連續 2 年的模擬，進




行水庫水位與水溫之校正及驗證，完成的水體熱分層模擬後，再進行水庫溶氧、氮氮、總磷、葉綠素 a、硝酸氮、SS，並檢定合適之水質參數，完成曾文水庫與德基水庫水理水質模式之建置，最後應用模式進行水庫優養化分析，建議以適當污染減量管制措施減少德基水庫 30~55 % 以上的磷污染負荷量時，將可令水質由中養/優養改善至貧養。

Chang(2005)結合 VIMS 動態水理模式、SWMM 與 WASP，針對匯流入 Chesapeake Bay 之 Back River 中之 PCBs 污染，發展 3 維動態 PCBs 演變與傳輸模式。模式必須滿足 1.水平衡(water balance)：提供環流與混合機制、2.懸浮質平衡(solids balance)：提供吸附、沉降與再懸浮機制、3.模擬物質平衡(contaminant mass balance)：聯結源點項與源減項(source and sink)以及內部自體轉換機制。模式先行完成鹽度(salinity)與懸浮質之模擬與分析，確立河川中之傳輸與沉降等機制後，再加入 PCBs 之垂向延散、吸附、氧化、自體衰減等機制，完成 PCBs 在 Back River 流布之情形。

Yang, C. P., Kuo, J. T., Lung, W. S., Lai, J. S., and Wu, J. T. (2007)應用 RMA2 與 WASP5 模擬二重疏洪道濕地之營養鹽、重金屬與水生植物在水體與底泥間之傳輸與演變，並進行模式敏感度分析。主要模擬內容為在明顯的感潮效應下，溶解態/非溶解態之鋅化物與銅化物，在水體中之傳輸與擴散、受水生植物吸收、受懸浮固體吸附及沉降成為底泥間之交互作用，供後續評估二重疏洪道之濕地系統對於重金屬污染之去除成效。

Liu, W. C., Chang S. W., Jiann, K. T., Wen, L. S., and Liu, K. K. (2007)針對河川中重金屬污染物 2 種型態：溶於水之溶解態及吸附於懸浮固體上之非溶解顆粒態。以本研究中，以分佈係數決定相對比例後，應用垂直 2 維水理水質模式，模擬淡水河系中(包含大漢溪、新店溪、基隆河與淡水河本流)，在感潮效應影響下，水體、鹽度、懸浮固體及銅化物之傳輸與擴散行為，發展重金屬污染之水質水裡模式。本研究應用本流土地公鼻、關渡橋、臺北橋、大漢溪新海橋、新店溪中正橋、基




隆河百齡橋之實測潮週水位、潮週流速及潮週鹽度，完成2D動態水理模式校驗證，提供水質模式所需之水理動力條件，模擬淡水河中總銅、顆粒態銅及溶解態銅之2D傳輸、擴散、吸附與沉降行為，並應用情境模擬方式，底泥條件改變之後，對水體中銅化物之影響與變化，最後並依情境模擬結果，推論外部銅污染負荷之可能分佈位置。

Lung, W. S., and Nice, A. J. (2007)應用 CE-QUAL-W2 與 WASP5，以垂向2維動態模擬，探討 Patuxent 河口在不同的營養鹽負荷量衝擊下，對於浮游植物與水中溶氧的影響。模式模擬內容為感潮效應下，2D水體傳輸與延散作用、BOD之祛氧作用、氨氮之硝化作用、懸浮固體垂向2D運動、溶解態/非溶解態磷鹽之礦化作用、非溶解態之磷化物與氮化物對懸浮固體之吸附與沉降行為、底泥需氧量等。本研究中，應用 Patuxent 河口處之表層與底層之實測鹽度、Nottingham 與 Broomes Island 表層與底層之溫度、葉綠素 a、氨氮、硝酸鹽氮進行模式校驗證，並應用情境模擬方式，推論營養鹽負荷量之衝擊下，上游浮游植物之生長情形較下游為敏感，此外下游河口處之溶氧含量，主要受 Chesapeake Bay 匯流處因感潮回水所排入之營養鹽與有機物之影響最為相關。

Nice, A. J., Lung, W. S., and Riedel, G. F. (2008)所發展之水質模式，主要用於探討底泥與水體間，砷化物(五價砷(As(V))、三價砷(As(III))、甲基砷酸(MMA)、二甲基砷酸(DMA))在 Patuxent 河口傳輸與演變。模式的模擬內容包含水中物質傳輸、懸浮固體、浮游植物對五價砷的吸收與傳輸作用、三價砷的祛氧作用、MMA 與 DMA 之去甲基(CH₃)作用，非溶解態砷化物之沉降與再懸浮作用等。模式經驗證後，應用情境模擬方式，推論 MMA 與 DMA 等甲基砷化物主要來自 Chesapeake Bay 下游感潮回水推移所致，而非上游的受污染之浮游植物所釋放至河川水體，此外，河口處之無機砷則主要來自吸附在底泥之砷化物，藉由分子擴散行為釋放至水體中為最可能之成因。

Chris et.al(2009)應用 CE-QUAL-W2，探討大範圍之河流-湖泊系統之分層水質

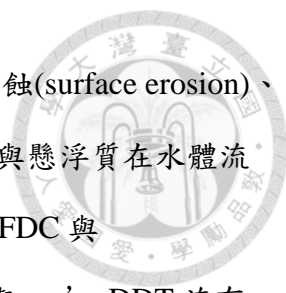


變化影響，模擬範圍自 Lake Coeur d'Alene，經由 Spokane River 至 Lake Roosevelt，範圍涵蓋流域中之支流、堰體、水庫、蓄水池等水體，模擬項目包含溫度、溶氧、總磷，在完成 Grand Coulee Dam 處之水理水位模擬後，即進行各項水質之分層模擬，由模擬成果顯示，應用 CE-QUAL-W2 可完善分析如湖泊、水庫等深長水體之翻騰現象。

Parsa, J., and Etemad-Shahidi, A.(2011)為了探討地形、水文與水理特性，對鹽度 (salinity) 入侵河口沖積層 (alluvial estuary) 之影響，應用 CE-QUAL-W2 建立 Mozambique 境內 Limpopo River、Nuanedzi River、Changane River、以及 Elephants River 所組成之河系水質模式，應用調和分析設定河口邊界條件，探討鹽度入侵特性長度 (LHWS)、流量、流速、水深、通水斷面、密度變化、剪應力以及其他各種無因次參數之影響，建立鹽度入侵長度與其他高度相關參數之回歸式，做為未來評估鹽度入侵之參考。

Delaware River 流域委員會(2012)自 2001 年起，以 WASP 結合 DYNHYD 動態水理模式為基礎，持續開發可精確模擬 Delaware River 中 PCBs 傳輸機制之 DELPCB 模式，模擬範圍包含河口處的 Delaware Bay 至 Trenton NJ，全長約 133 哩(約 241 公里)，流域範圍包含 Schuylkill River 與 Christina River。最新版的 DELPCB 模式中，可針對沉積物密度、孔隙率、埋葬率，模擬 PCBs 的傳輸(advection)、延散(dispersion)、沉降(settle)、沖蝕(erode)與以及在底泥間之移動。在 DELPCB 中，可模擬溶解態、顆粒態、以及與溶解態有機碳鍵結之 PCBs，在 PCBs 的模擬種類上，則以 tetra-PCB、penta-PCB、hexa-PCB、hepta-PCB 等 4 種 PCBs 的同族物 (homolog)。

Xiong, Y., Alarcon, V. J., Martin, J. L., and McAnally W. H. (2012)結合 SEDDEER (Sediment Deposition and Erosion) 泥砂運移模擬模式與 WASP 水質模式，發展可模擬粉粒(silt)、砂粒(sand)、5 種凝絮物(floc)以及 1 種污染物質(containment)之 WASP_SEDDEER 模式，透過設定不同泥砂粒徑與相關反應參數，演算河川水體與




底床經分層後，受牽引力(drag force)、剪應力(shear force)、表面沖蝕(surface erosion)、沉澱(deposition)、再懸浮(resuspension)等影響下，探討污染物質與懸浮質在水體流布、以及水體與底泥間物質交換行為。最後同時應用 WASP、EFDC 與 WASP_SEDDEER 等 3 種數值模式，模擬 Mobile Bay 之懸浮質與 p,p'-DDT 流布狀況，結果顯示 WASP_SEDDEER 與 WASP、EFDC 所演算之空間分布與長期模擬趨勢相符。

國立台灣大學海洋研究所(民 88)受行政院環保署委託執行「淡水河系底泥重金屬之沉降通量與垂直變化」，其針對基隆河大直橋至淡水河匯流處之河段進行底泥重金屬採樣分析，檢測結果得知基隆河流域底泥重金屬污染以，以鉛、銅、鋅、鎳、鎘等化合物為主，以 0.087~0.071cm/yr 之速率緩緩沉積覆蓋於河床底。

美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 98a、民 98b、民 98c、民 99a、民 99b)受行政院環保署、臺北市環保局與新北市環保局等委託分別於民國 98 年~99 年間，分別執行淡水河流域(含大漢溪、新店溪、基隆河、淡水河本流)污染整治規劃等相關計畫時，結合 HEC-RAS 與 WASP5 模式，應用 1D 穩態模擬，針對流域現地處理場址、截流設施、污水處理廠之操作現況，以及沿岸 100 餘處生活污染排水排入淡水河系後，在考量一階祛氧與硝化反應下，溶氧、生化需氧量、氨氮、懸浮固體以及底泥需氧量對於河川水質之影響，並應用晴天低流量(Q₇₅，超越機率 75%之枯流量)下之情境模擬，進而研擬未來水質改善目標及具體可行之整治措施。

美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 99c、民 100b)受新北市水利局委託分別於民國 98 年~100 年間，針對淡水河系主河道與沿岸重點支流排水，分別進行水質水量連續 13 小時全潮週觀測與 24 小時全日觀測，並配合長期祛氧係數、硝化係數與底泥需氧量之檢定成果，結合 HEC-RAS 與 WASP，建立淡水河系 1D 動態水理水質模式。其中全流域支流排水之污染特性歷線，應用連續水質水量觀測成果進行調和分析，將時域資料轉換成頻域，發展各集污區之二階傅立葉級數



(2nd-order Fourier Series)型態之時變性歷線，推定全域污染時變性排放行為，精確演算淡水河系在不同潮週與潮位振幅循環下，配合隨空間變化之祛氧係數、硝化係數與底泥需氧量，對於河川中溶氧、生化需氧量、氨氮、懸浮質之變化與流布，並依情境模擬之程果，初步研擬全流域沿岸 24 座截流站最適操作策略，在現有設施之操作限度內，達成最佳晴天河川水質表現。

美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH] (民 100a、民 101a)受行政院環保署委託於民國 100 年~102 年，分別執行北部(淡水河系、南崁溪、老街溪)、中部(濁水溪、新虎尾溪、北港溪)、南部(急水溪、鹽水溪、愛河、阿公店溪、二仁溪)地區重點河川污染整治規劃等相關計畫時，除了更新既有淡水河系水質模式參數與輸入設定外，另應用 QUAL2K 建立南崁溪、老街溪、北港溪、濁水溪、新虎尾溪、阿公店溪、急水溪、二仁溪之水質模式，以及應用 WASP 建立鹽水溪、愛河之水質模式，針對流域現地處理場址、截流設施、污水處理廠之操作現況，以及沿岸污水排入情形，並應用晴天低流量之情境模擬，分別演算溶氧、生化需氧量、氨氮、懸浮質等 RPI 水質項目，進而研擬未來水質改善目標及具體可行之整治措施。

由以上的研究可知，無論國外或台灣地區，皆戮力於感潮河川之相關模擬研究，然而對於模式應用上顯然有很多可以突破及借鏡的地方，其次為對於參數及污染歷線的建立，目前研究較少，值得本研究基於以上成果加以發展。





第二章 研究區域背景

2.1 淡水河流域環境背景

淡水河流域位於台灣北部，發源於標高 3,529 公尺之品田山，流域面積為 2,726 平方公里，主流自發源地至出海口全長約 159 公里，平均坡降約 1/45，為全台第三大河川。淡水河由大漢溪、新店溪、基隆河三條主要支流匯流而成，其中由南往北之大漢溪與由東向西流之新店溪於江子翠匯流後構成淡水河本流，本流往北至關渡再與由東向西流之基隆河匯流，最後在淡水鎮油車口附近流入臺灣海峽；各主、支流及流域範圍如圖 2.1-1 所示。淡水河流域橫跨五個行政區（臺北市、新北市、桃園縣、基隆市、新竹縣、宜蘭縣）共計 46 個鄉鎮區域，以下為各主要支流之概況。

大漢溪流域面積約 1,163 平方公里，河道主流全長約 135 公里，為淡水河三條主要支流中最長的一條。大漢溪發源於品田山北麓與大霸山間，在上游桃園縣境內建有石門水庫供應公共給水及灌溉用水。大漢溪在鳶山堰附近由桃園縣流入新北市，於新北市境內全長約 23 公里，其中鶯歌溪、三峽河及橫溪為主要支流。大漢溪流進新北市後沿途流經三峽、鶯歌、樹林、土城、新莊、板橋及三重等地區，至板橋江子翠匯入淡水河本流。

新店溪全長約 84 公里，流域面積 916 平方公里，北勢溪與南勢溪兩條主要支流於龜山下游匯合後始稱新店溪。南勢溪發源於塔曼山及拳頭母山，河道長度 45 公里，流域面積 332 平方公里，其河道坡陡流急，為水力發電之理想地區，已開發之電廠計有桂山及烏來兩處；北勢溪發源於棲蘭山，河道長 50 公里，流域面積 310 平方公里，河床坡度平緩，水流澄清且沈積物少。新店溪上游翡翠谷建有翡翠水庫，而北勢溪與南勢溪匯流後於青潭堰及直潭堰分別設有取水口，供應大臺北地區公共給水；中、下游河段自碧潭吊橋以下進入人口密集之新店、中和、永和及板橋等地區，至江子翠與大漢溪匯合後構成淡水河本流。

基隆河發源於標高 580 公尺之新北市平溪區菁桐山，河系位於淡水河流域北端，截彎取直後全長約 80 公里，流域面積 501 平方公里，為淡水河三條主要支流中最短且流域面積最小者。基隆河發源後流經新北市瑞芳、基隆市、新北市汐止，再流進臺北市內湖與南港交界，最後沿士林、北投交界在關渡隘口處匯入淡水河本流。基隆河之主要支流包括大武崙溪、馬陵坑溪、友蚋溪、保長坑溪、茄苳溪、康誥坑溪、下寮溪、大坑溪、雙溪、磺溪、北投溪、關渡河等。

除了上述三大支流外，景美溪亦為淡水河流域之重要支流。景美溪發源於新北市境內之永定溪南勢坑，流經新北市之石碇、深坑、新店、臺北市之木柵、景美等地區，於臺北市文山區萬盛地區附近匯入新店溪。景美溪主流全長約 28 公里，流域面積 115 平方公里。景美溪上游兩大支流永定溪和石碇溪於雙溪附近匯合，雙溪以下即稱為「景美溪」，為新店溪下游右岸的主要支流。

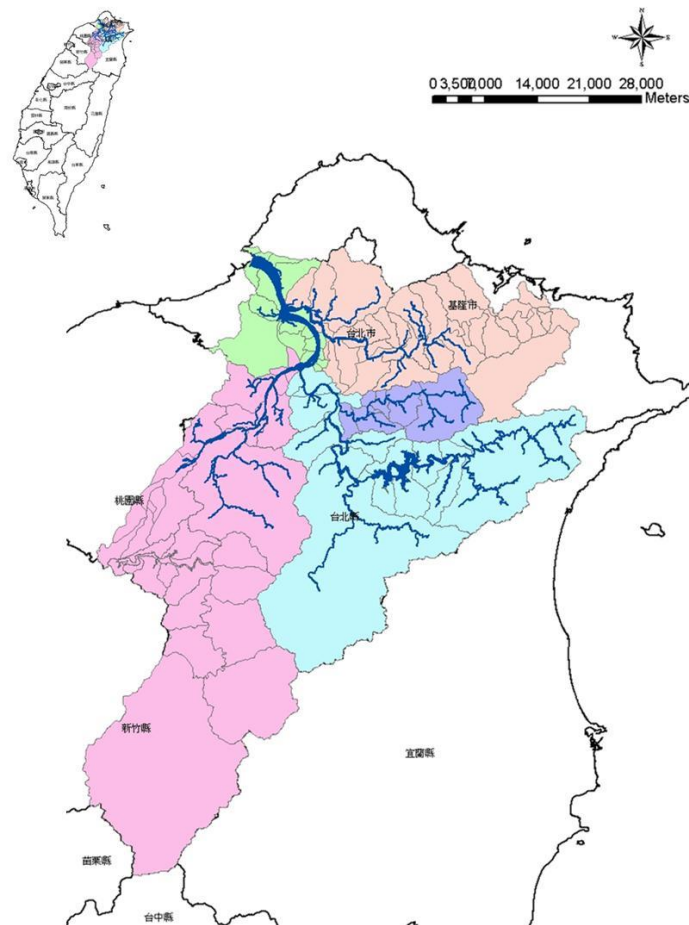



圖 2.1-1 淡水河流域範圍圖



淡水河流域位於亞熱帶氣候區，冬季盛行東北季風，因受大陸冷氣團影響，降雨較多；夏季盛行西南季風，多為陣雨；颱風期間之豪大雨常造成流域中、下游區域水患，惟自民國 93 年員山仔分洪工程完成後，基隆河流域已未再發生明顯洪氾情形。

淡水河流域除基隆河集水區以外，氣候型態大致相仿，由降雨監測結果統計可大致將每年 5 月至 10 月界定為豐水期，而每年 11 月至翌年 4 月則為枯水期；基隆河上游因位於台灣東北角區域，受東北季風氣候型態影響，其降雨型態與中、下游不同，屬冬季雨量豐沛而夏季雨量少之型態，因此基隆河的豐水期為每年 9 月至翌年 2 月，枯水期則為每年 3 月至 8 月。依流域內具代表性之臺北氣象站觀測資料可概略代表淡水河流域之氣象型態，本區域之氣象整理如表 2.1-1 所示。

在河川水文方面，經濟部水利署第十河川局於淡水河流域設置 9 處流量測站，分別為大漢溪之三鶯橋、三峽（2）、橫溪；基隆河之介壽橋（自民國 96 年起改至瑞峰橋）及五堵；新店溪之上龜山橋、屈尺、秀朗；景美溪之寶橋等，各測站之記錄時間及歷年月平均流量監測結果如表 2.1-2 所示。其中大漢溪於三峽河匯入後河段之年平均流量約為 14.4 CMS，新店溪於景美溪匯入後之年平均流量約為 123.4 CMS，基隆河於五堵流量站之年平均流量約為 40.0 CMS，景美溪於寶橋流量站之年平均流量約為 24.1 CMS。同時，統計亦表現出基隆河流量較豐的季節約為每年 9 月至翌年 2 月，新店溪及大漢溪流量較豐的季節約為每年 6 至 10 月，此結果與各月雨量分布狀況大致相符。

表 2.1-1 台北地區氣象資料統計表(民國 87~101 年)

月	平均溫度 (°C)	相對濕度 (%)	降水量 (mm/月)	氣壓 (百帕)	降水日數 (天)	日照時數 (小時)
1	16.3	79.1	93.0	1020.2	14.4	74.5
2	17.2	79.6	149.5	1018.5	12.5	81.1
3	18.8	77.2	156.5	1016.3	13.9	97.3
4	22.2	75.7	166.0	1013.1	15.1	100.9
5	25.5	75.3	227.6	1008.9	14.5	121.6
6	27.9	76.8	345.3	1006.0	16.1	116.5
7	30.0	71.3	205.5	1004.9	12.3	179.5
8	29.5	73.6	340.7	1005.1	14.6	192.0
9	27.7	75.0	398.0	1008.0	13.8	157.7
10	24.7	75.5	209.2	1013.6	13.1	114.6
11	21.8	76.1	104.5	1017.0	13.1	92.6
12	18.2	75.8	89.7	1020.0	11.9	87.7
春	19.4	77.5	157.3	1016.0	13.8	93.1
夏	27.8	74.4	259.5	1006.6	14.3	139.2
秋	27.3	74.7	316.0	1008.9	13.8	154.8
冬	18.7	77.0	95.7	1019.1	13.2	84.7
全年	23.3	75.9	206.5	1012.6	13.8	117.7

資料來源：中央氣象局網頁

表 2.1-2 淡水河各量量站歷年月平均流量統計

流域		大漢溪			新店溪			基隆河		
河川		大漢溪	三峽河		新店溪		景美溪	基隆河		
測站名稱		三鶯橋	三峽河	橫溪	屈尺	秀朗	寶橋	五堵	介壽橋	瑞峰橋
歷年月平均 流量(CMS)	一月	6.6	2.6	2.3	124.0	20.8	5.3	38.0	6.8	23.2
	二月	0.4	3.2	2.9	104.0	13.9	5.2	27.3	19.4	21.2
	三月	6.5	6.1	4.4	105.3	17.5	7.2	18.9	13.0	5.4
	四月	0.8	5.3	2.6	96.0	7.9	5.2	11.6	5.5	6.1
	五月	0.3	4.7	2.7	94.1	26.5	8.2	14.5	9.6	4.9
	六月	1.6	9.5	5.5	182.3	67.1	31.1	35.1	15.1	20.4
	七月	7.9	17.9	6.1	119.1	74.1	14.7	19.2	75.7	8.6
	八月	1.8	22.9	11.9	356.4	477.9	45.6	33.7	1.6	10.2
	九月	0.9	45.9	14.8	278.4	220.5	105.8	111.0	57.1	35.3
	十月	0.7	14.9	10.7	276.8	88.8	36.8	87.5	17.2	64.6
	十一月	0.3	4.9	4.1	109.8	30.8	17.5	52.6	23.0	29.1
	十二月	0.4	1.5	1.5	122.0	18.3	3.2	36.1	109.3	17.0
歷年平均流量(CMS)		2.5	11.9	5.8	164.1	99.3	24.1	40.0	28.2	19.6

資料來源：水利署第十河川局歷年流量資料。

註：1.大漢溪流量站三鶯橋於 95 年起停止測定流量；基隆河介壽橋自 96 年起由瑞峰橋取代。

2.屈尺測站統計期間為 93 年~95 年及 99 年~101 年 7 月。

由淡水河流域河川之天然特性，使流域內感潮與非感潮河段之邊界分明，其各主、支流之感潮河段範圍如圖 2.1-2 所示，各河段說明如下：

1. 淡水河本流：淡水河本流全河段均屬感潮河段，長約 24 公里。
2. 大漢溪：大漢溪自溪口江子翠上溯其河床坡度於浮洲橋處急劇變陡且高於平均潮位，因此潮汐對大漢溪之影響僅止於浮洲橋處，故大漢溪之感潮河段為江子翠至浮洲橋，長約 9 公里。
3. 新店溪：新店溪於秀朗橋處之河床標高較平均潮位高約 1 公尺以上，因此潮汐影響最遠僅達秀朗橋，故新店溪之感潮河段為江子翠至秀朗橋，長約 11 公里。景美溪雖在秀朗橋下游匯入新店溪，惟景美溪河床從匯流口起即高於平均潮位，故屬非感潮河川。
4. 基隆河：基隆河自基隆河口至社后橋屬感潮河段，長約 29 公里。基隆河因河床坡度平緩，集水區地勢低窪，故感潮河段最長。

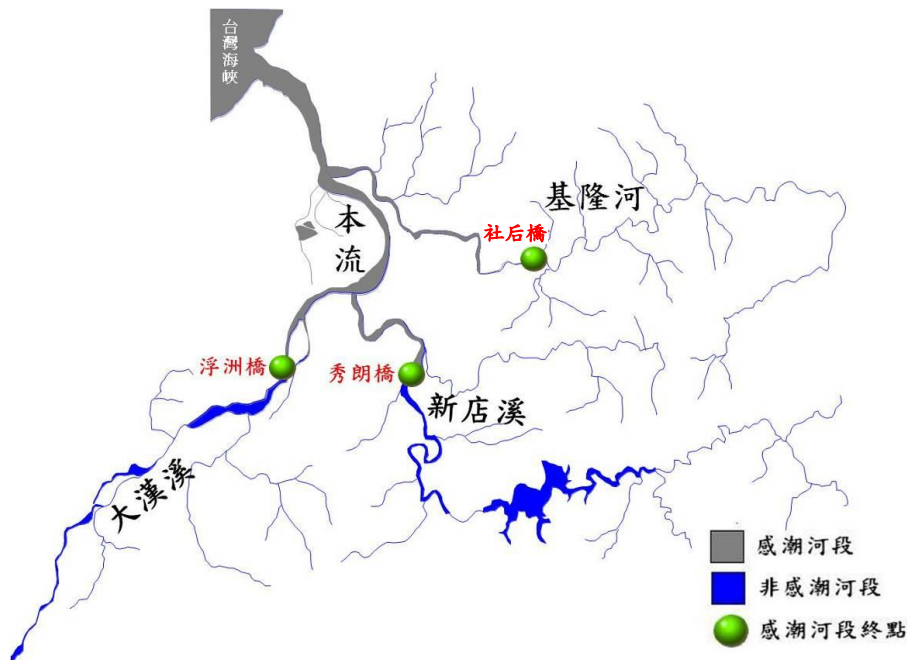


圖 2.1-2 淡水河流域感潮河段範圍示意圖

依行政院衛生署民國 75 年 2 月 26 日衛署環字第五八二二八四號公告，淡水河之流域水體分類及水體用途如表 2.1-3 所示。各河段水體分類示意圖如圖 2.1-3 所示。

表 2.1-3 淡水河系水體分類及用途說明

河川	河段	水體分類	水體用途
本流	江子翠至出海口	丁類	適用於灌溉用水、二級工業用水及環境保育
大漢溪	發源地至石門水庫	甲類	適用於一級公共用水、游泳及以下各類用途
	石門水庫至板新水廠取水口	乙類	適用於二級公共用水、一級水產用水及以下各類用途
	板新水廠取水口至浮洲橋	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
	浮洲橋至河口（江子翠）	丁類	適用於灌溉用水、二級工業用水及環境保育
新店溪	發源地至青潭堰	甲類	適用於一級公共用水、游泳及以下各類用途
	青潭堰至秀朗橋	乙類	適用於二級公共用水、一級水產用水及以下各類用途
	秀朗橋至河口	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
景美溪	發源地至深坑	乙類	適用於二級公共用水、一級水產用水及以下各類用途
	深坑至匯流口	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
基隆河	發源地至六堵取水口	乙類	適用於二級公共用水、一級水產用水及以下各類用途
	六堵取水口至社后橋	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
	社后橋至河口（中洲埔）	丁類	適用於灌溉用水、二級工業用水及環境保育

資料來源：行政院衛生署衛署環字第五八二二八四號公告，民國 75 年。

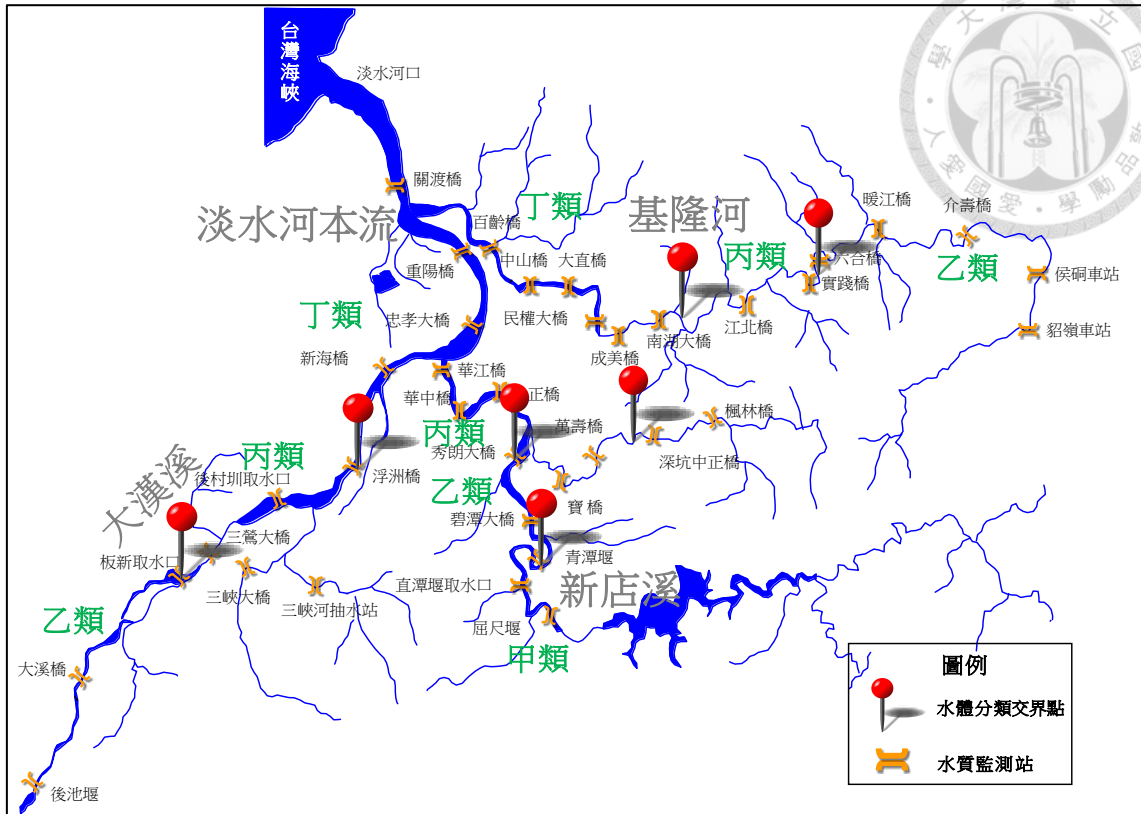


圖 2-1.3 淡水河流域各河段水體分類示意圖

淡水河系之水體利用多樣化，包括公共給水、工業用水、農業用水、環境保育等。其中大漢溪上游與新店溪支流北勢溪分別建有石門水庫與翡翠水庫，做為大臺北地區之主要公共給水來源。以下針對各流域之各項用水情形分別說明：

1. 公共給水

基隆河流域上游有瑞芳、暖暖、八堵、六堵、汐止等 5 處抽水站（六堵取水口因水質較差目前已停止取水）及暖暖、新山、六堵、員山、白雲、平溪等 6 處淨水場，供應基隆及新北市部分地區之自來水。基隆河流域內現有西勢及新山兩座水庫，其中西勢水庫總容量 55 萬立方公尺，專供工業用水及自來水使用。新山水庫總容量 1,000 萬立方公尺，主要供應基隆市 6 個行政區之日常用水。

大漢溪流域中游板新淨水場（鳶山堰取水口）設於民國 65 年，其設計出水量為 120 萬立方公尺，供給公共用水及工業用水。大漢溪之水資源利用供應新北市淡水河左岸各鄉鎮以及桃園縣、新竹縣部分鄉鎮共約

160 萬人之自來水水源，95 % 以上用於家庭用水，約 2 % 用於工業用水。

新店河流域（含景美溪）上游現有隸屬台灣自來水公司第一區管理處之烏來、石碇及坪林淨水場與臺北市自來水事業處之直潭、長興及公館淨水場和青潭及直潭取水口，主要供給臺北市及部份新北市山區鄉鎮之用水。為配合潔淨用水需求之管制，須在上游水源河段劃定水質水量保護區以確保水源不虞匱乏。目前淡水河系依劃定單位不同，可分為 6 處「自來水水質水量保護區」與 17 處「飲用水水源水質保護區」，各保護劃定公告情形如表 2.1-4~表 2.1-6 所示。

2. 工業用水

工業包括製造業、營建業、礦業、電力及其他公用事業等部門；有些部門的用水已於家庭用水中考慮，也有些部門的用水量太少不需特別考慮，因此本計畫之工業用水主要指製造業用水。淡水河流域內較具規模工廠大部份分布於基隆河之大武崙、六堵地區、大漢溪之土城、樹林地區、新店溪之板橋、中和地區及淡水河本流之新莊、五股及三重地區。少數工廠則零星分布於其他市鄉鎮。這些分布於市區內的工廠早期大量抽取地下水造成臺北盆地嚴重地層下陷，經政府管制抽取地下水後，各工廠逐漸改用自來水。就本流域之列管事業而言，其用水來源以自來水及地下水為大宗。

3. 農業用水

農業用水包括農田灌溉用水、養殖用水與畜牧用水三項。農田灌溉發展最早，亦為最大的用水事業。臺灣地區的水稻灌溉方式係採淹水法，田間滲漏損失為影響用水量的主要因素。計畫區內之大漢溪農業用途較頻繁。農業用水除少部分農田抽取地下水灌溉外，其餘皆由農田水利會之灌溉渠道引水灌溉。計畫區內共計有石門、桃園、北基、七星及瑠公等五個水利會。

表 2.1-4 淡水河系水質水量保護區統計表

序號	保護區名稱	流域別	水體分類	面積 (KM ²)	劃設機關	公告日	公告文號
1	新店溪青潭自來水水質水量保護區	新店溪	甲	717.0	內政部	68/02/10	(68)台內營 018 公告 (76)台內營 557324 公告
2	新山水庫自來水水質水量保護區	基隆河	乙	1.6	台灣省政府	68/08/22	(68)府建四字 77197 號
3	基隆河(八堵抽水站以上)	基隆河	乙	153.3	經濟部	96/9/12	(96)經授水字第 09620229750 號
4	瑪陵坑溪(瑪陵坑堰以上)	基隆河	乙	8.8	經濟部	96/9/12	(96)經授水字第 09620229750 號
5	鹿寮溪(友蚶堰以上)	基隆河	乙	6.8	經濟部	96/9/12	(96)經授水字第 09620229750 號
6	保長坑溪(姜子寮取水口以上)	基隆河	乙	8.0	經濟部	96/9/12	(96)經授水字第 09620229750 號
7	康誥坑溪(白雲取水口以上)	基隆河	乙	3.3	經濟部	96/9/12	(96)經授水字第 09620229750 號
8	景美溪上游水質水量保護區	景美溪	乙	62.8	台灣省政府	74/08/02	(74)府建六字第 151585 號
9	板新給水廠水質水量保護區	大漢溪	乙	88	台灣省政府	69/10/22	(69)府建四字第 107715 號
10	石門水庫水質水量保護區	大漢溪	甲	766.9	台灣省政府	69/11/18	(69)府建四字第 107791 號

資料來源：

- 1.經濟部水利署，自來水水質水量保護區縮編政策評估說明書，民國 92 年 12 月。
- 2.行政院公報資訊網，<http://gazette.nat.gov.tw/egFront/index.jsp>。

表 2.1-5 淡水河系飲用水水源水質保護區統計表

序號	保護區名稱	流域別	水體分類	劃設面積 (公頃)	劃設機關	公告日	公告文號
1	石門水庫	大漢溪	甲	55,923.8	環保署	89/04/29	(89)環署中字第 0008601 號
2	新山水庫	基隆河	乙	139.9	基隆市	88/07/30	(88)基府環字第 072835 號
3	西勢水庫	基隆河	乙	675.9	基隆市	88/07/30	(88)基府環字第 072835 號

資料來源：行政院環保署 (www.epa.gov.tw)。

表 2.1-6 淡水河系飲用水取水口統計表

序號	保護區名稱	流域別	水體分類	劃設面積 (公頃)	劃設機關	公告日	公告文號
1	雙溪淨水場	內雙溪、青巒溪 (基隆河)	-	3.5	臺北市	87/12/03	府環二字第 8708049201 號
2	陽明淨水場	大坑溪 (基隆河)	-	3.8	臺北市	87/12/03	府環二字第 8708049201 號
3	板新鳶山堰	大漢溪	乙	446.4	台灣省	88/06/21	八八府環五字第 141146 號
4	東勢坑	基隆河	乙	7.0	基隆市	88/07/30	(88)基府環字 第 072835 號
5	暖暖	基隆河	乙	8.6	基隆市	88/07/30	(88)基府環字 第 072835 號
6	基隆河及八堵	基隆河	乙	18.9	基隆市	88/07/30	(88)基府環字 第 072835 號
7	友蚋	基隆河	乙	6.7	基隆市	88/07/30	(88)基府環字 第 072835 號
8	瑪陵坑	基隆河	乙	5.5	基隆市	88/07/30	(88)基府環字 第 072835 號
9	草濫	基隆河	乙	5.0	基隆市	88/07/30	(88)基府環字 第 072835 號
10	姜子寮	基隆河	乙	7.7	新北市	87/06/30	八七北府環三字 第 197815 號
11	康誥坑溪	基隆河	乙	6.8	新北市	87/06/30	八七北府環三字 第 197813 號
12	員山及蛇形溪	基隆河	乙	15.5	新北市	87/06/30	八七北府環三字 第 197817 號
13	平溪東勢格溪	東勢格溪(基 隆河)	乙	8.3	新北市	87/06/30	八七北府環三字 第 197816 號
14	十八重溪	景美溪	乙	9.03	新北市	87/06/30	八七北府環三字 第 197818 號



2.2 水質變化趨勢

1. 大漢溪

大漢溪近年 RPI 變化如圖 2.2-1 所示，整體而言以三鶯大橋至柑園大橋河段為水質變化分界轉折點，三鶯大橋以上水質較佳、下游水質變化則較大，其中後池堰至柑園大橋測站均屬未（稍）受污染、浮洲橋及新海大橋屬中度污染，各測站 RPI 除柑園大橋、浮洲橋及新海大橋低於近 5 年 P₂₅ 外，其餘測站仍介於近 5 年 P₂₅ ~ P₇₅ 變化範圍內。各項水質濃度變化如圖 2.2-2 至圖 2.2-5 所示，其中以浮洲橋及新海大橋水質狀況仍較不穩定，其 BOD₅ 及 NH₃-N 仍介於中度污染及嚴重污染之間。四項水質達成率與 DO \geq 2.0 mg/L 合格率部分如表 2.2-1~2 所示，其中僅浮洲橋及新海大橋測站仍有未達到 DO \geq 2.0 mg/L 之情形；嚴重污染長度比例變化如圖 2.2-6 所示。

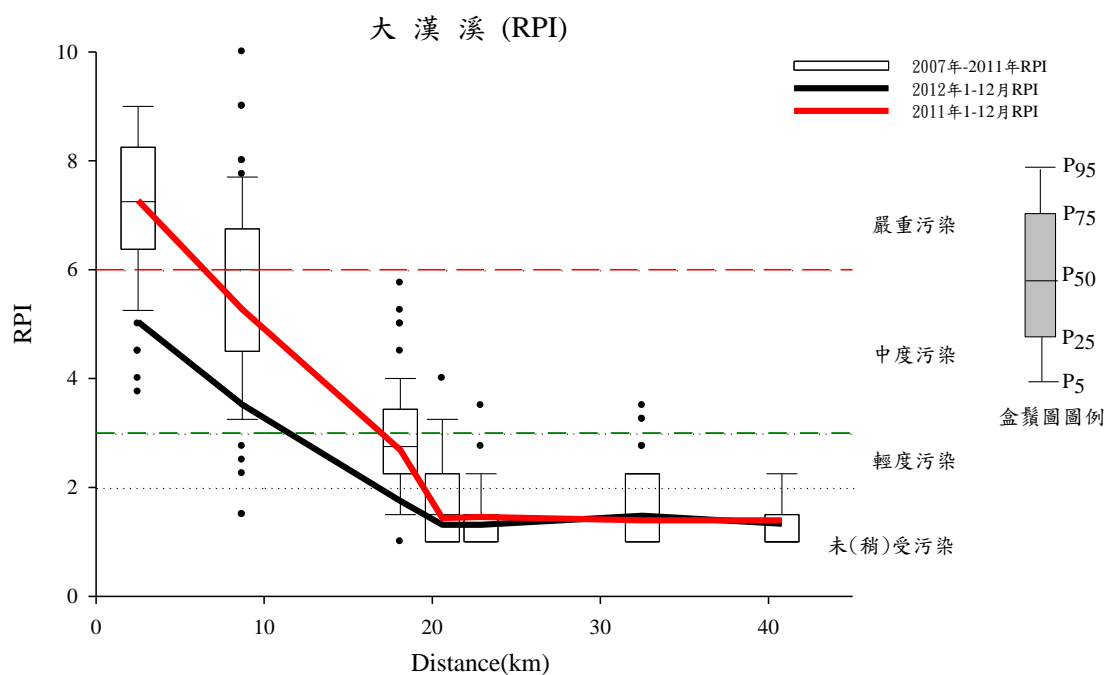


圖 2.2-1 大漢溪近年 RPI 變化

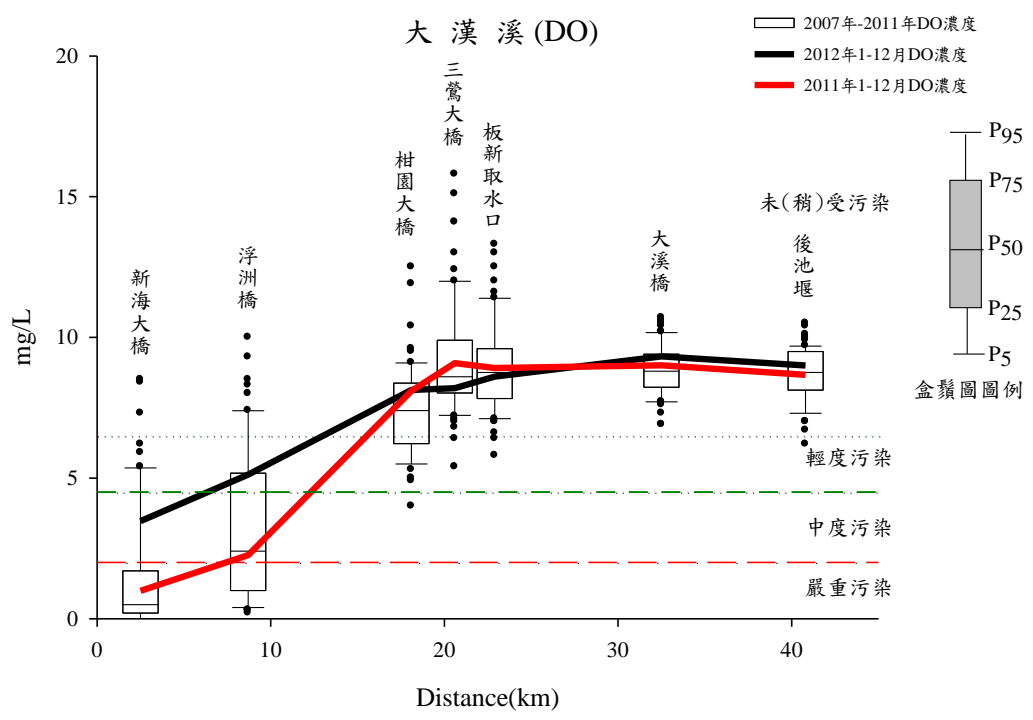


圖 2.2-2 大漢溪近年 DO 濃度變化

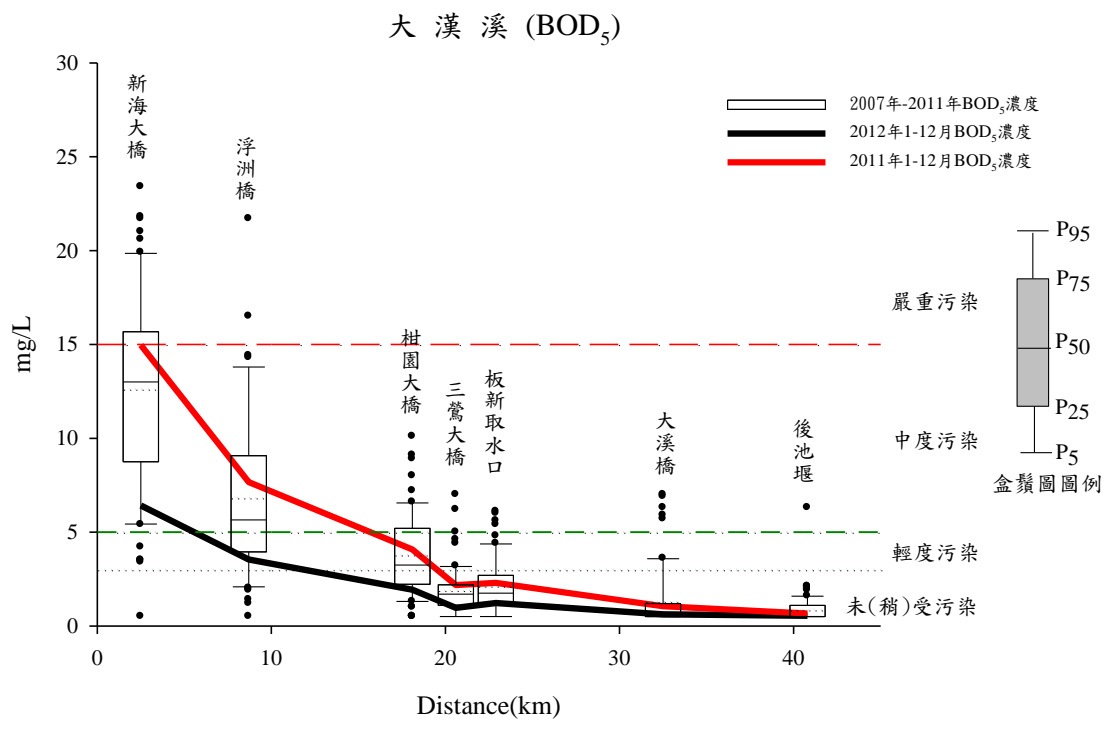


圖 2.2-3 大漢溪近年 BOD₅ 濃度變化

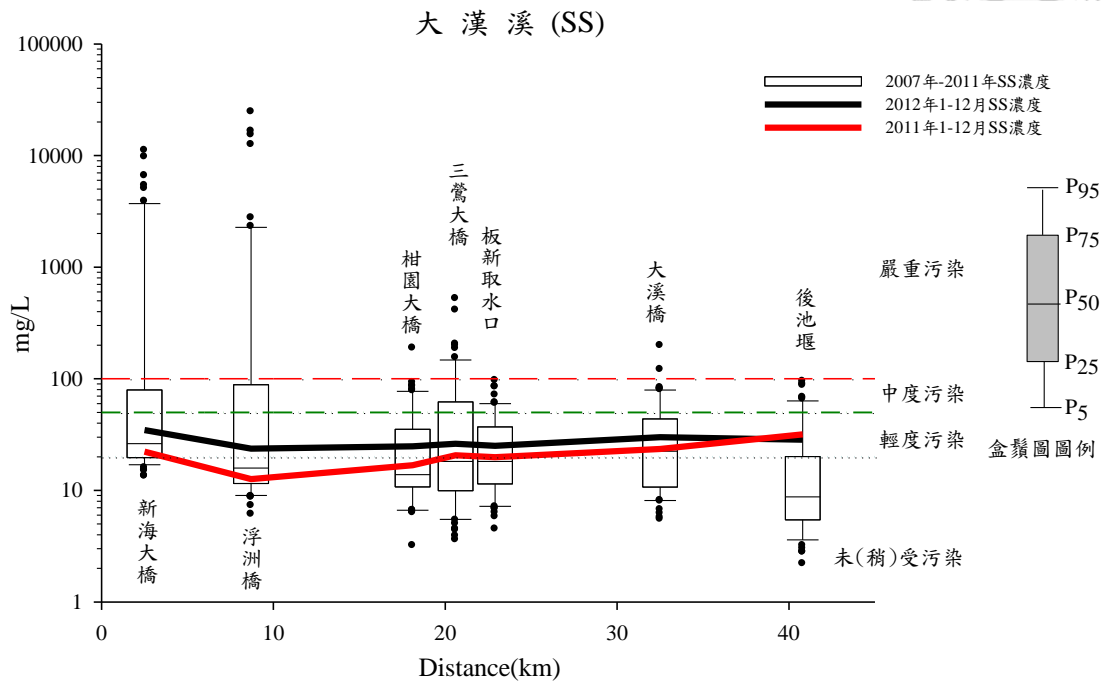


圖 2.2-4 大漢溪近年 SS 濃度變化

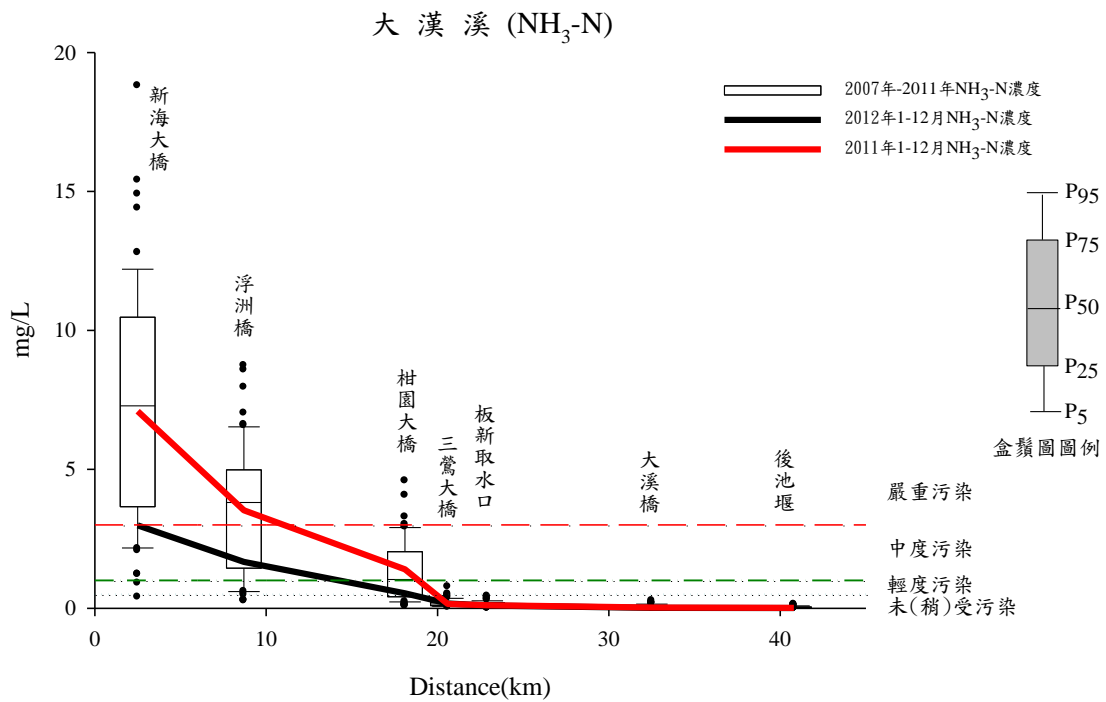


圖 2.2-5 大漢溪近年 NH₃-N 濃度變化

表 2.2-1 大漢溪近年四項水質達成率

河川名稱	河段	水體分類	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
大漢溪	石門水庫至鳶山堰	乙類	39%	47%	67%	61%	58%	58%
	鳶山堰至浮洲橋	丙類	3%	17%	28%	33%	28%	33%
	浮洲橋至江子翠	丁類	0%	33%	25%	8%	8%	50%
大漢溪四項水質達成率			18%	32%	44%	42%	38%	46%

表 2.2-2 大漢溪近年 DO \geq 2.0 mg/L 合格率

河川名稱	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
後池堰	100%	100%	100%	100%	100%	100%
大溪橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
板新取水口	100%	100%	100%	100%	100%	100%
三鶯大橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
柑園大橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
浮洲橋	75%	75%	50%	50%	33%	75%
新海大橋	25%	50%	25%	8%	8%	58%
大漢溪全流域	86%	89%	82%	80%	77%	90%

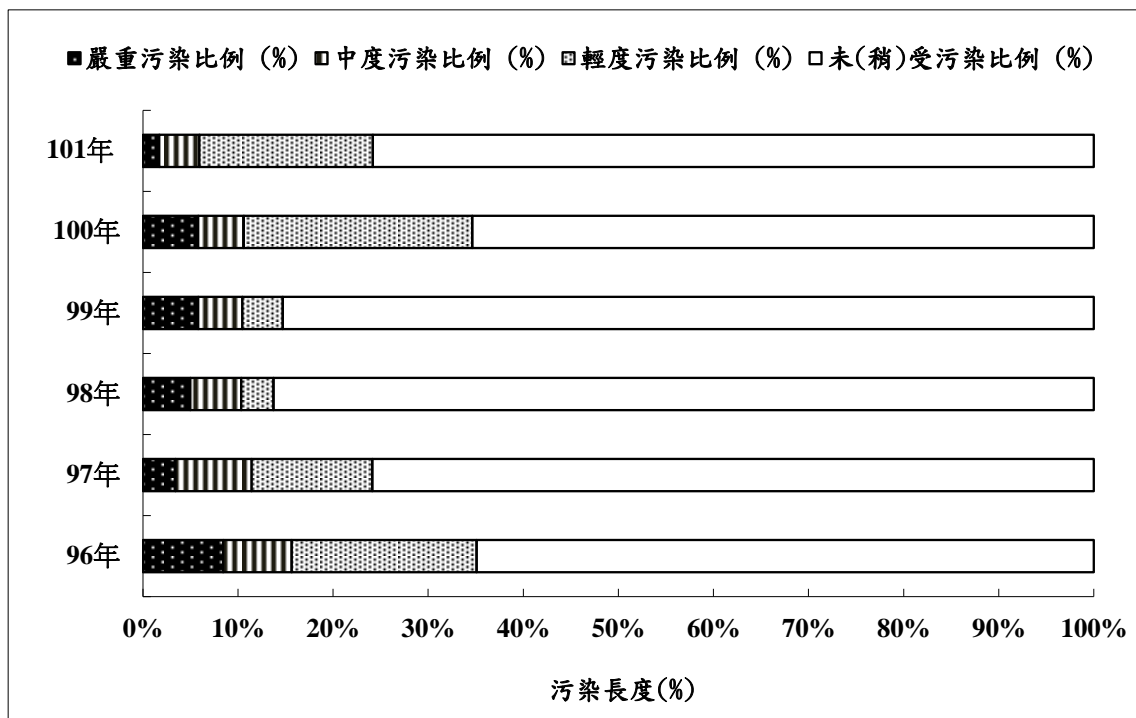


圖 2.2-6 大漢溪近年污染長度比例變化



2. 新店溪

新店溪近年 RPI 變化如圖 2.2-7 所示。整體水質變化情形以碧潭吊橋測站為水質變化分界。各項水質濃度變化如圖 2.2-8~2.2-11 所示，其中以華中大橋及華江大橋水質變化較大，其 BOD₅ 屬輕度污染、NH₃-N 則屬中度污染範圍，此外因上游測站受水庫調節性操作及降雨影響，以致 SS 濃度變化較大。四項水質達成率與 DO \geq 2.0 mg/L 合格率部分如表 2.2-3~4 所示，嚴重污染長度比例變化則如圖 2.2-12 所示。

新店溪 (RPI)

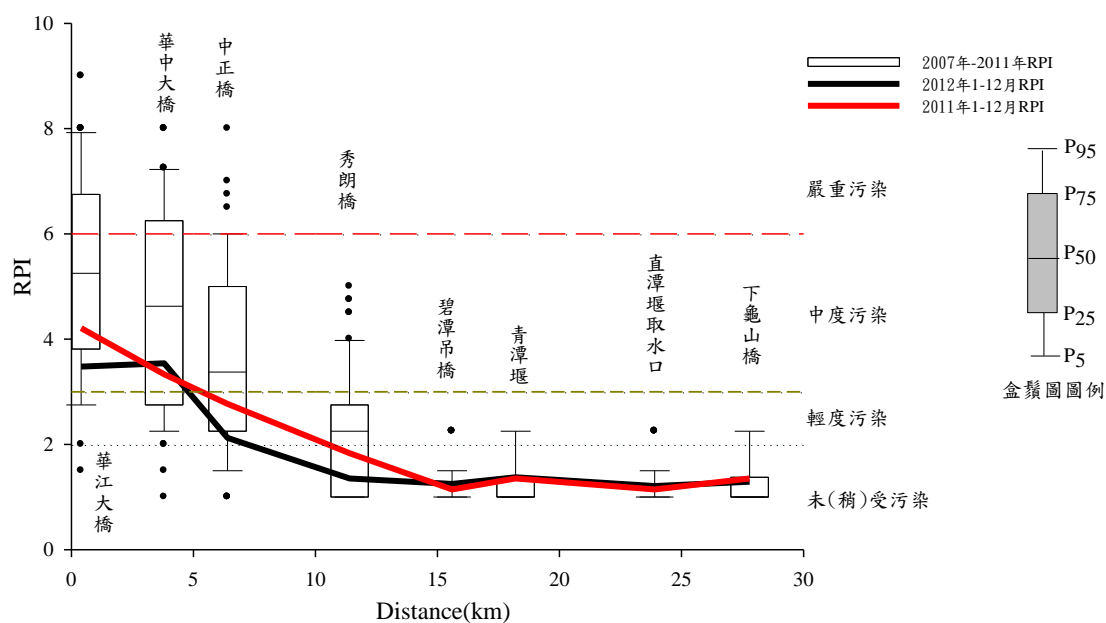


圖 2.2-7 新店溪近年 RPI 變化

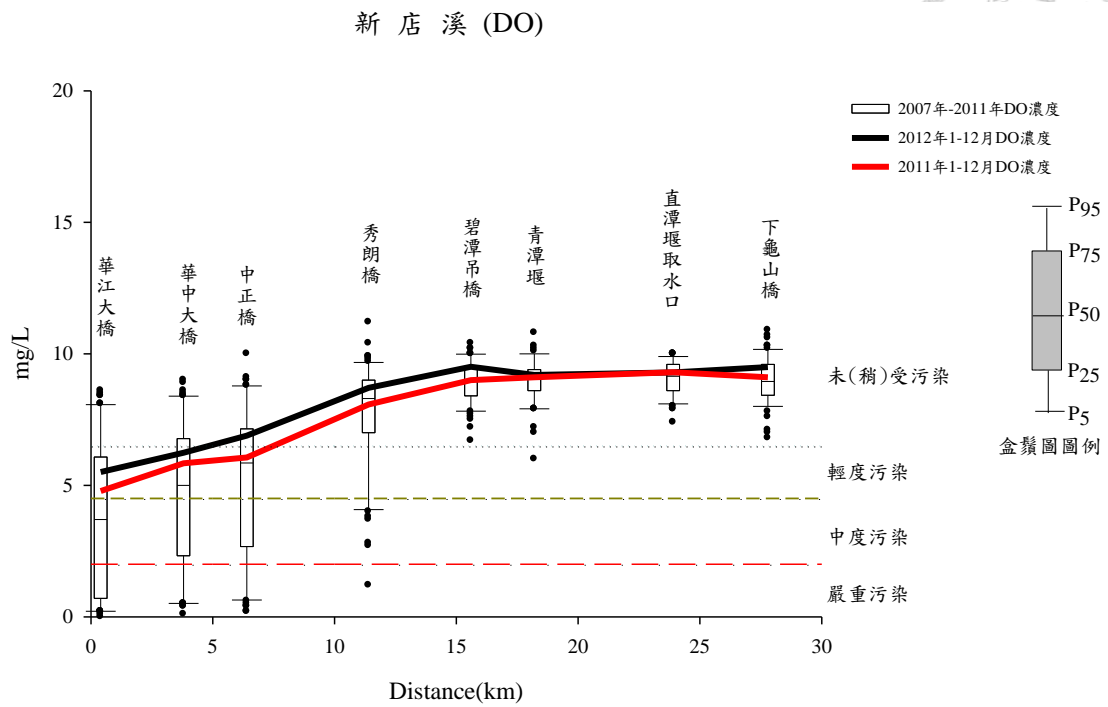


圖 2.2-8 新店溪近年 DO 濃度變化

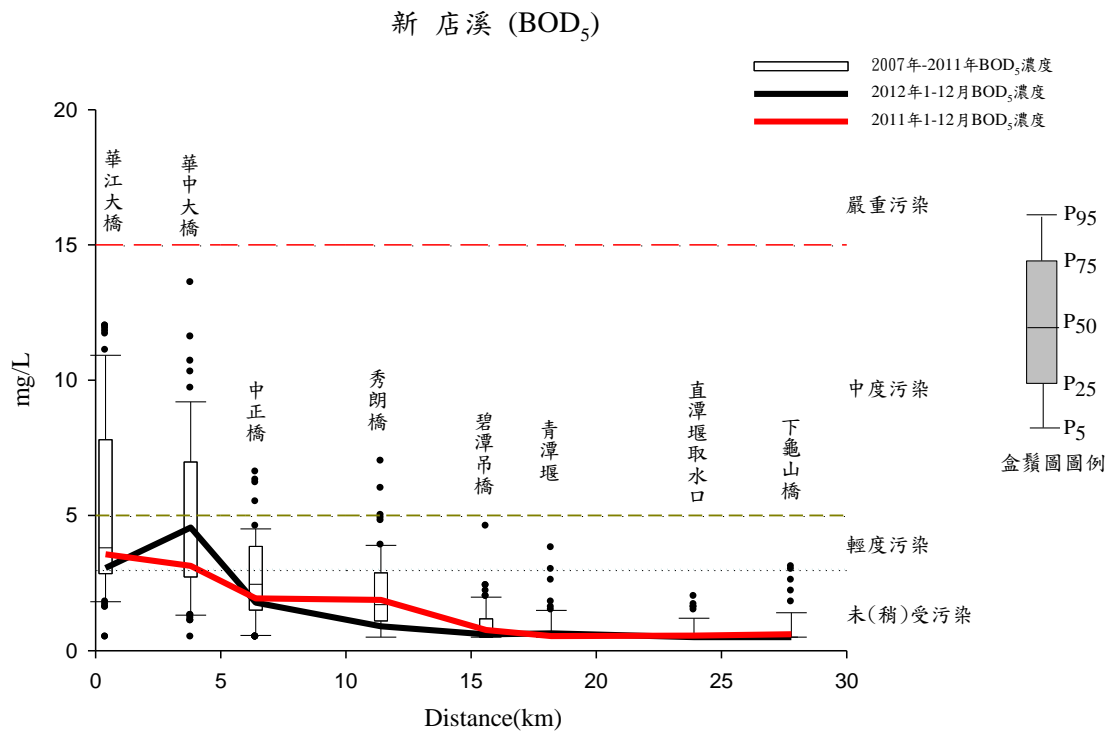


圖 2.2-9 新店溪近年 BOD₅ 濃度變化

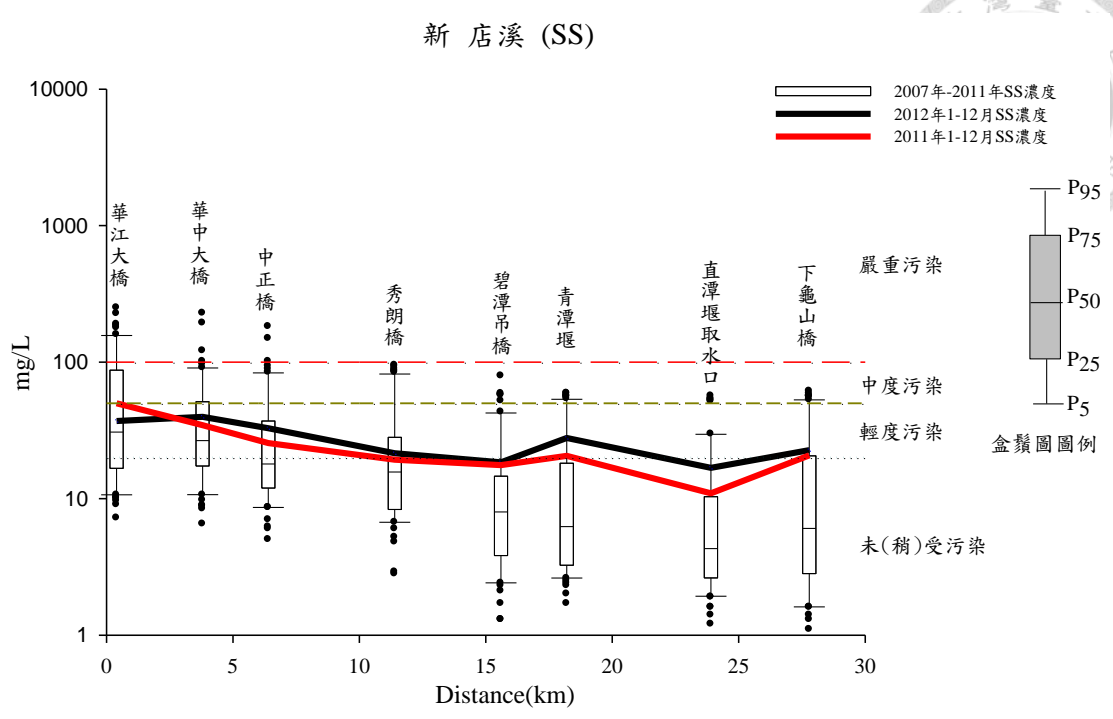


圖 2.2-10 新店溪近年 SS 濃度變化

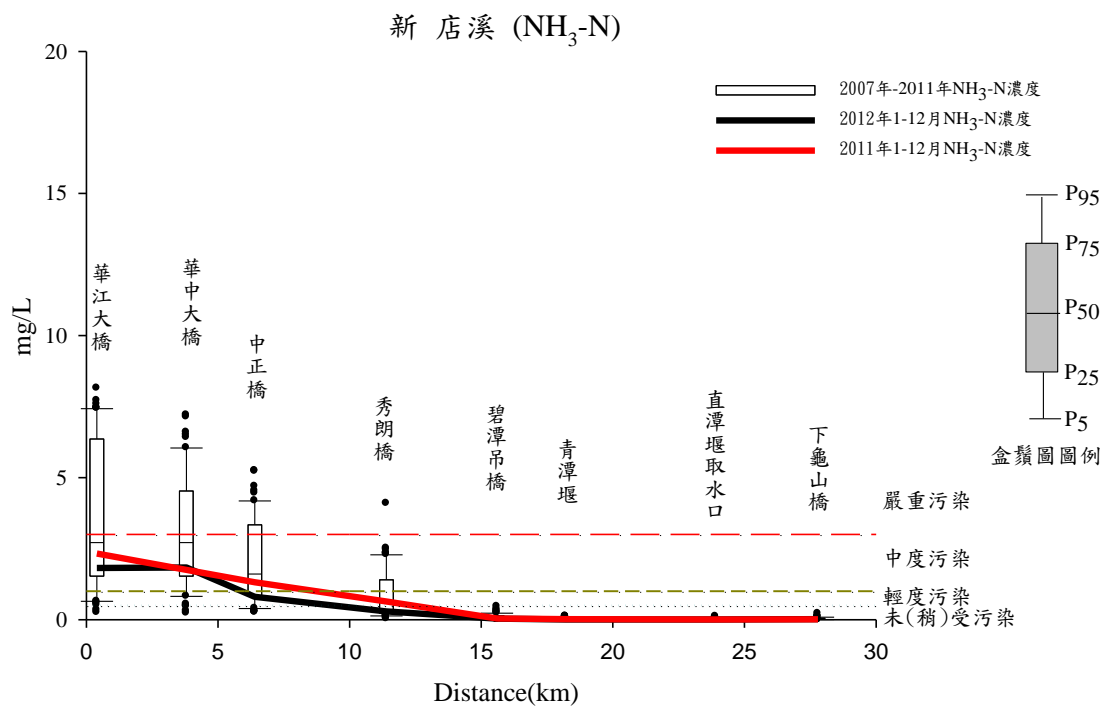


圖 2.2-11 新店溪近年 NH₃-N 濃度變化

表 2.2-3 新店溪近 5 年四項水質達成率

河川	河段	水體分類	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
新店溪	發源地至青潭堰	甲類	47%	72%	69%	72%	75%	69%
	青潭堰至秀朗橋	乙類	38%	54%	46%	38%	58%	71%
	秀朗橋至江子翠	丙類	0%	0%	0%	0%	3%	11%
新店溪四項水質達成率			27%	41%	38%	36%	44%	48%

表 2.2-4 新店溪近 5 年 DO \geq 2.0 mg/L 合格率

測站名稱	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
下龜山橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
直潭堰取水口	100%	100%	100%	100%	100%	100%
青潭堰	100%	100%	100%	100%	100%	100%
碧潭吊橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
秀朗橋	92%	100%	100%	100%	100%	100%
中正橋	75%	83%	92%	75%	92%	100%
華中大橋	67%	92%	83%	75%	83%	92%
華江大橋	67%	58%	67%	50%	83%	83%
新店溪全流域	88%	92%	93%	88%	95%	97%

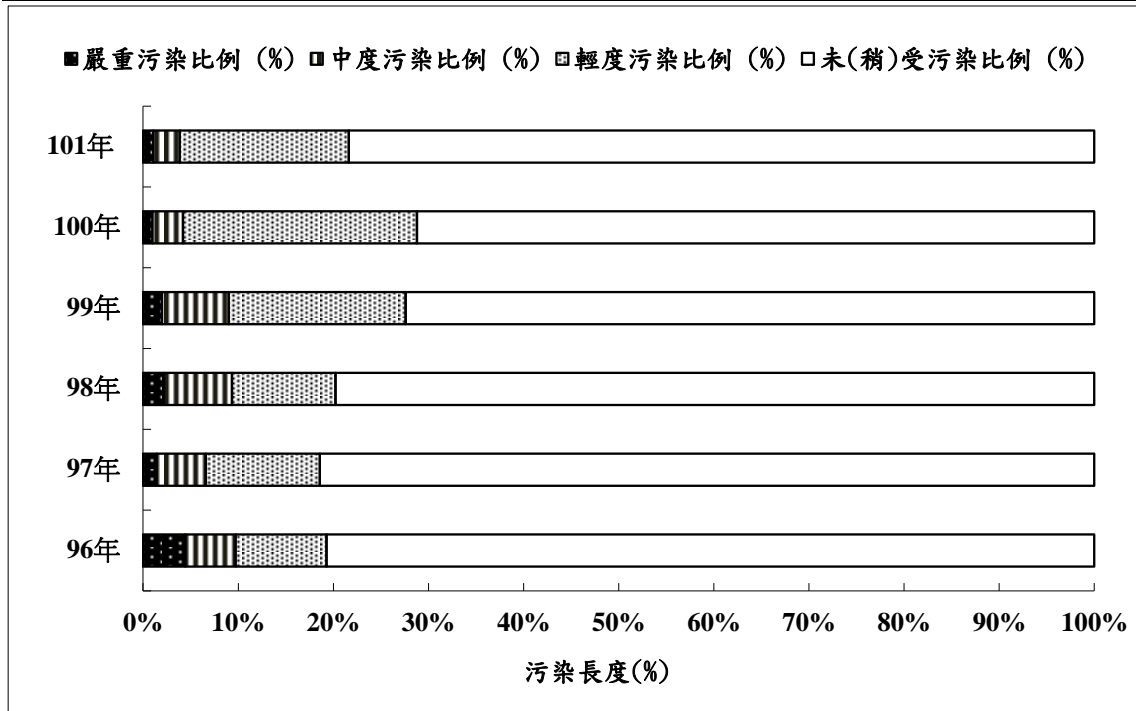


圖 2.2-12 新店溪近年污染長度比例變化



3. 基隆河

基隆河近年 RPI 變化如圖 2.2-13 所示，整體水質變化情形以暖江橋測站及江北橋測站為水質變化分界，暖江橋測站上游屬未稍受污染，暖江橋至江北橋間屬輕度污染，江北橋下游屬中度污染。各項水質濃度變化如圖 2.2-14~2.2-17 所示。四項水質達成率與 $DO \geq 2.0$ mg/L 合格率部分如表 2.2-5~6 所示，其中中山橋及百齡橋測站仍有未達到 $DO \geq 2.0$ mg/L 之情形；嚴重污染長度比例變化則如圖 2.2-18 所示。

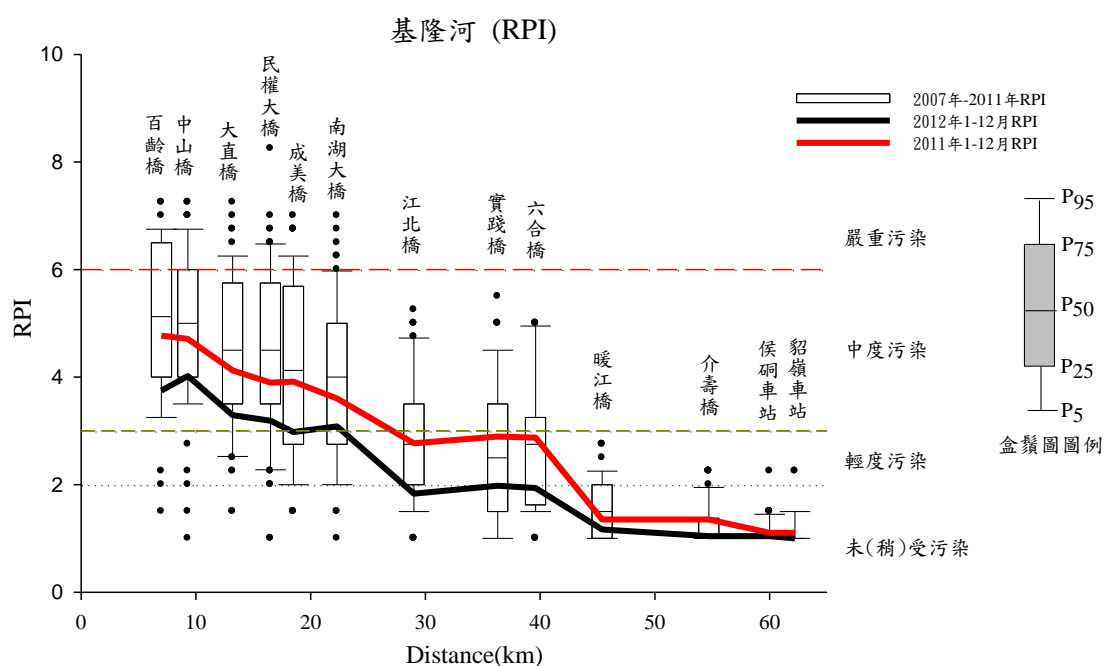


圖 2.2-13 基隆河近年 RPI 變化

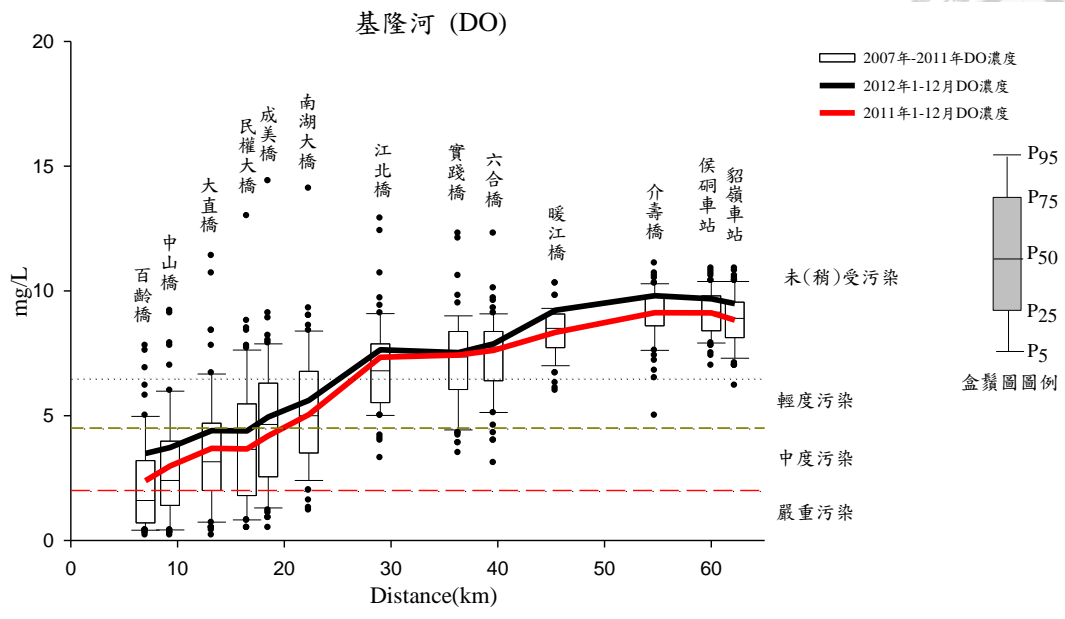
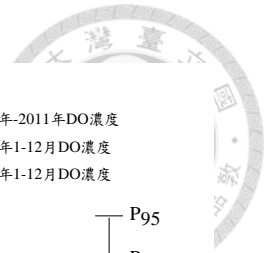


圖 2.2-14 基隆河近年 DO 濃度變化

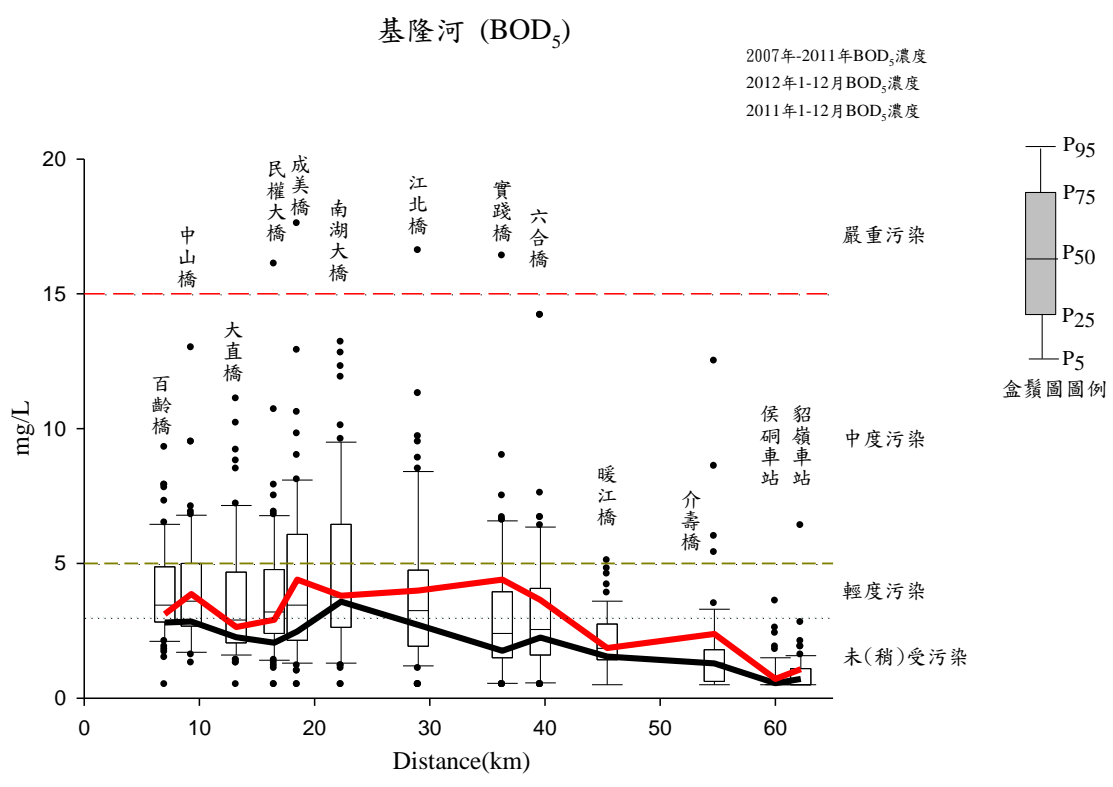


圖 2.2-15 基隆河近年 BOD₅ 濃度變化

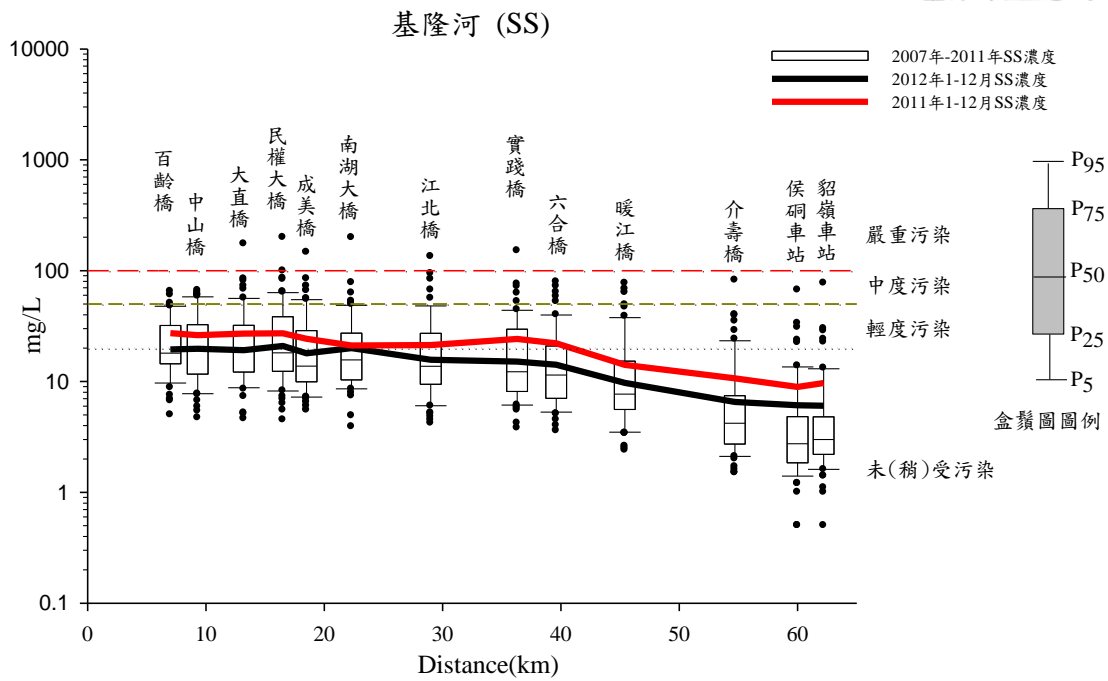


圖 2.2-16 基隆河近年 SS 濃度變化

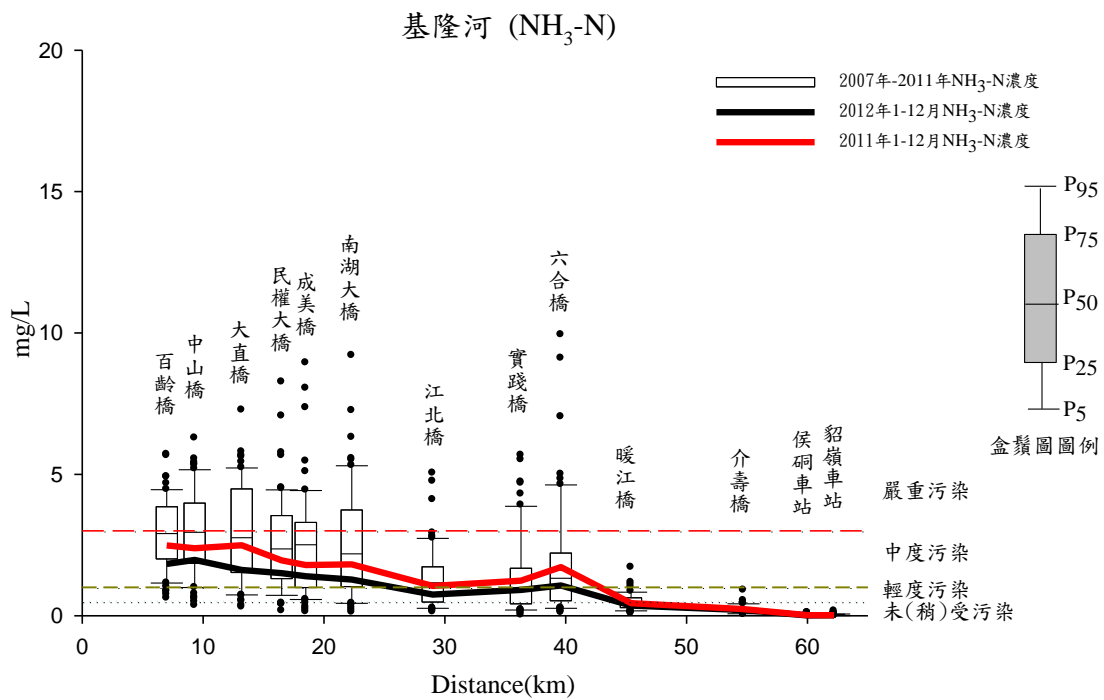


圖 2.2-17 基隆河近年 NH₃-N 濃度變化

表 2.2-5 基隆河近 5 年四項水質達成率

河川名稱	河段	水體分類	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
基隆河	上游段 (發源地至六合橋)	乙類	47%	57%	53%	60%	47%	67%
	中游段 (六合橋至社後橋)	丙類	0%	13%	4%	13%	8%	21%
	下游段 (社後橋至關渡)	丁類	35%	67%	71%	60%	44%	69%
基隆河四項水質達成率			34%	54%	54%	53%	40%	61%

表 2.2-6 基隆河近 5 年 DO \geq 2.0 mg/L 合格率

測站名稱	DO \geq 2.0 mg/L 達成率					
	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
貂嶺車站	100%	100%	100%	100%	100%	100%
侯硐車站	100%	100%	100%	100%	100%	100%
介壽橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
暖江橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
六合橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
實踐橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
江北橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
南湖大橋	100%	92%	92%	100%	92%	100%
成美橋	67%	92%	83%	83%	92%	92%
民權大橋	58%	67%	83%	75%	83%	92%
大直橋	58%	67%	83%	83%	92%	92%
中山橋	25%	67%	83%	75%	75%	75%
百齡橋	17%	50%	58%	42%	58%	83%
基隆河全流域	79%	87%	91%	89%	92%	95%

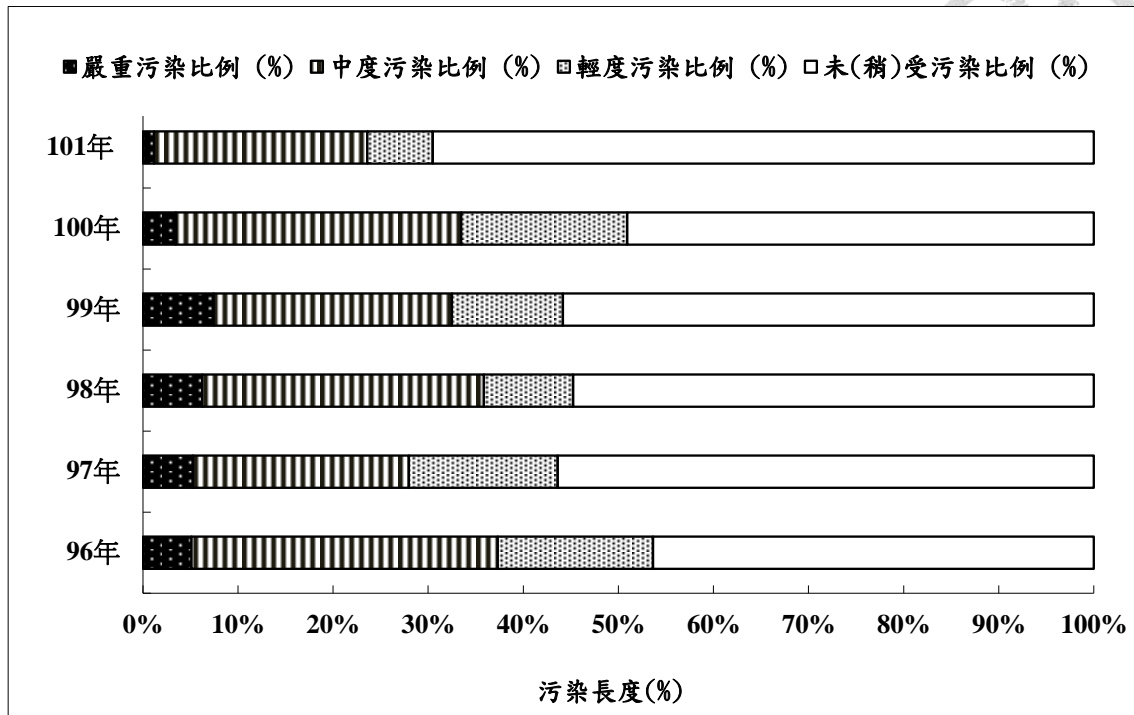


圖 2.2-18 基隆河近年污染長度比例變化

4. 淡水河本流

淡水河本流近年 RPI 變化如圖 2.2-19 所示，淡水河本流因受感潮影響，可發現下游測站水質較上游佳，與一般認知上游較下游佳之不同。上游忠孝大橋及重陽大橋測站水質則深受上游支流匯入影響，尤其與大漢溪水質有很高的關聯性。各項水質濃度變化如圖 2.2-20~2.2-23 所示，圖中也可看出忠孝大橋及重陽大橋之水質因受上游影響變化較大，但 BOD₅ 屬輕度污染，而 NH₃-N 屬中度污染。四項水質達成率與 DO \geq 2.0 mg/L 合格率部分如表 2.2-7~8 所示，其中忠孝大橋、重陽大橋及關渡大橋測站仍有未達到 DO \geq 2.0 mg/L 之情形；嚴重污染長度比例變化則如圖 2.2-24 所示。

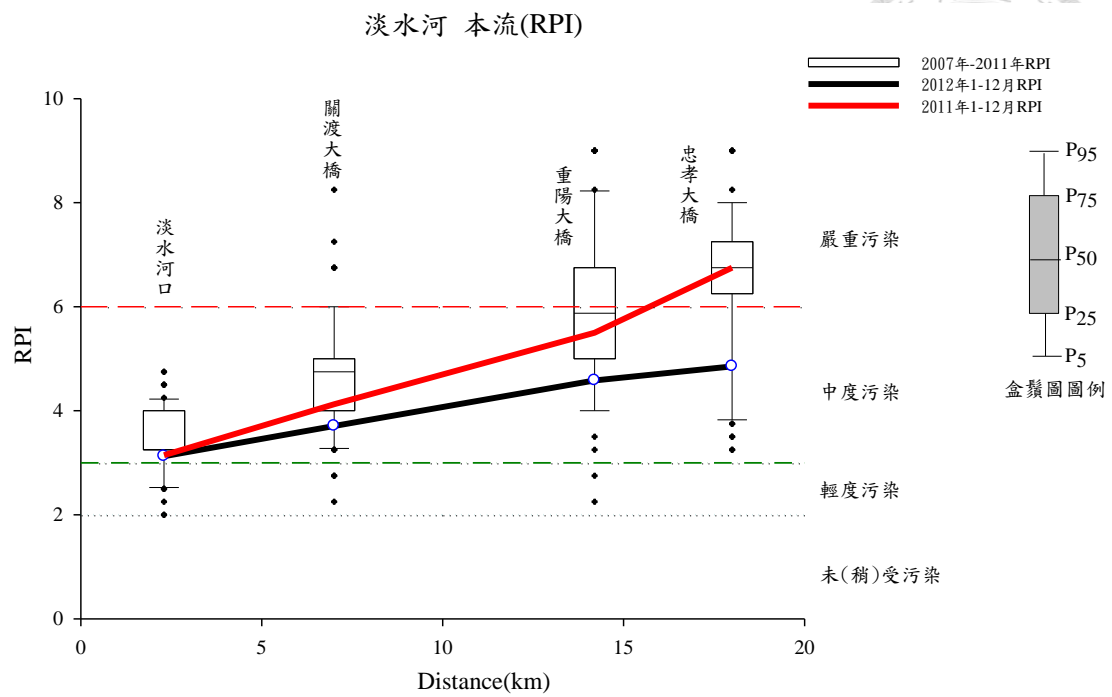


圖 2.2-19 淡水河本流近年 RPI 變化

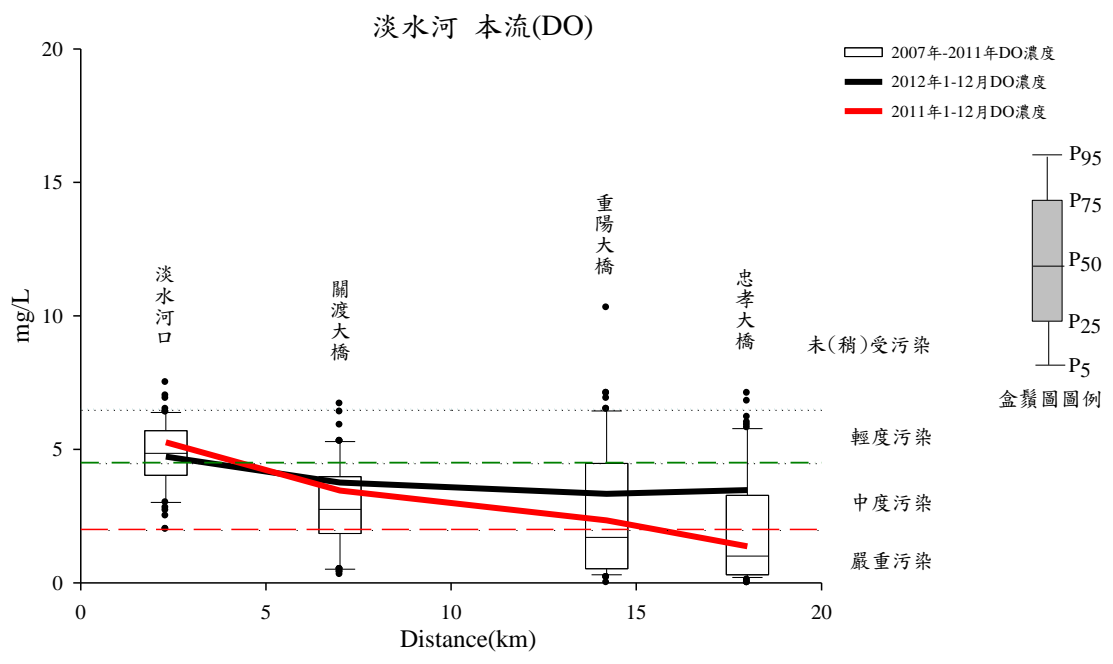


圖 2.2-20 淡水河本流近年 DO 濃度變化

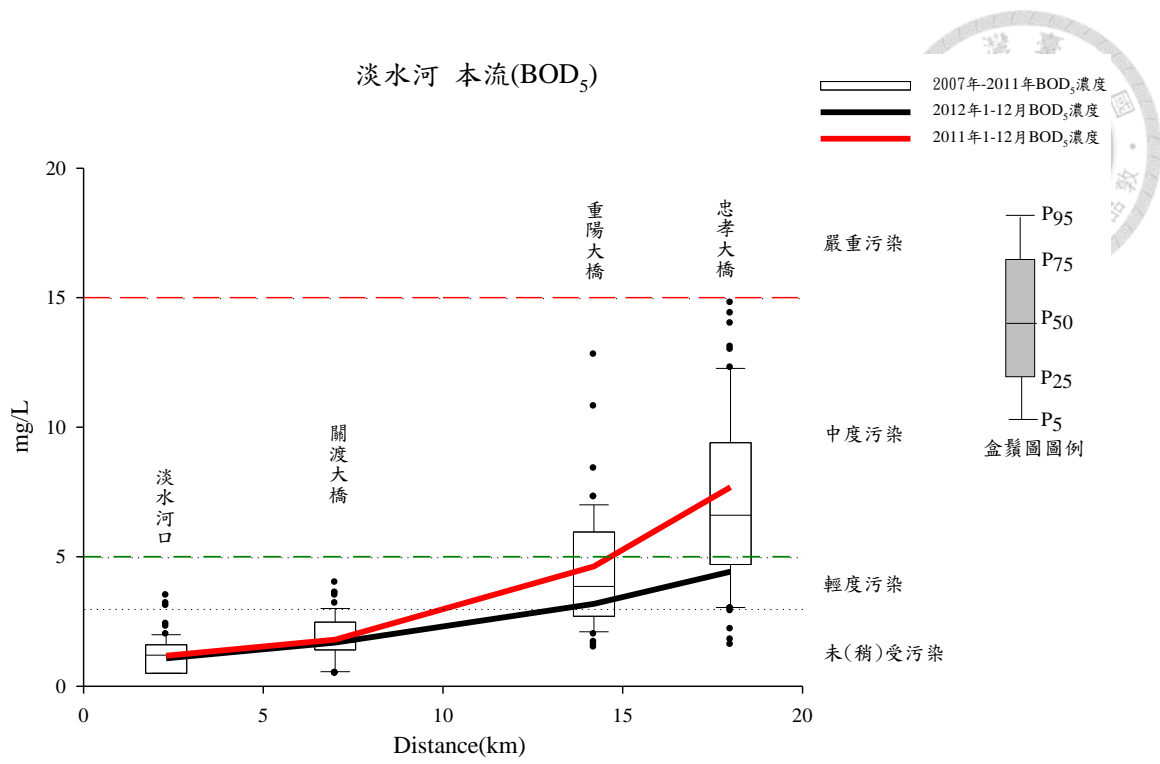


圖 2.2-21 淡水河本流近年 BOD₅ 濃度變化

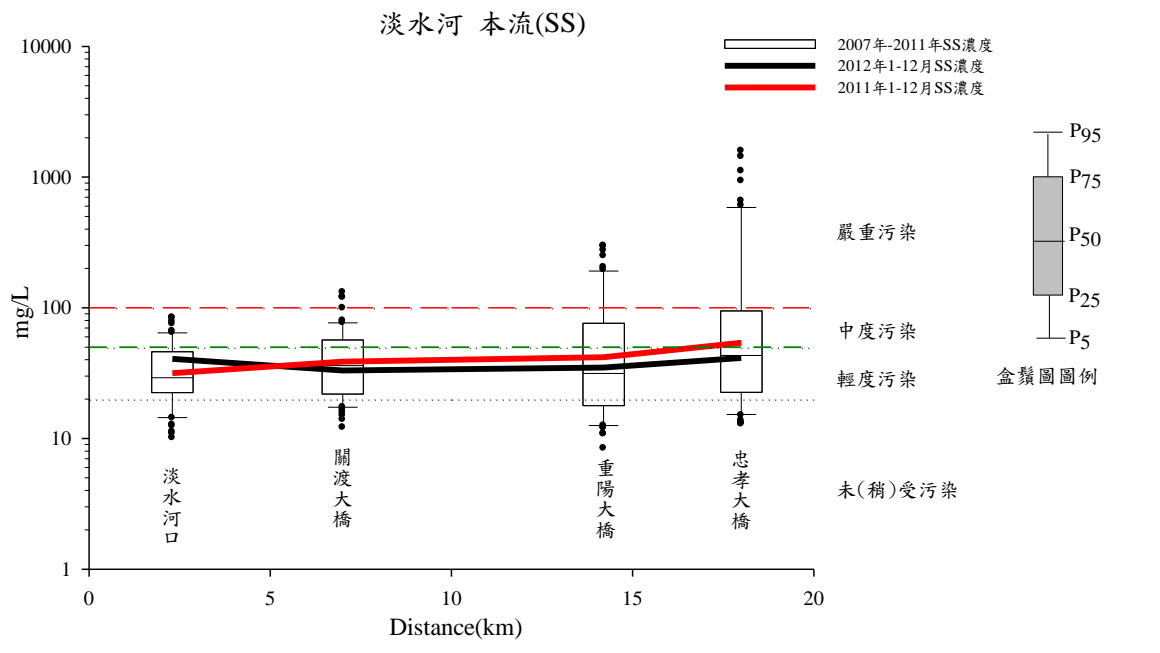


圖 2.2-22 淡水河本流近年 SS 濃度變化

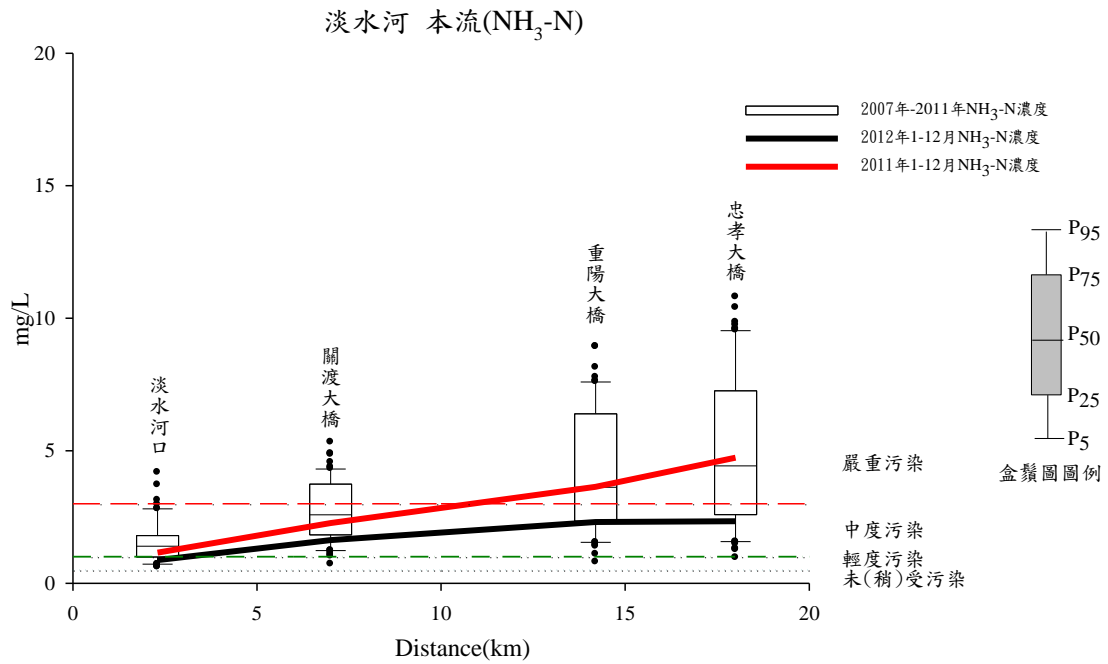


圖 2.2-23 淡水河本流近年 NH₃-N 濃度變化

表 2.2-7 淡水河本流近 5 年四項水質達成率

河川名稱	河段	水體分類	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
淡水河	江子翠至出海口	丁類	23%	48%	54%	52%	48%	69%
淡水河本流四項水質達成率			23%	48%	54%	52%	48%	69%

表 2.2-8 淡水河本流近 5 年 DO \geq 2.0 mg/L 合格率

測站名稱	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年
忠孝大橋	42%	42%	42%	25%	17%	67%
重陽大橋	25%	50%	50%	58%	42%	67%
關渡大橋	25%	67%	92%	92%	100%	92%
淡水河口	100%	100%	100%	100%	100%	100%
淡水河本流全流域	48%	65%	71%	69%	65%	81%

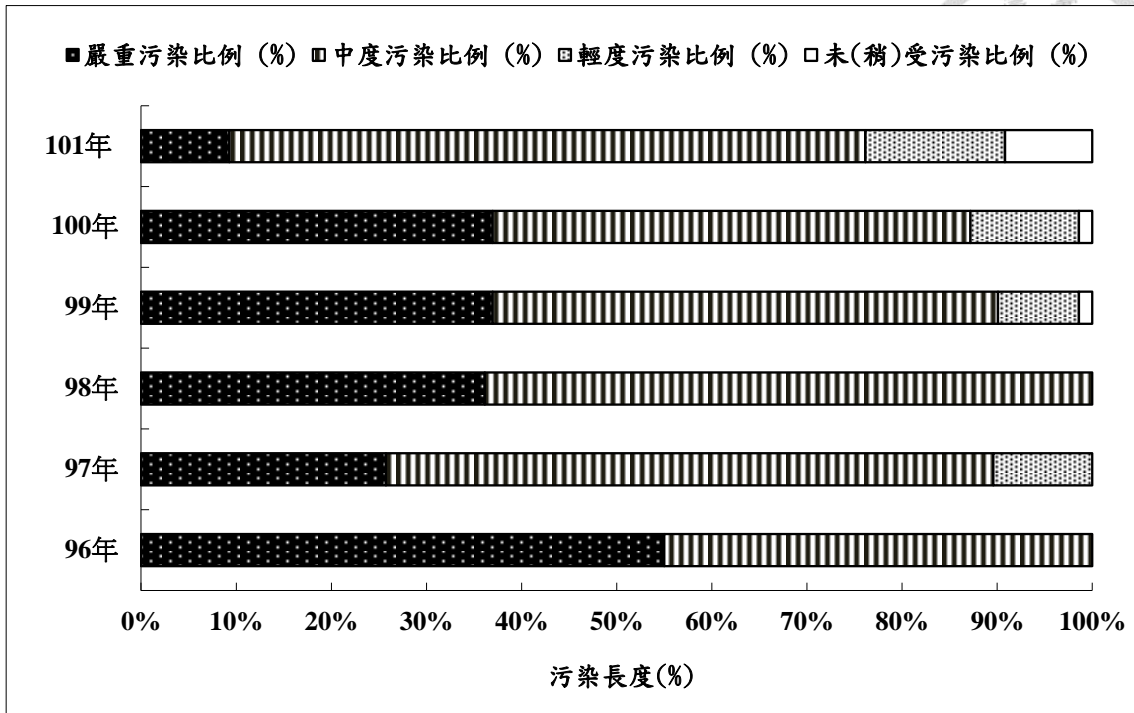


圖 2.2-24 淡水河本流近 5 年污染長度比例變化



2.3 污染量與重大污染分佈

在集污區的劃分方面，淡水河流域依流域分別劃分了大漢河流域 19 個集污區、新店河流域（含景美溪）24 個集污區、基隆河流域 41 個集污區及淡水河（本流）流域 18 個集污區等，整個流域共劃分了 101 個集污區，其名稱與位置如表 2.3-1 及圖 2.3-1 所示。

表 2.3-1 淡水河各流域集污區編號彙整表

河川	代號	名稱	代號	名稱	代號	名稱
大漢溪	1	三重市光復路分區	2	華江排水	3	新海排水(板橋排水)
	4	新莊排水	5	北樹林排水	6	南樹林排水
	7	土城排水	8	湊仔溝排水	9	三峽河
	10	鶯歌排水	11	埔頂分區	12	草嶺溪
	13	大溪排水	14	員樹林排水	15	月眉圳
	16	石門下部排水	17	內柵排水	18	打鐵坑溪
	19	石門水庫集水區				
新店溪(含景美溪)	1	特三號排水	2	板橋江翠排水	3	中和中原溝排水
	4	瓦窯排水	5	永和排水	6	古亭排水
	7	景美排水	8	新店秀朗排水	9	粗坑溪排水
	10	安和排水	11	青潭排水	12	南勢溪
	13	新店排水	14	景福街、脾腹排水	15	中港、實踐、保儀排水
	16	水柵內區排水	17	政大排水	18	木柵動物園排水
	19	坡內坑排水	20	福德坑排水	21	深坑南區排水
	22	深坑北區排水	23	石碇區排水	24	翡翠水庫集水區
基隆河	1	貴子坑溪	2	磺港溪	3	社子抽水站
	4	士林抽水站	5	劍潭抽水站	6	大龍抽水站
	7	承德抽水站	8	中山分區	9	濱江油水站
	10	大直分區	11	內湖路一段分區	12	港墘分區
	13	撫遠分區	14	民權東路六段分區	15	松山分區
	16	成美橋分區	17	南湖大橋分區	18	南港分區
	19	東湖分區	20	大坑溪	21	汐止分區
	22	樟樹灣	23	北港溪	24	康誥坑溪
	25	鹿寮溪	26	保長坑溪	27	北五堵分區
	28	六堵分區	29	七堵分區	30	馬陵坑溪
	31	大武崙溪	32	暖暖溪	33	碇內分區
	34	瑞芳工業區排水	35	四腳亭分區	36	巖魚坑分區
	37	基隆信義區排水	38	瑞芳鎮排水	39	瑞芳南區排水
	40	力行橋分區	41	侯硐上游集水區		
淡水河本流	1	沙崙排水	2	油車排水	3	八里大炭排水
	4	淡水排水	5	八里觀音山排水	6	淡水鎮東區排水
	7	觀音坑溪排水	8	溫子川區排水	9	二重疏洪道東區排水
	10	蘆洲排水	11	社子中洲排水	12	溪美排水
	13	重陽排水	14	迪化排水	15	民生西路排水
	16	同安排水	17	忠孝西路排水	18	貴陽成都路排水

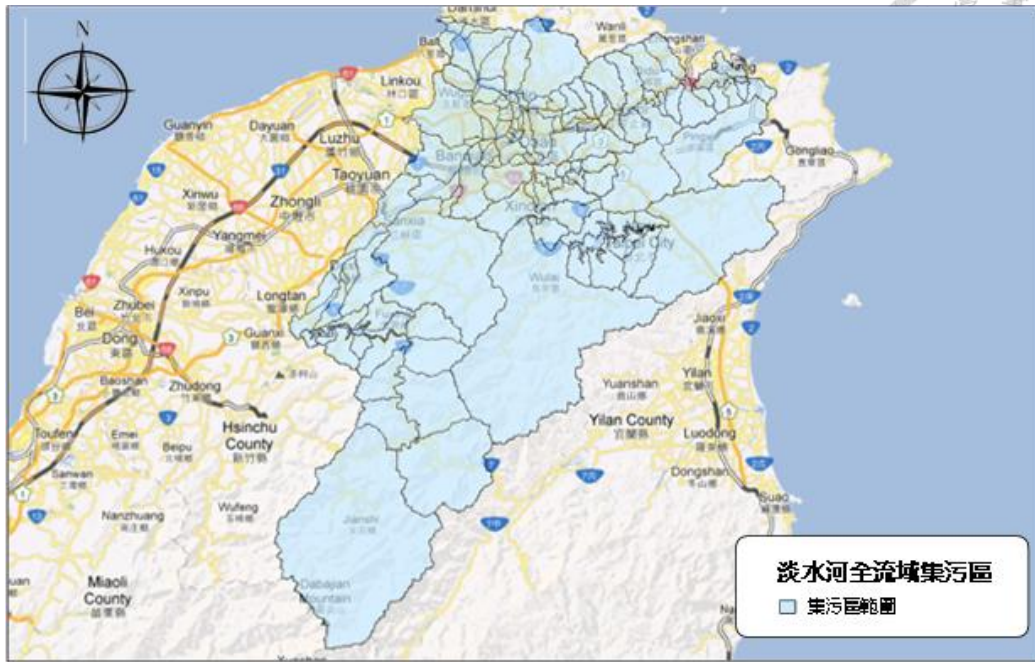


圖 2.3-1 淡水河流域集污區分布圖

1.淡水河流域污染量估算結果

淡水河全流域現有人口數為 6,573,449 人，列管事業總計 1,187 家，其中以「電鍍業」220 家最多，「金屬表面處理業」178 家次之。參照行政院主計處綠色國民所得帳之編製原則及 MWH(民 101a)，將污染量分別生活污水、事業廢水及養豬廢水等三大點源污染，全流域估算結果如表 2.3-2，各次流域污染量估算結果如表 2.3-3。另因本研究主要考量晴天時期各項污染對河川水質之影響，故暫不將非點源污染納入本次研究範圍。

由分析結果可知，淡水河全流域之生活污染產生量在 BOD₅ 約 262,938 kg/day、SS 約 262,938 kg/day、NH₃-N 約 47,329 kg/day，生活污染排放量在 BOD₅ 約 145,507 kg/day、SS 約 141,298 kg/day、NH₃-N 約 29,224 kg/day；整體而言，淡水河全流域目前生活污水之污染削減率約介於 38%~46%。流域事業廢水之 BOD₅ 產生量約 26,133 kg/day、排放量約 18,086 kg/day，SS 產生量約 101,027 kg/day、排放量約 75,126 kg/day；可知事業廢水之污染削減率約 26%~31%。流域畜牧廢水之 BOD₅ 產生量約 3,778 kg/day、排放量約 1,555 kg/day，SS 產生量約 4,250 kg/day、排放量約 1,791 kg/day，NH₃-N 產生量約 364 kg/day、排放量約 152 kg/day，畜牧廢水污



染削減率約 58%~59%。

綜合淡水河全流域之污染量估算結果，就污染產生量而言，BOD₅ 污染量以生活污水所占比例 90% 最高，其次是事業廢水占 9%；SS 污染量以生活污水貢獻 71% 為最高，其次為事業廢水之 28%。

表 2.3-2 淡水河全流域各類污染量估算結果

類別	產生量 (kg/day)			排放量 (kg/day)			削減率(%)		
	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N
生活	262,938	262,938	47,329	145,507	141,298	29,224	45%	46%	38%
事業	26,133	101,027	—	18,086	75,126	—	31%	26%	—
畜牧	3,778	4,250	364	1,555	1,791	152	59%	58%	58%
合計	292,849	368,215	47,693	165,148	218,215	29,376	—	—	—

註:事業廢水檢測資料中大都無氨氮申報資料，故本表不予估算及統計

表 2.3-3 淡水河全流域污染量分析

流域	產生量			排放量			削減率		
	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N
大漢溪	63,353	111,102	9,445	46,949	72,778	7,656	26%	34%	19%
新店溪	71,899	85,330	12,449	40,149	57,309	8,809	44%	33%	29%
基隆河	102,404	115,812	16,919	43,316	60,856	7,935	58%	47%	53%
淡水河本流	55,193	55,970	8,881	27,152	27,270	4,976	51%	51%	44%
合計	292,849	368,214	47,694	157,566	218,213	29,376	—	—	—

2. 大漢溪污染量估算結果

大漢溪流域 2012 年人口數約 130 萬人，列管事業總計 572 家，其中以「電鍍業」114 家最多，「金屬表面處理業」97 家次之。有關大漢溪全流域各類污染之污染量推估結果如表 2.3-4 所示。

由估算結果可知，大漢溪生活污染產生量在 BOD₅ 約為 52,050 kg/day、SS 約 52,050 kg/day、NH₃-N 約 9,369 kg/day，生活污染排放量在 BOD₅ 約 40,849 kg/day、SS 約 39,535 kg/day、NH₃-N 約 7,620 kg/day；大漢溪生活污水之污染削減率約介於 19%~24% 之間。大漢溪事業廢水之 BOD₅ 產生量約 10,516 kg/day、SS 約 58,167

kg/day，事業廢水之 BOD₅ 排放量約 5,731 kg/day、SS 約 32,821 kg/day；估算大漢溪事業廢水削減率約為 43~47%。大漢溪畜牧廢水之 BOD₅ 產生量約 787 kg/day、SS 約 885 kg/day、NH₃-N 約 76 kg/day；排放總量 BOD₅ 約 369 kg/day、SS 約 422 kg/day、NH₃-N 約 36 kg/day；大漢溪畜牧廢水污染削減率約 52%~53%。

綜合大漢溪流域之污染量估算結果，就污染產生量而言，BOD₅ 污染量以生活污水所占比例 82% 最高，其次是事業廢水占 17%；SS 污染量以事業廢水貢獻 52% 為最高，其次為生活污水之 47%。支流排水污染量分析結果如表 2.3-5 及表 2.3-6 所示，其中 BOD₅ 負荷量較大的支流排水依序為湳仔溝、西盛抽水站、塔寮坑溪、西盛引水門、新海抽水站、員樹林排水、大安圳導水閘門以及三峽河等，上述支流排水 BOD₅ 負荷量占大漢溪總量之 80.6%；NH₃-N 負荷量較大的支流排水則依序為湳仔溝、塔寮坑溪、三峽河、西盛抽水站、新海抽水站以及西盛引水門，上述支流排水 NH₃-N 負荷量占大漢溪總量之 75.4%。

表 2.3-4 大漢溪流域各類污染量分析結果

類別	產生量 (kg/day)			排放量 (kg/day)			削減率(%)		
	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N
生活	52,050	52,050	9,369	40,849	39,535	7,620	22%	24%	19%
事業	10,516	58,167	—	5,731	32,821	—	47%	43%	—
畜牧	787	885	76	369	422	36	53%	52%	52%
合計	62,763	108,561	9,445	46,440	71,605	7,656	—	—	—

註:事業廢水檢測資料中大都無氨氮申報資料，故本表不予估算及統計。

表 2.3-5 大漢溪 BOD₅ 污染源分析結果

測站名稱	BOD ₅ 負荷 (kg/day)	BOD ₅ 累計負荷 (kg/day)	BOD ₅ 負荷比例(%)	BOD ₅ 累計比例(%)
浦仔溝 (四汙頭抽水站)	8,324	8,324	21.9%	21.9%
西盛抽水站	6,580	14,904	17.3%	39.2%
塔寮坑溪	4,255	19,159	11.2%	50.4%
西盛引水門	2,515	21,674	6.6%	57.0%
新海抽水站	2,335	24,009	6.1%	63.1%
員樹林排水	2,270	26,279	6.0%	69.1%
大安圳導水閘門	2,258	28,537	5.9%	75.0%
三峽河	2,124	30,661	5.6%	80.6%
沙崙抽水站	1,488	32,149	3.9%	84.5%
華江抽水站	1,327	33,476	3.5%	88.0%
埔頂排水	1,125	34,601	3.0%	91.0%
鶯歌溪(處理前)	943	35,544	2.5%	93.5%
土城抽水站	819	36,363	2.2%	95.6%
鹿角溪(水門)	592	36,955	1.6%	97.2%
公館溝抽水站	486	37,441	1.3%	98.4%
五谷王南街水門 (重新抽水站)	203	37,644	0.5%	99.0%
草嶺溪	175	37,819	0.5%	99.4%
大溪排水	102	37,921	0.3%	99.7%
新莊抽水站	80	38,001	0.2%	99.9%
鹿角溪 人工溼地(處理前)	38	38,039	0.1%	100.0%

表 2.3-6 大漢溪 NH₃-N 污染源分析結果

測站名稱	NH ₃ -N 負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 累計負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 負荷比例(%)	NH ₃ -N 累計比例(%)
浦仔溝 (四汙頭抽水站)	3,734	3,734	28.6%	28.6%
塔寮坑溪	1,487	5,221	11.4%	39.9%
三峽河	1,458	6,679	11.2%	51.1%
西盛抽水站	1,399	8,078	10.7%	61.8%
新海抽水站	1,024	9,102	7.8%	69.6%
西盛引水門	760	9,862	5.8%	75.4%
華江抽水站	608	10,470	4.7%	80.1%
鶯歌溪(處理前)	529	10,999	4.0%	84.1%
土城抽水站	457	11,456	3.5%	87.6%
大安圳導水閘門	403	11,859	3.1%	90.7%
沙崙抽水站	397	12,256	3.0%	93.7%
公館溝抽水站	272	12,528	2.1%	95.8%
鹿角溪(水門)	126	12,654	1.0%	96.8%
鹿角溪 人工溼地(處理前)	103	12,757	0.8%	97.5%
埔頂排水	100	12,857	0.8%	98.3%
員樹林排水	81	12,938	0.6%	98.9%
五谷王南街水門 (重新抽水站)	58	12,996	0.4%	99.4%
大溪排水	55	13,051	0.4%	99.8%
新莊抽水站	21	13,072	0.2%	99.9%
草嶺溪	8	13,080	0.1%	100.0%

3.新店溪(含景美溪)污染量估算結果

新店溪(含景美溪)2012年人口數約172萬人,列管事業總計309家,其中以「營建工地」184家最多,「洗車場」36家次之。有關新店溪(含景美溪)全流域各類污染之污染量估算結果如表2.3-7所示。

由結果可知,新店溪(含景美溪)生活污染產生量在BOD₅約為68,965 kg/day、SS約68,965 kg/day、NH₃-N約12,414 kg/day,生活污染排放量在BOD₅約38,033

kg/day、SS 約 44,215 kg/day、NH₃-N 約 8,795 kg/day；新店溪（含景美溪）目前生活污水之污染削減率約介於 29%~45%之間。新店溪（含景美溪）事業廢水之 BOD₅ 產生量約 2,575 kg/day、SS 約 15,961 kg/day，事業廢水之 BOD₅ 排放量約 1,969 kg/day、SS 約 12,925 kg/day；因此新店溪（含景美溪）目前事業廢水之污染削減率約為 19%~24%、。新店溪（含景美溪）畜牧廢水之 BOD₅ 產生量約 359 kg/day、SS 約 404 kg/day、NH₃-N 約 35 kg/day；排放總量 BOD₅ 約 147 kg/day、SS 約 169 kg/day、NH₃-N 約 14 kg/day；新店溪（含景美溪）畜牧廢水之污染削減率約介於 58%~59%。

綜合新店溪（含景美溪）流域之污染量估算結果，就污染產生量而言，BOD₅ 污染量以生活污水所占比例 96 % 最高，其次是事業廢水占 4 %；SS 污染量以生活污水貢獻 81 % 為最高，其次為事業廢水之 19 %。支流排水污染量分析結果如表 2.3-8 及表 2.3-9 所示，其中 BOD₅ 負荷量較大的支流排水依序為瓦礫抽水站、雙園抽水站、景美溪、江子翠抽水站、中和抽水站、新店中正路排水及中原抽水站等，上述支流排水 BOD₅ 負荷量占新店溪總量之 83.5%；BOD₅ 負荷量較大的支流排水則依序為瓦礫抽水站、景美溪、江子翠抽水站、中和抽水站、永和抽水站、中原抽水站以及雙園抽水站，上述支流排水 BOD₅ 負荷量占新店溪總量之 82.7%。

表 2.3-7 新店溪(含景美溪)流域各類污染量估算結果

類別	產生量 (kg/day)			排放量 (kg/day)			削減率(%)		
	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	BOD ₅	SS	NH ₃ -N
生活	68,965	68,965	12,414	38,033	44,215	8,795	45%	36%	29%
事業	2,575	15,961	—	1,969	12,925	—	24%	19%	—
畜牧	359	404	35	147	169	14	59%	58%	58%
合計	71,899	85,330	12,449	40,149	57,309	8,809	—	—	—

註:事業廢水檢測資料中大都無氨氮申報資料，故本表不予估算及統計

表 2.3-8 新店溪 BOD₅ 污染源分析結果

測站名稱	BOD ₅ 負荷 (kg/day)	BOD ₅ 累計負荷 (kg/day)	BOD ₅ 負荷比例(%)	BOD ₅ 累計比例(%)
瓦礫抽水站	3,273	3,273	17.7%	17.7%
雙園抽水站	2,980	6,253	16.1%	33.8%
景美溪	2,603	8,856	14.1%	47.9%
江子翠抽水站	2,423	11,279	13.1%	61.1%
中和抽水站	1,563	12,842	8.5%	69.5%
新店中正路排水	1,378	14,220	7.5%	77.0%
中原抽水站	1,203	15,423	6.5%	83.5%
光復抽水站	847	16,270	4.6%	88.1%
永和抽水站	797	17,067	4.3%	92.4%
五重溪	494	17,561	2.7%	95.1%
景美抽水站	304	17,865	1.7%	96.8%
古亭抽水站	208	18,073	1.1%	97.9%
萊茵 1-12 號閘門	120	18,193	0.7%	98.6%
秀山抽水站	108	18,301	0.6%	99.1%
秀朗抽水站	99	18,400	0.5%	99.7%
竹林路水門	50	18,450	0.3%	100.0%
新店溪 3 號閘門	9	18,459	0.1%	100.0%

表 2.3-9 新店溪 NH₃-N 污染源分析結果

測站名稱	NH ₃ -N 負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 累計負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 負荷比例(%)	NH ₃ -N 累計比例(%)
瓦礫抽水站	2,523	2,523	24.3%	24.3%
景美溪	2,072	4,595	19.9%	44.2%
江子翠抽水站	1,064	5,659	10.2%	54.5%
中和抽水站	852	6,511	8.2%	62.7%
永和抽水站	837	7,348	8.1%	70.7%
中原抽水站	707	8,055	6.8%	77.5%
雙園抽水站	540	8,595	5.2%	82.7%
五重溪	428	9,023	4.1%	86.9%
光復抽水站	399	9,422	3.8%	90.7%
新店中正路排水	380	9,802	3.7%	94.4%
景美抽水站	258	10,060	2.5%	96.8%
菜茵 1-12 號閘門	99	10,159	1.0%	97.8%
秀朗抽水站	75	10,234	0.7%	98.5%
秀山抽水站	69	10,303	0.7%	99.2%
古亭抽水站	52	10,355	0.5%	99.7%
竹林路水門	28	10,383	0.3%	99.9%
新店溪 3 號閘門	6	10,389	0.1%	100.0%

4. 基隆河污染量估算結果

基隆河流域 2012 年人口數約 234 萬人，列管事業總計 1,014 家，其中以「營建工地」826 家最多，「洗車場」19 家次之。有關基隆河全流域各類污染之污染量估算結果如表 2.3-10 所示。

由分析結果可知，基隆河生活污染產生量在 BOD₅ 約為 93,932 kg/day、SS 約 93,932 kg/day、NH₃-N 約 16,908 kg/day，生活污染排放量在 BOD₅ 約 35,506 kg/day、SS 約 34,660 kg/day、NH₃-N 約 7,930 kg/day；基隆河生活污水之污染削減率約介於 53%~63%。基隆河事業廢水之 BOD₅ 產生量約 8,361 kg/day、SS 約 21,755 kg/day，事業廢水之 BOD₅ 排放量約 7,754 kg/day、SS 約 26,132 kg/day；基隆河事業廢水之污染削減率不到 7%。基隆河畜牧廢水之 BOD₅ 產生量約 111kg/day、SS 約 125 kg/day、

NH₃-N 約 11 kg/day; 排放總量 BOD₅ 約 56 kg/day、SS 約 64 kg/day、NH₃-N 約 5 kg/day；基隆河畜牧廢水之污染削減率約介於 49%~50%。

綜合基隆河流域之污染量估算結果，就污染產生量而言，BOD₅ 污染量以生活污水所占比例 92% 最高，其次是事業廢水占 8%；SS 污染量以生活污水貢獻 81% 為最高，其次為事業廢水之 19%。支流排水污染量分析結果如表 2.3-11 及表 2.3-14 所示，其中 BOD₅ 負荷量較大的支流排水依序為雙溪、內溝溪、玉成抽水站、新聲抽水站、內湖污水廠(放流)、中山抽水站、社子抽水站、建國抽水站、士林抽水站、大坑溪及禮門抽水站等，上述支流排水 BOD₅ 負荷量占基隆河總量之 61.4%；NH₃-N 負荷量較大的支流排水則依序為雙溪、新生抽水站、內溝溪、內湖污水廠(放流)、玉成抽水站、北安抽水站、建國抽水站、大坑溪、磺港溪、五堵抽水站、大武崙溪及陽光抽水站，上述支流排水 NH₃-N 負荷量占基隆河總量之 61%。

表 2.3-10 基隆河流域各類污染量分析結果

類別	產生量 (kg/day)			排放量 (kg/day)			削減率 (%)		
	BOD ₅	SS	氨氮	BOD ₅	SS	氨氮	BOD ₅	SS	氨氮
生活	93,932	93,932	16,908	35,506	34,660	7,930	62%	63%	53%
事業	8,361	21,755	—	7,754	26,132	—	7%	-20%	—
畜牧	111	125	11	56	64	5	50%	49%	49%
合計	102,404	115,812	16,918	43,316	60,856	7,935	—	—	—

註:事業廢水檢測資料中大都無氨氮申報資料，故本表不予估算及統計

表 2.3-11 基隆河 BOD₅ 污染源分析結果

測站名稱	BOD ₅ 負荷 (kg/day)	BOD ₅ 累計負荷 (kg/day)	BOD ₅ 負荷比例(%)	BOD ₅ 累計比例(%)
雙溪	2,319	2,319	12.4%	12.4%
內溝溪	1,404	3,723	7.5%	19.9%
玉成抽水站	1,300	5,023	6.9%	26.8%
新生抽水站	1,205	6,228	6.4%	33.2%
內湖污水廠(放流)	1,115	7,343	5.9%	39.2%
中山抽水站	876	8,219	4.7%	43.8%
社子抽水站	768	8,987	4.1%	47.9%
建國抽水站	712	9,699	3.8%	51.7%
士林抽水站	659	10,358	3.5%	55.2%
大坑溪(基隆河流域)	655	11,013	3.5%	58.7%
禮門抽水站	501	11,514	2.7%	61.4%
撫遠抽水站	495	12,009	2.6%	64.1%
洲美一抽水站	433	12,442	2.3%	66.4%
陽光抽水站	421	12,863	2.2%	68.6%
劍潭抽水站	386	13,249	2.1%	70.7%
長壽抽水站	364	13,613	1.9%	72.6%
洲美二抽水站	341	13,954	1.8%	74.4%
北安抽水站	330	14,284	1.8%	76.2%
大龍抽水站	326	14,610	1.7%	77.9%
城中抽水站	278	14,888	1.5%	79.4%
康寧抽水站	273	15,161	1.5%	80.9%
新民權抽水站	258	15,419	1.4%	82.2%
長江抽水站	249	15,668	1.3%	83.6%
草濫溪	240	15,908	1.3%	84.8%
大武崙溪	236	16,144	1.3%	86.1%
五堵抽水站	220	16,364	1.2%	87.3%
環山抽水站	218	16,582	1.2%	88.4%
磺港溪	206	16,788	1.1%	89.5%
大直抽水站	202	16,990	1.1%	90.6%
江北抽水站	153	17,143	0.8%	91.4%
基隆市 69 號防洪閘門	143	17,286	0.8%	92.2%

表 2.3-12 基隆河 BOD₅ 污染源分析結果(續)

測站名稱	BOD ₅ 負荷 (kg/day)	BOD ₅ 累計負荷 (kg/day)	BOD ₅ 負荷比例(%)	BOD ₅ 累計比例(%)
成功抽水站	131	17,417	0.7%	92.9%
深澳坑溪	115	17,532	0.6%	93.5%
基隆市 75 號 防洪閘門	112	17,644	0.6%	94.1%
金龍抽水站	110	17,754	0.6%	94.7%
暖暖溪(東勢坑溪)	107	17,861	0.6%	95.3%
六堵抽水站	89	17,950	0.5%	95.7%
北港抽水站 (基隆河北港溪)	86	18,036	0.5%	96.2%
南港抽水站	84	18,120	0.4%	96.6%
四角亭山溝排水	81	18,201	0.4%	97.1%
八分溪	55	18,256	0.3%	97.4%
南湖抽水站(處理前)	50	18,306	0.3%	97.6%
下寮抽水站	45	18,351	0.2%	97.9%
瑞芳國小旁排水	45	18,396	0.2%	98.1%
濱江抽水站	45	18,441	0.2%	98.4%
南京抽水站	43	18,484	0.2%	98.6%
瑞芳大寮排水	40	18,524	0.2%	98.8%
保長抽水站(保長坑溪)	39	18,563	0.2%	99.0%
八連溪	37	18,600	0.2%	99.2%
松山抽水站	27	18,627	0.1%	99.3%
成美抽水站 (處理前)	24	18,651	0.1%	99.5%
康誥坑溪	23	18,674	0.1%	99.6%
茄苳溪	23	18,697	0.1%	99.7%
瑪陵坑溪	18	18,715	0.1%	99.8%
碇內排水	16	18,731	0.1%	99.9%
台 5 線 21K+900 旁排水	11	18,742	0.1%	100.0%
瑞芳粗坑口排水	7	18,749	0.0%	100.0%
港墘抽水站	-	18,749	0.0%	100.0%

表 2.3-13 基隆河 NH₃-N 污染源分析結果

測站名稱	NH ₃ -N 負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 累計負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 負荷比例(%)	NH ₃ -N 累計比例(%)
雙溪	978	978	11.6%	11.6%
新生抽水站	637	1,615	7.5%	19.1%
內溝溪	608	2,223	7.2%	26.3%
內湖污水廠(放流)	476	2,699	5.6%	31.9%
玉成抽水站	350	3,049	4.1%	36.1%
北安抽水站	345	3,394	4.1%	40.2%
建國抽水站	341	3,735	4.0%	44.2%
大坑溪(基隆河流域)	324	4,059	3.8%	48.0%
磺港溪	304	4,363	3.6%	51.6%
五堵抽水站	288	4,651	3.4%	55.0%
大武崙溪	275	4,926	3.3%	58.3%
陽光抽水站	229	5,155	2.7%	61.0%
城中抽水站	208	5,363	2.5%	63.5%
社子抽水站	205	5,568	2.4%	65.9%
新民權抽水站	203	5,771	2.4%	68.3%
大直抽水站	188	5,959	2.2%	70.5%
康寧抽水站	182	6,141	2.2%	72.7%
深澳坑溪	181	6,322	2.1%	74.8%
禮門抽水站	166	6,488	2.0%	76.8%
士林抽水站	152	6,640	1.8%	78.6%
劍潭抽水站	141	6,781	1.7%	80.2%
長壽抽水站	140	6,921	1.7%	81.9%
中山抽水站	112	7,033	1.3%	83.2%
洲美一抽水站	108	7,141	1.3%	84.5%
環山抽水站	102	7,243	1.2%	85.7%
江北抽水站	100	7,343	1.2%	86.9%
金龍抽水站	93	7,436	1.1%	88.0%
草濫溪	86	7,522	1.0%	89.0%
撫遠抽水站	77	7,599	0.9%	89.9%
成功抽水站	77	7,676	0.9%	90.8%
基隆市 69 號防洪閘門	71	7,747	0.8%	91.7%

表 2.3-14 基隆河 NH₃-N 污染源分析結果(續)

測站名稱	NH ₃ -N 負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 累計負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 負荷比例(%)	NH ₃ -N 累計比例(%)
大龍抽水站	64	7,811	0.8%	92.4%
暖暖溪(東勢坑溪)	57	7,868	0.7%	93.1%
洲美二抽水站	56	7,924	0.7%	93.8%
長江抽水站	55	7,979	0.7%	94.4%
濱江抽水站	55	8,034	0.7%	95.1%
南湖抽水站(處理前)	46	8,080	0.5%	95.6%
基隆市 75 號 防洪閘門	41	8,121	0.5%	96.1%
康誥坑溪	37	8,158	0.4%	96.5%
碇內排水	36	8,194	0.4%	97.0%
南港抽水站	36	8,230	0.4%	97.4%
六堵抽水站	35	8,265	0.4%	97.8%
北港抽水站 (基隆河北港溪)	32	8,297	0.4%	98.2%
瑞芳國小旁排水	32	8,329	0.4%	98.6%
八連溪	23	8,352	0.3%	98.8%
四角亭山溝排水	17	8,369	0.2%	99.0%
八分溪	17	8,386	0.2%	99.2%
茄苳溪	16	8,402	0.2%	99.4%
南京抽水站	10	8,412	0.1%	99.6%
保長抽水站(保長坑溪)	9	8,421	0.1%	99.7%
台 5 線 21K+900 旁排水	8	8,429	0.1%	99.8%
成美抽水站(處理前)	8	8,437	0.1%	99.8%
下寮抽水站	5	8,442	0.1%	99.9%
松山抽水站	5	8,447	0.1%	100.0%
瑪陵坑溪	2	8,449	0.0%	100.0%
瑞芳粗坑口排水	1	8,450	0.0%	100.0%
瑞芳大寮排水	-	8,450	0.0%	100.0%
港墘抽水站	-	8,450	0.0%	100.0%



5.淡水河本流污染量估算結果

淡水河本流流域 2012 年人口數約 120 萬人，列管事業總計 464 家，其中以「營建工地」135 家最多，「電鍍業」90 家次之。有關淡水河（本流）全流域各類污染之污染量估算結果如表 2.3-15 所示。

由分析結果可知，淡水河（本流）生活污染產生量在 BOD₅ 約為 47,991 kg/day、SS 約 47,991 kg/day、NH₃-N 約 8,638 kg/day，生活污染排放量在 BOD₅ 約 23,537 kg/day、SS 約 22,888 kg/day、NH₃-N 約 4,879 kg/day；淡水河（本流）生活污水之污染削減率約介於 44%~52%。淡水河（本流）事業廢水之 BOD₅ 產生量約 4,681 kg/day、SS 約 5,143 kg/day，事業廢水之 BOD₅ 排放量約 2,632 kg/day、SS 約 3,247 kg/day；因此淡水河（本流）目前事業廢水之 BOD₅、SS 污染削減率分別約為 44% 及 37%。淡水河（本流）畜牧廢水之 BOD₅ 產生量約 2,521 kg/day、SS 約 2,836 kg/day、NH₃-N 約 243 kg/day；排放總量 BOD₅ 約 983 kg/day、SS 約 1,135 kg/day、NH₃-N 約 97 kg/day；因此淡水河（本流）目前畜牧廢水之 BOD₅、SS、NH₃-N 污染削減率約介於 60%~61%。

綜合淡水河本流流域之污染量估算結果，就污染產生量而言，BOD₅ 污染量以生活污水所占比例 87% 最高，其次是事業廢水占 8%；SS 污染量以生活污水貢獻 86% 為最高，其次為事業廢水之 9%。淡水河本流支流排水污染量分析結果如表 2.3-16 及表 2.3-17 所示，其中 BOD₅ 負荷量較大的支流排水依序為二重疏洪道西側排水、迪化污水廠(放流)、蘆洲抽水站、中港河及忠孝抽水站等，上述支流排水 BOD₅ 負荷量占淡水河本流總量之 87.9%；NH₃-N 負荷量較大的支流排水則依序為二重疏洪道西側排水、迪化污水廠(放流)及蘆洲抽水站，上述支流排水 NH₃-N 負荷量占淡水河本流總量之 79.7%。而二重疏洪道支流排水污染量分析結果如表 2.3-18 及表 2.3-19 所示，其中 BOD₅ 負荷量較大的支流排水依序為鴨母港抽水站、五股坑溪、大窠坑溪及塭子圳等，上述支流排水 BOD₅ 負荷量占二重疏洪道總量之 91.9%；NH₃-N 負荷量較大的支流排水則依序為鴨母港抽水站、塭子圳、大窠坑溪、

五股坑溪及頂崁抽水站，上述支流排水 NH₃-N 負荷量占二重疏洪道總量之 99.3%。

表 2.3-15 淡水河（本流）流域各類污染量估算結果

類別	產生量 (kg/day)			排放量 (kg/day)			削減率		
	BOD ₅	SS	氨氮	BOD ₅	SS	氨氮	BOD ₅	SS	氨氮
生活	47,991	47,991	8,638	23,537	22,888	4,879	51%	52%	44%
事業	4,681	5,143	—	2,632	3,247	—	44%	37%	—
畜牧	2,521	2,836	243	983	1,135	97	61%	60%	60%
合計	55,192	55,969	8,881	27,152	27,270	4,975	—	—	—

註：事業廢水檢測資料中大都無氨氮申報資料，故本表不予估算及統計

表 2.3-16 淡水河本流 BOD₅ 污染源分析結果

測站名稱	BOD ₅ 負荷 (kg/day)	BOD ₅ 累計負荷 (kg/day)	BOD ₅ 負荷比例(%)	BOD ₅ 累計比例(%)
二重疏洪道 西側排水	6,703	6,703	34.8%	34.8%
迪化污水廠 (放流)	4,772	11,475	24.8%	59.6%
蘆洲抽水站	3,046	14,521	15.8%	75.4%
中港河	1,240	15,761	6.4%	81.8%
忠孝抽水站	1,165	16,926	6.1%	87.9%
重陽抽水站	669	17,595	3.5%	91.3%
迪化抽水站	442	18,037	2.3%	93.6%
貴陽抽水站	331	18,368	1.7%	95.3%
同安抽水站	315	18,683	1.6%	97.0%
觀音坑溪	279	18,962	1.5%	98.4%
六館抽水站	183	19,145	1.0%	99.4%
溪美抽水站	124	19,269	0.6%	100.0%

表 2.3-17 淡水河本流 NH₃-N 污染源分析結果

測站名稱	NH ₃ -N 負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 累計負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 負荷比例(%)	NH ₃ -N 累計比例(%)
二重疏洪道 西側排水	5,258	5,258	39.6%	39.6%
迪化污水廠 (放流)	2,824	8,082	21.3%	60.9%
蘆洲抽水站	2,493	10,575	18.8%	79.7%
重陽抽水站	574	11,149	4.3%	84.0%
中港河	567	11,716	4.3%	88.3%
忠孝抽水站	518	12,234	3.9%	92.2%
同安抽水站	308	12,542	2.3%	94.5%
迪化抽水站	252	12,794	1.9%	96.4%
溪美抽水站	212	13,006	1.6%	98.0%
貴陽抽水站	122	13,128	0.9%	98.9%
觀音坑溪	83	13,211	0.6%	99.5%
六館抽水站	63	13,274	0.5%	100.0%

表 2.3-18 二重疏洪道 BOD₅ 污染源分析結果

測站名稱	BOD ₅ 負荷 (kg/day)	BOD ₅ 累計負荷 (kg/day)	BOD ₅ 負荷比例(%)	BOD ₅ 累計比例(%)
鴨母港抽水站	2,544	2,544	51.7%	51.7%
五股坑溪	1,005	3,549	20.4%	72.2%
大窠坑溪-不含中港	500	4,049	10.2%	82.3%
塹子圳	471	4,520	9.6%	91.9%
頂崁抽水站 (化成路水門)	240	4,760	4.9%	96.8%
二重疏洪道 東側排水	87	4,847	1.8%	98.5%
中港抽水站 (大窠坑溪流域)	72	4,919	1.5%	100.0%

表 2.3-19 二重疏洪道 NH₃-N 污染源分析結果

測站名稱	NH ₃ -N 負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 累計負荷 (kg/day)	NH ₃ -N 負荷比例(%)	NH ₃ -N 累計比例(%)
鴨母港抽水站	1,290	1,290	42.1%	42.1%
塭子圳	489	1,779	16.0%	58.1%
大窠坑溪-不含中港	482	2,261	15.7%	73.8%
五股坑溪	450	2,711	14.7%	88.5%
頂崁抽水站 (化成路水門)	331	3,042	10.8%	99.3%
二重疏洪道 東側排水	22	3,064	0.7%	100.0%
中港抽水站 (大窠坑溪流域)	-	3,064	0.0%	100.0%





第三章 國內外水質模式應用

3.1 國外水質模式介紹

水質模擬乃透過嚴謹的學術理論及數值分析，合理模擬水體水質狀況並掌握其變化趨勢，其首要工作為配合研究目的、時程及資源選取適當的模式。通常複雜模式所能模擬狀況較多，但需要輸入的資料也多，必須花費的人力、時間及經費也相對較高，當然其所獲得的資訊也較多。但在可用資料有限的條件下，應用複雜模式來模擬，在比較模擬結果下，反而簡單模式呈現出來之成果較複雜模擬佳。此問題即是在使用彈性較大的複雜模式上，必須首先考量的重要因素。

由於國內在河川水質模擬上，尚未獨自開發模式，皆應用國外開發成熟的模式來進行河川水質模擬。目前國內常引用之國外河川水質模式 WASP5、QUAL2K 及 STREAM 等模式為主，其各水質模式簡介如下：

1. WASP5 簡介

WASP5(Di Toro, 1983)為 WASP 之更新版，針對污染物質於水體中之傳輸、擴散及交互反應等作用進行水質模擬，目前廣泛應用於河川、湖泊、港灣等水體。WASP5 內建 DYNHYD5 水理模式及流量係數法兩種方式，提供使用者選擇水力條件之演算方式。WASP5 可進行 1D~3D 穩態或動態模擬，模式演算包含考量水體中對流、延散、點源或非點源污染負荷量支排入等行為。

WASP5 之水質演算主要包含優養(EUTRO)與毒性物質(TOXI)兩個模組。EUTRO 模組主要模擬底泥傳輸、氨氮、亞硝酸氮、硝酸氮、溫度、溶氧、有機磷、無機磷、葉綠素 a、生化需氧量、有機氮等污染項目。TOXI 模組主要模擬有機化合物、重金屬等毒性物質及泥砂沉澱物在水中之移動與延散行為。WASP5 水質模式之演算，考量浮游生物生長機制、氮循環、磷循環及溶氧平衡等反應機制之關聯性。

浮游生物淨生長機制係以藻類為中心之優養模擬，主要考量溫度、光線及

養份對於浮游植物之生長率、內呼吸率、沉降率及死亡率，相關聯之模擬水質項目包括氮、亞硝酸氮/硝酸氮、無機磷、浮游植物（以葉綠素 a 為主）、生化需氧量、溶氧、有機氮及有機磷等八項。氮循環主要演算有機氮、氨氮及硝酸氮之交互反應，考量參數為硝化速率、硝化作用氧半飽和係數、硝化速率溫度係數、脫硝係數等參數。磷循環主要演算有機磷及無機磷之交互反應，考量參數為礦化速率及沉降速度等。溶氧平衡主要演算浮游植物、碳、氮鹽、底泥及 BOD 對於溶氧之交互作用，考量參數為耗氧係數、再曝氣係數、底泥需氧量、各耗氧率與釋氧率化等參數。

WASP5 水質模式以質量傳輸擴散之平衡式做為控制方程式進行演算：

質量平衡式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\left(\frac{\partial U_x C}{\partial x} + \frac{\partial U_y C}{\partial y} + \frac{\partial U_z C}{\partial z}\right) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S \quad (3-1)$$

C：模擬物質濃度

U：流速(下標表各軸向分量)

E：擴散係數(下標表各軸向分量)

S：源點項(source)或源減項(sink)

x,y,z：空間軸

t：時間軸

WASP5 模式將整個河系依水理特性切割成若干河段，再將每一個河段分成若干計算網格，並假設在相同河段內之網格具有相同之水力特性及水質參數，其中模式各項主要建置條件如下：

(1).水理條件

以完成校驗證之水理模式或 WASP5 內建的水理模式，提供 WASP5 所需之流速、流量、通水斷面積、斷面間水體積、水深等水理條件進行水質模擬。



(2).格點劃分

一般而言，水質模式之建立必須先進行格點劃分。劃分格點時必須考慮下列原則：

- A. 有點源污染物注入或支流匯入點。
- B. 水力條件如河寬、流速或水深等發生顯著變化處。
- C. 有大量抽水之河段。
- D. 感潮河段之界線。
- E. 平直河段每隔數百公尺亦應分段。
- F. 存在水質監測站。
- G. 網格斷面之則定，應避免坡度變化過於劇烈，或存在逆坡、窪蓄等現象。

(3).污染負荷及邊界濃度

在進行模式模擬前，必須掌握該河川流域之污染分布情況及邊界濃度設定，並利用整合資料，繪製全流域各支流排水水質水量魚骨圖。在後續模擬時，則依魚骨圖中各支流排水流量、濃度及負荷平均值，輸入 WASP5 進行模擬。一般國內模式常輸入之水質項目包含氨氮、溶氧、生化需氧量及懸浮固體。

(4).水質參數

A. 祛氧係數(k_1)

河川中生物分解有機物時將消耗水中溶氧，祛氧係數 k_1 表假設 CBOD 去除機制為一階衰退反應(first-order decay reaction)之參數，亦稱之為 CBOD 耗氧係數。其公式如下：

$$\frac{CBOD_u}{CBOD_T} = \frac{1}{1 - e^{-(k_1)(T)}} \text{-----(3-2)}$$

其中 $CBOD_u$ 表水樣經長延時之生化需氧量， $CBOD_T$ 表延時 T 日 ($T > 0$) 後之碳生化需氧量。一般而言祛氧係數 < 1 ，當祛氧係數越大，表河川水體耗氧狀況越嚴重、自淨能力越差。



B.再曝氣係數(k_a)

雖然有機物之分解會消耗水中溶氧，但天然大氣或人工曝氣產生之氧氣，也會由液面擴散作用進入河川水體使溶氧增加，此機制稱為再曝氣作用。再曝氣係數控制因子包含流速、水深、風速及水溫等，一般再曝氣係數之推求，係參照 O' Connor & Dobbins、Churchill et. al.、Owens et al.等發展之經驗公式並考量適用範圍，如表 3.1-1 所示，推估不同水理條件下之參數值。

表 3.1-1 再曝氣係數推估方式

公式名稱	適用水深範圍(m)	適用流速範圍(m/s)	k_a 計算方式 (day ⁻¹ at 20°C)
Owens	<0.61m	-	$k_a = 5.349V^{0.67}D^{-1.85}$
Churchill	≥0.61m	>0.914	$k_a = 5.049V^{0.97}D^{-1.67}$
O'Conner & Dobbins	≥0.61m	≤0.914	$k_a = 3.93V^{0.50}D^{-1.50}$

在 WASP5 模式中，當水深<0.61m 之時，採用 Owens eq. 推估 k_a 。當水深≥0.61m 時，若水流流速較快、再曝氣效應較顯著時，採用 Churchill eq. 推估 k_a ；若此時流速緩慢、再曝氣效應較不明顯時，則採用 O' Connor & Dobbins eq. 推估 k_a 。

(3)硝化係數(k_n)

水體中氮氣被微生物氧化分解成硝酸鹽化合物，此一硝化作用過程將消耗水中之溶氧。硝化作用之發生與否主要受污染物排出後之時間長短所影響，通常皆在 8~10 天後發生，一般最常推求之方法為繪製 NBOD 或 TKN 對流達時間之半對數圖。

在 WASP 模式組成上，其屬複雜度略高之水質模式，輸入資料需求大，主要輸入資料分為 A~J 十個群組，簡述如下：

DATA GROUP A：控制模式輸入、輸出檔案及差分演算方式。需輸入水體的網格個數、決定時間間隔、輸出檔案控管等，並選擇



中央差分或是後項差分演算方式。

DATA GROUP B：輸入延散係數、網格斷面積、特性長度等，依此資料群計算延散效應之影響。

DATA GROUP C：輸入水體體積、流量係數等資料，換算流速、水深等模式所需之水力條件。

DATA GROUP D：此資料群演算水體之流量傳輸及支流排水排入等資料。

DATA GROUP E：各網格之邊界條件之輸入，可提供八個系統每個邊界的水質濃度。

DATA GROUP F：支流排水污染負荷資料之輸入，定義各網格污染量的大小及形式，包括點源、或非點源污染。

DATA GROUP G：隨空間變化之水體環境參數資料，須針對每個網格加以定義或輸入資料，可配合 DATA GROUP I 使用，須輸入 ISC 編碼。

DATA GROUP H：全域水質常數之設定，須逐項輸入。

DATA GROUP I：時間函數資料之設定，須逐項輸入。

DATA GROUP J：初始解之設定，需輸入各網格的初始濃度條件，主要影響模式演算的收斂速度。

2. QUAL2K 簡介

QUAL2K 為美國環保署(USEPA)於 2000 年發行之 QUAL2E 更新版，以 MS-Office Excel 為介面之河川水質模式。QUAL2K 之水理演算以較簡易之流量係數法及梯形斷面法(曼寧公式)計算水質模式所需之各項水力條件。QUAL2K 模式可進行 1D 之穩態或擬動態(quasi-dynamic)之水質模擬，模式演算包含考量水體中對流、延散、點源或非點源污染負荷量之排入等行為，其主要演算須給定上、下游邊界條件後，以三個網格為一組進行數值演算。QUAL2K 模擬之水質項目為溶氧、生化需氧量、溫度、葉綠素 a、氨氮、有機氮、硝酸氮、亞硝酸

氮、有機磷、溶解磷等 15 種保守性或非保守性物質。

QUAL2K 主要用來模擬河川水質沿水流方向之變化，其模式應用時，首先將河川系統根據其水理特性分成數個河段(Reaches)，每一河段具有相同水理特性，即在一河段中的任何斷面之水文特性及水質參數均視為相同。每一河段又等分成數個等長的計算單元(Elements)，模擬之河段計算單元數必須為整數。

此外，QUAL2K 並導入非點源污染概念，可將污染負荷量分配至各河段中，QUAL2K 的計算單元分為七種類型：

- 源頭單元：為所有主支流系統之起始單元。
- 標準單元：一般演算之單元。
- 匯流點上游之單元：指定在匯流點上游主流之單元。
- 匯流點單元：指定支流進入系統之單元。
- 河系最下游單元：水系中最後一個單元。
- 流入單元：指污染負荷之流入點。
- 取水口單元：指系統中之取水點。

3. STREAM 簡介

STREAM(O' Connor et al., 1976)為依據 Streeter-Phelps 修正式(Streeter and Phelps, 1925)所發展之簡化型水質模式，其模擬項目為 DO、NBOD 及 CBOD_u。STREAM 為 1D 穩態演算，模式之控制方程式為不考慮水體延散行為之一維質量傳輸方程式。

STREAM 模式之特色在於簡化後之控制方程式為一階常微方程式(1st-order ordinary differential equation)，可直接求解其解析解(analytical solution)，無需以數值解(numerical solution)方式演算或迭代(iteration)。

綜合以上國外模式介紹後，真正落實在實際應用上，就需要針對各個目標體去研選適宜的模式，因此本研究參考國內各技術報告後，彙整提出選用最適模式時之評估原則，說明如下：



1. 是否適用於模擬目標水體

水質模式之選用，必須滿足目標水體之水理條件、潮汐現象、水體使用狀況及河中固定結構物等影響，對於支流排水帶入污染負荷量之計算及模式對格點及河段劃分之限制亦為必須考量之因素。

若依模式模擬的空間尺度考量，越寬及越深的河川，其橫向及垂向的水質變化較明顯，因此可能需要提高模擬的維度；惟模擬維度越高，其複雜度與相關資料需求量也必然隨之提高。

在河川污染整治規劃階段，對河川水質之模擬多較關注污染匯入後之縱向水質推移變化，相同河段內之橫向水質變化則並非為考量重點，因此模擬時多採一維分析；而河口及港灣水質受潮汐影響，水質應進行“面”之考量，因此模式選擇至少應為二維模式較佳，若在海洋污染物之傳輸模擬上，以二維以上模式模擬較能符合實際狀況。


2. 模擬項目是否呼應整治目的

國內目前最常應用之河川水質評估指標為 RPI，RPI 係以溶氧、生化需氧量、懸浮固體及氨氮等四項水質綜合評估河川水質狀況。此外，政府現階段訂定之河川水質整治目標為「不缺氧、不發臭、水岸活化」，因此選用之河川水質模式至少必須能模擬溶氧、生化需氧量、懸浮固體及氨氮等四項水質，以評估河川污染程度及整治成效。

3. 既有資料是否滿足模式需求

水質模式必須輸入符合演算條件之各項資料及參數方能進行模擬，因此對於目標水體掌握的資料越豐富，模式演算的結果就越具可靠度。資料需求視演算維度而定，維度越高則資料需求量就越大。因此如果現有資料不足，則應以低維度、穩態方式進行模式選擇及建立，以免造成模式彈性過大，假設性參數及資料比例過重而影響水質模擬結果。

4. 模擬內容及操作複雜度



一般河川若流況單純或流域範圍較小，應用穩態模式即可反應其變動趨勢；但對於大型河川如跨縣市的中央管河川等，因河系複雜且流域範圍廣，在時間與空間等相關因素交互影響下，單純以穩態模擬方式僅能初步掌握其變動趨勢，對於特定條件下之水質狀況則不易顯現。惟因動態模擬的操作複雜度遠高於穩態模擬，因此模式是否應考量採動態模擬，仍以模式應用目的及需求而異。

穩態與動態模擬之區分主要以水體性質是否隨時間變化而定，穩態模式不考慮時間上之變化，輸入變數與系統參數為無時變性之空間變數；若模式之輸入變數與系統參數為具時變性之空間變數，即為動態模式。穩態為理論上之理想情境，雖不存在於真實環境中，但在近似且可接受之環境條件下，穩態模式仍是一足以提供應用之工具。然而建立動態水質模式必須有龐大的資料且耗用資源也高，因此一般河川基於整治規劃需求通常以穩態模擬為考量；惟對於未來有進一步探討動態水質變化需求的河川而言，基於模式應用之延續性考量，於模式選用時可考慮選擇具動態水質模擬發展性之模式。模式若具備動態演算能力，將可演算長期或即時性之河川水質變化與趨勢，並可提供更進一步的情境模擬或預測。

5. 程式碼是否公開並易於取得

模式之取得方式首先須考量版權及是否需要付費的問題，此外尚須考慮是否可針對河川特性或需求調整模式參數或直接改寫其演算結構，以符合水體及此河系之需求。因本研究將針對國外模式進行本土化及程式碼修改，故其程式碼之取得為一重要選項。原則上，除了商用模式之外，其餘用在學術研究上之水質模式，大都公開其原始程式碼，供學術研究使用。

6. 是否包含水理計算

水理條件將決定水質演算中各項重要參數，其中水理演算須包含斷面、流量、流速、水位等水力條件。較佳之水質模式應具備完善之水理演算能力，方能充分顯示該河段之水理狀態，使水質模擬與現況更能相近。水理計算為水質模式之基礎，如水質模式能有良善或周延的水理演算能力，在使用上就僅使用單一模式即

可；若其水理演算能力無法滿足研究需求時，則可透過外掛其他水理模式，於適宜水理模式內進行演算，最後將其結果匯入水質模式進行模擬。如此方式較適宜於穩態模式之構建。



7. 模式之成熟度與應用經驗

模式若有應用於目標水體之成功經驗，表示其已使用充分數據資料執行過模式之建立及校正和驗證，初步可知此模式已進行現況河川模擬，因此可考量優先選用。

綜合以上，本研究主要研究區域為淡水河流域，屬重點整治河川，無論中央或地方都投入相關多的資源來應用，因此本研究在選用最適模式上，即參考現有成果上，來加以選取。經了解後知道環保署於民國 83 年執行「淡水河系污染整治後續實施方案檢討」計畫及民國 98 年執行「北部地區河川污染整治推動、輔導及評析計畫時」時，均曾邀集專家學者進行淡水河水質模式研選，經交流討論後決定採用 WASP 作為模擬工具。此外，自民國 82 年~97 年，WASP 模式為淡水河系應用最廣泛之水質模擬，故選用 WASP 為研究區域之模擬工具應為妥適。另本研究亦蒐整歷年應用於淡水河系之水質模式如表 3.1-2 所示。

表 3.1-2 歷年淡水河系相關計畫選用模式彙整表

編號	計畫名稱	使用模式
1	台北區衛生下水道綱要計畫, 1972.	Streeter-phelps 修正式
2	淡水河流域水污染防治規劃, 1979.	Streeter-phelps 修正式
3	台灣省台北近郊衛生下水道系統規劃, 1984.。	Streeter-phelps 修正式
4	河川污染特性及水質數學模式之探討—以基隆河為例, 1989.。	QUAL2E
5	淡水河系污染整治規劃, 1990.	QUAL2E 及 HEM
6	基隆河針對河川影響及監測系統之評估(一), 1993.	WASP4、ESTUARY
7	基隆河針對河川影響及監測系統之評估(二), 1994.	WASP4、ESTUARY
8	淡水河系污染整治實施方案檢討, 1994.	WASP
9	淡水河系河川曝氣底泥清除及下水道聯接使用計畫對河川水質改善程度評估, 1995.	WASP
10	淡水河流域大漢溪、新店溪非點源污染分析調查及整治規劃—板新水源區、翡翠水庫水源區氮磷污染分析、調查及整治規劃, 1999.	WASP
11	淡水河系污染整治檢討與改善計畫, 2005.	WASP
12	94 年度台北縣景美溪(深坑中正橋)基隆河(江北橋)水質整體規劃及細部設計計畫, 2005.	WASP
13	基隆河水污染檢測及削減之評估計畫, 2005.	WASP
14	基隆河集水區及大漢溪水質改善推動計畫, 2006.	WASP
15	淡水河系污染整治支援計畫, 2007.	WASP
16	水質模式率定及驗證與污水廠對水質影響調查計畫, 2008.	WASP
17	淡水河流域污染整治管理計畫, 2008.	WASP
18	北部地區河川污染整治推動、輔導及評析計畫, 2009.	WASP
19	臺北縣淡水河流域水質水理監測與模式評估調查計畫, 2010~2012	WASP
20	底泥污染來源及傳輸模式調查計畫-以重點河川為例, 2013	WASP



3.2 國內水質模式應用概況與問題

如前節所述，國內並未自行開發研發水質模式，且基於國際間已有許多成熟及完整之水質模式供應用，因此國內一般在應用水質模式上，皆引用國外現有模式，經部分補充調查後，隨即應用於目標水體內，這亦是較經濟之應用方式，故也被國內政府或學術單位廣泛使用。本研究蒐集國內近幾年來模式的使用概況，可歸整出幾個重要應用關鍵問題，說明如下：

1. 長期監測資料不足

國內對於河川流量、水質監測資料主要以了解河川概況為主，僅針對重要河段進行定期監測，尤其是流量與水質監測資料並未同步，致使相關監測資料，僅可供研究者或機關單位參考或研析其變化趨勢，其對於後續建立模式工具所需的資料數量與質量仍有很大的出入。

對於監測資料之品質管控，國內已發展出一套品質管控制度，其包括採樣、送驗、檢驗、結果等都有一定的要求與規定，因此對於資料結果，應有一定的公信力。然監測所需之預算較為龐大，故現今全國河川水體定期監測以月為單位，每月進行一次，以一般項目為主，每季則加測重金屬等項目。若單位或機關欲建立水質模式，需大量監測數據時，則改由專案型補測方式，透過短期的監測結果，以提供較詳細的水量水質資訊。

基礎資料建置除了河川主體之外，另外重點在於側入流/支流之污染魚骨圖建立，此一般皆被各單位忽視，或採用簡易推估方式進行預估或推測，鮮少單位會定期監測各側入流/支流之排放總量，原則上皆會結合調查計畫，以專案短期執行方式，進行局部調查。對於流域面積及側入流數大之河川，較難得到單一時間點(如年或月)之污染負荷魚骨圖，因此也造成模式應用上一很大的挑戰。

基於以上可知，現今國內各河川基礎資料較為短缺，在應用上應小心使用各項假設。本研究基於此，也特針對研究區域進行較詳細之調查，以取得足夠資訊進行模式建立。



2. 模式輸入(出)資料誤植


台灣地區主要利用河川污染指標 RPI (River pollution Index) 作為判斷河川污染程度及河川污染改善的參考，因此在水質監測方面便以 RPI 的四項水質項目為主，其分別為 BOD₅、懸浮固體、氮氮及溶氧，因此台灣的水質數據多為 BOD₅ 而非 BOD_u。然而水質模式模擬時係利用 BOD_u (Ultimate BOD) 作為模擬基本要項，並非一般常用的 BOD₅，因此台灣地區進行水質模擬時，必要先將 BOD₅ 轉換為 BOD_u 後進行模擬，再將 BOD_u 的模擬結果轉換回 BOD₅，才可進行水質模擬工作。在檢視國內各項水質模式應用上，大都直接輸入 BOD₅ 為其模擬要項，造成部分模式結果失真，其中以水質較好之河川差異最大。

鑑此本研究進行此項輸入所產生之差異，利用 BOD_u/BOD₅ 轉換之影響因子來進行分析比較，並透過淡水河及中港溪這二個實際案例進行差異比較，並建立其轉換方式與因子，以供其他使用者在輸入條件設定上參考應用。

整體而言，台灣地區在河川特性變化大且受到嚴重污染的條件下，固定 k_1 值的 WASP 水質模式已不敷使用，再加以河川水質監測項目以 BOD₅ 為主，因此依水質模式的角度而言，未來仍應檢測 BOD_u 作為模式輸入值以及改變 k_1 為空間變數，應可使水質模式更適用於台灣。

3. 本土化參數研究較少

除了基礎資料不足、輸入數值、參數空間化之問題外，另外更重要的問題在於參數值之選用。目前模式內所需要的參數少則十數個，多則為數百個，但在這些參數值之選用上，如何選擇適宜的參數值，是一個很重要的議題。現今國內對於參數值選用的方式，主要以參考國外文獻內所提到之參數範圍值或建議值，再透過校驗正的方式，進行重點參數調校，以取得該河川之參數值。然經由實際模擬及進行模式校驗證時，可發現參數值之跳動及敏感度都隨著各河川特性不同而不同，文獻上的建議值，也無法適用於各種河段。因此，本研究參考國外實驗室



之做法，實際於研究區內進行重點參數之量測，以限縮重點參數之歧異，使得模式能真實反應現況，進而成為後續管理決策或水質預測之工具。本研究將以祛氧係數與硝化係數等二個重要參數進行量測方式評估與設定、現場量測及後續參數值分析等，除此之外，也針對底泥需氧量進行去參數化，使其直接於模式內自動計算及反應，減少參數不確性。針對參數量測及底泥需氧量去參數化內容，請詳見本研究第四及五章內容。

3.3 模式改善方案-建立具空間性參數

經由探討後，有了前節所討論的三大關鍵課題，其中最優先及根本解決模式應用限制的部分，就是輸入資料的改變及參數空間化。以下就針對此二部分提出較詳細的成果說明。

首先，本研究在 BOD_u/BOD_5 轉換上，主要考慮 BOD 一階反應係數(k_1)及溫度影響，經由模擬比較後可知 DO 和 BOD_u 模擬結果與 k_1 值大小成反比，而氮氮則幾乎不受其影響。當 BOD_u 轉換為 BOD_5 進行模式結果校驗正時，會因污染行為之不同，產生不同 k_1 值下模擬曲線(BOD_u 及 BOD_5)會有交會或反轉之現象，其中本研究所選之淡水河，出現交會現象，而在中港溪部分，則出現反轉現象。因此若以 BOD_5 為主要基本監測項目，在水質模擬時應特別注意 k_1 值變化較大之區域，並做適時之轉換，以免造成水質參數調校錯誤之情形。

進行 BOD 轉換工作時，比值大小會隨著溫度及河川污染程度、祛氧係數(k_1)值等參數而改變，因此轉換的步驟常造成模擬誤差或錯誤轉換的發生。

由 $BOD_u=BOD_5(1/1-e^{-k_1DCxt})$ 可知， BOD_u 與 BOD_5 間之轉換呈現對數關係，表 3.3-1 為各 k_1 值下 BOD_5 與 BOD_u 轉換之倍數，由表 3.3-1 得知，當 k_1 值大於 0.6 時，轉換倍數 $R=1.052$ 相當接近 1，當 k_1 小於 0.35 後，轉換倍數開始呈現快速增加之變化。

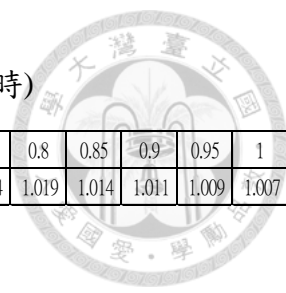


表 3.3-1 BOD_u/BOD₅ 轉換係數表(溫度不變時)

k_1	0.1	0.15	0.2	0.25	0.3	0.35	0.4	0.45	0.5	0.55	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.85	0.9	0.95	1
轉換係數R	2.541	1.895	1.582	1.402	1.287	1.210	1.157	1.118	1.089	1.068	1.052	1.040	1.031	1.024	1.019	1.014	1.011	1.009	1.007

註：轉換係數 R：BOD_u = R × BOD₅

在 BOD_u 轉換 BOD₅ 的過程中，除了直接受到 k_1 的影響， k_1 也會因溫度而有所變化，相關變化之方程式如式(3-3)。表 2 為各溫度下 k_1 所轉換之倍數，由表 3.3-1 得知，因此將 BOD_u 轉換至 BOD₅ 時，必須考量模擬狀況下的溫度加以調整。

$$KDC_{(T)} = KDC_{20} \times KDT^{(T-20)} \text{ ----- (3-3)}$$

KDT 為含碳物質祛氧率的溫度校正係數

(Temperature coefficient for carbonaceous deoxygenation in water column), 本研究設定為 1.047

表 3.3-2 BOD_u/BOD₅ 轉換係數表(不同溫度下)

Temperature °C	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32
轉換係數 T	0.759	0.795	0.832	0.871	0.912	0.955	1.000	1.047	1.096	1.148	1.202	1.258	1.317	1.379	1.444	1.512	1.583	1.657	1.735

註：轉換係數 T： $k_1 = k_{120} \times T$

結合 BOD 與 k_1 、溫度、反應天數三項因子的影響，BOD 轉換的總變化關係如式(2)。本研究將此 BOD 轉換方程式繪製為圖 3.3-1，圖中可直接查詢各溫度狀況下，BOD_u 轉換 BOD₅ 之因子。

$$BOD_t = \frac{BOD_u}{1/(1 - e^{-(k_1 \times KDT^{(T-20)} \times t)})} = \frac{BOD_u}{S.F.} \text{ ----- (2)}$$

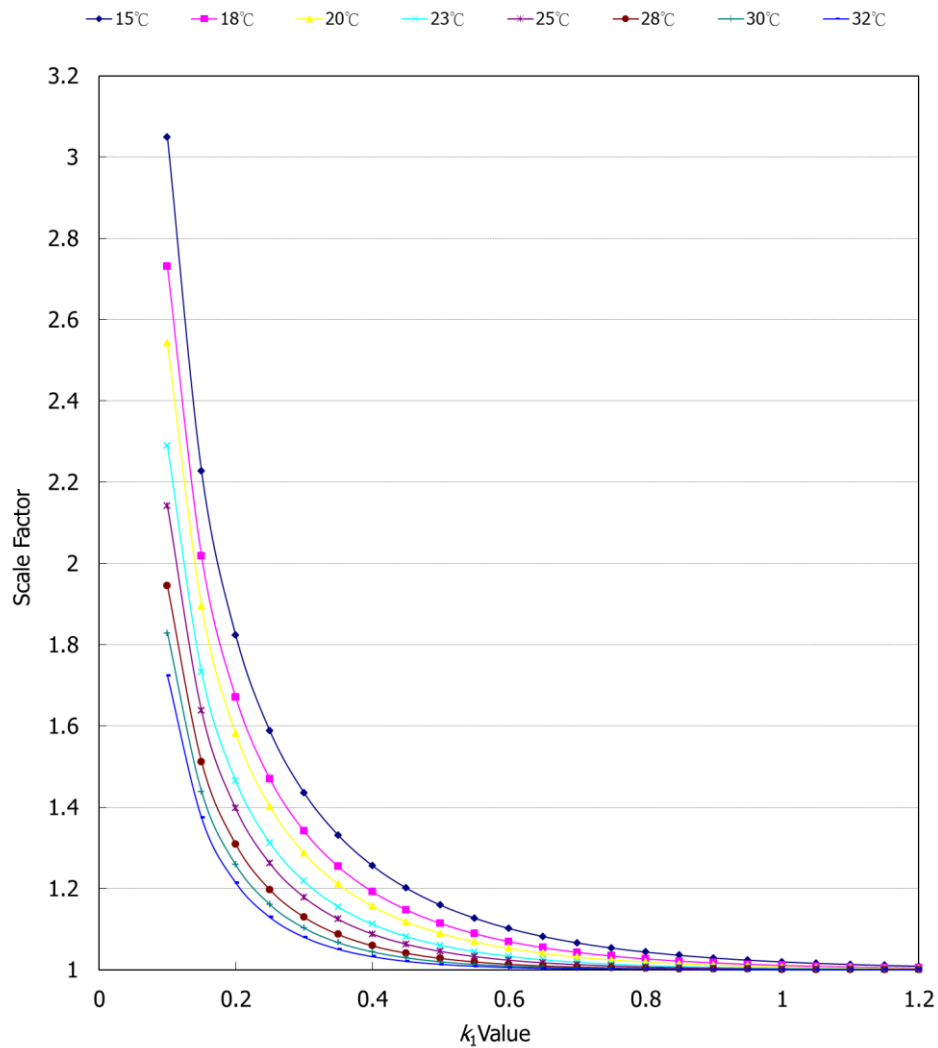
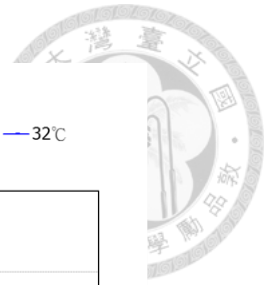


圖 3.3-1 BOD₀/BOD₅ 與 k_1 分佈表

圖 3.3-2 為淡水河及中港溪溶氧及氨氮模擬之成果，其中圖 3.3-2 之左圖為淡水河模擬結果，由圖中顯示，溶氧模擬在 k_1 值變化時，上游（污染源處）影響較為明顯，氨氮主要受到硝化係數(k_n)影響，因此變化較不受 k_1 值變化影響。利用模擬結果與實測數據比較後，氨氮模擬結果良好，至於溶氧部分，以 $k_1=0.5$ 的狀況下模擬較為符合。

圖 3.3-2 之右圖為中港溪模擬之成果。由圖中顯示，溶氧模擬受到 k_1 值變化時，上游（污染源於下游）幾乎沒有影響且呈現飽和的現象。氨氮仍不受 k_1 值變化影響，兩種模擬結果幾乎重疊。利用模擬結果與實測數據比較後，氨氮模擬結果良

好，至於溶氧部分，由於污染源（都市及工業區）集中於中港大橋以下，中港大橋以下溶氧量急速下降，但溶氧模擬結果並無明顯差異。

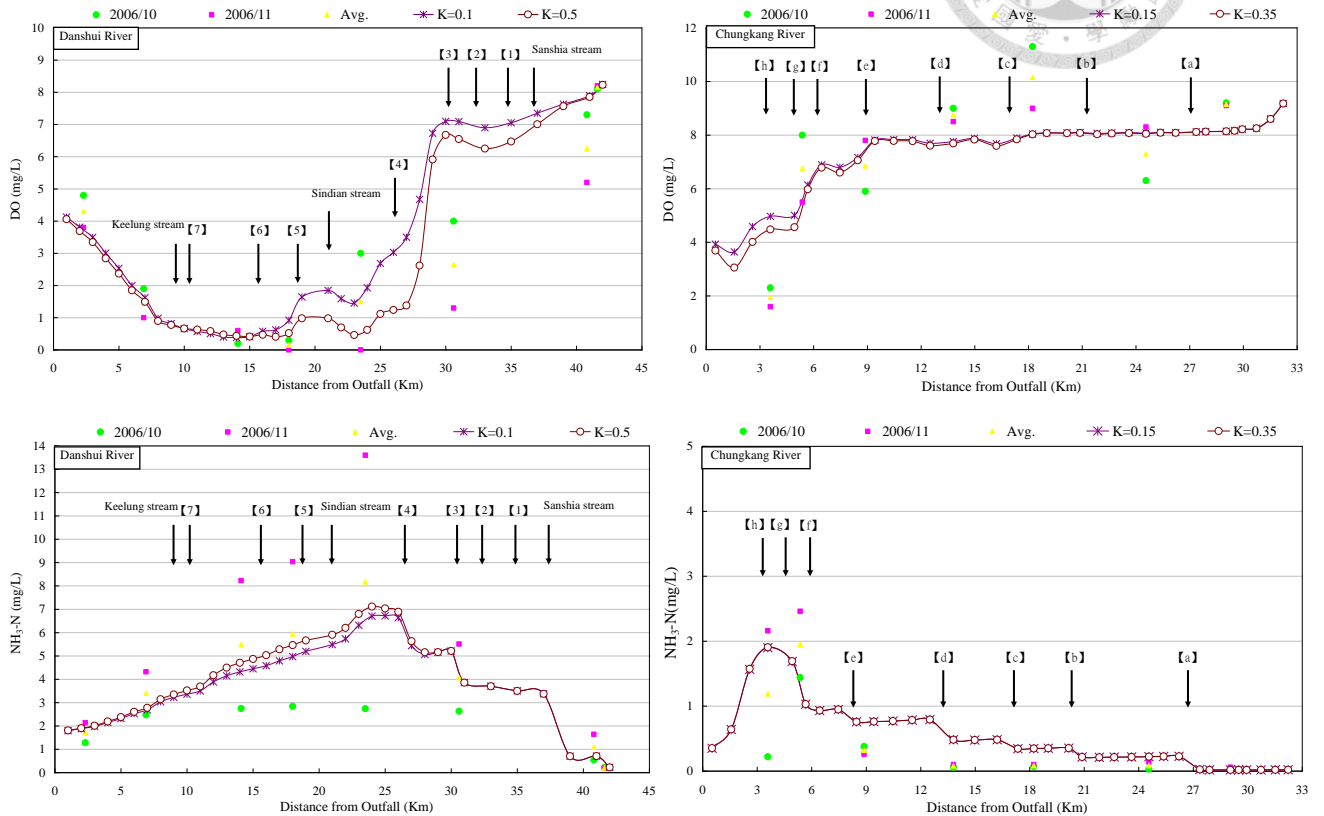


圖 3.3-2 淡水河與中港溪模擬成果(DO/NH₃-N)

利用本研究中 BOD 轉換方式，將 BOD_u 模擬結果轉換為 BOD₅ 後繪圖，圖 3.3-3 為淡水河及中港溪 BOD₅ 及 BOD_u 模擬之成果。圖 3.3-3 左方為淡水河模擬結果，模擬結果與預期相同， k_1 值大小與 BOD_u 模擬結果成反比。至於 BOD₅ 模擬之成果部分，在 k_1 值不同的狀況下，上游部份 k_1 值轉換倍數效果（由表 3.3-1， $k_1=0.1$ 時，BOD 轉換倍數 R 為 2.54）遠大於 k_1 祛氧反應之影響，而下游部分 k_1 效果逐漸明顯，因此造成兩項 BOD₅ 模擬結果在新店溪匯入處產生交會的現象。利用圖中實測 BOD₅ 數據茲以驗正， $k_1=0.1$ 時 BOD₅ 模擬結果較符合實測數據。

圖 3.3-3 右方為中港溪 BOD₅ 及 BOD_u 模擬之成果。 k_1 值大小仍與 BOD_u 模擬結果成反比，此現象於下游主要污染源處最為明顯。至於 BOD₅ 模擬結果部分，在 k_1 值不同的狀況下，由於主要污染源集中於下游， k_1 祛氧效果不彰，加上 k_1 值轉



換倍數效果的差異(由表 3.3-1, $k_1=0.15、0.35$ 時, BOD_5 轉換倍數 R 為 1.895、1.21), 造成 k_1 值大小與 BOD_5 模擬結果成反比, 和 BOD_u 的模擬結果完全相反, 且兩種 k_1 值下 BOD_5 模擬結果並無交會點, 而直接發生反轉的現象。

以上結果相當特殊, 但在台灣地區的河川中, 上游無嚴重之污染源且污染量集中在中下游的狀況常發生, 加上河川上游 k_1 值若較低(以大漢溪上游為例, k_1 值 82 年實測值為 0.10), 易產生 BOD_5 模擬值較低之反轉現象, 此類現象在台灣地區相當常見。

在考量淡水河及中港溪二條河川模擬結果及特性可知, 如在河川污染量大且集中之都會型河川進行模擬校驗時, 未能考量 BOD_5 轉換倍數時, 而以 BOD_5 直接取代 BOD_u 進行水質模擬及結果校驗, 將會造成誤判之狀況。

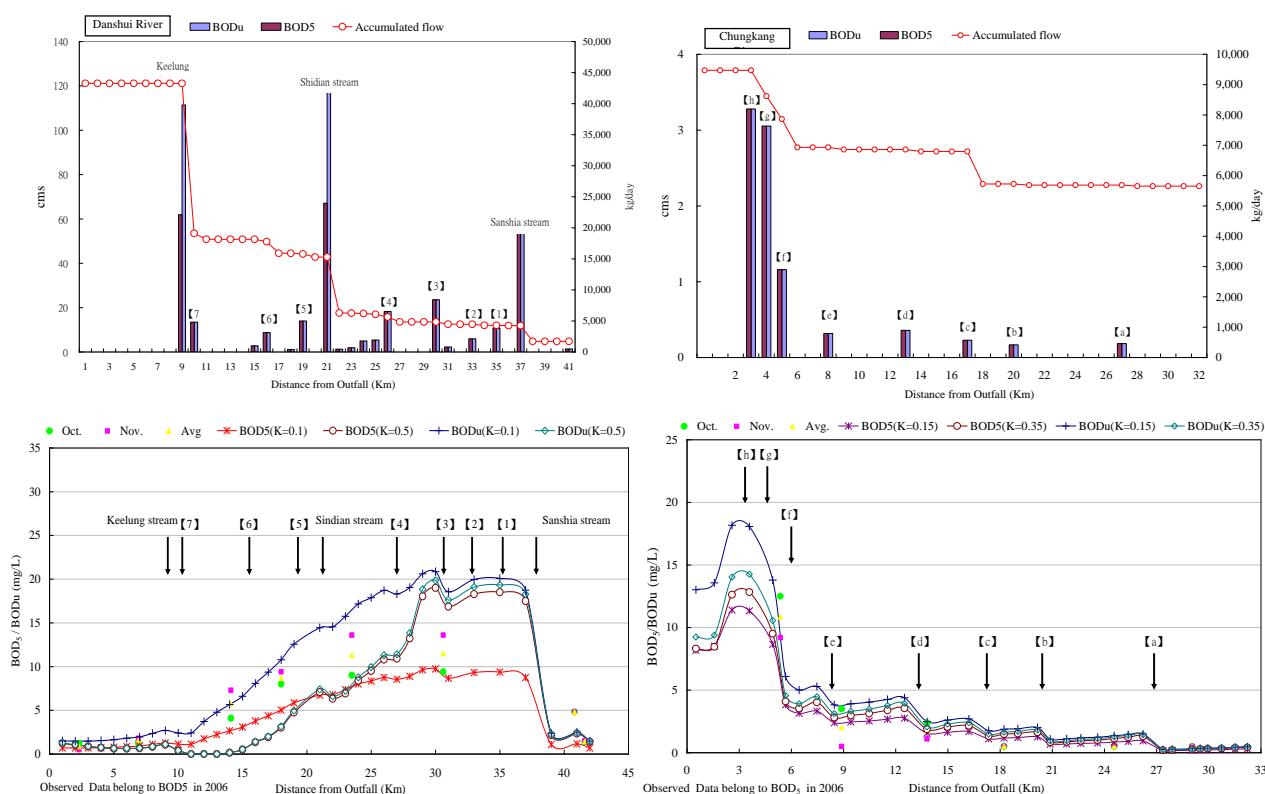


圖 3.3-3 淡水河與中港溪負荷量與模擬成果圖

綜合以上水質模擬之結果, 在淡水河溶氧模擬中, 上游污染嚴重區域以 k_1 值較大時較為合適, 然下游區域則以 k_1 值較小的模擬結果較為符合數據。由於污染

源由上游開始不斷流入，使得河川上下游特性差異極大，因此難以得到相同 k_1 下，溶氧與 BOD 值的良好平衡的模擬結果。

透過使用不同的 k_1 值，採用較低的 k_1 值與較高的 k_1 值來進行模擬比較，其中淡水河使用 0.1 及 0.5 (day^{-1})、中港溪採用 0.1 及 0.35 (day^{-1})，來進行比較並繪製如圖 3.3-4 所示。

另外由 Chen etc. (2012) 也特別指出此類相關問題並有以下結論

1. 淡水河因主要污染來自生活污水，然而生活污水處理迄今尚未完全得到處理，故原家戶排放之污水則直接流入河川，此類高濃度污水在低溶氧的狀態下，其主要反應是著重在 CBOD 之削減，而氮氮之硝化作用，則因溶氧不足，而使其反應作用較慢，原則在此類污水下，其作用時間通常會發生在第 5 天以後(一般來說是 7~8 天才會啟動)，因此 CBOD 之祛氧係數，在台灣污染較嚴重之河川上，其重要性相對提高許多。
2. BOD_u 與 BOD₅ 不相同，在模式模擬上，是以 BOD_u 為計算基準，對於高祛氧係數(K 值大於 0.5 以上)，其 BOD_u 幾乎等於 BOD₅，故利用 BOD₅ 來當作 BOD_u 輸入模式是沒有問題的。但若該河段之祛氧係數較低(如 K 值小於 0.1 時)，其 BOD_u/BOD₅ 之比例會高達 2.54，對於模擬結果將會造成很大的影響
3. 後續在使用 WASP 模式時，應檢視祛氧係數，並透過轉換，將一般常用之 BOD₅ 轉換成 BOD_u，再代入模式。而模擬結果也應透過轉換，得到 BOD₅ 再進行繪圖比較。
4. 透過不同 K 值之設定，了解到淡水河上游祛氧係數較高，下游祛氧係數較低，因此建議應採用具空間性參數，較能符合台灣河川實際需求

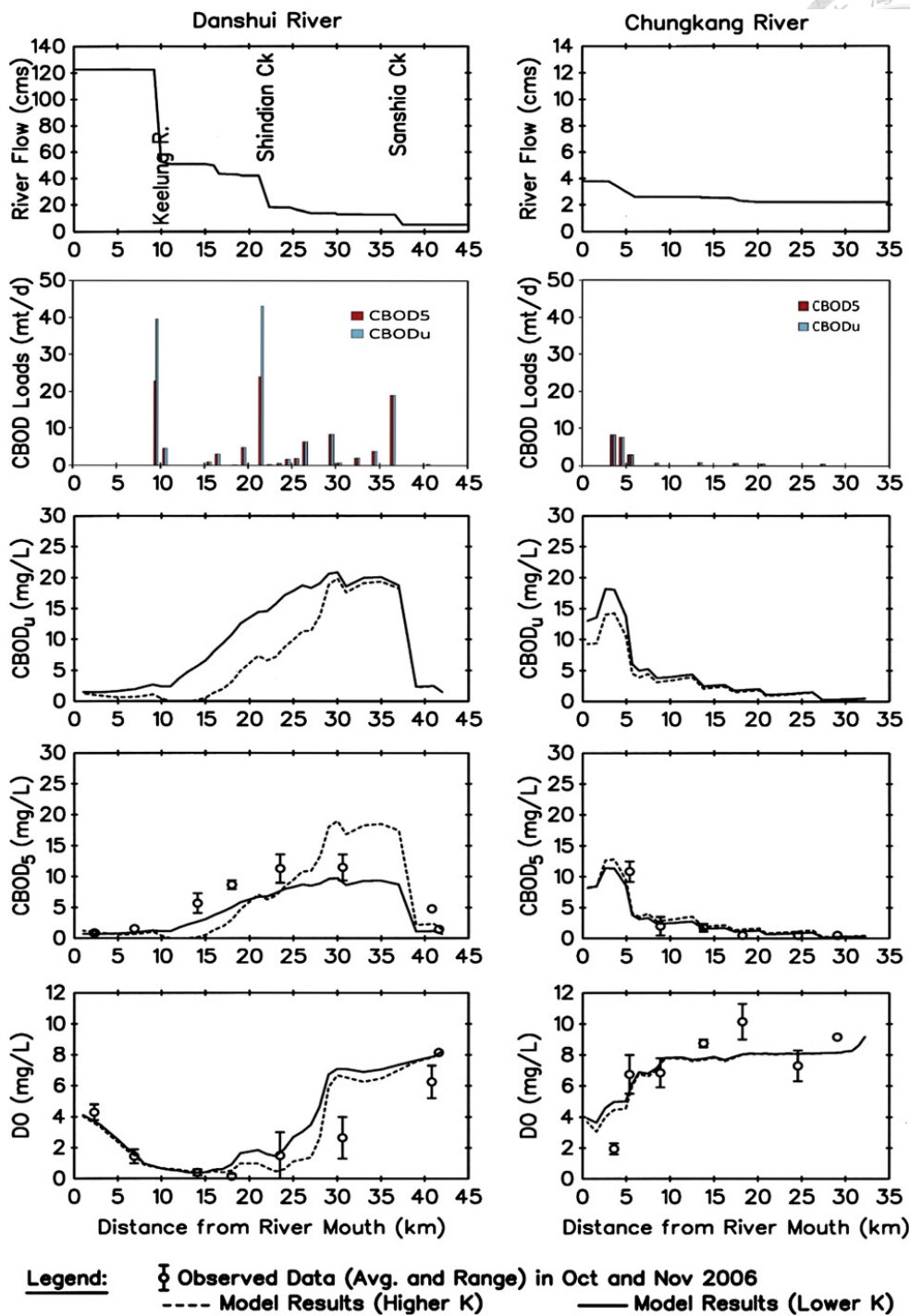
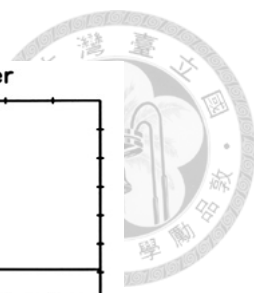


圖 3.3-4 不同 k_1 值下的淡水河與中港溪負荷量與模擬成果圖

本研究在參考歷年執行成果(Chen et al., 2012 以及 MWH, 民 99a), 進行 WASP 程式之參數空間化修改, 經由程式修改, 將 k_1 值由原 H 群組(全域參數)修正至 G 群組(各網格參數), 使得 k_1 值能依不同網格, 給予不同的值, 以反應出實際各河段



不同 k_1 值之結果。

更改程式後，隨即進行模式測試模擬，在不變輸入條件及 k_1 值狀況下，採用全域參數與使用空間參數，其結果應一致，使更改後的模式與原先模擬結果相同，此時模式修正方屬完成。另依實際採樣結果進行不同參數下之模擬，得到修正前與修正後之差別，由圖 3.3-5 可知，其修正後的模擬結果更貼近實測值。

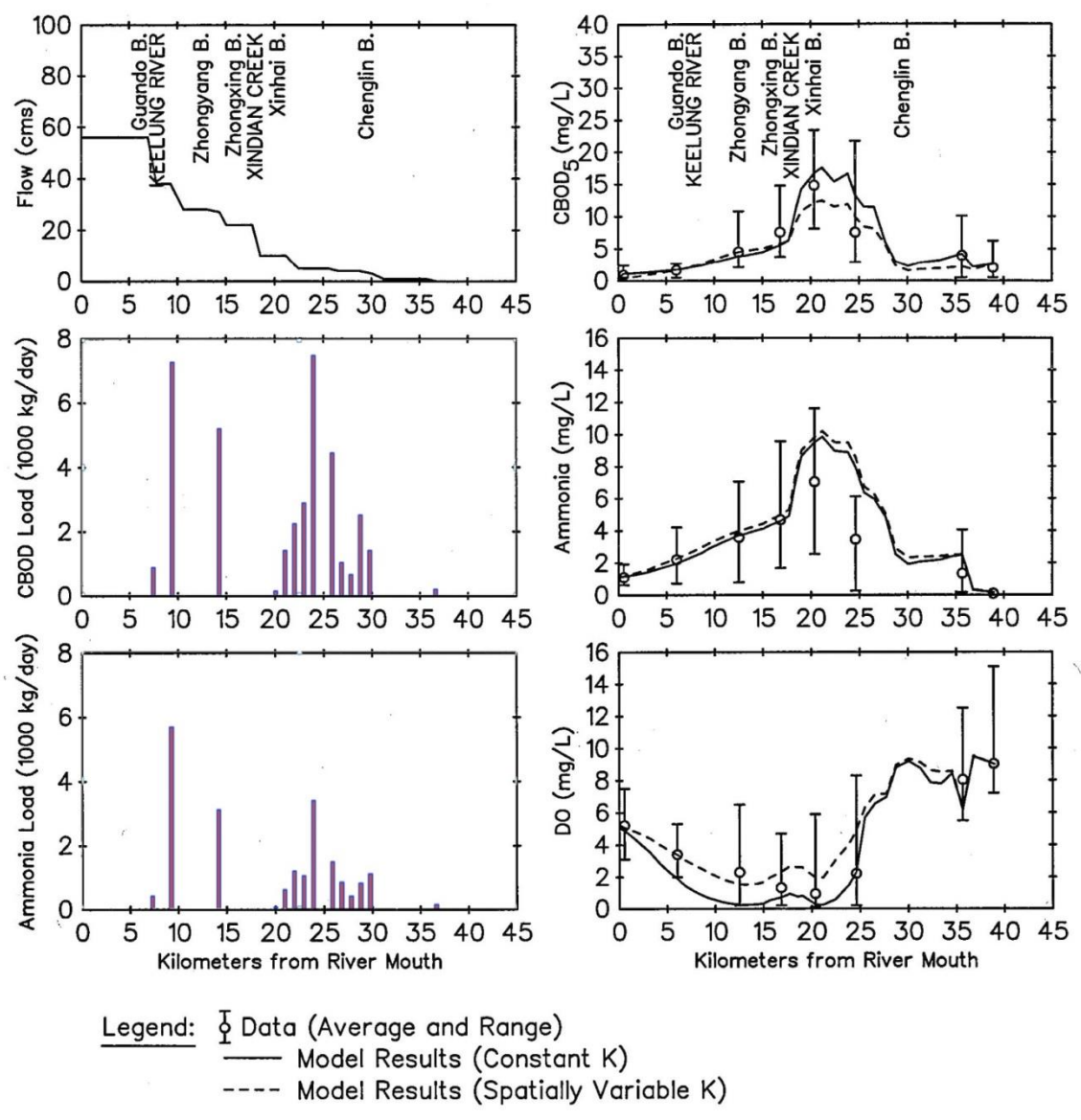


圖 3.3-5 修正後淡水河與中港溪模擬成果圖



第四章 河川水質參數調查

4.1 實驗方法與內容

經由前章所述國內所見問題，本章節主要探討國內河川質重要參數值範圍。本研究參考 Chen et al., 2012 之研究發現，在台灣的河川內生化需氧量之耗氧速率會因各支流排水濃度及污水特性而存在著空間上的變化，據此研究亦可探究出淡水河流域由上游至下游應可區分出幾個不同反應之耗氧速率。

以 BOD_5 為例，以往水質模式之需求，僅量測 2 天及 5 天 BOD_5 未區分 CBOD 與 NBOD。同時，2 天及 5 天 BOD_5 無法提供河川耗氧之動力結構，淡水河各河段收取不同強度之 BOD_5 污染，其耗氧之動力型態各不相同，同時考量硝化作用何時會啟動則更為複雜。

鑑此，透過實驗設計，量測出河川中之生化需氧量之耗氧速率，並帶入現已校驗完成之 WASP 模式，應可提高模式預測之精準度。

為能準確量測出河川水體中之各項水質反應參數(如祛氧係數、硝化係數等)，本研究主要參採美國明尼蘇達州於密西西比河案例(Haffely, 2009)，其主要針對 Metro Plant 排放水對河川之影響，以測定水體中參數之實驗設計。

經由本次實驗測試結果，可發現到直接沿用密西西比河案例(Haffely, 2009)並無法得到良好結果，須進行部分改善措施。其改善措施包括以下

1. 避免水樣受外界氧氣逸散或導入

本次實驗是以氧氣量為基礎，進行水樣耗氧量之計算。因此在水樣耗氧過程中，必須減少不必要的外界影響。經過多次檢討，建議採用透明玻璃球，在每天取樣進行分析時，投放等體積之玻璃球，以填滿整個水樣容器。而玻璃球在投放前，皆必須進行清洗，以避免造成水樣之污染而影響實驗結果。

2. 控制 DO 在較小的範圍

因為研究區域之水質條件較差，耗氧量大於同一溫度下之飽和溶氧，因此在

實驗的過程中，必須進行強制供氧，以使水樣得以持續耗氧。然而為避免過度曝氣或水樣溶氧不足而產生之加速或延遲反應，故建議控制 DO 濃度在 4.0~7.0 mg/L 之間。實驗期間則透過 DO meter 長時間監測，當 DO 小於 4 mg/L 時，則啟動曝氣至不超過 7.0 mg/L。曝氣前後必須記錄 DO 值之變化，以利後續計算總給氧量。

3. 縮短曝氣時間及增強曝氣效果

在儘量減少水樣擾動及被影響的時間下，建議水樣在進行曝氣時，應快速及有效。原先參照密西西比河案例(Haffely, 2009)，採用小型空壓機進行曝氣，所需時間較長，且效果不易掌控，造成後續分析上，常有曝氣過量或不足等現象。為改善此現象，本研究改採純氧曝氣，利用純氧曝氣可快速及有效地將氧氣輸送至水樣中，一方面較容易控制溶氧值，另一方可縮短曝氣時間，大大減少此方面對實驗上的干擾。

4. 採用恆溫方式，減少溫差之影響

溫度為生物及化學反應一重要因子，如在實驗的過程中，水樣溫度呈現不規則變化時，不利於後續反應常數計算。因此，本研究在考量台灣氣候變化，早晚溫差較大，故建議將水樣放置於恆溫室內($20\pm 1^{\circ}\text{C}$)，以減少因溫差而產生之差異。

在歷經幾次測試後，減少許多環境及儀器誤差後，建立本研究水質參數實驗步驟標準作業程序(SOP)詳如圖 4.1-1。步驟說明如下：

Step1. 現場採樣(Sampling)

為有效取得具代表性之水樣，採樣時機則配合當日淡水河口最低潮位發生時間前後 30 分鐘內採樣，每測站之水樣(約 5L)，水樣保存於 4°C 及暗處下，儘速送實驗室分析。

Step2. 樣品前處理與保存(Sample Pre-treatment and Assurance)

各水樣以 $0.45\ \mu\text{m}$ glass filter 過濾，過濾後，量測各測站水質，包含溶氧、氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總凱氏氮檢測並紀錄。若溶氧值低於 $7.0\ \text{mg/L}$ 時進行曝氣，使溶氧值達 $7.0\ \text{mg/L}$ (不可超過 $7.0\ \text{mg/L}$ 以上)。待分析後將 2 L 水樣以玻

璃瓶保存，並保持密封於恆溫室(溫度 $20\pm 1^{\circ}\text{C}$)保存水樣。

Step3. 對照組設定

同步針對各樣品取 300 mL 水樣至 BOD 瓶中，並加入抑制劑，抑制硝化作用，另外分別執行第二天及第五天 BOD 實驗分析，作為實驗比對用。

Step4. 每日量測記錄(Daily Measurement)

實驗連續分析 20 天，每天量測 DO、分析 $\text{NO}_3\text{-N}$ 及 $\text{NO}_2\text{-N}$ ，量測第一天及第 20 天 TKN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 。每次取水量測後，隨即添加玻璃珠使瓶內無自由水面或其他空氣。

Step5. 溶氧控制(DO Control)

量測分析期間，隨時觀測溶氧變化，當溶氧小於 4.0 mg/L 時利用純氧快速曝氣避免缺氧，待溶氧值達 7.0 mg/L 時停止曝氣，避免水中溶氧過飽和。



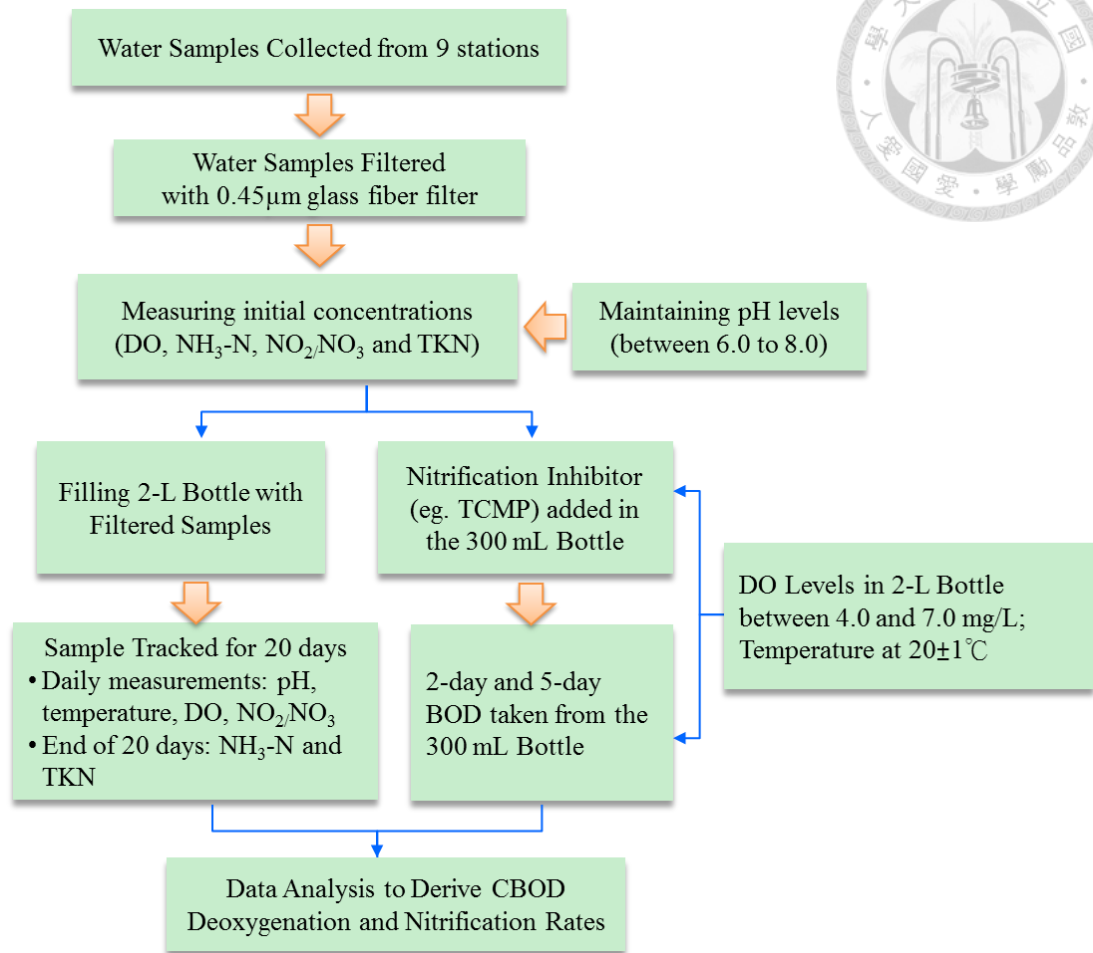


圖 4.1-1 水質參數分析步驟

4.2 現場採樣

能更清楚掌握河川及污水特性，藉由量測各測站全程(20天)之耗氧數據，計算各測站之祛氧係數(K1)及硝化係數(Kn)，此實驗以淡水河系各河段之特性與水質變化較影響之河段，挑選 12 處執行水質參數分析，採樣測點分別為大漢溪之城林橋、新海橋、新店溪之秀朗橋、景美溪(便橋)、華中橋、基隆河之實踐橋、社后橋、民權大橋、百齡橋及淡水河本流中興橋、重陽橋及關渡大橋，採樣位置測點如圖 4.2-1 所示。

依據 MWH(民 99C, 民 100b)之檢測結果，其檢測項目包含：pH、溶氧(DO)、氨氮(NH₃-N)、硝酸鹽氮(NO₃-N)、亞硝酸鹽氮(NO₂-N)、總凱氏氮(TKN)、第二天生化需氧量(BOD₂)及第五天生化需氧量(BOD₅)。檢測次數共計有 4 次，其中 2009

年至 2010 年，12 個測站各執行 3 次檢測，2011 年挑選其中 9 站進行 1 次檢測。

各測站之檢測次數整理如表 4.2-1 所示。



圖 4.2-1 水質參數測站位置圖

表 4.2-1 水質參數測站檢測次數表

測站序號	所屬流域	測站名稱	檢測年份			總次數
			2010 年	2011 年	2012 年	
1	大漢溪	城林橋	1	2	1	4
2	大漢溪	新海橋	1	3	2	6
3	新店溪	秀朗橋	1	2	0	3
4	新店溪	景美溪(便橋)	1	2	0	3
5	新店溪	華中橋	1	2	1	4
6	基隆河	實踐橋	1	2	1	4
7	基隆河	社后橋	1	2	1	4
8	基隆河	民權大橋	1	2	1	4
9	基隆河	百齡橋	1	2	1	4
10	淡水河本流	中興橋	1	2	1	4
11	淡水河本流	重陽橋	1	2	1	4
12	淡水河本流	關渡大橋	1	2	0	3
合計			12	25	10	47



4.3 參數計算

將連續 20 天分析測值以推估各河段之祛氧係數及硝化係數，以下針對碳生化需氧量(CBOD)、祛氧係數(k_1)及硝化係數(k_n)求得方式加以說明。

1. 碳生化需氧量(CBOD)

本研究以量測溶氧為基準，實驗反應中因溶氧會隨著時間消耗，導致水樣貧養或缺氧，因此需要反覆進行再曝氣，達終端檢測時間後得到溶氧耗損量，經計算後得到總氧量；其過程分為兩階段進行，第一階段為較易氧化的碳化合物氧化(碳氧化)所消耗之氧當量，為碳生化需氧量(CBOD)。第二階段為氮化合物氧化(硝化)所消耗的氧量(NBOD)，依序為氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、亞硝酸鹽氮($\text{NO}_2\text{-N}$)及硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$)，二者之總合為最終 BOD。當亞硝酸鹽氮/硝酸鹽氮與氨氮氧化值接近時，則顯示達到氮之物質平衡。

2. 祛氧係數(k_1)

河川中有機物質的氧化，使水中的溶氧量被消耗，此現象為祛氧作用。祛氧反應程度視溫度而定，過程中 CBOD 會隨時間及溫度的增加而增加，CBOD 曲線也越陡峭。在一定溫度下 CBOD 值經一階衰退方程式： $\text{CBOD} = \text{CBOD}_u(1 - e^{-k_1 t})$ 進行迴歸分析得祛氧係數。

3. 硝化係數(k_n)

主要藉由微生物將氨氮轉化成硝酸鹽化合物，此硝化現象則會造成氨氮的減少及硝酸氮的增加。氨氮經由 $C = C_0 e^{-k_n t}$ 迴歸分析得硝化係數。

整體實驗結果之計算步驟如下：

Step1 統計各天數之總耗氧量/(亞)硝酸鹽氮/ 氨氮減少量

依據各天強制曝氣/純氧量所產生之總耗氧量，逐天以 mg/L 為單位累積。另透過每二天之檢測(亞)硝酸鹽氮值，進行逐天累積之產生量，亦以 mg/L 為單位統計。最後則計算氨氮之減少量，亦以 mg/L 為單位統計。

Step2 計算出總 BOD 量，並區分出 NBOD 及 CBOD



在假設無其他耗損下，總耗氧量等於總 BOD 量，並利用(亞)硝酸鹽氮之產生量，計算水樣之 NBOD 值，總 BOD 量扣除 NBOD 值即為 CBOD 值。

Step3 檢核氮氣減少量與(亞)硝酸鹽氮產生量是否近似

在假設無其他耗損下，氮氣之減少應透過硝化作用轉換成(亞)硝酸鹽氮，故需檢核其是否相等或近似，若差距太大則表示本實驗有其他干擾或污染，不予列入計算，需重新採樣檢測。

Step4 利用迴歸分析取得 CBOD 之反應常數

在計算後即可將 CBOD 值繪圖，並以 $CBOD = CBOD_u(1 - e^{-k_1 t})$ 進行迴歸分析，取得反應常數 k_1 值。

Step5 利用迴歸分析取得 NBOD 之反應常數

在計算後即可將 NBOD 值繪圖，因硝化作用並非一開始就啟動，故須進行硝化作用啟動天數判斷後，再以 $C = C_0 e^{-k_n t}$ 進行迴歸分析，取得反應常數 k_n 值。

若以 2009/10/16 於新海橋測站所進行的第一次測試作為範例說明，其檢測數據統計如表 4.3-1，其中總耗氧量為 65.85 mg/L，氮氣硝化後之減少量為 10.01 mg/L，亞硝酸氮/硝酸氮之產生量為 9.83 mg/L，經計算後可得總 NBOD 為 44.56 mg/L，因此可以反算 CBOD 值為 總耗氧量 65.85 mg/L - NBOD 44.56 mg/L = 21.29 mg/L 其中檢核氮系統，由值可知產生量為 9.83 mg/L，然而減少量為 10.01 mg/L，二個測值接近，故可假設其氮系統平衡。

在檢核完畢後，隨即將 CBOD 及 NBOD 值進行繪圖，並利用迴歸分析，可分別求取得 k_1 值為 0.105 day^{-1} ， k_n 值為 0.205 day^{-1} 。相關成果圖繪製如圖 4.3-1 所示。其中由圖可了解到其硝化作用約略在第 5 天的時候啟動。

表 4.3-1 水質參數計算表範例(以新海橋，2009/10/16 為例)

Time (Day)	DO 累積 (mg/L)	Nitrite/Nitrate (mg/L)	氨氮 (mg/L)	Calculated CBOD (mg/L)	NBOD (mg/L)
0	0.00	0.35	8.84	0.00	0.00
3	2.12	0.27	10.32	2.12	0.00
5	7.81	0.28	9.59	7.81	0.00
7	16.61	0.95	9.30	13.87	2.74
9	33.18	5.47	6.94	9.78	23.40
11	45.57	7.78	4.32	11.61	33.96
13	58.73	9.99	0.02	14.68	44.05
15	59.80	9.82	0.06	16.52	43.28
17	62.47	10.33	0.03	16.86	45.61
20	65.85	10.10	0.31	21.29	44.56
Final	65.85	9.83*	10.01**	21.29	45.74

註: *為 Nitrite/Nitrate Produced 的總量;

**為 Ammonia Oxidized 的總量

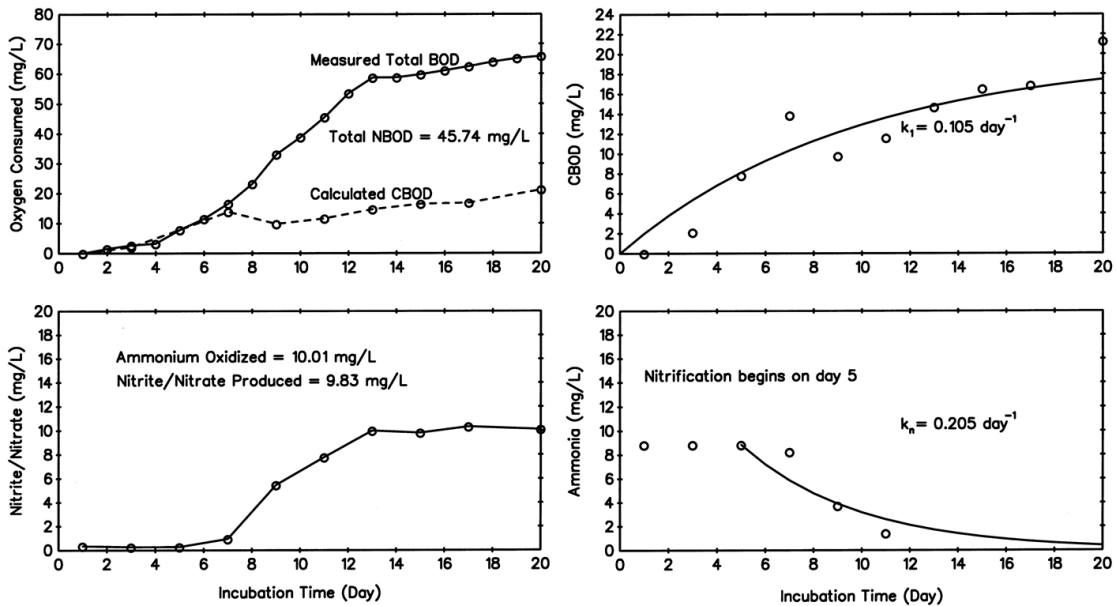


圖 4.3-1 水質參數繪圖範例(以新海橋，2009/10/16 為例)

4.4 調查結果與分析

本研究參採 MWH(民 99c, 民 100b)檢測成果,彙整出各測站之水質參數成果,以下即針對各測站之歷次檢測成果,逐站說明。



1. 大漢溪流域-城林橋測站

城林橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-1 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.105\sim 0.175 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.125\sim 0.275 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 3~8 天。歷次分析結果如圖 4.4-1~4.4-4 所示。

表 4.4-1 大漢溪城林橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day^{-1})	k_n (day^{-1})	Nitrification Begins from (days)
城林橋	2009/11/9	10.33	2.26	1.64	0.15	0.125	5
城林橋	2010/1/19	22.35	4.72	7.89	0.175	0.195	3
城林橋	2010/3/29	23.17	5.02	5.07	0.11	0.165	3
城林橋	2011/1/14	16.23	1.75	3.56	0.105	0.275	8

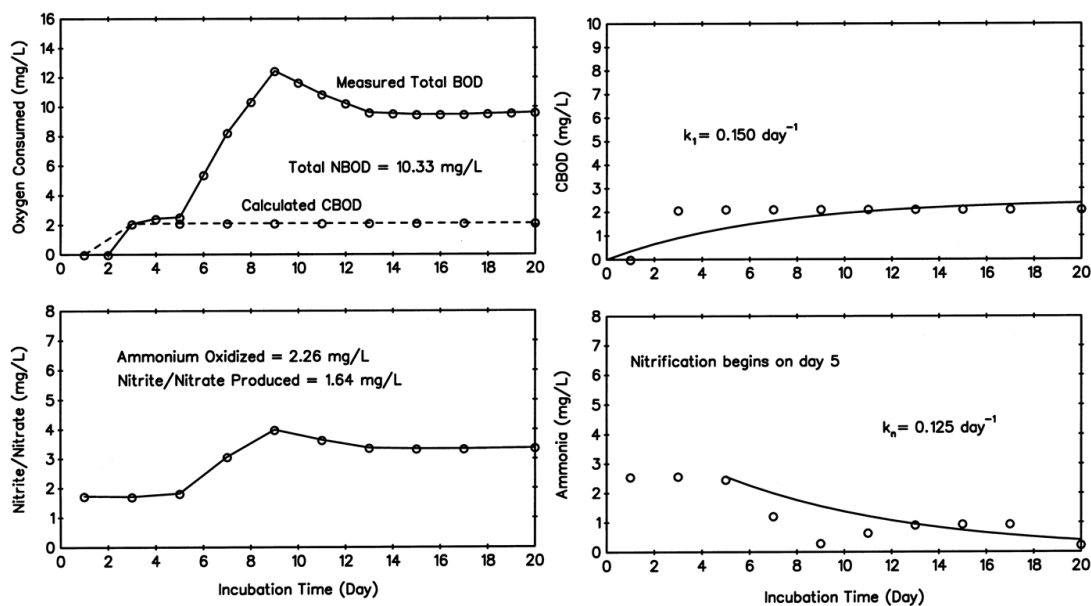


圖 4.4-1 城林橋測站第一次水質參數圖(2009/11/09)

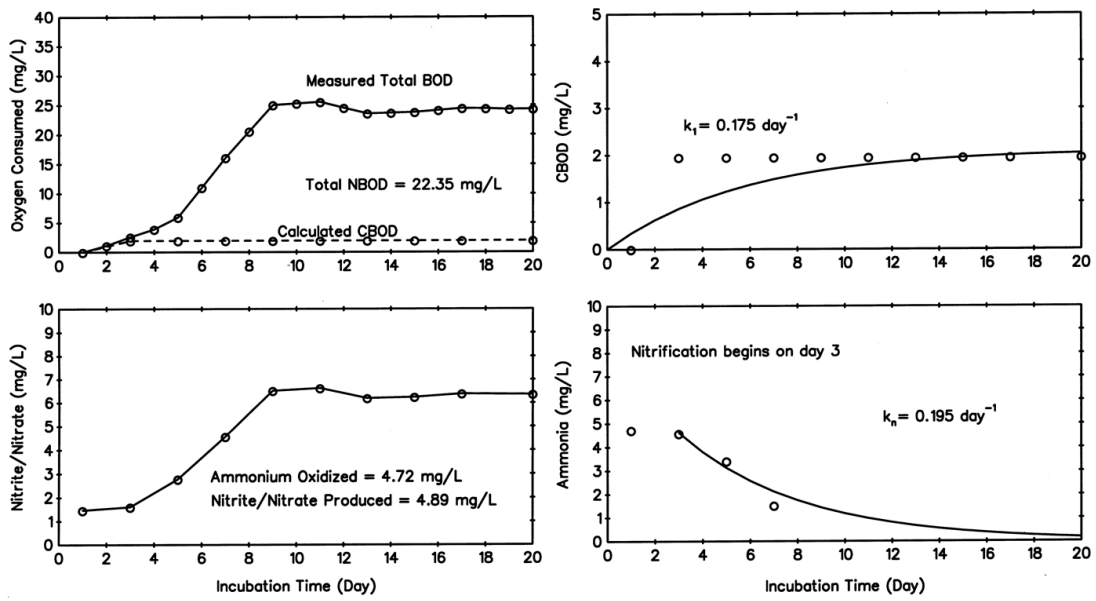


圖 4.4-2 城林橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

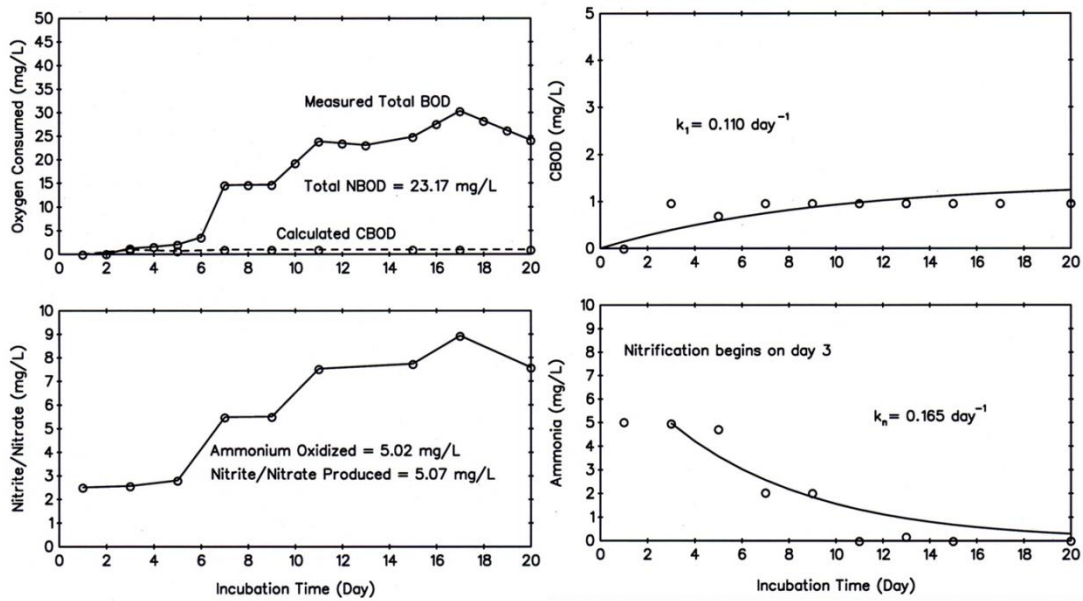


圖 4.4-3 城林橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

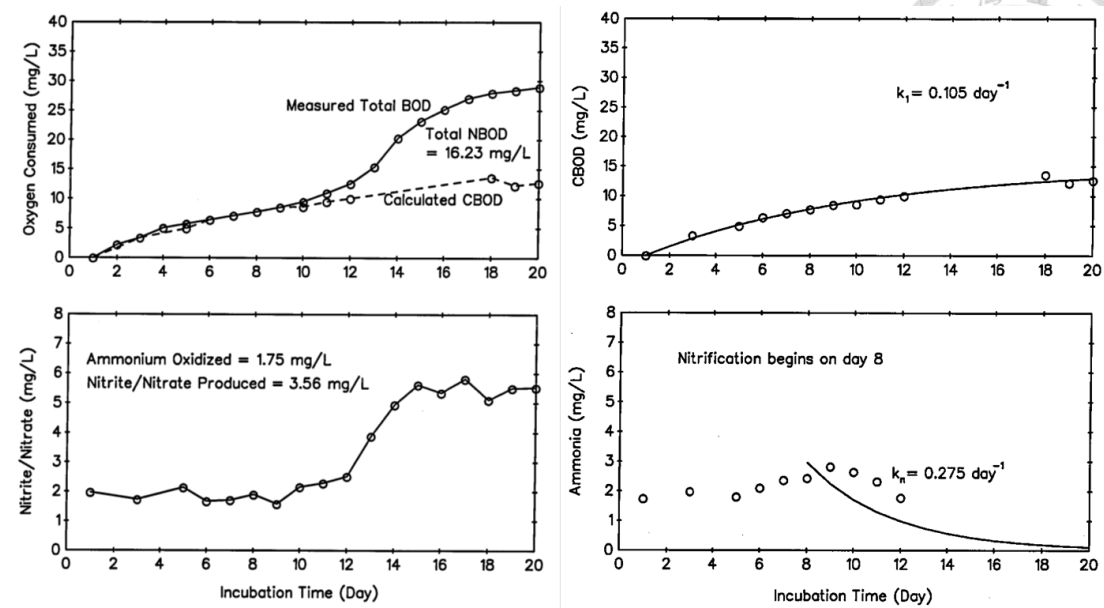


圖 4.4-4 城林橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

2.大漢河流域-新海橋測站

新海橋因其為大漢溪污染較嚴重之測站，其亦為未來重點整治測站，故自 2009 年起共進行六次檢測，其中包含了三次水質參數測試成果，各次檢測成果彙整如表 4.4-2 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.105\sim 0.145 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.175\sim 0.305 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 3~14 天。歷次分析結果如圖 4.4-5~4.4-9 所示。

表 4.4-2 大漢溪新海橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day^{-1})	k_n (day^{-1})	Nitrification Begins from (days)
新海橋	2009/10/16	45.74	10.01	9.83	0.105	0.205	5
新海橋	2010/1/19	37.43	7.89	8.19	0.135	0.185	7
新海橋	2010/3/29	45.36	9.7	9.93	0.145	0.175	3
新海橋	2010/11/11	28.56	6.02	6.25	0.145	0.175	13
新海橋	2011/1/14	8.59	1.88	1.88	0.145	0.225	10
新海橋	2011/2/18	35.23	8.36	7.71	0.145	0.305	14

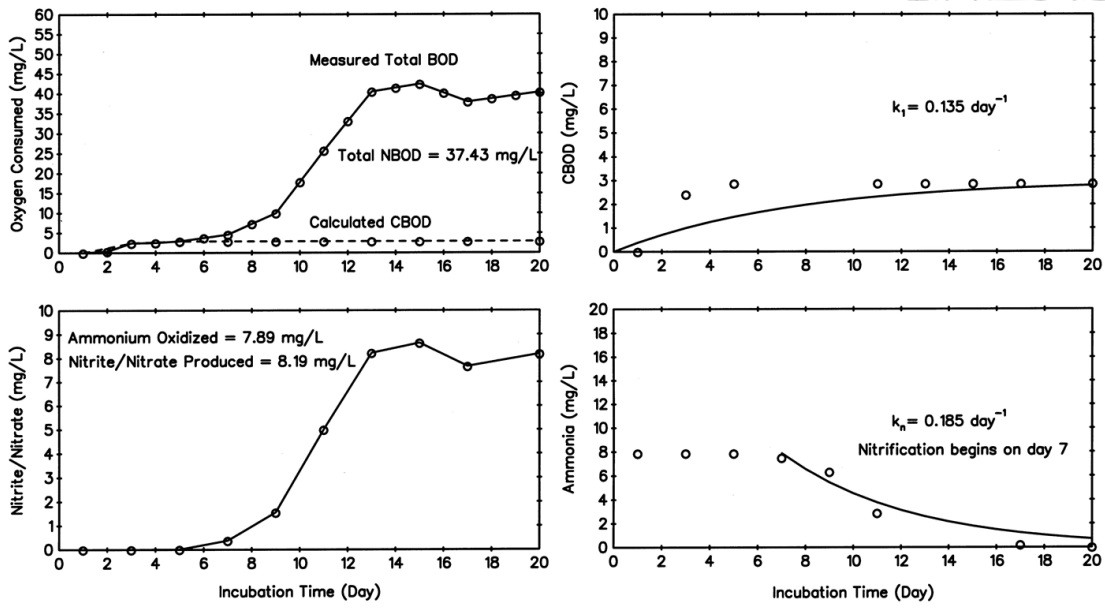


圖 4.4-5 新海橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

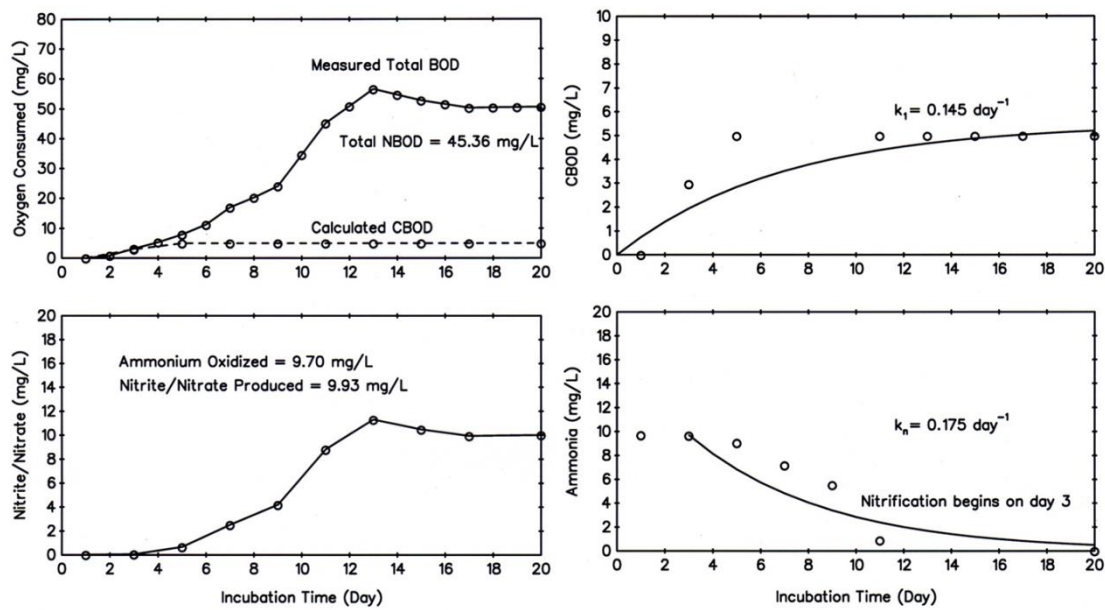


圖 4.4-6 新海橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

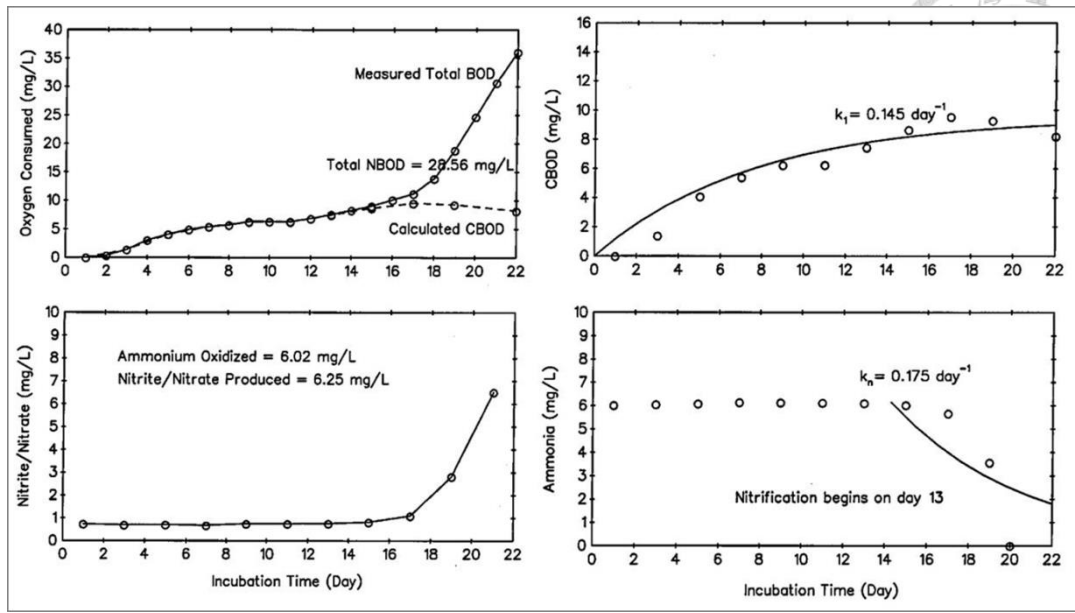


圖 4.4-7 新海橋測站第四次水質參數圖(2010/1/11)

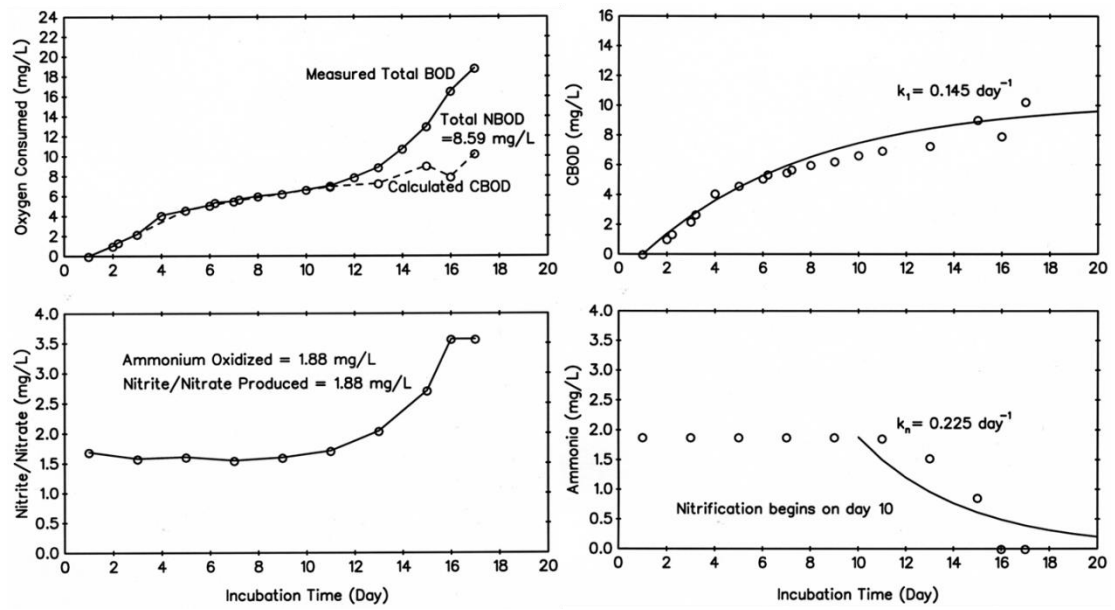


圖 4.4-8 新海橋測站第五次水質參數圖(2011/1/14)

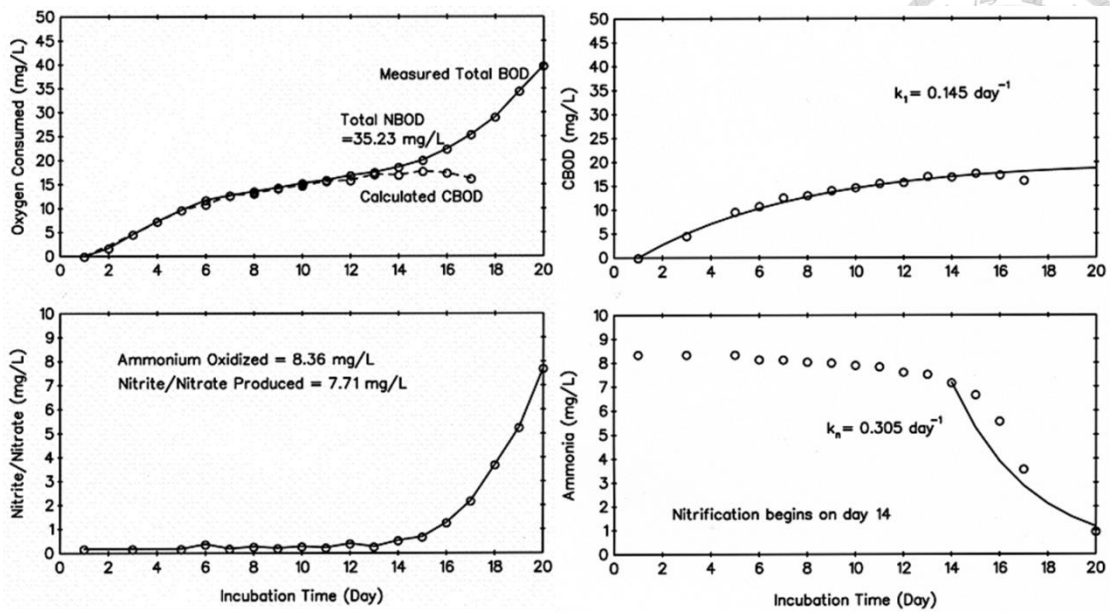


圖 4.4-9 新海橋測站第六次水質參數圖(2011/2/18)

3.新店溪流域-秀朗橋測站

秀朗橋測站自 2009 年起共進行三次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-3 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.09 \sim 0.145 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.045 \sim 0.195 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 1~5 天。歷次分析結果如圖 4.4-10~4.4-12 所示。

表 4.4-3 新店溪秀朗橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day^{-1})	k_n (day^{-1})	Nitrification Begins from (days)
秀朗橋	2009/11/9	1.42	0.18	0.31	0.09	0.045	1
秀朗橋	2010/1/19	1.62	0.35	0.35	0.09	0.045	1
秀朗橋	2010/3/29	15.22	3.33	3.62	0.145	0.195	5

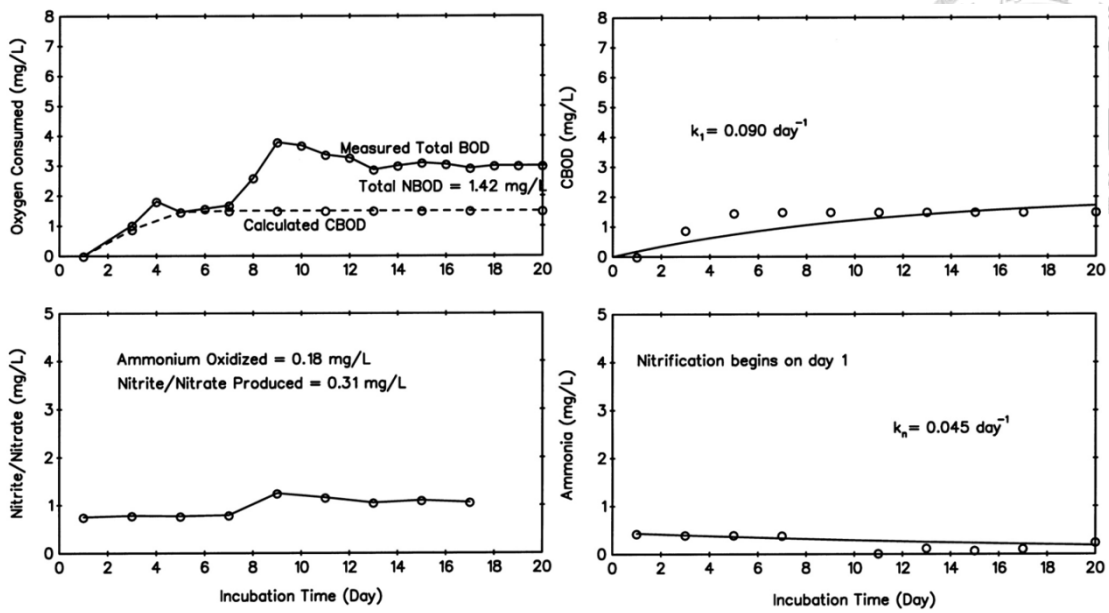


圖 4.4-10 秀朗橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

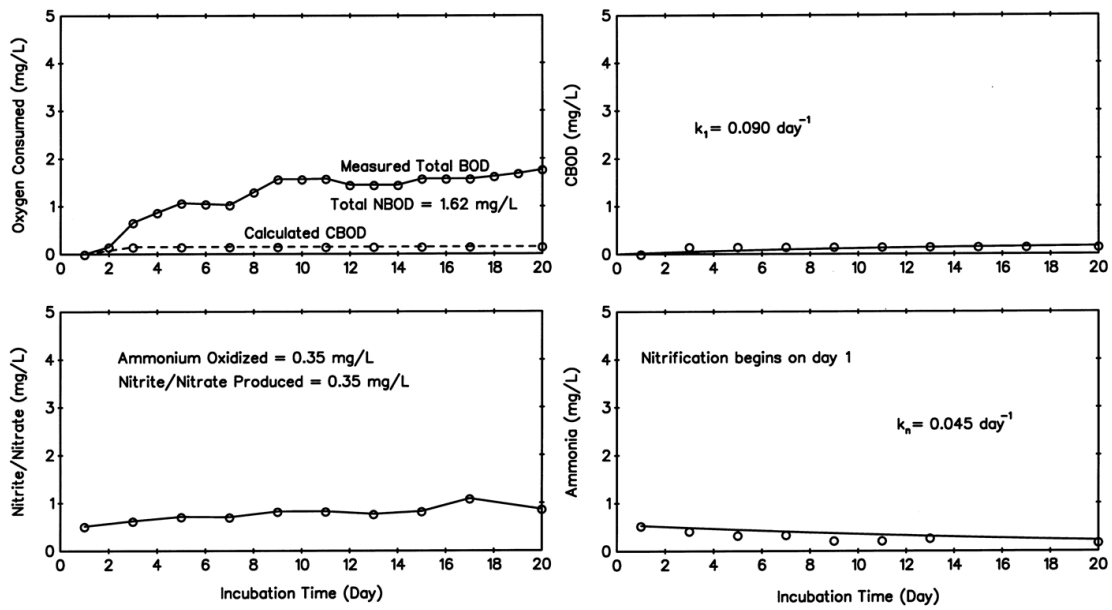


圖 4.4-11 秀朗橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

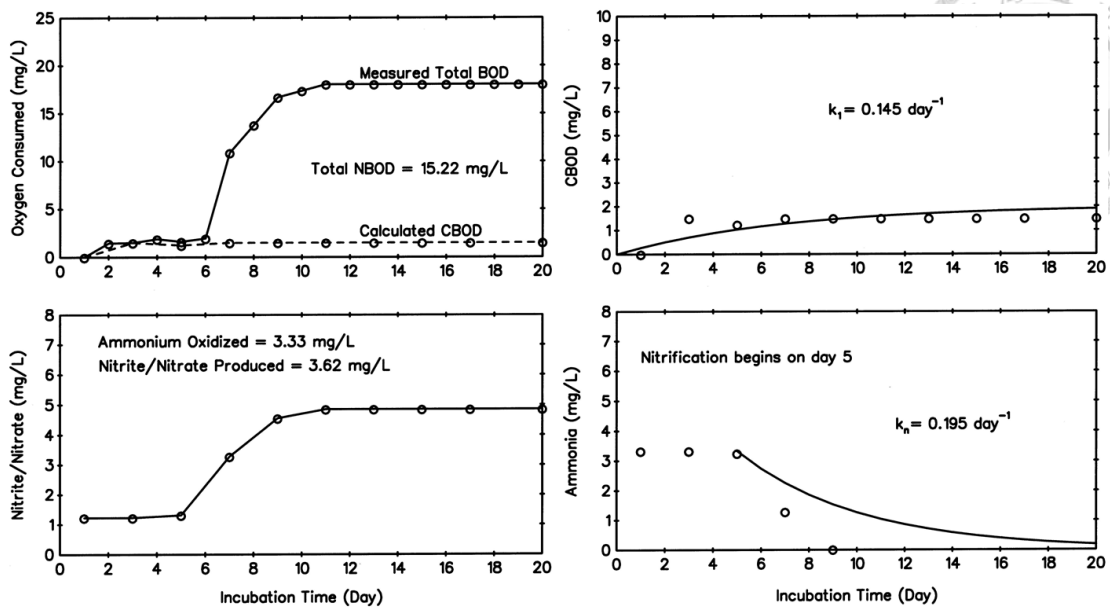


圖 4.4-12 秀朗橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

4.新店河流域-景美溪(便橋)測站

景美溪(便橋)測站自 2009 年起共進行三次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-4 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.09\sim 0.155 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.09\sim 0.145 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間皆發生在第 5 天。歷次分析結果如圖 4.4-13~4.4-15 所示。

表 4.4-4 新店溪秀朗橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day^{-1})	k_n (day^{-1})	Nitrification Begins from (days)
景美溪便橋	2009/11/9	16.04	3.51	3.51	0.09	0.09	5
景美溪便橋	2010/1/19	20.88	5.03	4.53	0.125	0.145	5
景美溪便橋	2010/3/29	25.3	5.51	5.53	0.155	0.135	5

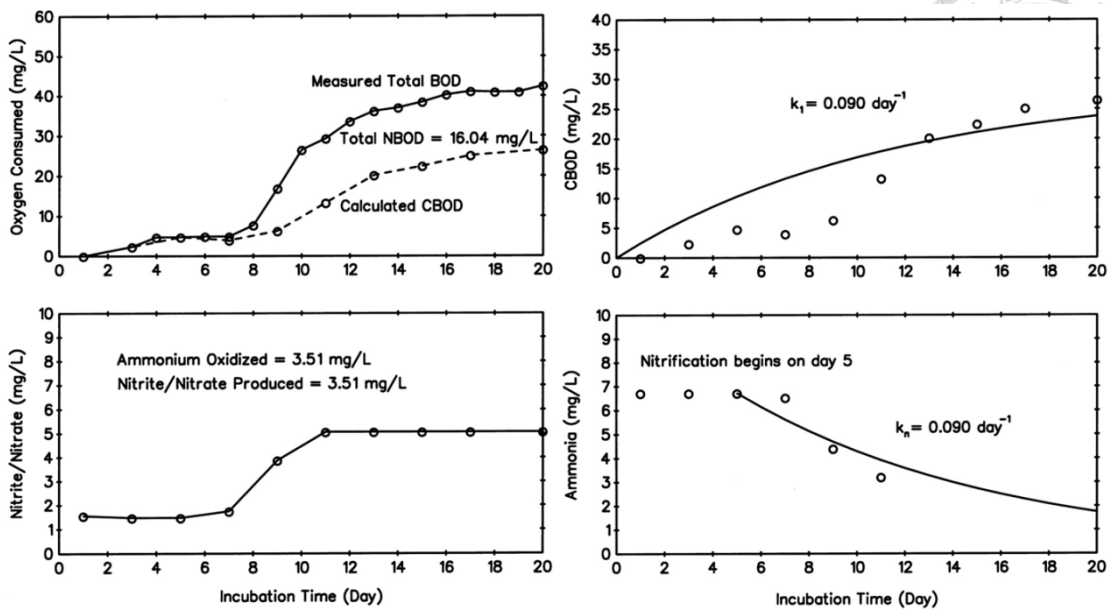


圖 4.4-13 景美溪便橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

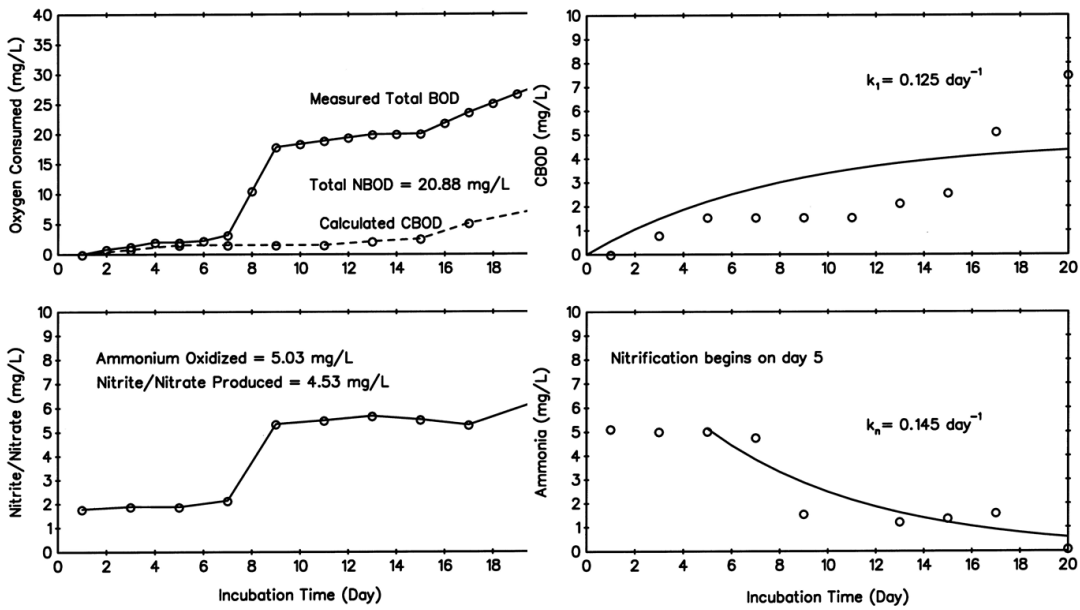


圖 4.4-14 景美溪便橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

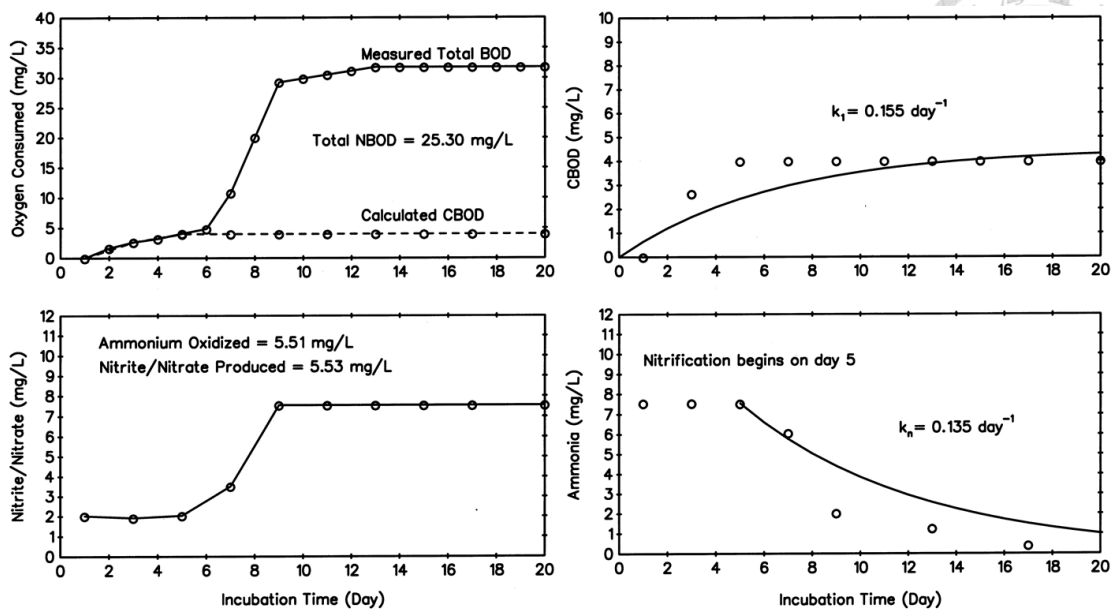


圖 4.4-15 景美溪便橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

5. 新店河流域-華中橋測站

景美溪(便橋)測站自 2009 年起共進行三次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-5 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.075 \sim 0.155 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.155 \sim 0.255 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 3~8 天。歷次分析結果如圖 4.4-16~4.4-19 所示。

表 4.4-5 新店溪華中橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day^{-1})	k_n (day^{-1})	Nitrification Begins from (days)
華中橋	2009/11/9	18.14	4.9	4.36	0.075	0.155	7
華中橋	2010/1/19	29.3	5.94	6.4	0.155	0.185	8
華中橋	2010/3/29	44.1	9.37	9.65	0.095	0.165	3
華中橋	2011/2/18	6.49	1.09	1.42	0.09	0.255	5

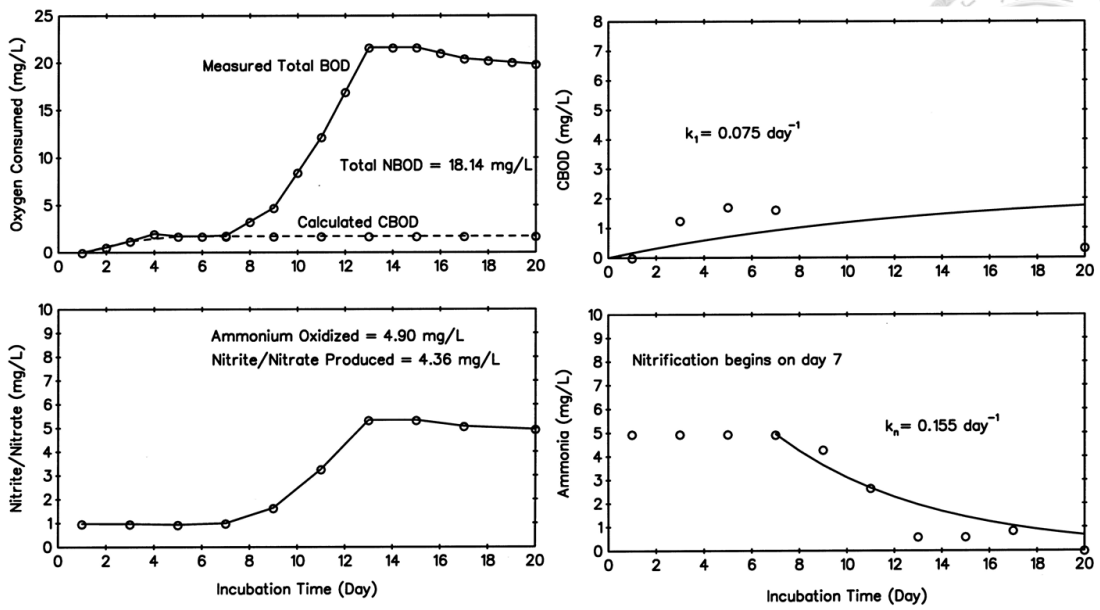


圖 4.4-16 華中橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

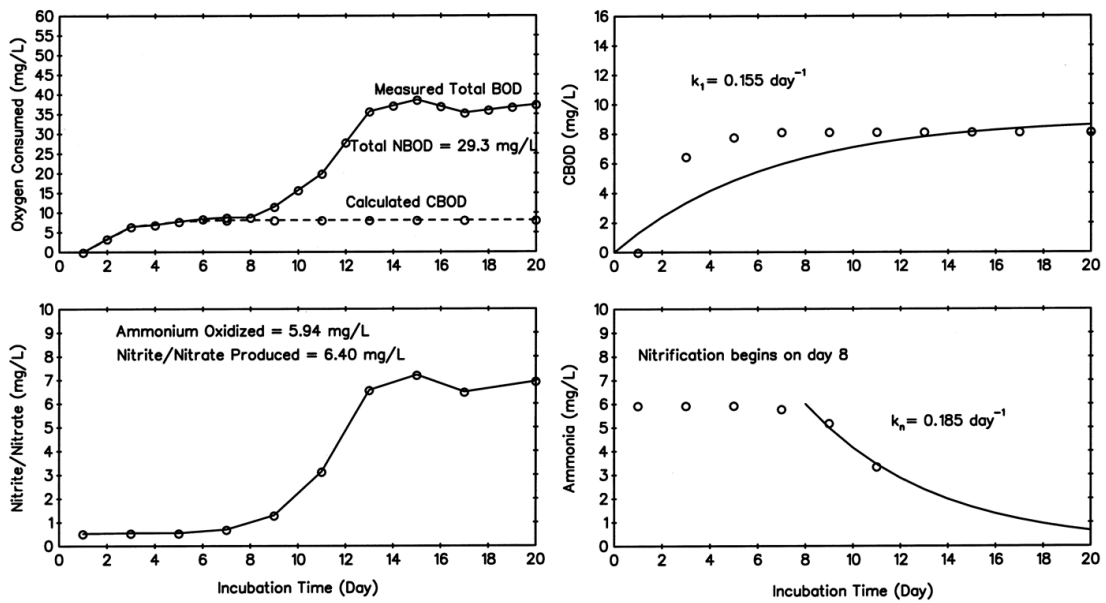


圖 4.4-17 華中橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

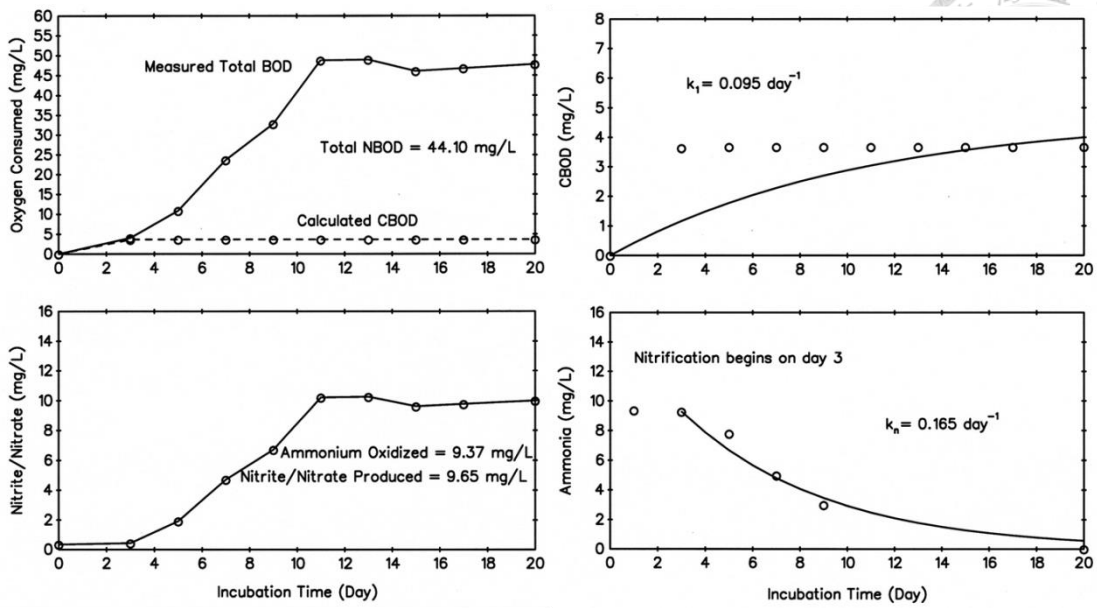


圖 4.4-18 華中橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

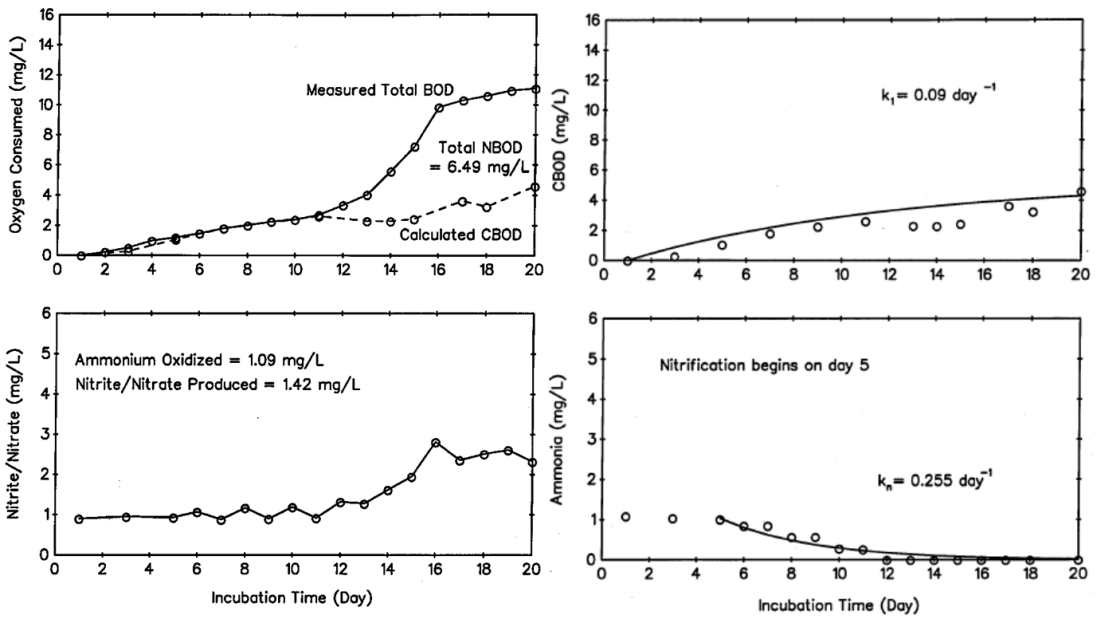


圖 4.4-19 華中橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

6. 基隆河流域-實踐橋測站

基隆河實踐橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-6 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.075 \sim 0.115 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.035 \sim 0.275 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 1~6 天。歷次分析結果如圖 4.4-20~4.4-23 所示。

表 4.4-6 基隆河實踐橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
實踐橋	2009/11/9	2.15	0.93	0.47	0.075	0.035	5
實踐橋	2010/1/19	9.92	1.47	2.17	0.115	0.185	5
實踐橋	2010/3/29	15.31	3.74	3.35	0.115	0.135	1
實踐橋	2011/2/18	3.47	0.37	0.76	0.105	0.275	6

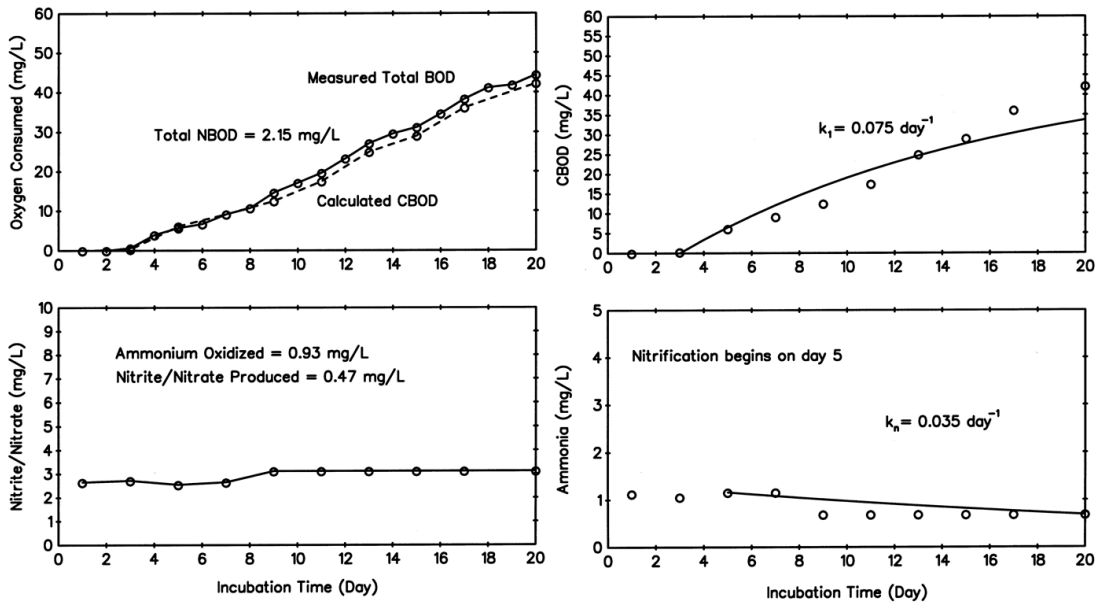


圖 4.4-20 實踐橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

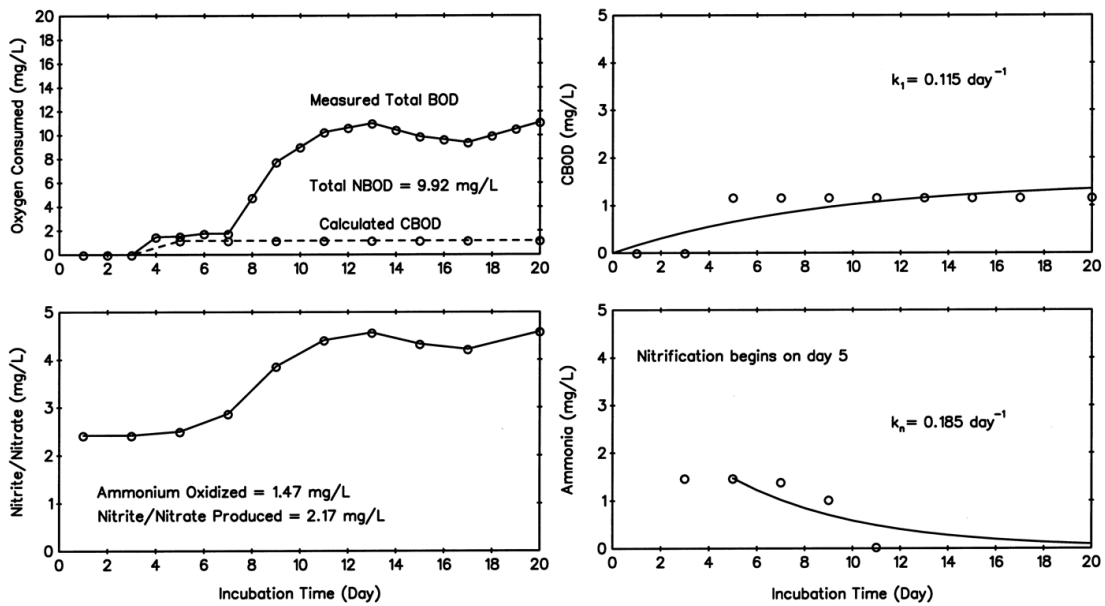


圖 4.4-21 實踐橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

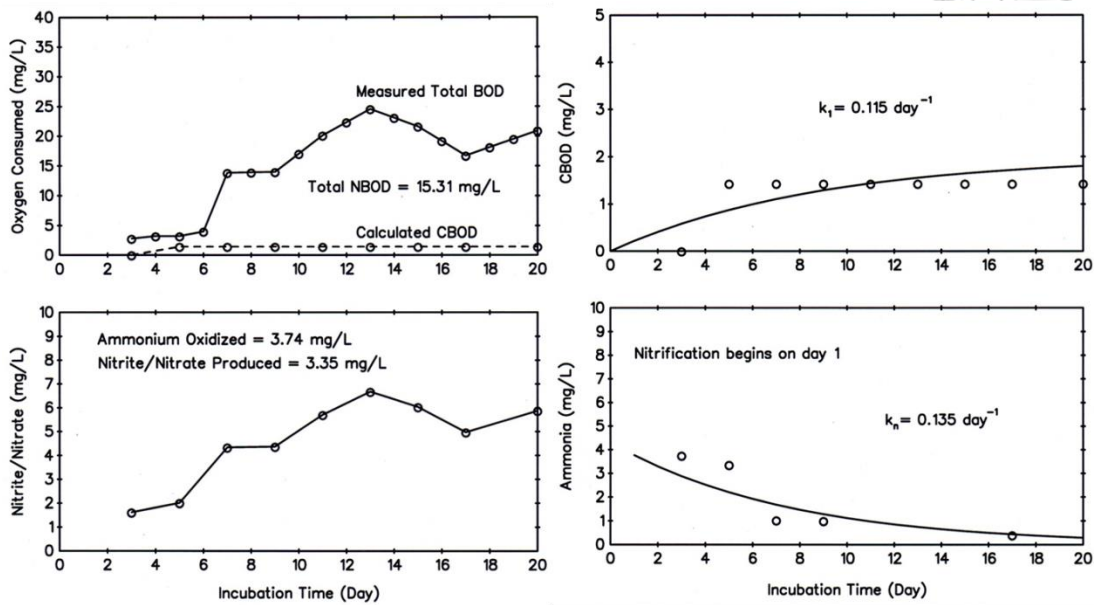


圖 4.4-22 實踐橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

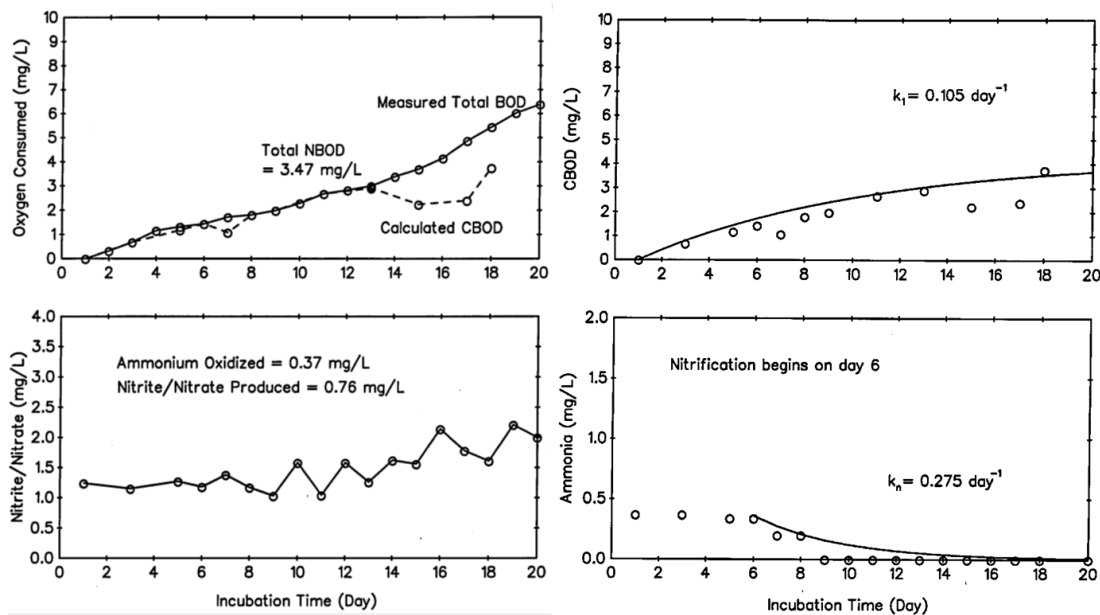


圖 4.4-23 實踐橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

7. 基隆河流域-社后橋測站

基隆河社后橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-7 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.105 \sim 0.135 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.035 \sim 0.255 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 5~8 天。歷次分析結果如圖 4.4-24~4.4-27 所示。

表 4.4-7 基隆河實踐橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
社后橋	2009/11/9	1.97	2.33	0.43	0.105	0.035	5
社后橋	2010/1/19	17.5	3.73	3.83	0.135	0.195	7
社后橋	2010/3/29	24.45	5.57	5.35	0.115	0.165	3
社后橋	2011/2/18	3.01	0.66	0.9	0.125	0.255	10

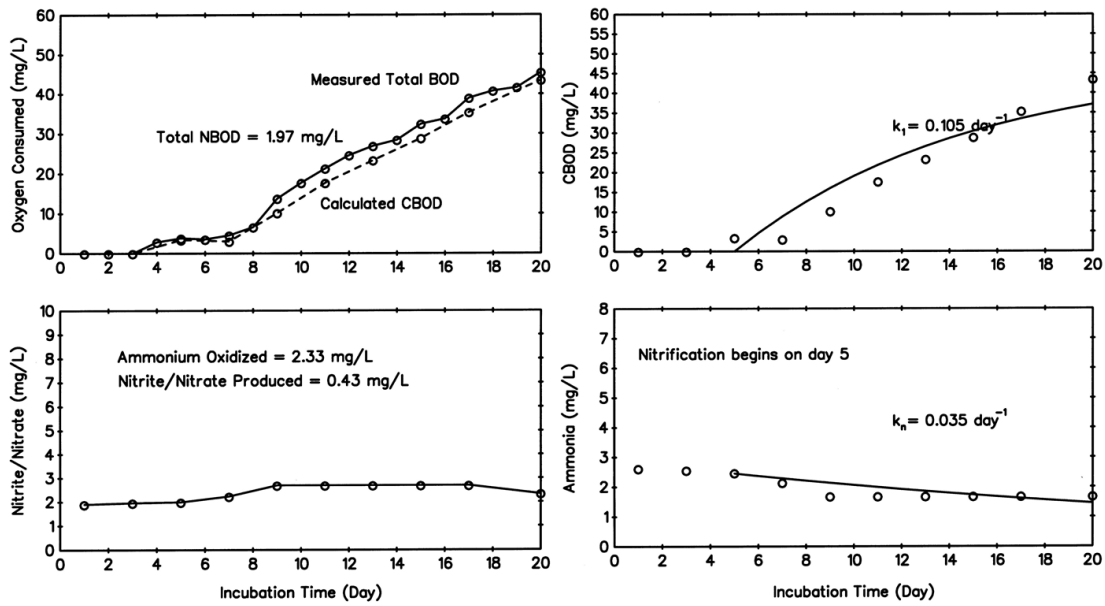


圖 4.4-24 社后橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

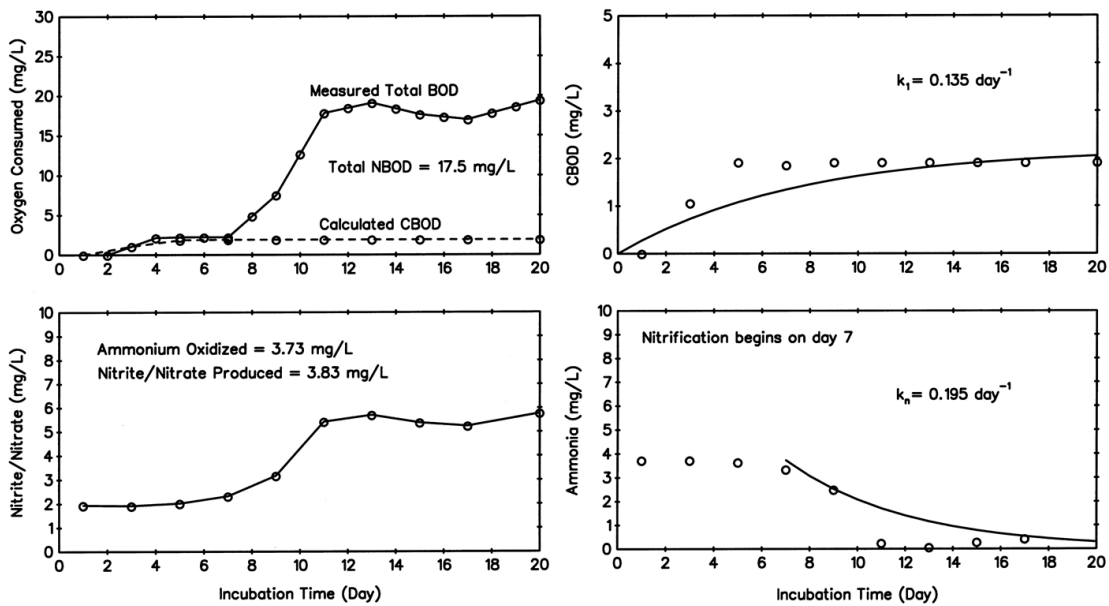


圖 4.4-25 社后橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

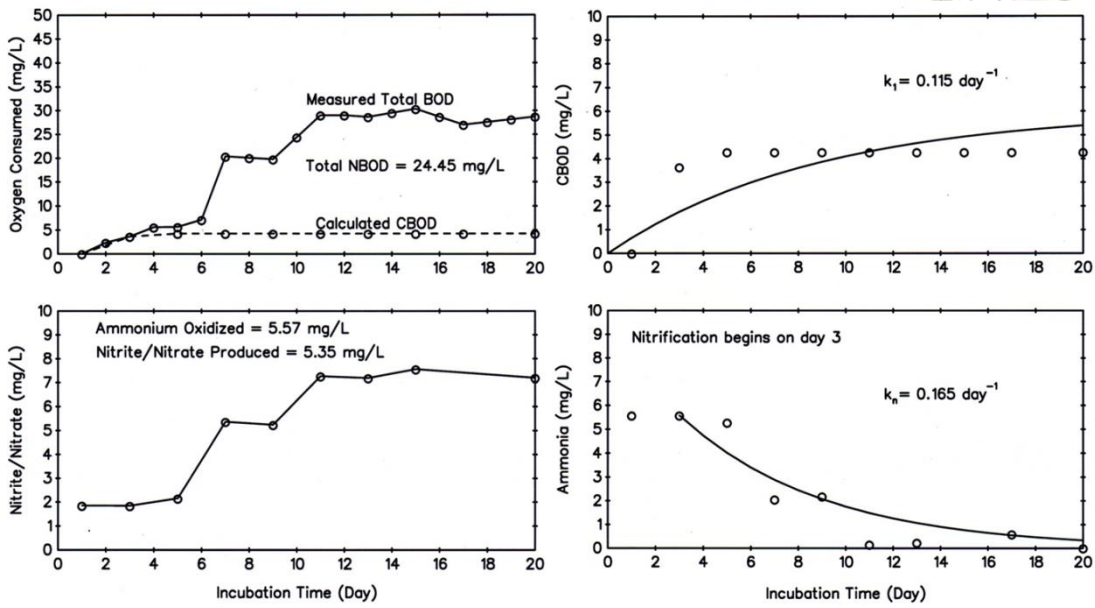


圖 4.4-26 社后橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

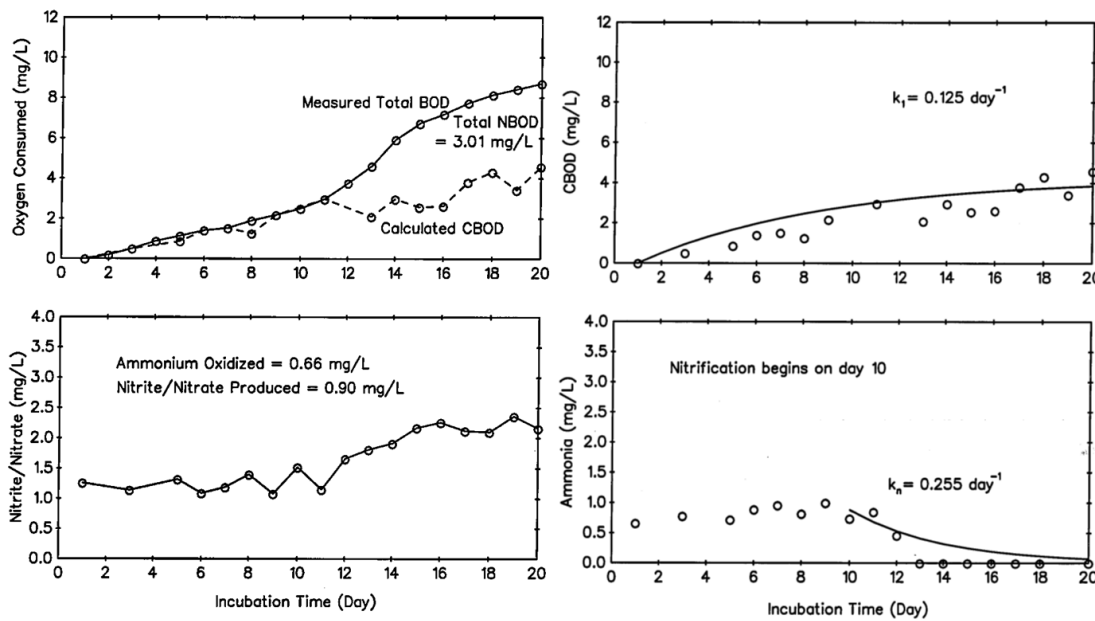


圖 4.4-27 社后橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

8. 基隆河流域-民權大橋測站

民權大橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-8 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.105\sim 0.135 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.09\sim 0.3075 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 3~11 天。歷次分析結果如圖 4.4-28~4.4-31 所示。

表 4.4-8 基隆河民權大橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
民權大橋	2009/11/9	9.46	1.95	2.07	0.125	0.09	5
民權大橋	2010/1/19	21.48	3.9	4.7	0.135	0.195	6
民權大橋	2010/3/29	29.52	6.26	6.46	0.105	0.155	3
民權大橋	2011/2/18	5.26	0.99	1.15	0.105	0.305	11

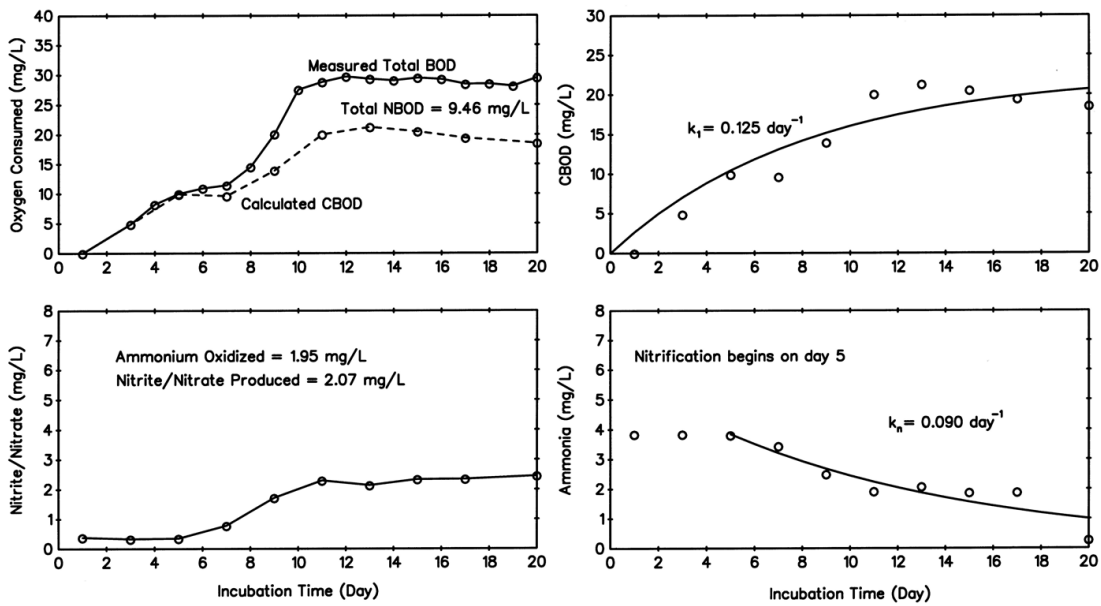


圖 4.4-28 民權大橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

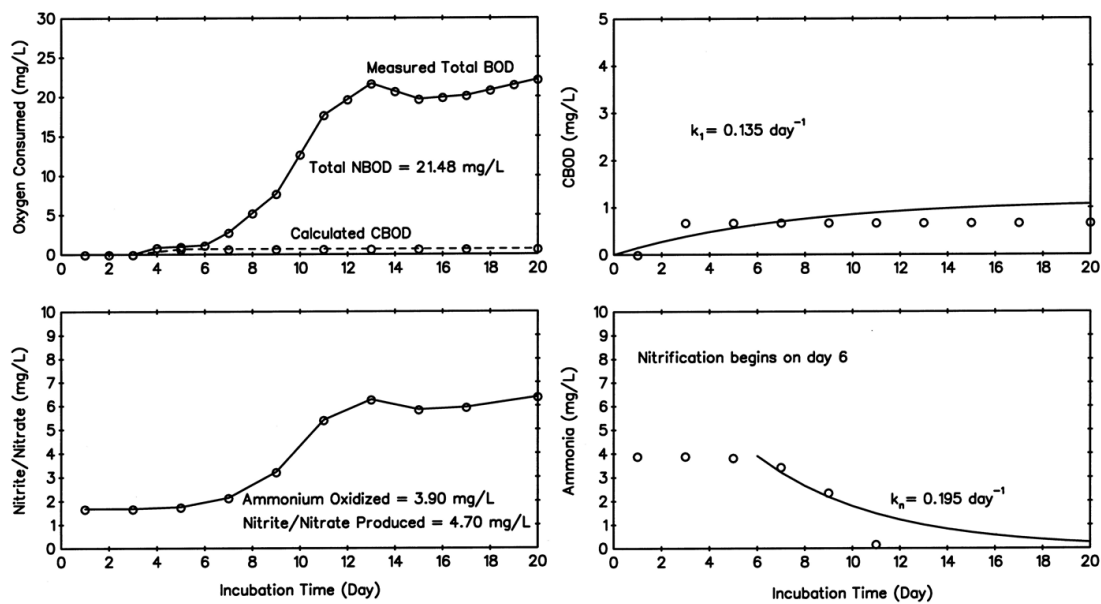


圖 4.4-29 民權大橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

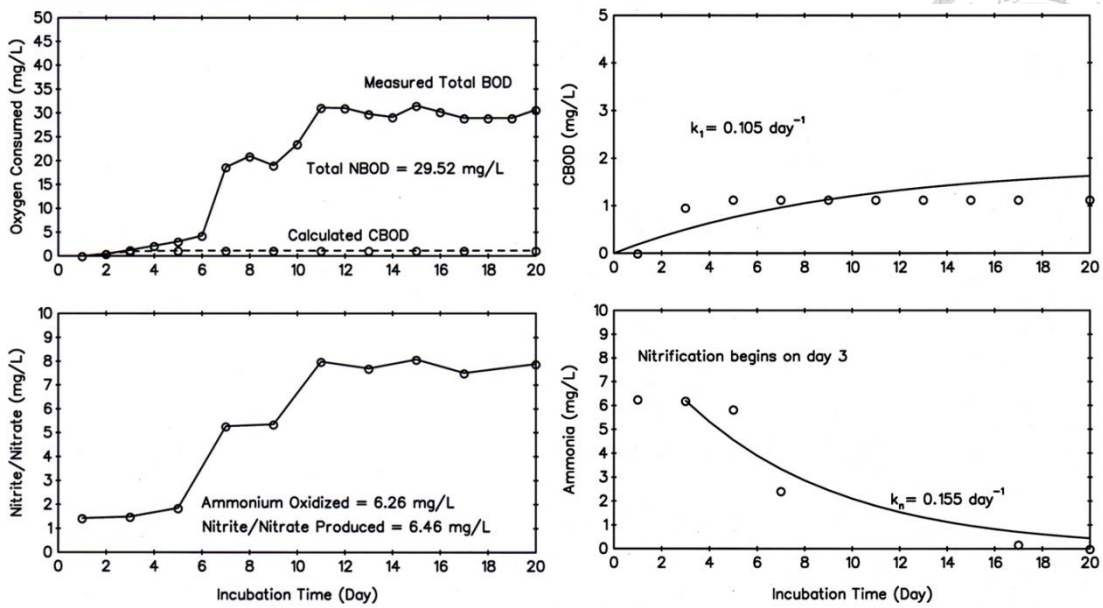


圖 4.4-30 民權大橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

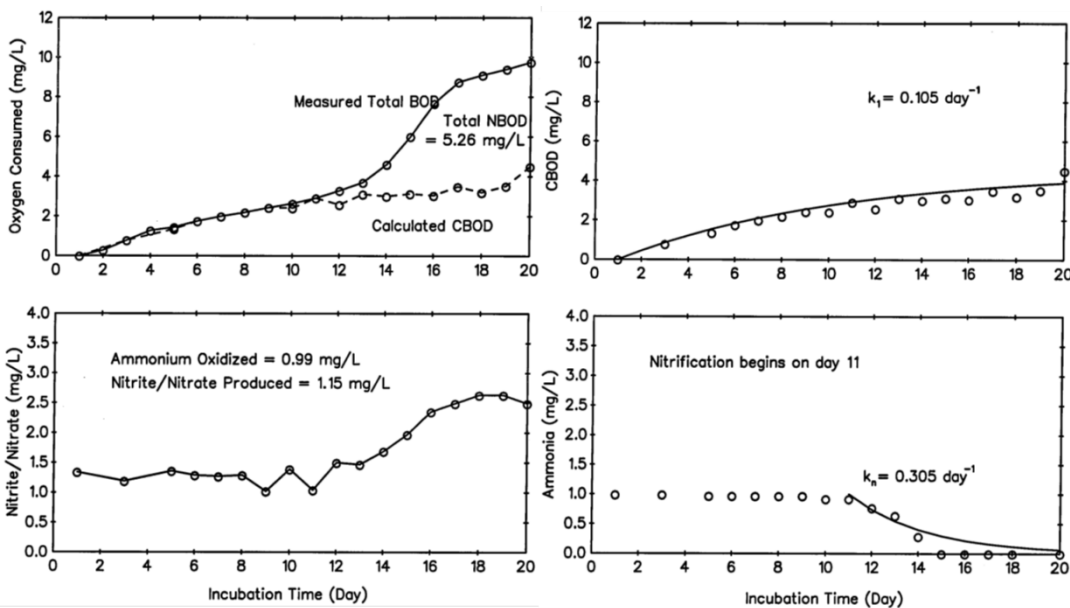


圖 4.4-31 民權大橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

9. 基隆河流域-百齡橋測站

百齡橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-9 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $\sim 0.097 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.135 \sim 0.335 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 1~8 天。歷次分析結果如圖 4.4-32~4.4-35 所示。

表 4.4-9 基隆河百齡橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
百齡橋	2009/11/9	9.6	2.1	2.29	0.065	0.135	3
百齡橋	2010/1/19	21.71	4.89	4.75	-	0.2	1
百齡橋	2010/3/29	26.51	5.67	5.8	0.095	0.2	3
百齡橋	2011/2/18	7.86	1.03	1.72	0.097	0.335	8

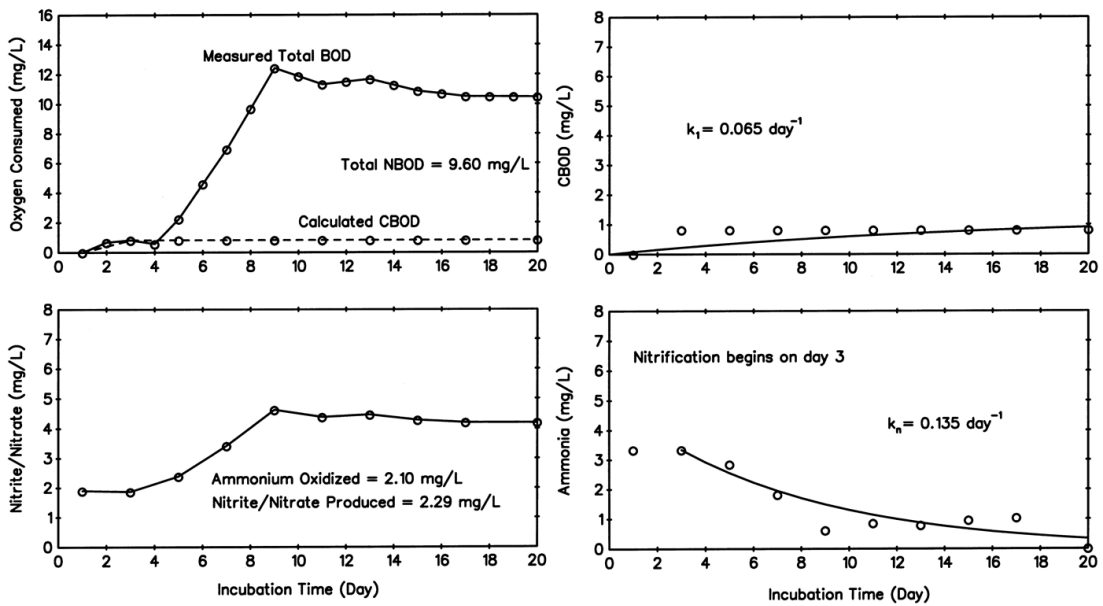


圖 4.4-32 百齡橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

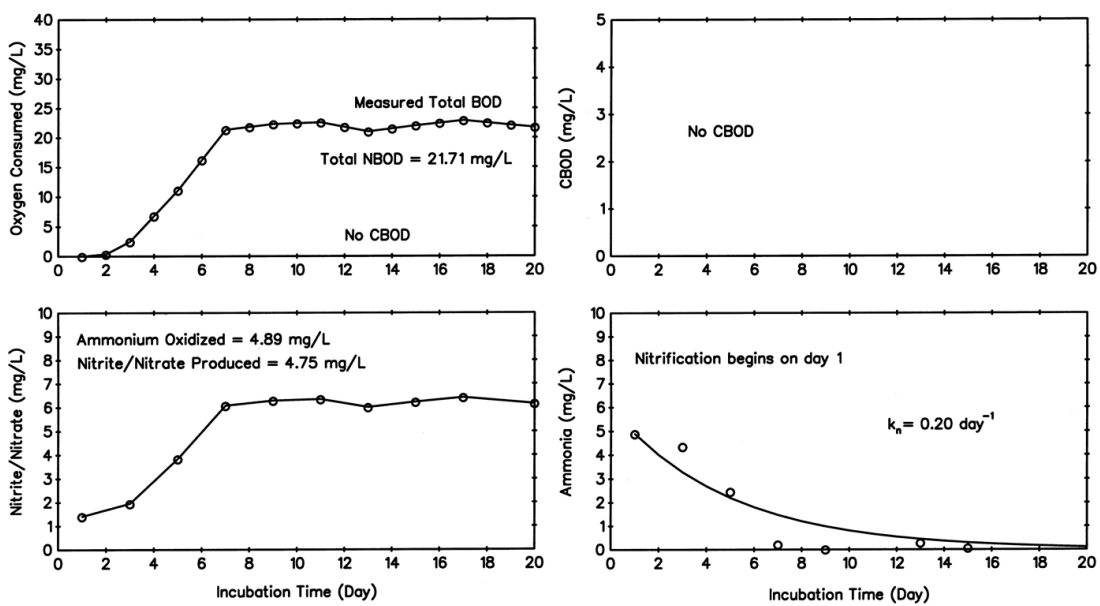


圖 4.4-33 百齡橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

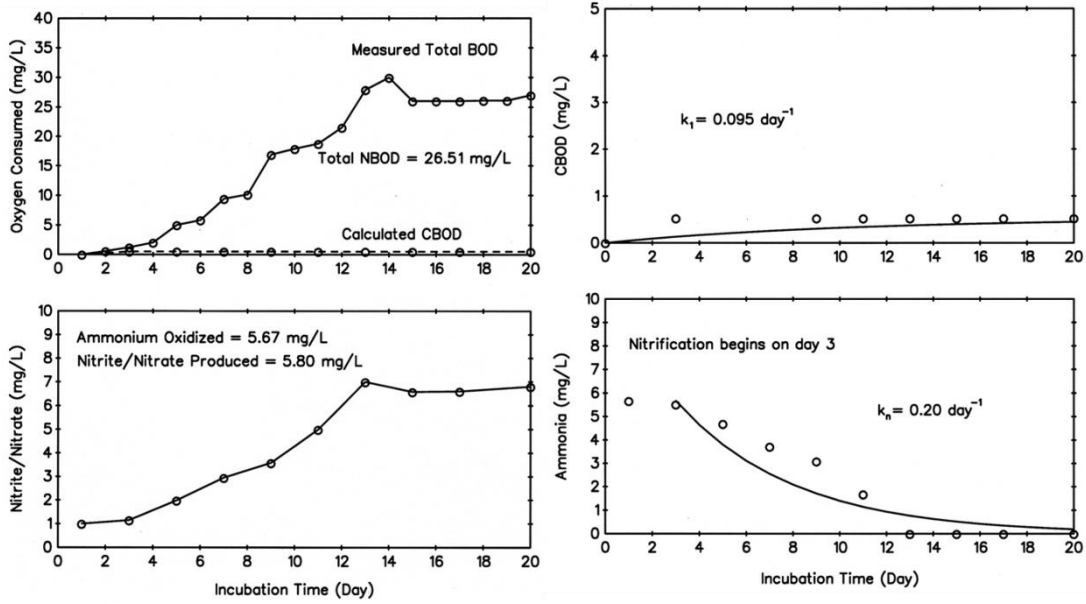


圖 4.4-34 百齡橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

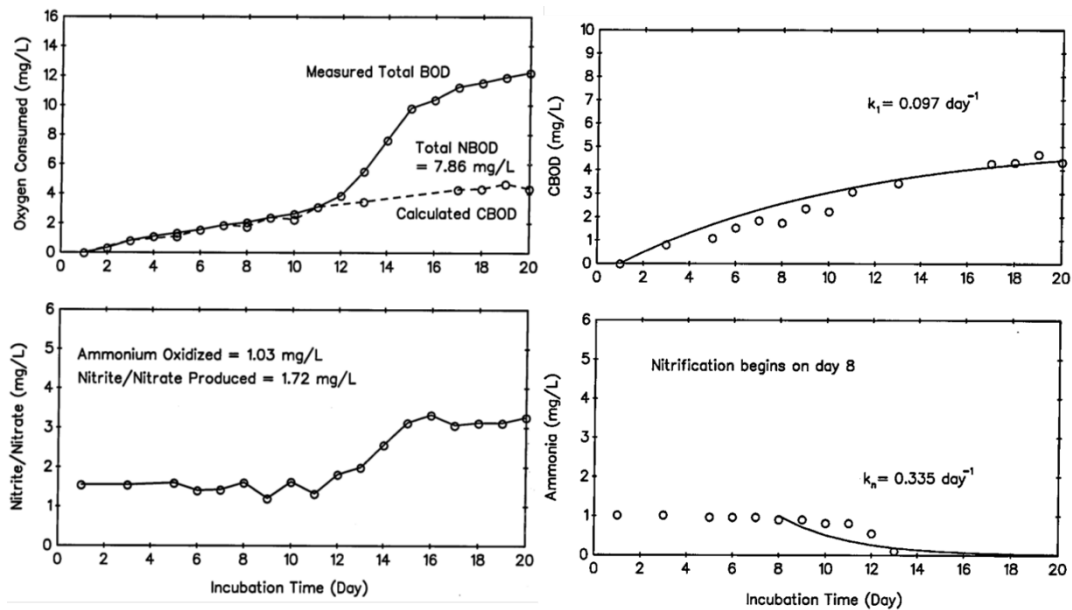


圖 4.4-35 百齡橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

10. 淡水河本流流域-中興橋測站

中興橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-10 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.095 \sim 0.155 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.135 \sim 0.235 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 3~13 天。歷次分析結果如圖 4.4-36~4.4-39 所示。

表 4.4-10 淡水河本流中興橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
中興橋	2009/11/9	6.03	1.35	1.32	0.115	0.135	13
中興橋	2010/1/19	24.29	4.84	5.32	0.155	0.175	3
中興橋	2010/3/29	37.66	8.24	8.22	0.155	0.175	7
中興橋	2011/2/18	13.8	2.81	3.02	0.095	0.235	7

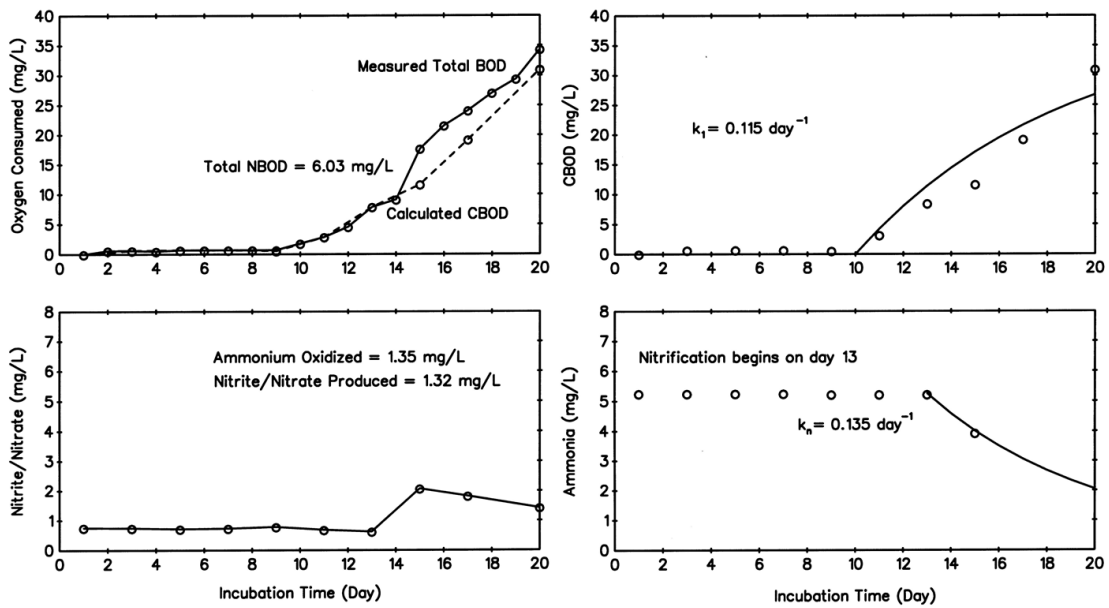


圖 4.4-36 中興橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

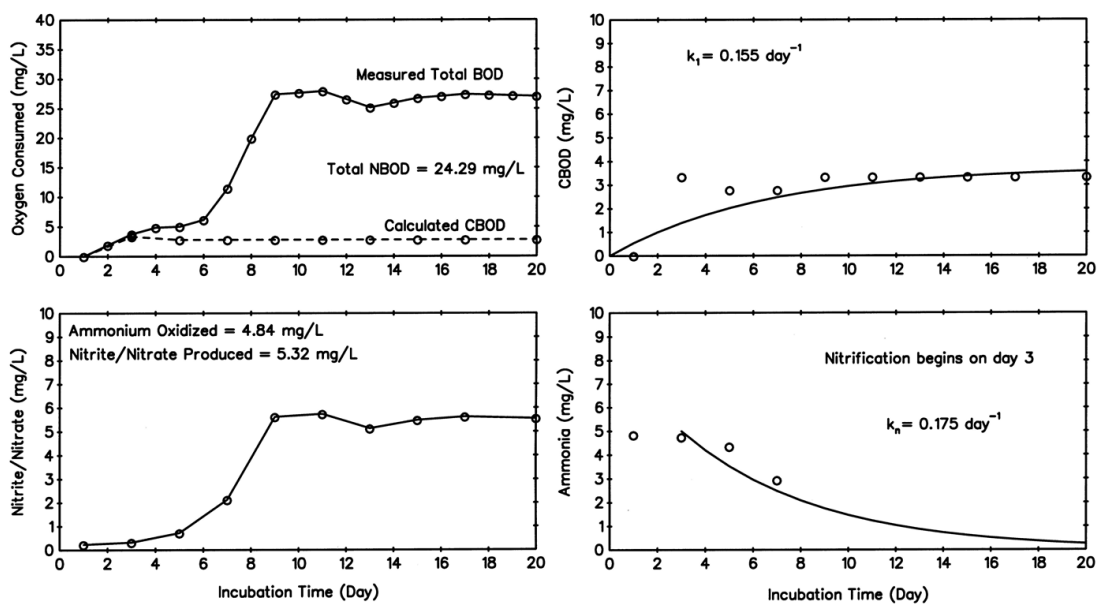


圖 4.4-37 中興橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

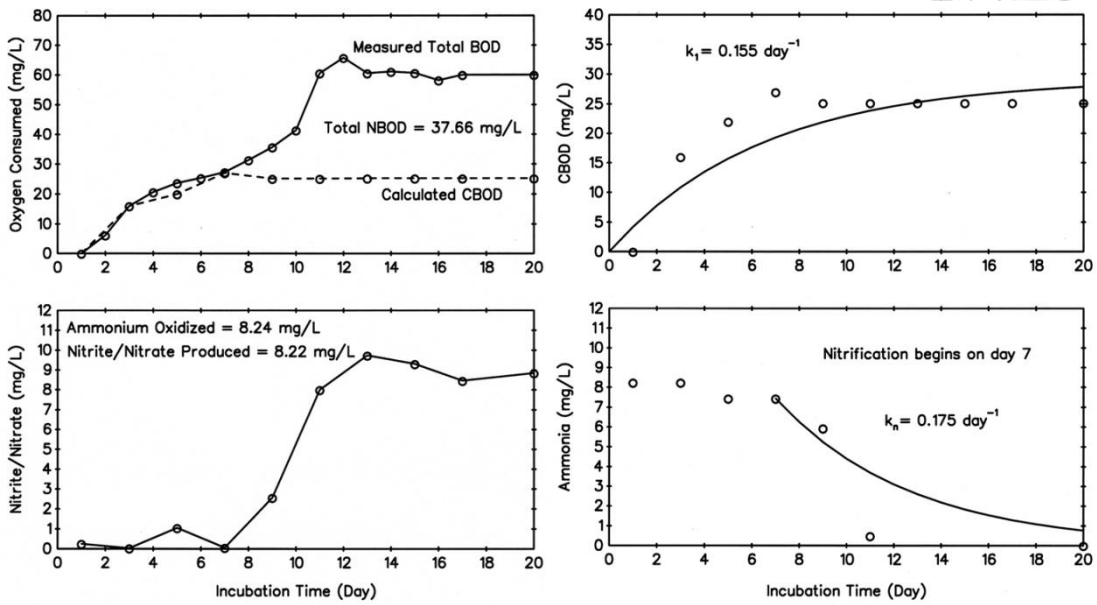


圖 4.4-38 中興橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

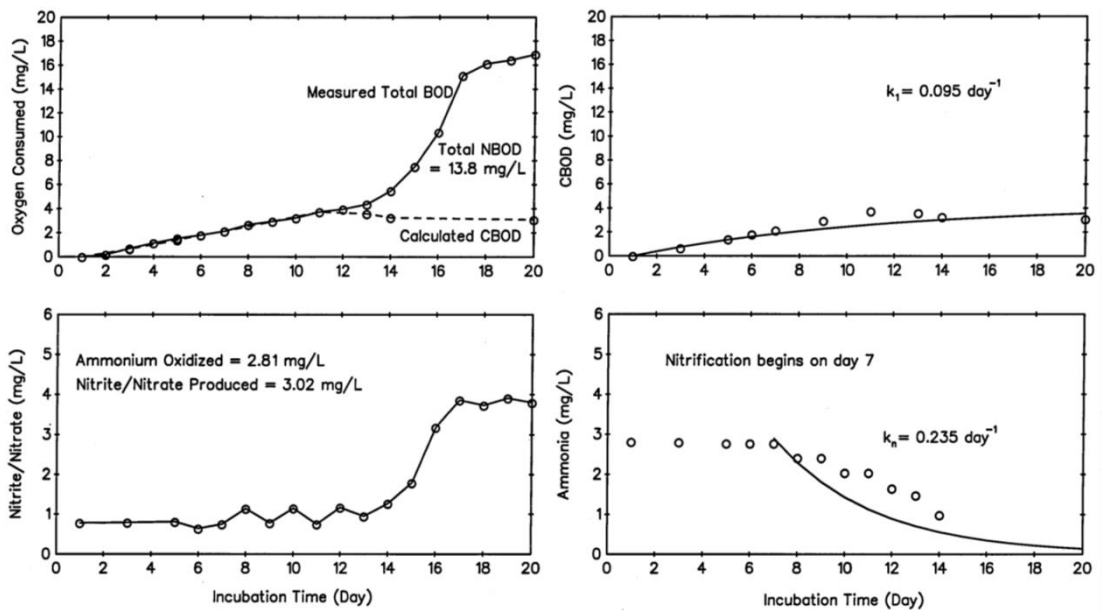


圖 4.4-39 中興橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

11. 淡水河本流流域-重陽橋測站

重陽橋測站自 2009 年起共進行四次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-11 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.095 \sim 0.155 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.105 \sim 0.335 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 4~13 天。歷次分析結果如圖 4.4-40~4.4-43 所示。

表 4.4-11 淡水河本流重陽橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
重陽橋	2009/11/9	16.77	3.97	3.67	0.155	0.135	7
重陽橋	2010/1/19	14.81	3.13	3.24	0.155	0.185	8
重陽橋	2010/3/29	31.53	6.77	6.9	0.095	0.105	4
重陽橋	2011/2/18	19.01	4.32	1.16	0.095	0.335	13

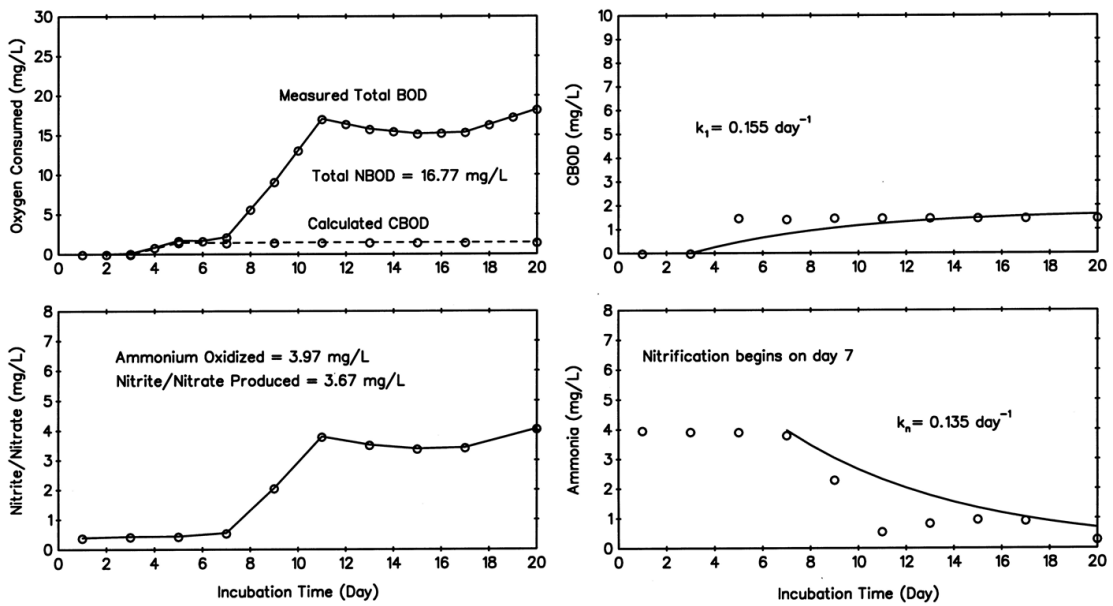


圖 4.4-40 重陽橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

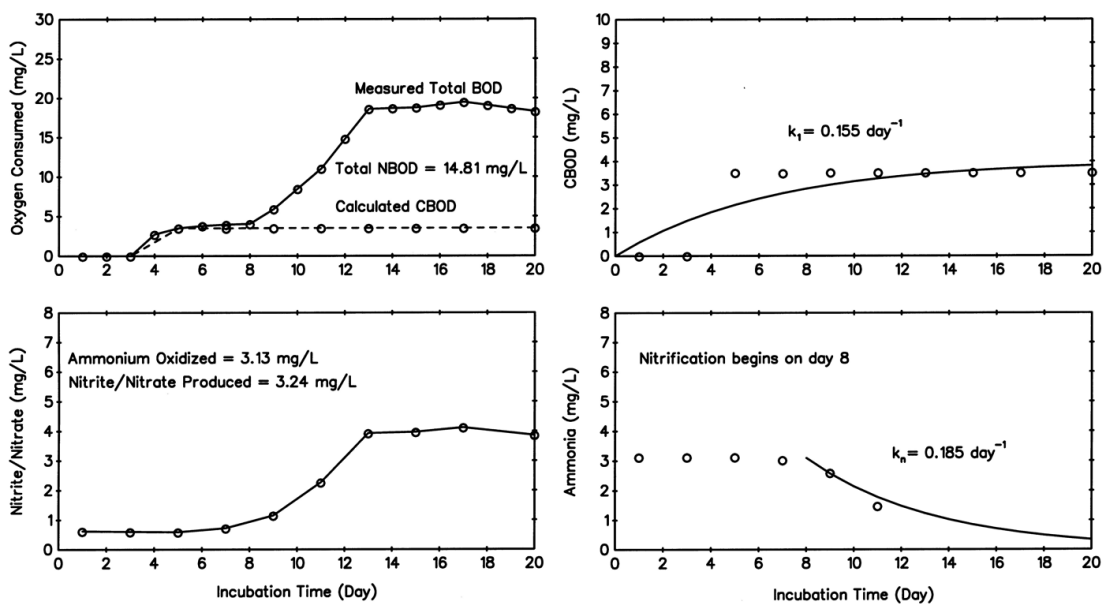


圖 4.4-41 重陽橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

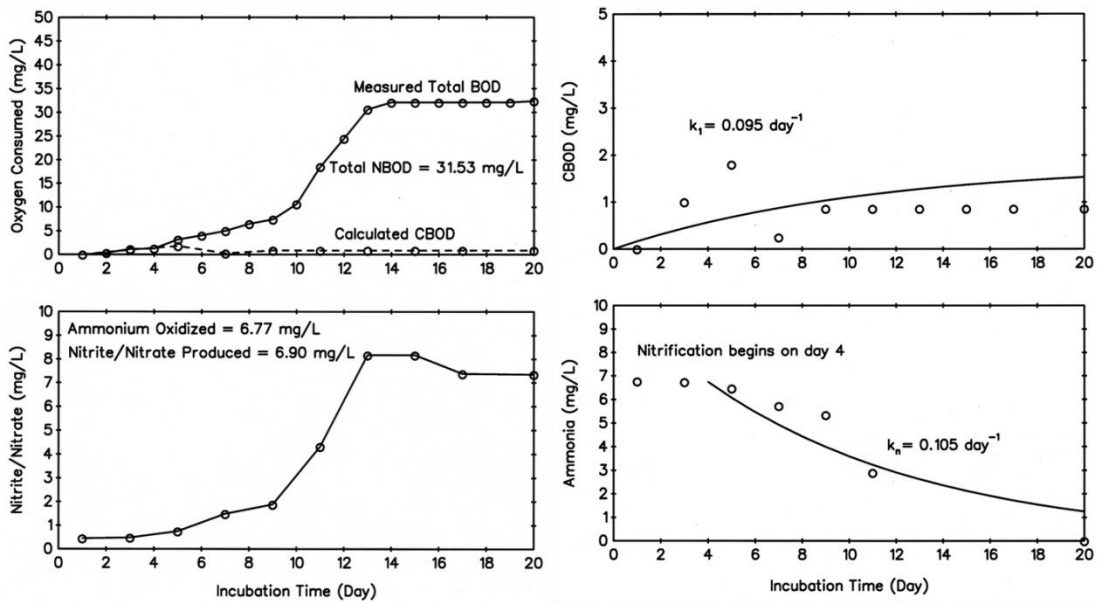


圖 4.4-42 重陽橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

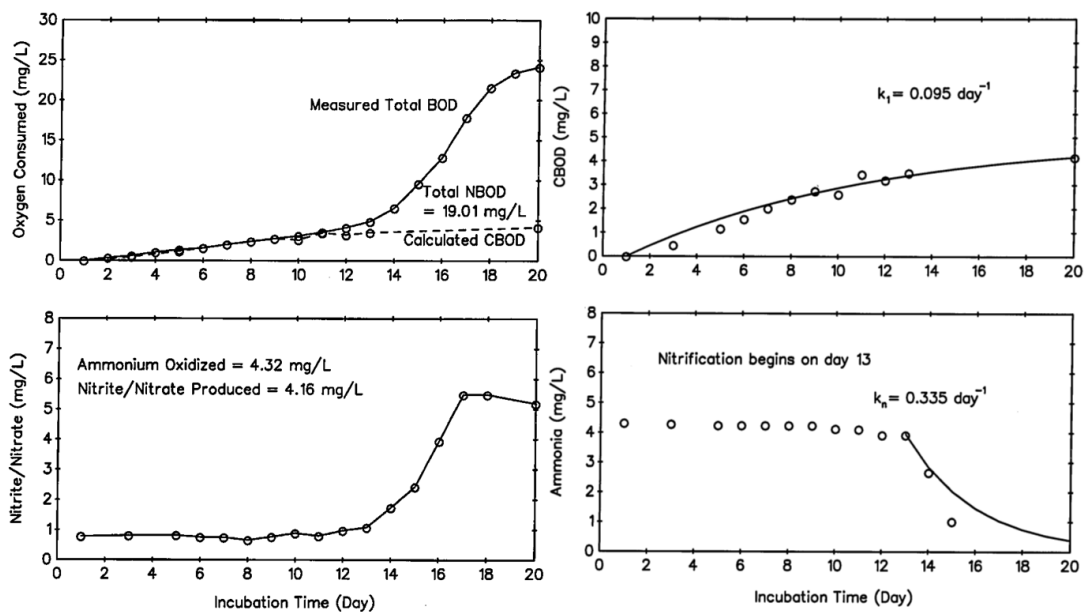


圖 4.4-43 重陽橋測站第四次水質參數圖(2011/2/18)

12. 淡水河本流流域-關渡大橋測站

關渡大橋測站自 2009 年起共進行三次檢測，各次檢測成果彙整如表 4.4-12 所示。由表中可知，其 k_1 值約在 $0.09\sim 0.175 \text{ Day}^{-1}$ 之間， k_n 值約在 $0.185\sim 0.195 \text{ Day}^{-1}$ 之間，硝化作用啟動時間發生在第 9~11 天。歷次分析結果如圖 4.4-44~4.4-46 所示。

表 4.4-12 淡水河本流關渡大橋測站水質參數歷次檢測成果表

Station Name	Date	Total NBOD (mg/L)	Ammonia Oxidized (mg/L)	Nitrite/Nitrate Produced (mg/L)	k_1 (day ⁻¹)	k_n (day ⁻¹)	Nitrification Begins from (days)
關渡大橋	2009/11/9	14.62	3.5	3.25	0.09	0.185	11
關渡大橋	2010/1/19	14.49	3.17	3.17	0.09	0.195	9
關渡大橋	2010/3/29	14.99	3.28	2.92	0.175	0.195	11

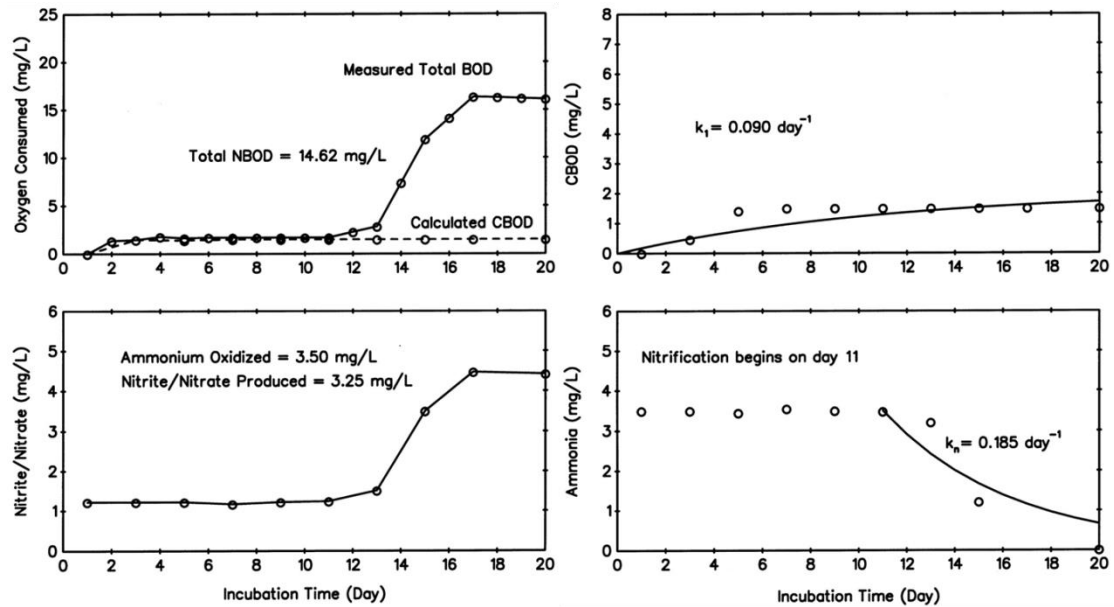


圖 4.4-44 關渡大橋測站第一次水質參數圖(2009/11/9)

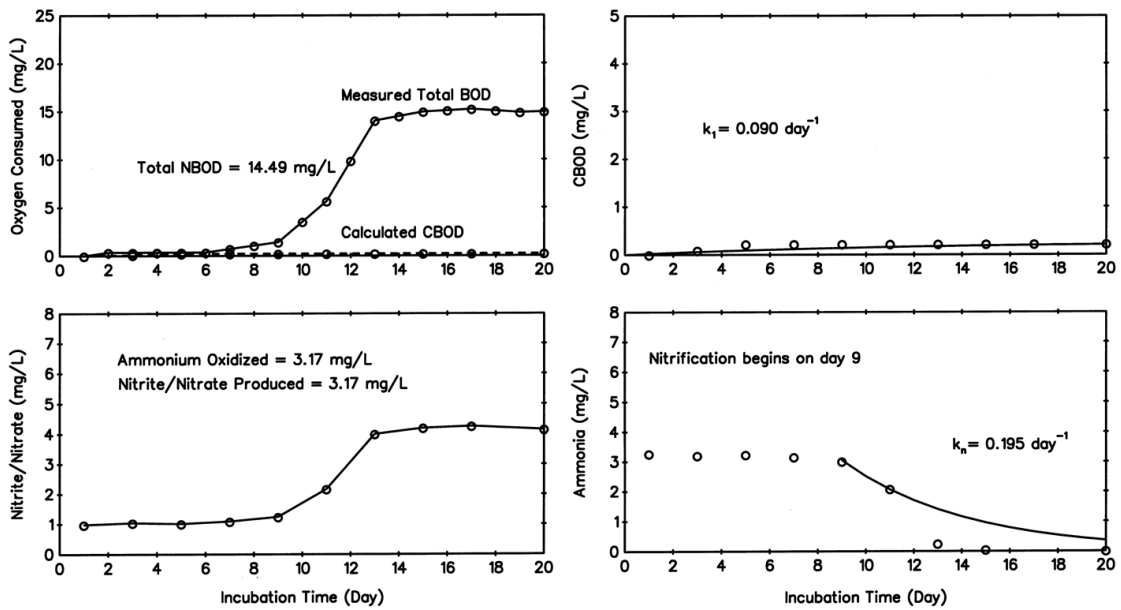


圖 4.4-45 關渡大橋測站第二次水質參數圖(2010/1/19)

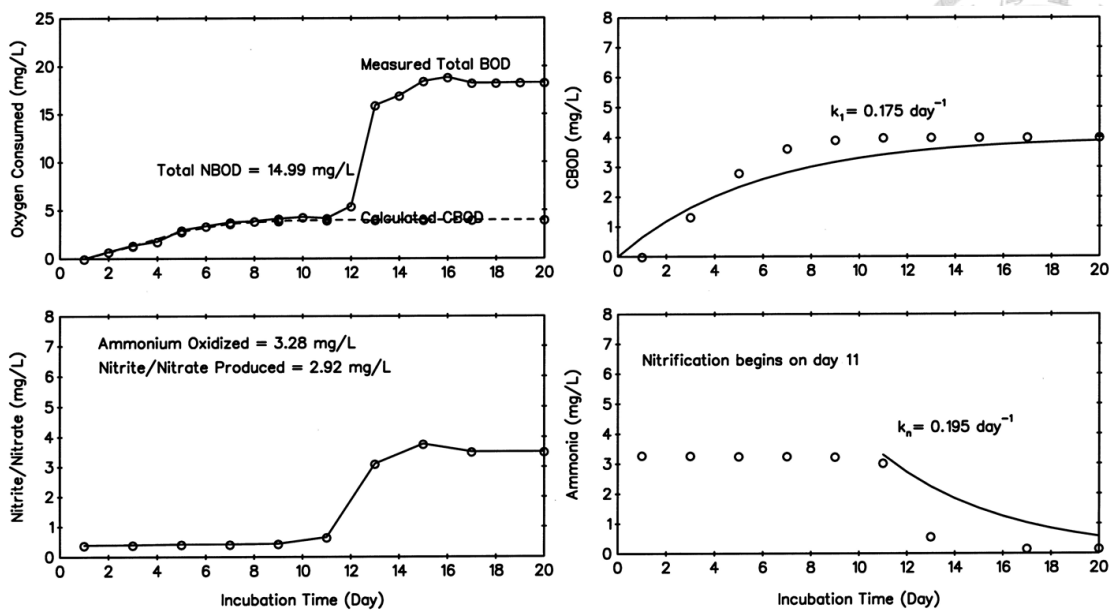


圖 4.4-46 關渡大橋測站第三次水質參數圖(2010/3/29)

4.5 建立本土化參數

本實驗主要是讓原水在高溶氧條件下，察看溶氧、氨氮、硝酸鹽氮/亞硝酸鹽氮濃度變化，再應用迴歸分析推估祛氧係數 k_1 及硝化係數 k_n ，以掌握水體特性，惟在模擬時，仍以當時水質狀況做為輸入條件。

祛氧係數(k_1)及硝化係數(k_n)除表示 BOD 與 $\text{NH}_3\text{-N}$ 排入河川後之衰減率之外，同時代表承受之河川水體自淨能力，DO、BOD 與 $\text{NH}_3\text{-N}$ 於河川中消長，必須考量 k_1 、 k_n 、支流排水污染負荷排入情形、再曝氣與水理等條件並同步演算，方能精確反應河川水體中之水質分布。

彙整各測站之 k_1 及 k_n 值於表 4.5-1，並將其範圍值標註於圖 4.5-1。綜合數據結果顯示，CBOD 之衰減係數， k_1 的確因各河段而異，整體來看 k_1 值調查結果並沒有較大之變化，參數較穩定；而硝化係數 2011 年的結果高於 2010 及 2009 年，其表示含氮污染物硝化效率提升，導致溶氧消耗增加，水體的溶氧與氨氮同步下降，此時溶氧濃度降低，將減緩有機污染物脫氧作用。本結果反應了各河段之水質特性，也為未來模式之推估提供極有價值之資料，再度驗證了先前淡水河穩態水質模擬利用不同 k 值之結果(Chen et al., 2012)。

一般而言，硝化作用在較多污染之河川不會馬上開始，因為硝化作用需要水

中溶氧。另外可知道在大漢溪城林橋及新海橋、基隆河下游之社后橋、民權大橋及百齡橋與淡水河本流之下游測站(中興橋及重陽橋)，硝化作用啟動較晚(數據顯示在第 7 天或甚至 14 天之後)，其主因可能受制於低溶氧(小於 2 mg/L)。但此時要特別注意的是淡水河經逐步整治，各測站溶氧提昇後此硝化作用將會提早啟動。如此一來，或許會抵消一部分整治效果，這一點應在規劃未來整治時納入考量。

表 4.5-1 各測站水質參數範圍一覽表

測站名稱	k_1 值 (Day^{-1})			k_n 值 (Day^{-1})		
	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值
城林橋	0.105	0.175	0.135	0.125	0.275	0.190
新海橋	0.105	0.145	0.137	0.175	0.305	0.212
秀朗橋	0.09	0.145	0.108	0.045	0.195	0.095
華中橋	0.075	0.155	0.104	0.155	0.255	0.190
景美溪便橋	0.09	0.155	0.123	0.09	0.145	0.123
實踐橋	0.075	0.115	0.103	0.035	0.275	0.158
社后橋	0.105	0.135	0.120	0.035	0.255	0.163
民權大橋	0.105	0.135	0.118	0.09	0.305	0.186
百齡橋	0.065	0.097	0.086	0.135	0.335	0.218
中興橋	0.095	0.155	0.130	0.135	0.235	0.180
重陽橋	0.095	0.155	0.125	0.105	0.335	0.190
關渡大橋	0.09	0.175	0.118	0.185	0.195	0.192

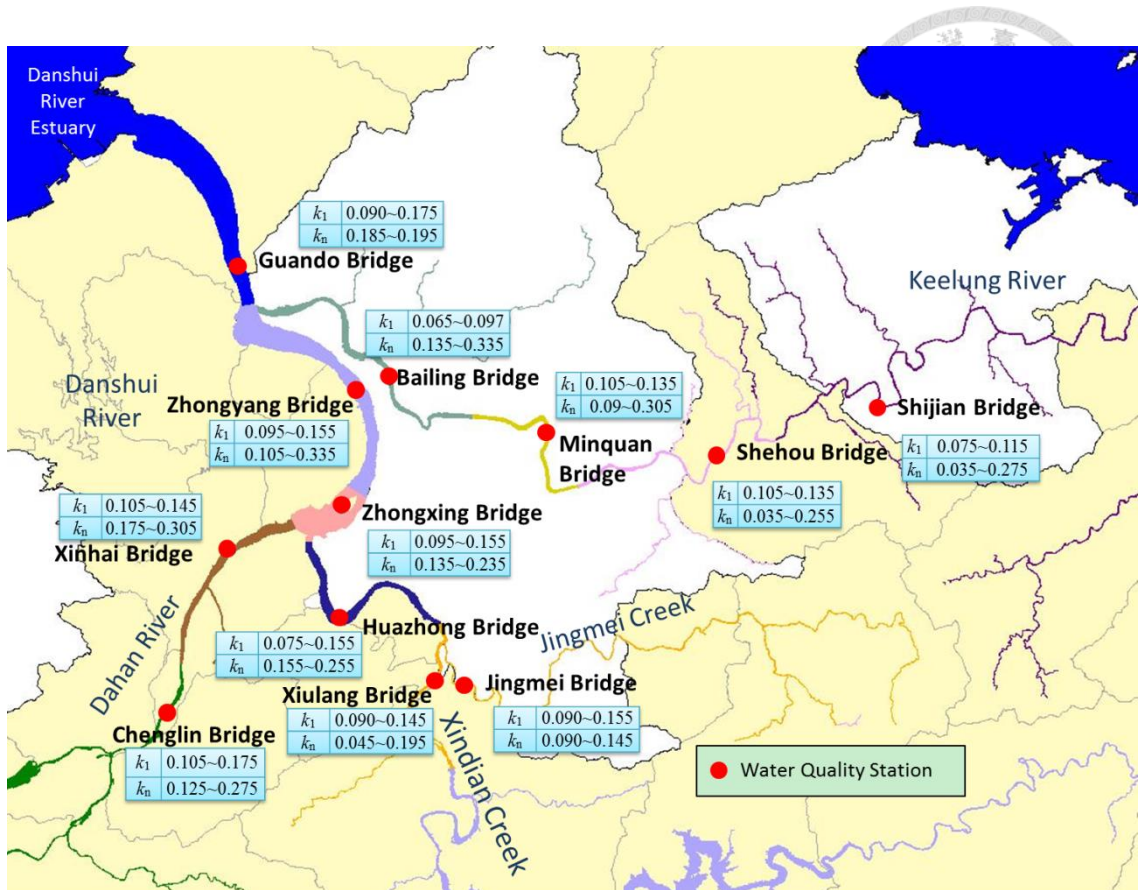


圖 4.5-1 淡水河流域 k_1 及 k_n 參數空間分佈圖



第五章 河川底泥需氧量模擬

5.1 研究方法與內容

底泥係存在於水體下之沉積層，可視為上層水污染的受體，無論是水體或底泥，當介質存在濃度梯度時，將以擴散方式交互傳遞污染物質。除了因濃度梯度所產生之擴散傳遞外，也應探討一下底泥如何在水體中傳輸。受污底泥的形成，主要來自水中污染物吸附於懸浮質或有機體後，受重力牽引沉降至河床；相對地，底泥也因水體流動對底泥造成的剪應力，刮起表層受污底泥，使附著於其上之污染物在翻滾攪動下，再度溶出或逸散至水體之中。

河川水體中，各項溶解態或非溶解態之水中物質均依傳輸與延散機制進行沉降、生化反應等行為，形成河川水質隨時間與空間變化之流布，而傳輸與延散行為則依流量、流速、水深、通水斷面、斷面間水體積等水理條件而定。

長期以外，因底泥之流布變動性很大，故無法有效針對底泥之污染特性進行較嚴謹之量化，一般皆透過量測方式，進行其污染特性之探討。然本研究希望透過數值方式，將底泥需氧量透過模式自動演算機制，將此參數成為模式自動運算的一部分。

一般而言，數值模式之建立，必須盡量符合現實環境，包含空間變化、時間變化、水文特性、污染排放特性、相關整治措施之進展、以及未來改善目標之考量，因此建立充分完善之數值模式，通常必須具備足以演算 3 維空間與時間變化之現象，甚至為避免模式誤差隨演算時間而擴大，必須加入反向演算機制，應用狀態變數的特性，自行優選最佳參數，如伴隨狀態法(adjoint state method, ASM)結合牛頓法(Newton's method)；或是觀測資料量足以回饋原模式進行預測時，應用卡門濾波(Kalman Filter)等方法，以即時資料(real-time data)配合統計特性，直接修正模式之演算條件。然而，無論是參數優化或即時預測，都必須建立在一個連續觀測資料、參數資料與演算機制相當完備之物理化學模式之上，因此就目前臺灣

底泥與水質之相關觀測資料以及模式之建立歷程，其首要工作實為建立一完整的底泥污染傳輸模式。

本章節主要是透過歷年現場調查成果，以及對底泥傳輸機制的探討，將既有水質模式進行擴充，利用增加底泥網格的方式，進行底泥需氧量之模擬，進而將淡水河模式推向自動考量底泥需氧量之水質模式。以下即針對傳輸機制、現場調查、模式修正以及模式模擬結果比對加以說明。

5.2 底泥傳輸機制探討

底泥與水體的污染傳輸機制，主要可分為水理與水質 2 種機制，其中水理傳輸機制主要演算水中物質傳輸之傳動效能與方向，由主/支流流量(flow rate)、河床糙度(roughness)、河床高程與坡度(elevation & slope)等基礎資料，透過質量平衡(mass balance)、動量平衡(momentum balance)、能量平衡(energy balance)等演算機制，得出各個河段不同的通水斷面積(cross section area)、水體積(volume)、流速(velocity)、水力深度(hydraulic depth)等水力條件，並透過沉降(settling)、再懸浮(resuspension)、延散(dispersion)之設定，決定污染物質在底泥與水體間之傳輸(advection)、延散、稀釋(dilution)等效應。

水質傳輸機制主要演算水中污染物質自體或是與不同污染物質間之交互反應(interaction)，導致原物質之削減與新物質之生成，因此必須確立各物質之間合成、分解等化學反應，明確給定連結方式與限制條件，方可正確演算中間物質、最終物質、催化劑等在各階段化學反應流程之生成與削減情形，其概念模型如圖 5.2-1 所示。若以污染物質特性區分，可分為有機質、營養鹽與懸浮質，以下針對各污染物質之重點反應機制說明。

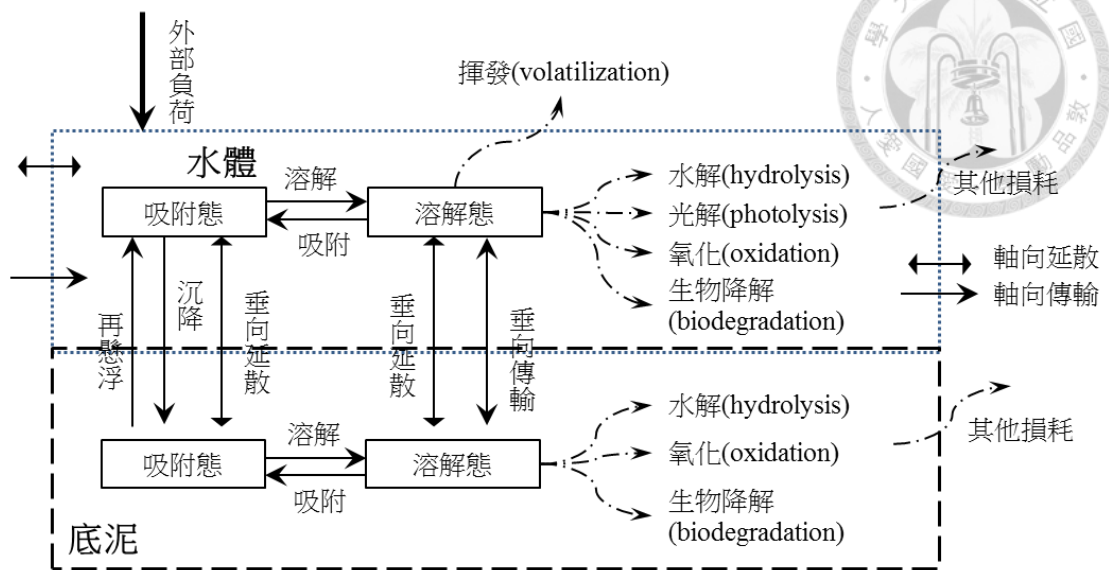


圖 5.2-1 河川底泥與水質污染傳輸機制概念模型

1.有機質與營養鹽

在有機質與營養鹽的傳輸機制，通常可將之視為一個以水生浮游植物 (phytoplankton) 進行各項生化反應機制為中心的循環系統，或稱為碳循環系統，透過生物對於氮、磷等營養鹽的攝取與排放，配合溶氧平衡的各項反應機制，完成氮循環、磷循環。參考目前美國環保署 (USEPA) 最新版之 Water Quality Analysis Simulation Program Version 7.4 (2009) 之指引手冊、Water Quality Modeling For Wasteload Allocations and TMDLs (Lung, 2001)、Sediment Flux Modeling (Di Toro, 2001) 及 MWH (民 102b) 等文獻，並綜整上述有機質與營養鹽循環，以及溶氧平衡之關係，其在水體與底泥間之淨反應可繪製如圖 5.2-2 所示。其不外乎可用碳循環、磷循環以及氮循環來加以說明。

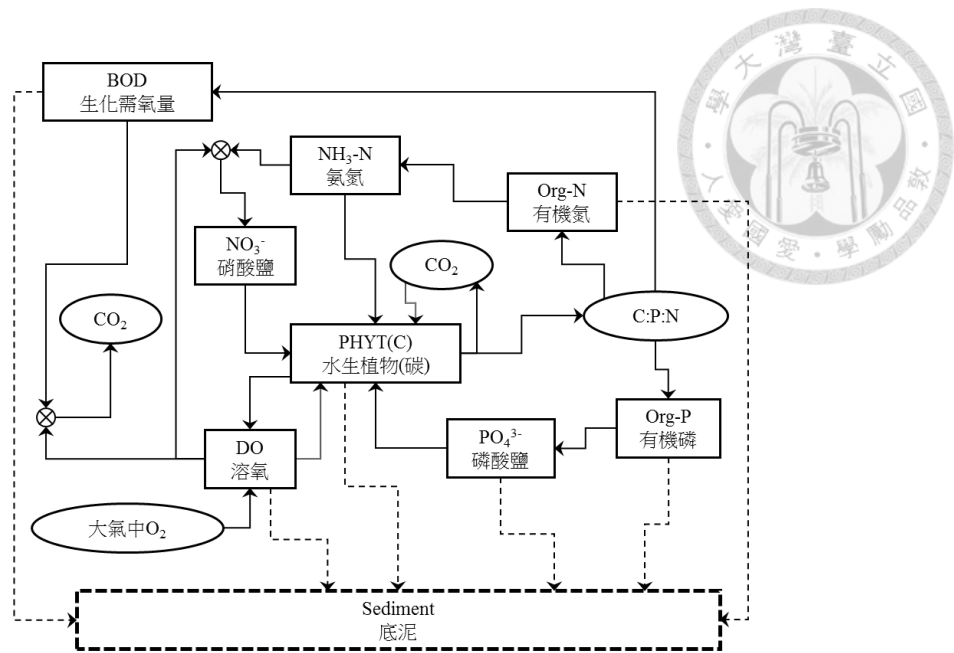


圖 5.2-2 營養鹽於水體與底泥之循環示意圖

A. 碳循環

在碳循環的演算過程中，實際上係針對選定浮游植物或葉綠素 a (chlorophyll a)，依 $\mu\text{g-C}/\mu\text{g-chlorophyll a}$ 約 25~30 之比例換算成等量的碳源，再依碳氮磷比(一般而言，常用 C:P:N=100:10:1)換算氮源與磷源後，再進行相關的數值演算。

在碳循環的生化反應機制中，主要探討浮游植物的生長率(growth rate)、死亡率(death rate)、光合作用(photosynthesis)與呼吸作用(respiration)等反應機制，因此必須考慮溫度、光照度、太陽輻射等外在環境因素。當進行光合作用時，釋出氧氣成為水中溶氧；進行呼吸作用時，則消耗溶氧合成 CO_2 自水體釋出後散逸至大氣中。當植物生長時，針對營養鹽的攝取，則必須考量溶解態無機磷(dissolved inorganic phosphorus, DIP) 例如正磷酸鹽(orthophosphate)、溶解態無機氮(dissolved inorganic nitrogen, DIN)例如氨氮(ammonia)與硝酸鹽(nitrate)等營養鹽的含量；當植物死亡時，則必須考量植物殘骸分解成碳源、氮源與磷源比例與分解率，其中碳源成為等待氧化分解的 BOD，與溶氧結合進行祛氧反應(deoxygenation)，成為 CO_2 散逸至大氣中。氮源與磷源則成為有機氮(organic nitrogen, ON)與有機磷(organic phosphorus, OP)，各自進入所屬的氮循環與磷循環。部分殘骸沉降成為底泥中的有機質，視水中濃度梯度以及沉降或再懸浮等機制，再進入水體參與其他反應機制，



或直接在底泥表層進行耗氧分解反應，被視為底泥需氧量(sediment oxygen demand, SOD)的其中一種因素。

B. 磷循環

在磷循環的反應過程中，主要考量植物死亡後釋出有機磷，其中部分一部分有機磷則經過礦化(mineralization)成為無機磷，而無機磷可能因生物生長所需被攝取，而自水體中減少。另一部分沉降成為底泥的有機磷與無機磷，亦有可能隨水中濃度梯度以及沉降或再懸浮等機制，再進入水體參與磷循環反應機制。

C. 氮循環

在氮循環的反應過程中，水中部份有機氮在成為無機的氨氮後，透過硝酸菌與亞硝酸菌的硝化作用(nitrification)，與溶氧結合成為硝酸鹽。在生物生長的過程中會同時攝取氨氮與硝酸鹽，而在生物死亡後，則釋出有機氮。另一部分的有機氮與氨氮則沉降成為底泥視水中濃度梯度以及沉降或再懸浮等機制，再進入水體參與其他反應機制，或直接在底泥表層進行耗氧的硝化反應，亦可視為底泥需氧量的一種因素。少部分硝酸鹽進入缺氧的深層底泥中，經過厭氧微生物的脫硝作用(denitrification)，成為氮氣(N_2)散逸至大氣中。

2. 懸浮質

懸浮質的傳輸機制以隨水流動、沉降與再懸浮為主，通常與懸浮質的粒徑、內聚力(cohesiveness)與剪應力(shear stress)有關，其來源包含水體本身懸浮質含量之懸浮載(suspended load)、水流沖蝕河道邊坡進入水體之沖瀉載(wash load)、以及對河床底部淘刷造成的底床載(bed load)，精確的懸浮沉滓運移演算，必須考量懸浮質運移後，造成水體密度、通水斷面以及水力特性長度的改變，以及河道邊坡的土質以及底床的護甲效應，因此一般均以 2D~3D 動態的方式，配合相關參數，如：曼寧係數(Manning n)、史茲克係數(Strickler coefficient)、砂粒阻力係數(drag force coefficient)、荷載律常數(loading-law coefficient)、渦動滯性係數、運動黏滯係數、摩擦係數等參數，部分經驗公式，如：Meyer-Peter and Muller equation、Bagnold

equation，以及假設性條件，如：流速-水深的對數分布、摩擦速度與無因次底床剪應力的設定等條件，完成建立懸浮質的傳輸機制。

當懸浮質於水體中運移時，可能因水體流動影響、或懸浮質瞬間大量排入，使水力變化太大導致水力不連續的現象或無法滿足流體演算限制，如：庫朗數限制(Courant number limit)，即無法執行下一時間步幅演算。因此以水質模擬或大範圍的流域整治規劃的觀點，為使懸浮質傳輸機制能穩定演算，通常都將懸浮質演算加以簡化，因此在以河川水質演算為主的模式(如 WASP、QUAL2K)以滿足質量平衡(mass balance)為主，配合傳流、延散、沉降、或再懸浮等機制，完成懸浮質在水中的流布狀況。

綜合以上傳輸機制，可以了解到水體與底泥間之互動機制相關繁複，然而在進行後續水質模式擴建上，應採逐步分階段進行。其中底泥需氧量與懸浮質之探討，為最優先之步驟，其次再來探討更詳細之其他化合物，例如有機化合物、重金屬、甚至新興污染物等。在底泥需氧量之組成上，就如先前所述，其在有機質與營養鹽的傳輸過程，經由擴散、傳流、沉降等過程所組成，然而其真正表現於水體或底泥上的應是氧量的消耗。鑑此，本研究將透過模式網格的擴充，利用溶氧的負值來呈現底泥需氧量的總體表現。

5.3 現場調查成果

參採 MWH(民 99c, 民 100b)年及其他單位相關計畫(包括環保署「98 年河川環境整體調查」、臺北市政府環保局「97 年度基隆河及淡水河本流影響水質底泥厚度及性質調查與濬除規劃」、新北市政府環保局「98 年度臺北縣水環境調查計畫」)等，其調查結果以淡水河流域於人口密集之中、下游河段底泥污染性及濃度較高，其中以大漢溪浮洲橋下游、新店溪華中橋下游至淡水河本流忠孝橋河段濃度較高，經考量後，本研究將以 MWH(民 99c, 民 100b)所規劃的 5 處測站調查成果為基礎研究基料，進行水質模式修正。以下說明 5 處測站採樣分析方式及調查成果。採樣位置及測站資料如表 5.3-1 及圖 5.3-1 所示。

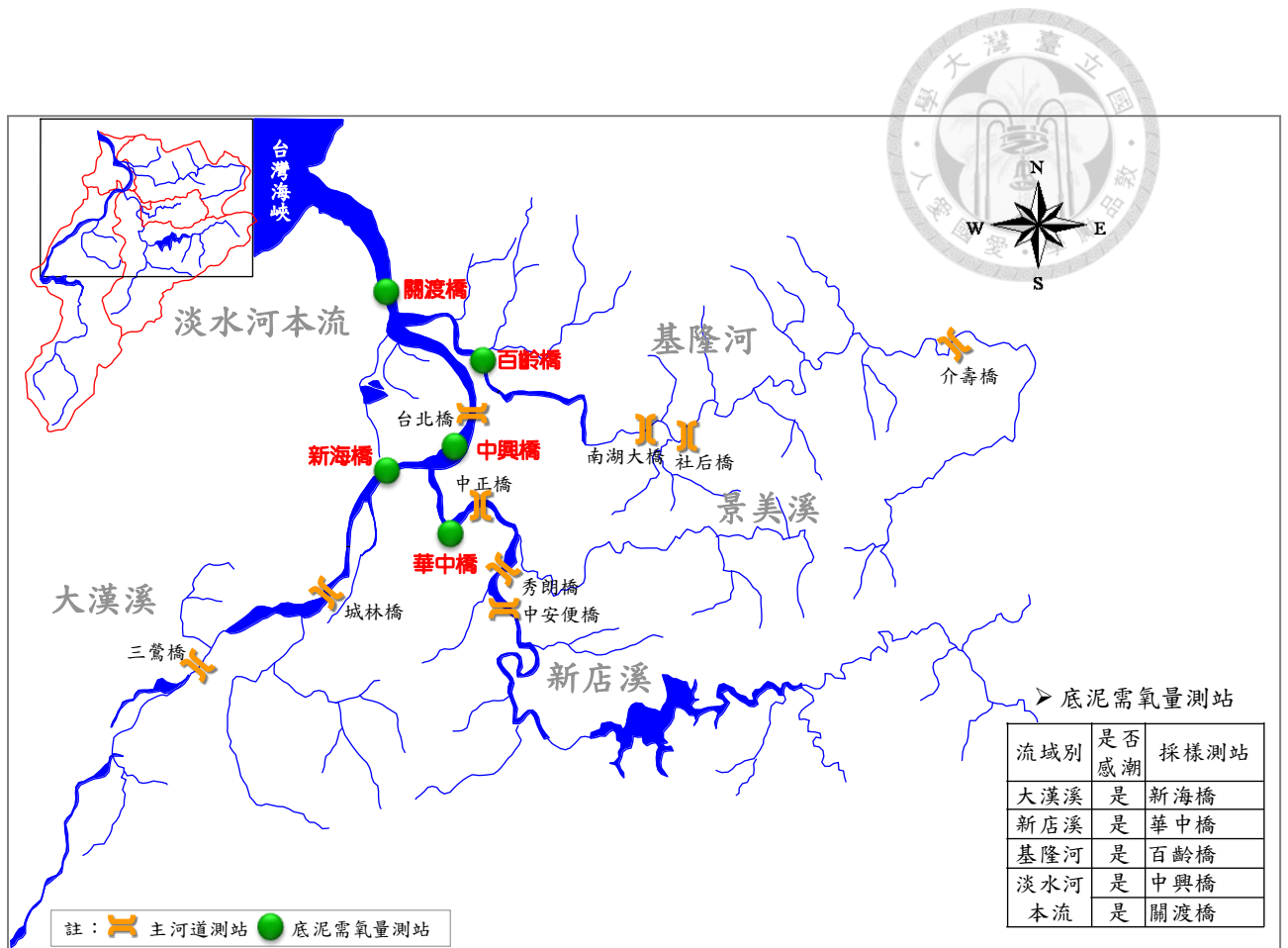


圖 5.3-1 底泥需氧量測站位置圖

表 5.3-1 底泥需氧量測站資料

流域	測站名稱	經度(E)	緯度(N)	施測方法
大漢溪	新海橋	121°27'20.03"	25°00'58.07"	船測
新店溪	華中橋	121°29'47.06"	25°02'32.03"	船測
基隆河	百齡橋	121°30'47.01"	25°05'21.06"	船測
淡水河本流	中興橋	121°30'02.07"	25°02'42.08"	船測
	關渡橋	121°27'34.04"	25°07'32.06"	船測

1.分析項目與方法

底泥需氧量調查如同前章節之水質參數調查，在實驗設計上僅考慮底泥需氧量（Sediment Oxygen Demand, SOD）對溶氧之影響。SOD 為底泥中有機物質因化學氧化及微生物分解過程所需消耗之溶氧量，可用以代表底泥中有機物之含量。量測方法以環保署 NIEA S104.30C「底泥採樣方法」為原則，採樣厚度以 50~80

公分為宜，實際情形仍依現場情形決定；檢測方法依環境檢驗所公告之檢測方法執行，國內未公告者，則參考國外標準方法或文獻資料。

為有效取得具代表性之水樣，採樣時機則配合當日淡水河口漲潮時段採樣，採集 5 處河段之底泥送實驗室分析。底泥採樣實驗，利用重擊式底泥採樣器，配合底泥套管，於各測站之河心採取不擾動底泥與河川原水，採集之底泥與套管，底泥套管為透明之 PE 管，當採樣器投放落下，底泥套管會採集到底泥與河川原水，再將底泥套管之底端與上端封閉，採集後於運送回實驗室進行水中溶氧之量測分析，於實驗室之量測溶氧時間長達 12 小時以上，以瞭解溶氧隨著時間之變化。同時在底泥耗氧實驗後剩下的底泥則進行篩分析，以瞭解底泥的粒徑分佈及底泥的特性。

2.底泥粒徑分佈成果

底泥的粒徑影響到其傳輸途徑方式，相關研究文獻(Herbert, 1995；蘇群仁與林志高，民 89)指出，粒徑小於 0.063 mm 的底泥顆粒，受流量或流速而再懸浮與傳輸作用而產生橫向移動的機率較高，且細顆粒通常聚含較高濃度的金屬量，但考量篩分析實驗之效率，故多數研究計畫通常選擇粒徑 0.075 mm(ASTM 標準分類為粉粒，可通過 ASTM 200 號標準篩網)作為區分泥質與砂質之界線。

本計畫各流域測點調查結果詳表 5.3-2 所示。五次檢測結果顯示，大漢溪之新海橋平均粒徑介於 0.191 ~ 0.296 mm 之間；新店溪之華中橋平均粒徑介於 0.087 ~ 0.171 mm 之間；基隆河之百齡橋平均粒徑介於 0.125~0.310 mm 之間；本流之關渡橋平均粒徑介於 0.092~0.175 mm 之間，中興橋平均粒徑介於 0.066~0.342 mm 之間。比對文獻得知，各流域測站的顆粒均屬於砂粒。

表 5.3-2 底泥粒徑分析調查結果

流域	測站名稱	顆粒粒徑大小(D ₅₀)(mm)					
		2009/11/6	2010/1/19	2010/3/30	2011/2/18	2011/5/5	平均
大漢溪	新海橋	0.213	0.208	0.243	0.191	0.296	0.230
新店溪	華中橋	0.140	0.110	0.133	0.171	0.087	0.128
基隆河	百齡橋	0.310	0.134	0.194	0.125	0.167	0.186
淡水河	關渡橋	0.120	0.109	0.106	0.175	0.092	0.120
本流	中興橋	0.342	0.122	0.080	0.066	0.181	0.158

註:本研究彙整自 MWH(民 99c, 民 100b)

依據歷年多項計畫調查結果顯示，淡水河流域河床沉積物顆粒大小由上游往下游遞減。相關計畫調查之 D₅₀ 粒徑平均值彙整如表 5.3-3，經比對後，此 5 處測站平均粒徑值與歷年調查結果相較差異不大。

表 5.3-3 歷年底泥粒徑平均值彙整

流域	測站位置	D ₅₀ 平均值
大漢溪	溪州橋直至臺北縣後村圳及城林大橋	10.7 mm~121.7 mm
	浮洲橋至河口段	0.018 mm~0.48 mm
新店溪	直潭至秀朗橋河段	4.058 mm~78.26 mm
	秀朗橋以下	0.0174 mm~0.820 mm
基隆河	侯硐至河口	均小於 1.0 mm
	—	0.0218 mm~0.38 mm
淡水河本流	—	0.018 mm~0.48 mm

資料來源，彙整自：

1. 94 年河川環境整體調查，2005，行政院環境保護署。
2. 95 年河川環境整體調查，2006，行政院環境保護署。
3. 98 年河川環境整體調查，2009，行政院環境保護署。
4. 淡水河系河川曝氣底泥清除及下水道聯接使用計畫對河川水質改善程度評估，1995，行政院環境保護署。



3.底泥耗氧量計算

底泥耗氧量之量測，利用採集之不擾動底泥與水柱，依下式計算其底泥耗氧量(SOD)：

$$SOD_T = S * V_s / A_s$$

式中 SOD_T 為 $T^{\circ}C$ 時之底泥耗氧量； S 為 DO 隨著時間變化之線性斜率； V_s 為採樣之底泥體積； A_s 為採樣之底泥面積。

底泥需氧量之量測主要透過長時間之觀察溶氧的變化，進行迴歸分析得到各測站溶氧與時間之變化關係。其結果可由上式方程式計算各測站之底泥耗氧量，但其中之溶氧變化為實驗當時之溫度，為取得標準參數之單位，故再套用溫度變化修正方程式： $SOD_T = SOD_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$ 轉換成 $20^{\circ}C$ 時之底泥耗氧量。

原則上各測站之溶氧隨時間增長，溶氧降低，經由線性迴歸分析後，可知溶氧與時間呈現良好之負相關，溶氧隨時間增加而逐漸降低。圖 5.3-2~圖 5.3-6 為各測站不同量測時間下之溶氧變化迴歸曲線，表 5.3-4 則為彙整歷次量測的結果。

表 5.3-4 底泥耗氧量分析測量結果

流域	測站名稱	底泥耗氧量(SOD)(g/m ² -day, 20°C)					
		2009/11/6	2010/1/19	2010/3/30	2011/2/18	2011/5/5	平均
大漢溪	新海橋	0.88	1.03	0.98	1.31	2.12	1.26
新店溪	華中橋	0.63	0.83	1.49	1.13	1.21	1.06
基隆河	百齡橋	0.50	1.19	1.05	1.06	1.69	1.10
淡水河 本流	關渡橋	0.27	0.59	0.69	0.95	1.27	0.75
	中興橋	0.26	1.22	1.51	0.69	2.27	1.19

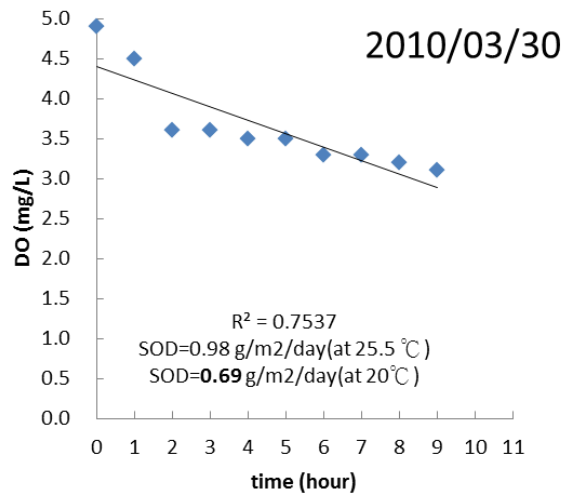
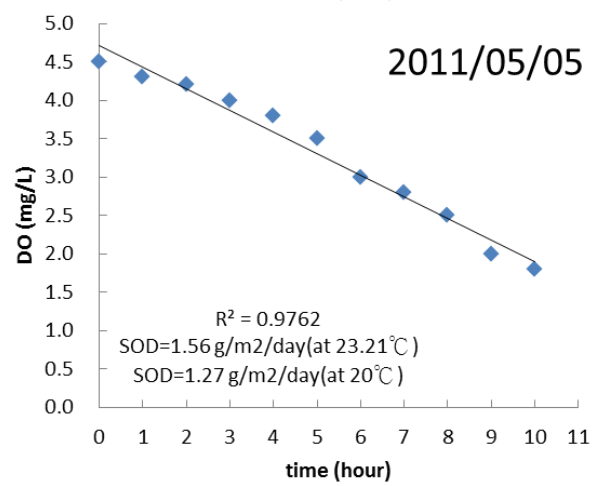
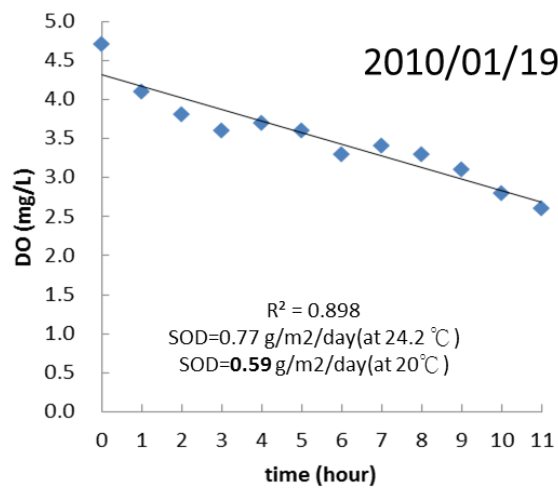
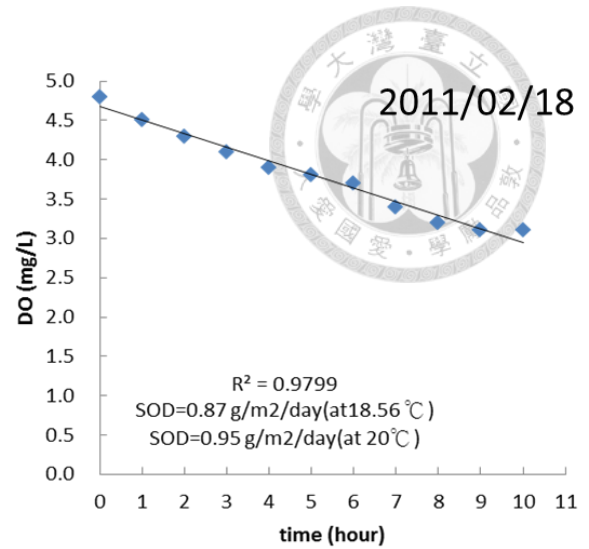
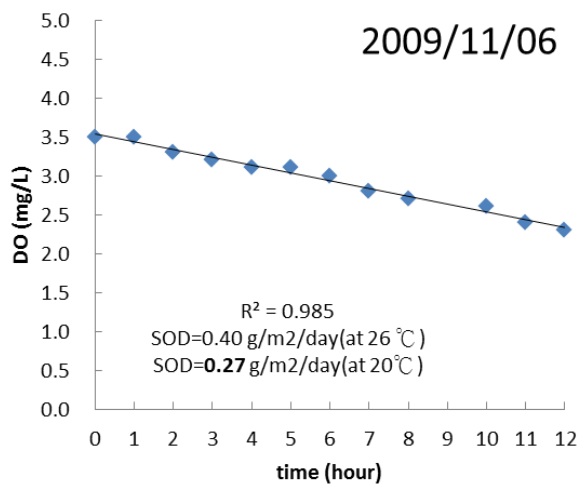


圖 5.3-2 底泥需氧量測站(關渡大橋)分析結果

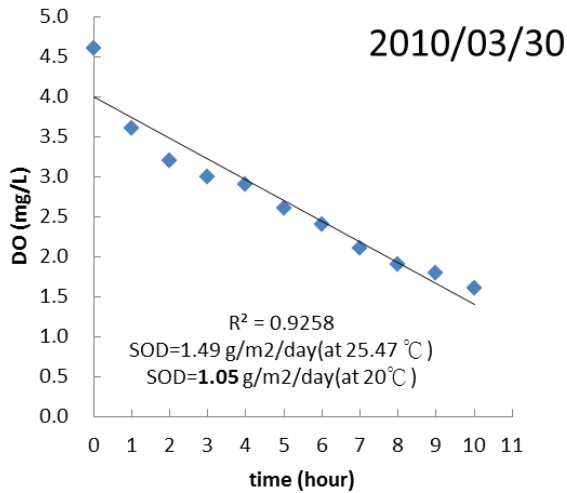
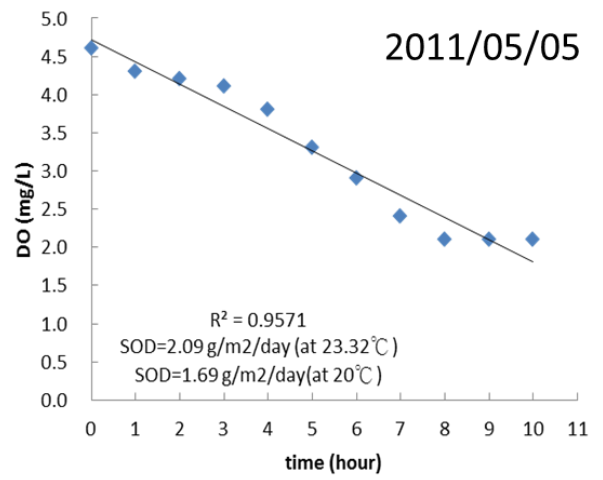
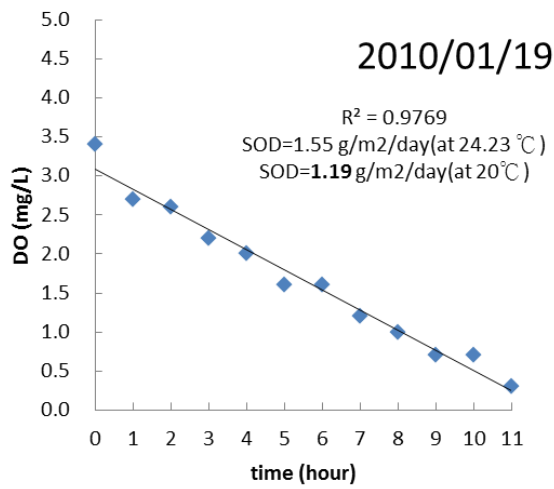
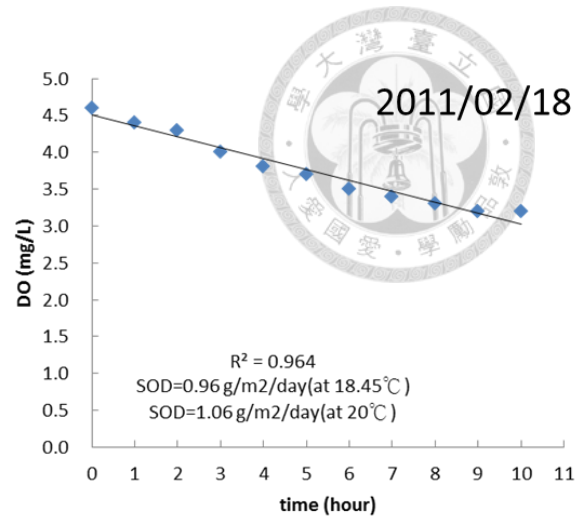
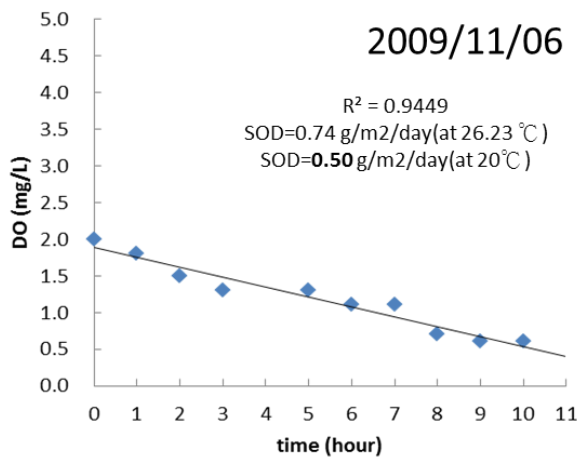


圖 5.3-3 底泥需氧量測站(百齡橋)分析結果

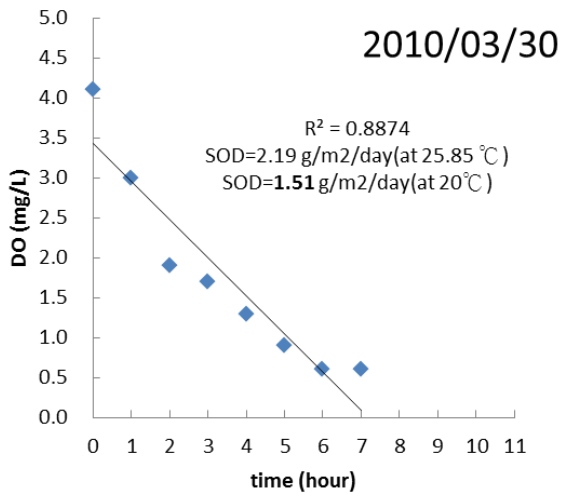
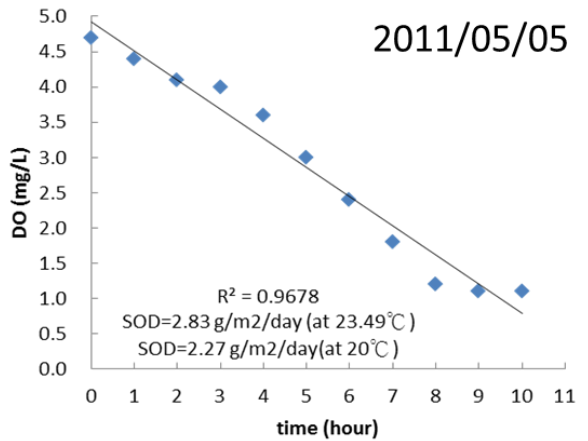
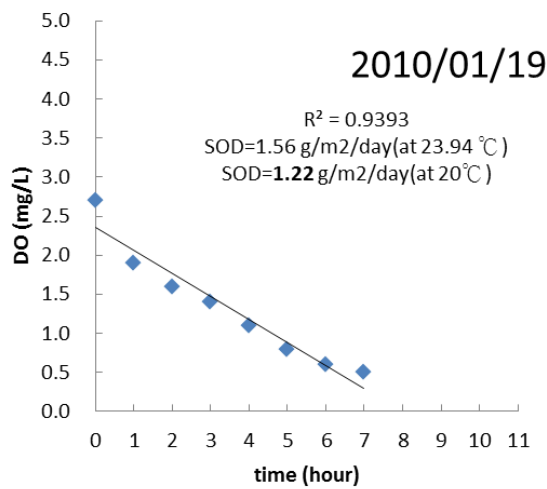
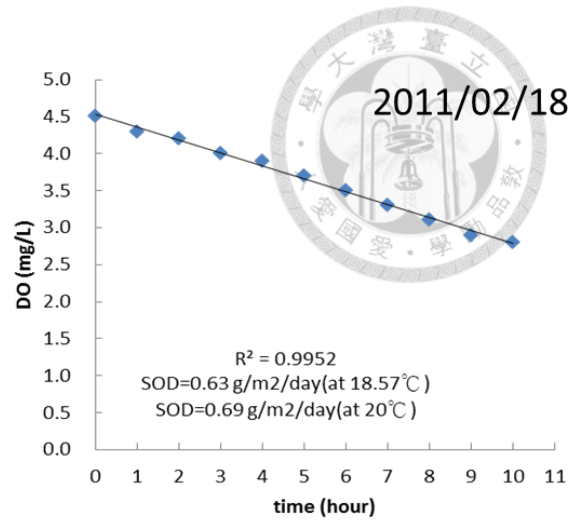
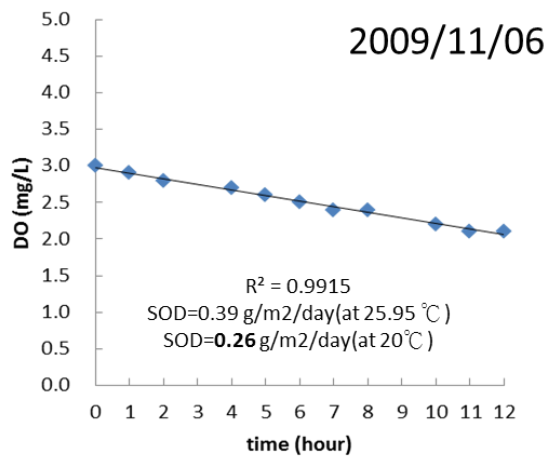


圖 5.3-4 底泥需氧量測站(中興橋)分析結果

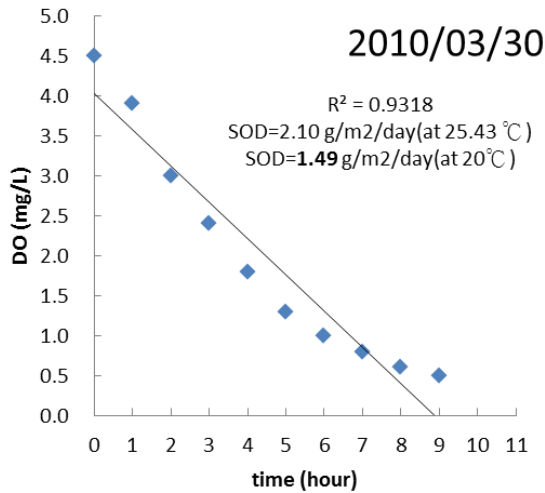
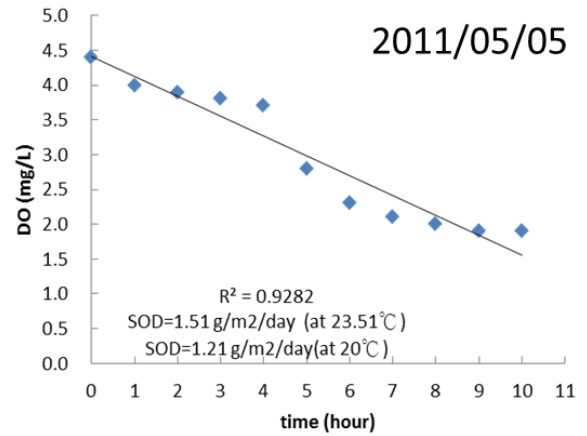
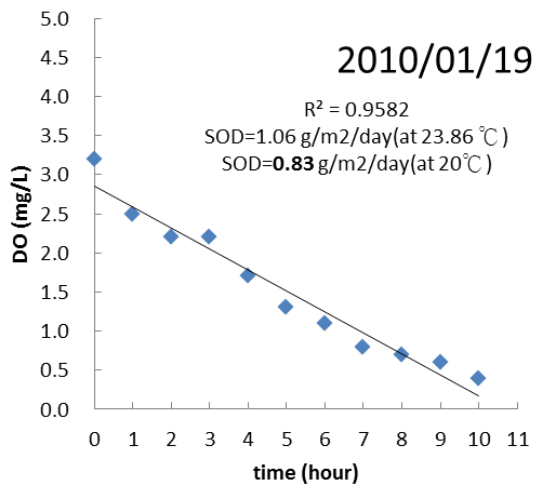
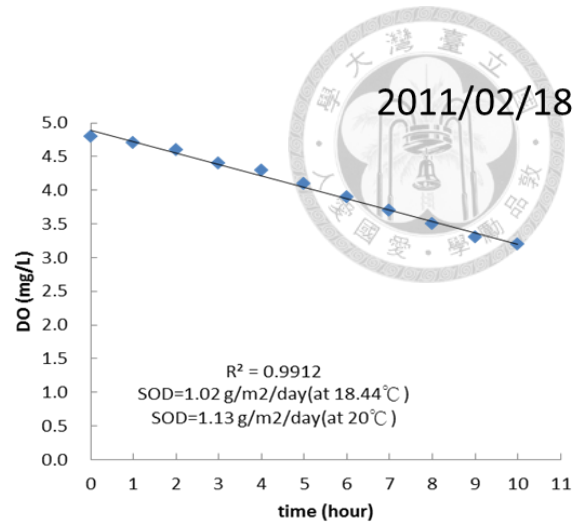
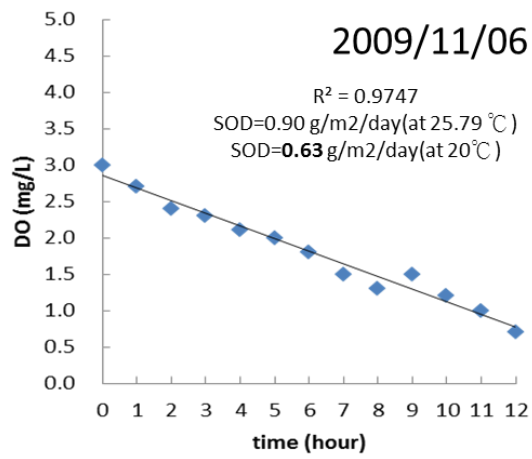


圖 5.3-5 底泥需氧量測站(華中橋)分析結果

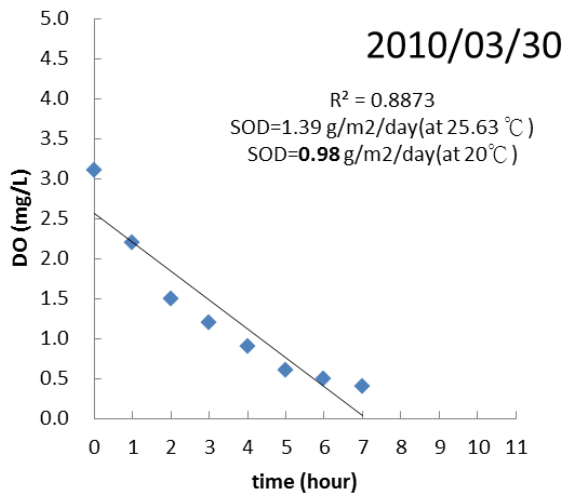
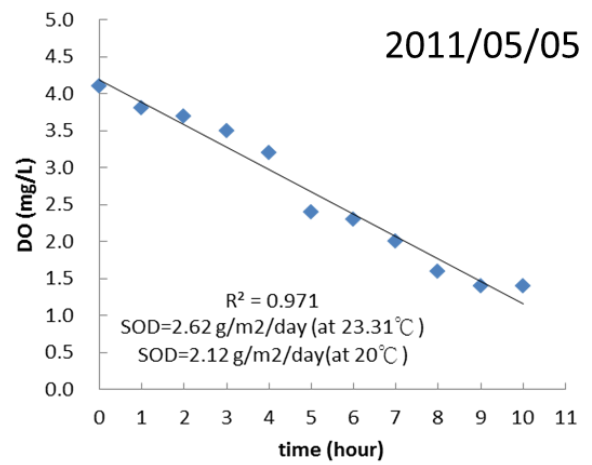
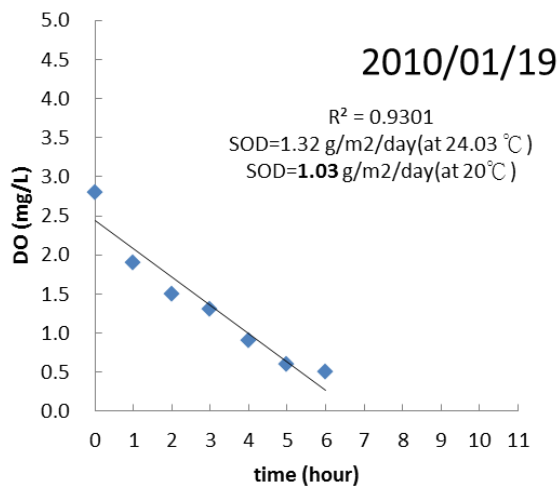
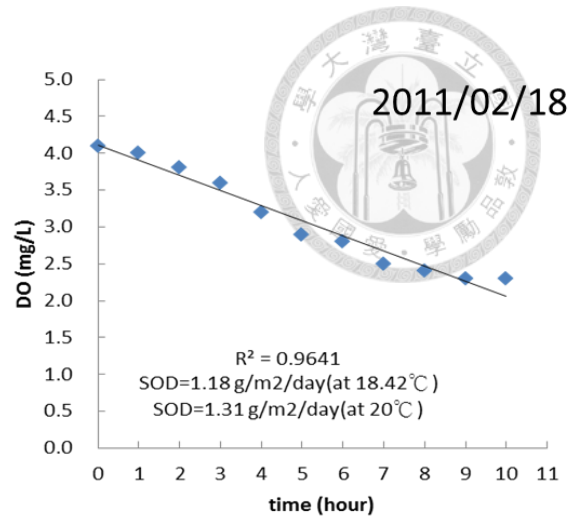
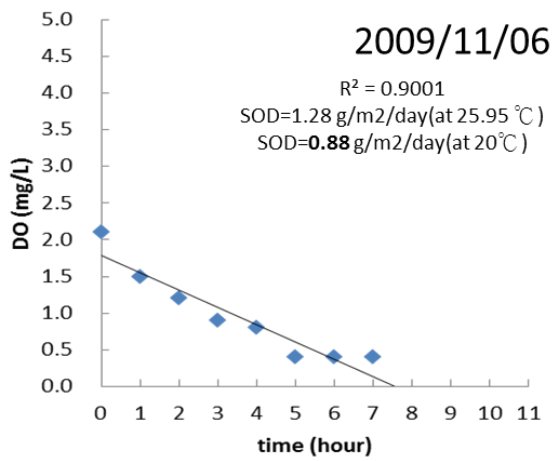
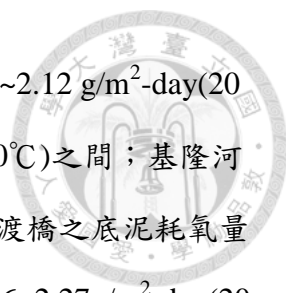


圖 5.3-6 底泥需氧量測站(新海橋)分析結果



由表 5.3-4 結果顯示，大漢溪新海橋之底泥耗氧量介於 $0.88\sim 2.12\text{ g/m}^2\text{-day}(20^\circ\text{C})$ 之間；新店溪華中橋之底泥耗氧量介於 $0.63\sim 1.49\text{ g/m}^2\text{-day}(20^\circ\text{C})$ 之間；基隆河百齡橋之底泥耗氧量介於 $0.50\sim 1.69\text{ g/m}^2\text{-day}(20^\circ\text{C})$ 之間；本流關渡橋之底泥耗氧量介於 $0.27\sim 1.27\text{ g/m}^2\text{-day}(20^\circ\text{C})$ 之間，中興橋之底泥耗氧量介於 $0.26\sim 2.27\text{ g/m}^2\text{-day}(20^\circ\text{C})$ 之間，平均以大漢溪新海橋較高，其次為本流中興橋、基隆河百齡橋、新店溪華中橋，位於出海口的關渡大橋為最低。

整體來看 2011/5/5 之量測結果較歷次高出許多，可能原因為此次監測時間為豐水期，且該年度尚未有颱風影響，底泥未受沖刷，持續累積，因此該次 SOD 高於以往。由表 5.3-4 之月份分布來看，底泥需氧量與季節性之變化似乎有較大之關連，亦即在夏季較高，各季較低之現象，應與颱風事件關連性更高。

另曾四恭與吳先琪(民 78)提出底泥需氧量(SOD)發生於底泥中生物生長及有機物分解耗氧，一般在都市廢水排放口附近，或具有較新鮮之有機物排入之處，底泥需氧量平均約 $1.5\text{ g/m}^2\text{-day}$ 以上，有機物含量稍低或稍遠離污水(含有機物)排放口處之底泥需氧量平均低於 $1.5\text{ g/m}^2\text{-day}$ ，較乾淨、砂質或礦物質含量較高之底泥，其需氧量大多小於 $0.5\text{ g/m}^2\text{-day}$ 。故以此比較目前淡水河現況，可知有機物含量已獲得初步控制，部分河段(出河口段)已達到底泥較乾淨之標準。



5.4 模式網格劃分與參數設定

淡水河水質模式仍沿用目前較常應用及經環保署擇定之 WASP，以現有水質模式為基礎架構，參考國內外相關文獻與模式建置經驗，建立適用之河川底泥污染模式。其中以臺灣河川幾何特性以及貧乏的水量、水質與底泥之觀(檢)測資料，將建議以 1 維穩態方式表現河川流況，配合垂向 2 維的延散行為，以擬 2 維方式(quasi 2D)來進行模式演算之主要架構。

1. 網格劃分

模式網格之劃設，必須先行定義有限之模擬範圍，並根據所採用之演算方法，將模擬範圍劃設為有限個數的網格(grid)做為最小演算單元，每個網格都被視為均質、且具有相同的物理與化學反應特性。因此在數值模式演算中，同一個網格內其傳輸、延散、沉降、生化反應係數、降解行為等均視為均勻一致，若有外部負荷排入或內部環境改變或質變時，水體與底泥之水理水質特性均在同一網格內勻化一致之後，再往下游傳輸或進行等向延散。

一般而言，底泥污染傳輸機制須包含水體流動以及水體與底泥間之交互影響，因此除了沿河川流向，每數百或一千公尺需劃設網格外，必須再將水體與底泥進行上下垂直分層之網格劃設，分別演算污染物質在水體與水體、水體與底泥間之傳輸行為。因此，底泥傳輸模式之數值網格較原先水質模式之網格多了一個”底泥與水體網格須垂直正交，分層劃設”的原則。簡單來說，就是在原水質模式下層再多劃設了一層底泥網格，且其網格為一無自由液面的土水混合網格。加入底泥網格之淡水河水質模式網格如圖 5.4-1 所示，各支流排入排入點因主要為水體網格，故排入點皆標示於水體網格上，如圖 5.4-2~5.4-4。



基隆河

45	156
46	157
47	158
48	159
49	160
50	161
51	162
52	163
53	164
54	165
55	166
56	167
57	168
58	169
59	170
60	171
61	172
62	173
63	174
64	175
65	176
66	177
67	175
68	179
69	180
70	181
71	182
72	183
73	184
74	185
75	186
76	187
77	188
78	189
79	190
80	191
81	192
82	193
83	194

新店溪

19	130
20	131
21	132
22	133
23	134
24	135
25	136
26	137
27	138
28	139
29	140
30	141
31	142
32	143

1	112
2	113
3	114
4	115
5	116
6	117
7	118
8	119
9	120
10	121
11	122
12	123
13	124
14	125
15	126
16	127
17	128
18	129

大漢溪

匯入淡水河本流

匯入淡水河本流

33	144
34	145
35	146
36	147
37	148
38	149
39	150
40	151
41	152
42	153
43	154
44	155

淡水河本流

匯入淡水河本流

84	195
85	196
86	197
87	198
88	199
89	200
90	201
91	202
92	203
93	204
94	205
95	206
96	207
97	208
98	209
99	210
100	211
101	212
102	213

103	214
104	215
105	216
106	217
107	218
108	219
109	220
110	221
111	222

淡水河本流

圖 5.4-1 淡水河水質模式(含底泥)網格圖

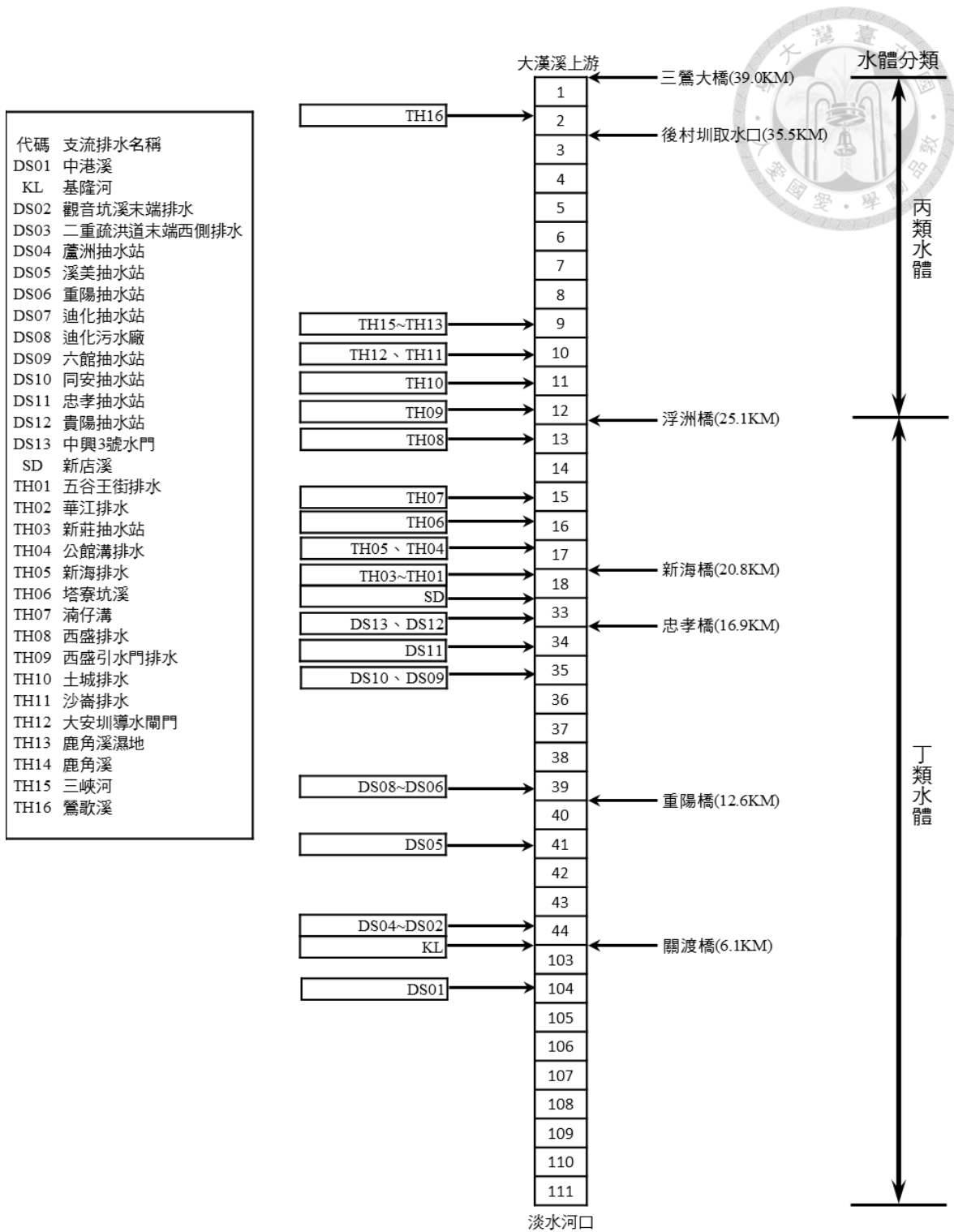


圖 5.4-2 污染負荷排入點圖(大漢溪至淡水河本流)

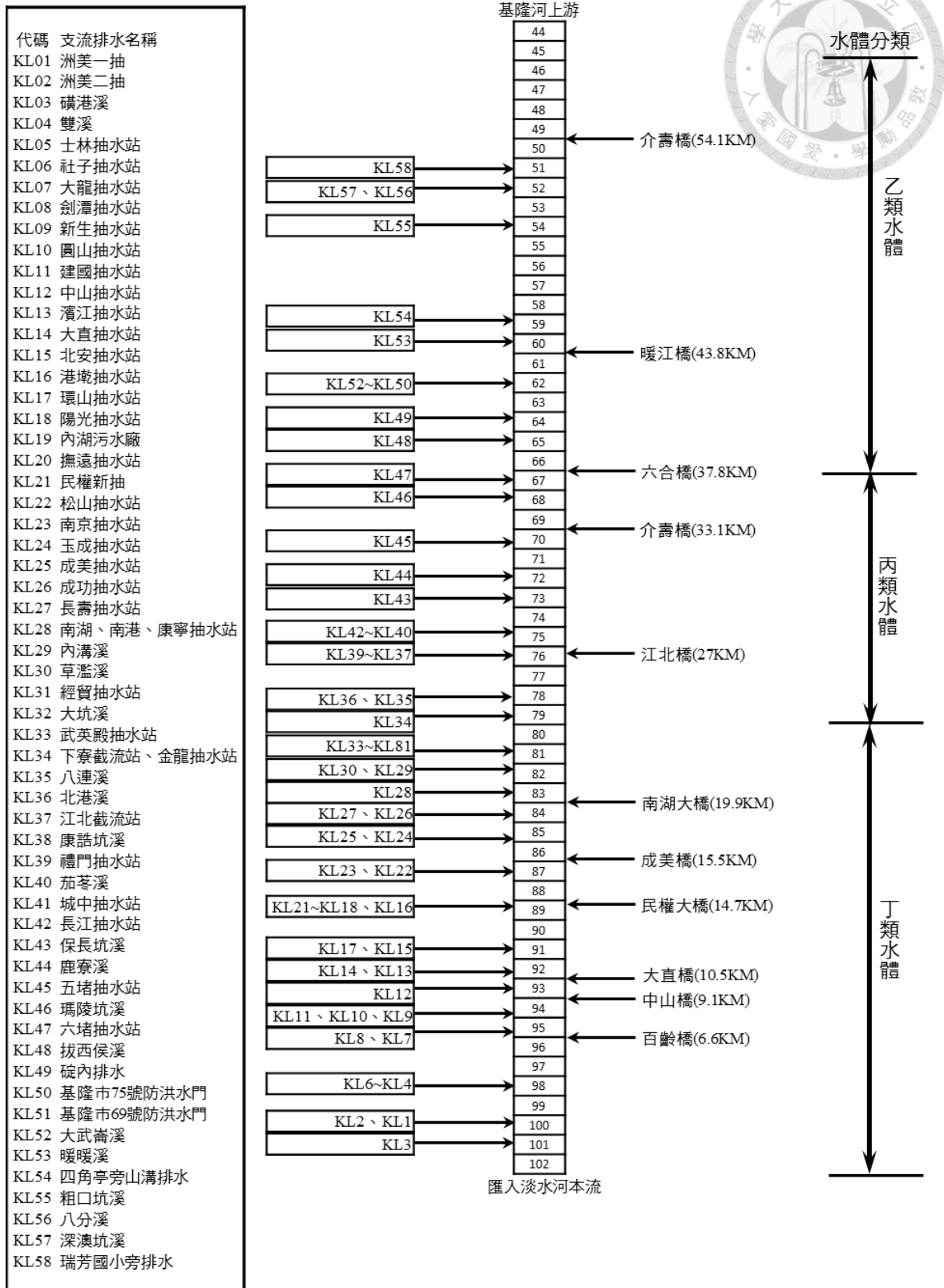


圖 5.4-3 污染負荷排入點圖(基隆河)

代碼	支流排水名稱
SD01	雙園抽水站
SD02	江翠抽水站
SD03	光復抽水站
SD04	中原抽水站
SD05	中和抽水站
SD06	瓦瑤抽水站
SD07	永和抽水站
SD08	古亭抽水站
SD09	竹林路水門
SD10	新店3號水門排水
SD11	景美抽水站
SD12	秀朗抽水站
SD13	新店中正路排水
SD14	景美溪
SD15	秀山抽水站
SD16	菜茵3號閘門
SD17	菜茵4號閘門
SD18	五重溪
SD19	菜茵8號閘門
SD20	菜茵9號閘門
SD21	菜茵10號閘門

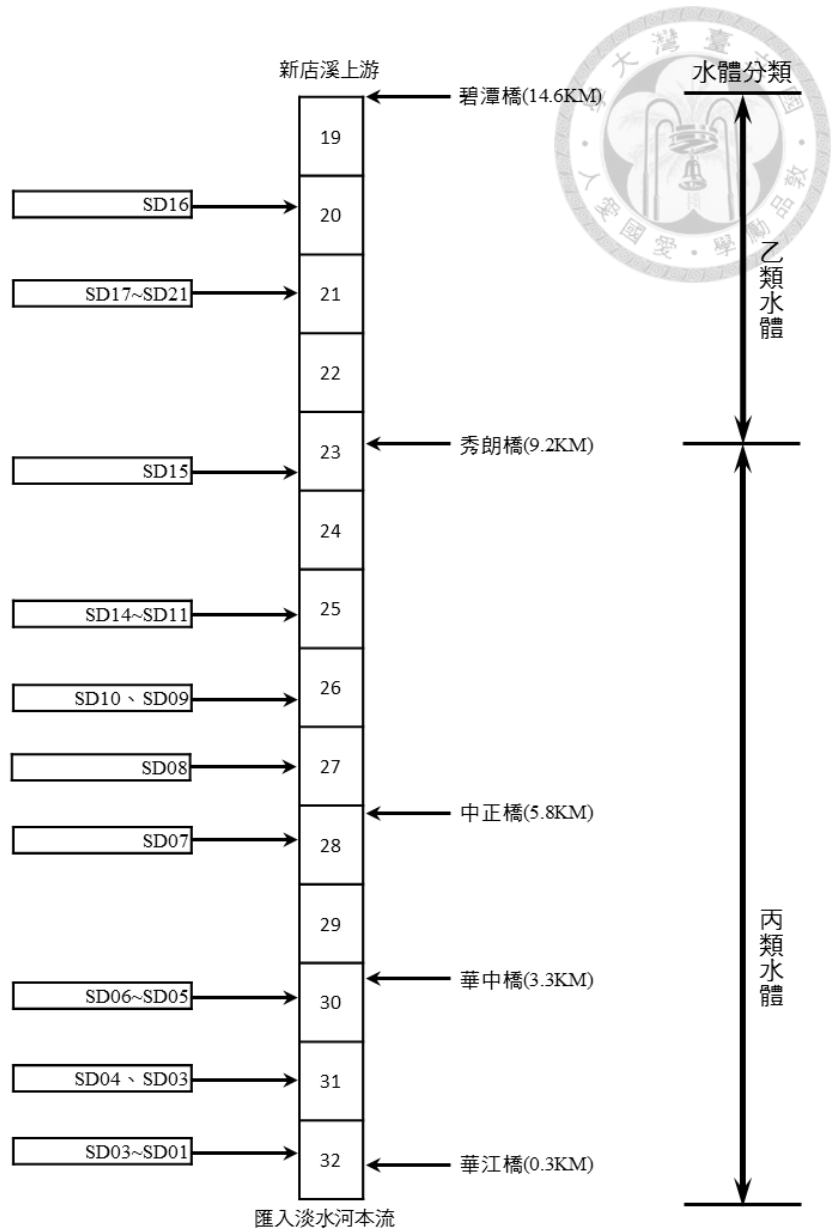


圖 5.4-4 污染負荷排入點圖(新店溪)



2.條件與參數設定

A.水理演算

應用於 WASP 之水理模式，其選用需考慮模式建立時資料掌握程度、模式取得方式、操作介面、演算效率與準確性等原則，爰此，建議選用 HEC-RAS 做為未來目標河川水體之水理數值模式。HEC-RAS 之 1 維穩態水理演算，其基本假設為：

- 1.水力特性為常數(the hydraulic characteristics of flow remain constants)。
- 2.流線近乎平行(streamlines are practically parallel)。
- 3.上、下游邊界條件與側入流(lateral flow)為常數。
- 4.假設流況為均勻流(uniform flow)。
- 5.河床為定床，曼寧係數 n 為常數。

HEC-RAS 之 1 維穩態水理演算之控制方程式，需視流況(flow regime)的不同而改變。當流況為緩變流(gradually varied flow)時，應用一維能量方程式(energy equation)配合曼寧公式(Manning's equation)進行演算：

$$\text{能量方程式： } Z_2 + Y_2 + \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} = Z_1 + Y_1 + \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} + h_e$$

$$\text{其中 } h_e = LS_f + C \left| \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} - \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} \right|$$

$$\text{曼寧公式： } Q = \frac{1}{n} AR^{\frac{2}{3}} S_f^{\frac{1}{2}}$$

當流況同時存在超臨界流(supercritical flow)、亞臨界流(subcritical flow)等穿界流(transcritical flow)之急變流(rapidly varied flow)現象產生時，則須以動量方程式(momentum equation)演算之：

$$\text{動量方程式： } P_2 - P_1 + W_x - F_f = Q\rho\Delta V_x$$

若存在水工構造物等，則採一般通用之經驗公式與係數共同參與水理演算，如堰頂公式、突縮突擴係數等。



B. 邊界條件

模式之邊界條件，以晴天流量、低水位、以及實測水質濃度為主；污染負荷排入之設定，考量水質檢測通常以主河道為主，較少針對沿岸污染源進行調查，但是若不謹慎考量各集污區集流稽延時間、污染排放歷線特性、流達率、以及各事業定位準確性等因素，直接沿用事業申報/定檢資料，將難以精確掌握污染負荷量對河川環境的影響，為避免模式誤差擴大，建議參採現有支流排水污染負荷量調查成果做為輸入模式之污染量。然而上下游邊界則以最上游啟始測站及河口測站之水質資料為主。

C. 參數設定

模式採用之反應參數除了隨水體傳輸、延散(dispersion)外，就以吸附(adsorption)、沉降(settling velocity)與 1 階衰減(1st-order decay rate)為最主要機制。而懸浮質演算之設定，因目前採樣調查仍以晴天時期為主，河道沖刷影響較颱風暴雨時期為小，為有利達成演算穩定收斂之質量平衡，以淨沉降(net settling velocity)方式作為懸浮質之主要機制。

因為參數區分為全域常數(global constants)與空間變數(spatial variables)，故應依其參數特性完成設定，並進行完整演算後與實測資料比對，反覆修正參數使演算成果與實測資料愈趨相符並使誤差收斂至可接受限度內，完成模式校驗證與參數，以維模式演算成果正確性。有關 WASP 水質模式各參數群組輸入條件說明，如表 5.4-1 所示。

表 5.4-1 WASP 模式參數群組輸入說明

參數群組	參數群組說明	輸入項目說明
GROUP A	網格數、演算與輸出時距、模擬項目等基本資料	網格數目、可模擬污染物數目、建立 restart file、螢幕顯示訊息、質量平衡分析次數、負數解、時間間距選項、傳流因子、起始模擬時間、產生傳輸檔案、即時顯示網格狀況、模擬時間間隔數、模擬時間間距、模擬時間總長、列印時間間隔數、列印時間間距、列印時間、模擬項目選擇
GROUP B	網格斷面積、特性長度及延散係數等資料	延散區塊數、延散係數比例乘數、轉換乘數、延散區塊內之網格數目、兩網格間傳輸之橫斷面積、傳輸之特性長度(河心距)、上游延散網格編號、下游延散網格編號、延散係數時間轉折點數、延散係數、延散發生時間
GROUP C	輸入流量係數，提供換算流速、水深等水理參數	水體體積選項、河床底體積選項、時間間距、標題、比例乘數、單位轉換乘數、網格編號、網格型式選項、網格體積、水利常數 a~d
GROUP D	支流排水流量傳輸資料	流量選項、流量種類、水理資料檔名、入流數量、比例因子、單位轉換因子、入流流經網格數、流量比例、上游網格編號、下游網格編號、入流量時間變化區間數、流量、時間、毛管水數量、土粒傳輸區段數目、比例乘數、單位轉換乘數、沉降區段網格數通量面積、上方網格、下方網格、時間變化區間數、傳輸速度、時間、流量傳輸是否影響模擬項目
GROUP E	邊界條件之輸入	邊界條件網格數目、說明標題、比例乘數、單位轉換乘數、邊界條件網格編號、邊界條件時間變化區間數、邊界濃度、時間
GROUP F	污染負荷量之輸入	污染負荷量數目、說明標題、比例乘數、單位轉換乘數、點源污染網格編號、點源污染時間變化區間數、污染負荷量、時間、非點源污染選項
GROUP G	空間變化參數之設定	參數總數、說明標題、參數名稱、ISC 編碼、比例乘數、網格編號
GROUP H	全域常數之設定	標題說明、模擬項目名稱、參數群個數、參數群名稱、參數群內之參數個數、參數名稱、參數之 ISC 編碼、參數值
GROUP I	時間變數之設定	依時間變化變數個數、標題、依時間變化變數說明、時間變化區間數、變數 ISC 代碼、時間區間內變數值、時間區間之最終時間
GROUP J	初始條件之設定	模擬項目名稱、土粒傳輸型態、模擬項目密度、濃度上限值、群組標題、網格編號、初始濃度、溶解率



5.5 模擬成果與分析

本研究以 MWH(民 99C)完成之穩態水理水質模式為基礎，進行底泥網格之構建，因此進行底泥網格模擬分析前，先將原有成果整理如下：

WASP5 穩態水質模式，依水利署十河局及環保署 2009 年 4 月份實測水質水量資料進行校正，2009 年 7 月份之資料進行驗證，模式校驗證之邊界條件如表 5.5-1，水質模式參數如表 5.5-2 及 5.5-3，校驗證之成果如表 5.5-4。

表 5.5-1 原水質模式校驗證模擬之邊界條件(MWH, 民 99c)

2009 年 4 月份資料 (校正)	流量(cms) or 水位(m)	DO (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	SS (mg/L)
基隆河(介壽橋)	3.61(cms)	10.0	2.5	0.2	12.1
新店溪(碧潭大橋)	5.58(cms)	9.1	1.8	0.1	1.7
大漢溪(三鶯大橋)	0.22(cms)	9.4	2.2	0.1	12.6
淡水河本流(河口)	-1.5(m)	6.4	0.5	1.4	31
2009 年 7 月份資料 (驗證)	流量(cms) or 水位(m)	DO (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	SS (mg/L)
基隆河(介壽橋)	0.34(cms)	7.8	2.2	0.4	4.8
新店溪(碧潭大橋)	6.68(cms)	8.0	0.5	0.1	5.1
大漢溪(三鶯大橋)	0.33(cms)	8.5	2.1	0.1	14.0
淡水河本流(河口)	-1.5(m)	4.0	1.7	1.1	24.5

表 5.5-2 原淡水河系水質模式參數表(MWH, 民 99c)

參數	參數說明	參數值
K12T	硝化速率異於 20°C 之溫度調整係數	1.08
KNIT	硝化速率氧限制之半飽和常數	2.01 (mg O ₂ /L)
KDT	CBOD 之去氧率異於 20°C 之溫度調整係數	1.047
KBOD	CBOD 氧限制之半飽和常數	0.2 (mg O ₂ /L)
K20T	脫硝作用中異於 20°C 之溫度調整係數	1.04
KDSC	底泥中 CBOD 於 20°C 之分解速率	0.02 (1/day)
KDST	底泥中 CBOD 分解速率異於 20°C 之溫度調整係數	1.08

依據所選用 Q₇₅ 之設計枯流量，其在基隆河以瑞峰流量站之記錄資料為基準，Q₇₅ 值為 1.753cms；新店溪以秀朗橋流量站之記錄資料為基準，Q₇₅ 值為 11.225cms；大漢溪上游之 Q₇₅ 值為 0.39cms。支流排水則依水質水量魚骨圖中各處之流量、污

染濃度及污染負荷量之平均值做為模式模擬條件。此情境下，全量操作之截流站為：五堵、樟樹、下寮、玉成、南京、松山、江北、大龍、撫遠、雙園、同安、重陽、溪美、蘆洲、中港、鴨母港、頂崁、二重；部分操作之截流站為：新生、建國。操作中之現地處理工程為：南湖礮間、成美礮間、茄苳溪人工濕地、秀朗礮間、江翠礮間、新海人工濕地、打鳥埤人工濕地、鹿角溪人工濕地、城林人工濕地、浮洲人工濕地、華江人工濕地、鶯歌礮間、三峽礮間、浮洲礮間等進行水質演算後，各項水質模擬成果如圖 5.5-1~圖 5.5-3 所示。

表 5.5-3 原淡水河系水質模式空間變數(MWH, 民 99c)

流域	參數	參數說明	參數範圍
基隆河	K_n	20°C 時之硝化係數(1/day)	0.1~0.2
	K_1	20°C 時之祛氧係數(1/day)	0.09~0.115
	SOD	底泥需氧量(g/m ² -day)	0.16~0.45
新店溪	K_n	20°C 時之硝化係數(1/day)	0.165~0.2
	K_1	20°C 時之祛氧係數(1/day)	0.1
	SOD	底泥需氧量(g/m ² -day)	0.04~0.65
大漢溪	K_n	20°C 時之硝化係數(1/day)	0.165~0.19
	K_1	20°C 時之祛氧係數(1/day)	0.1~0.135
	SOD	底泥需氧量(g/m ² -day)	0.38~0.83
淡水河本流	K_n	20°C 時之硝化係數(1/day)	0.1~0.2
	K_1	20°C 時之祛氧係數(1/day)	0.08~0.145
	SOD	底泥需氧量(g/m ² -day)	0.04~0.62

註:以上參數隨空間變化，故提出其變化範圍。

表 5.5-4 原淡水河系水質模式校驗證(MWH, 民 99c)

水質項目	校正			驗證		
	實測範圍	模擬範圍	均方誤差	實測範圍	模擬範圍	均方誤差
DO(mg/L)	0.3~10.0	0.34~9.45	0.82	0.1~8.5	0.25~9.63	1.28
BOD ₅ (mg/L)	0.5~15.6	0.36~19.2	3.44	0.5~11.9	0.63~19.1	4.30
NH ₃ -N(mg/L)	0.1~7.8	0.2~10.4	1.53	0.1~5.6	0.2~10.0	2.11

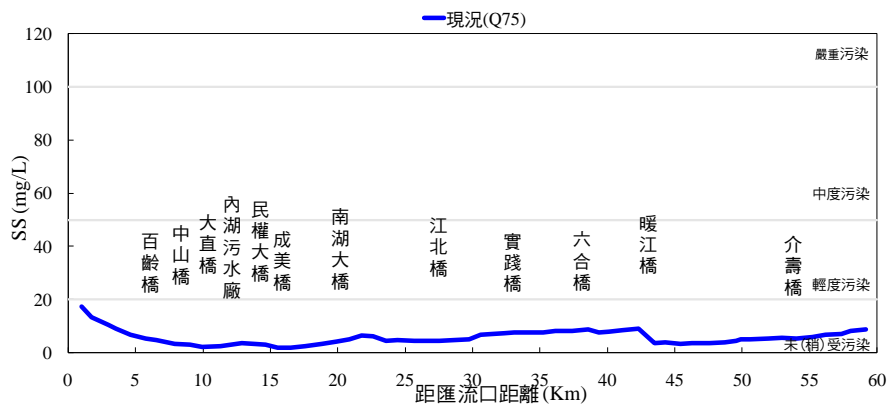
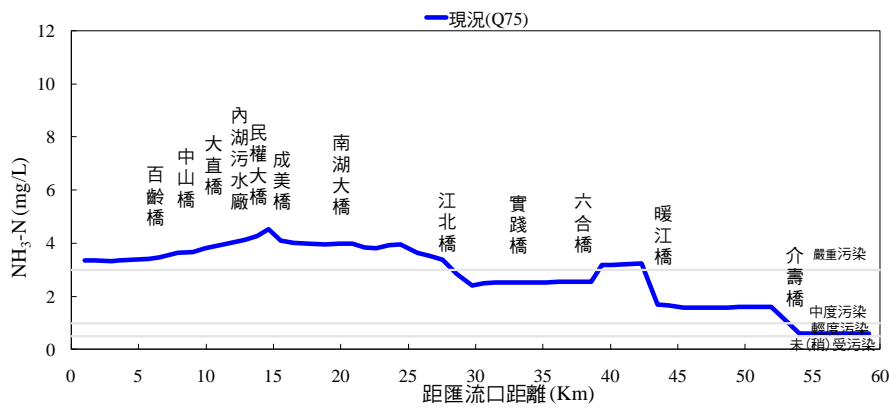
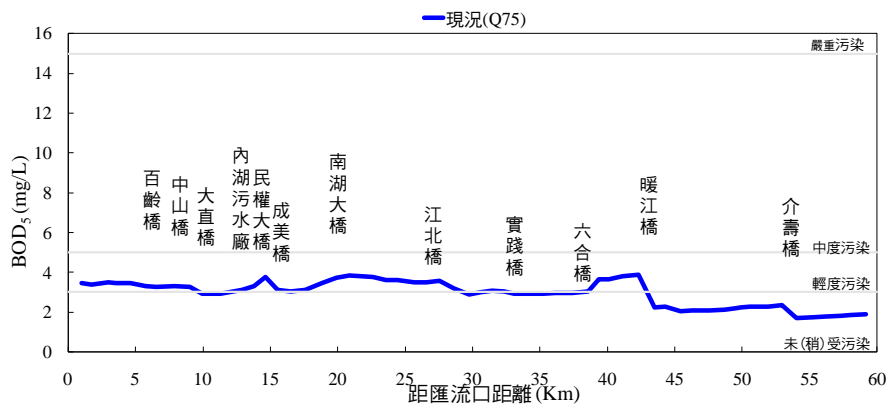
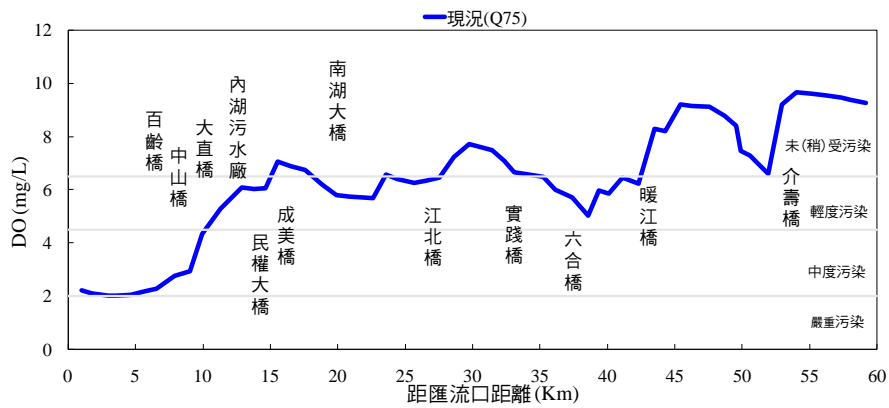
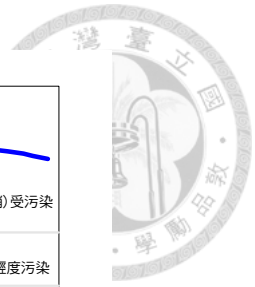


圖 5.5-1 原淡水河模式基隆河 Q75 之模擬(MWH, 民 99c)

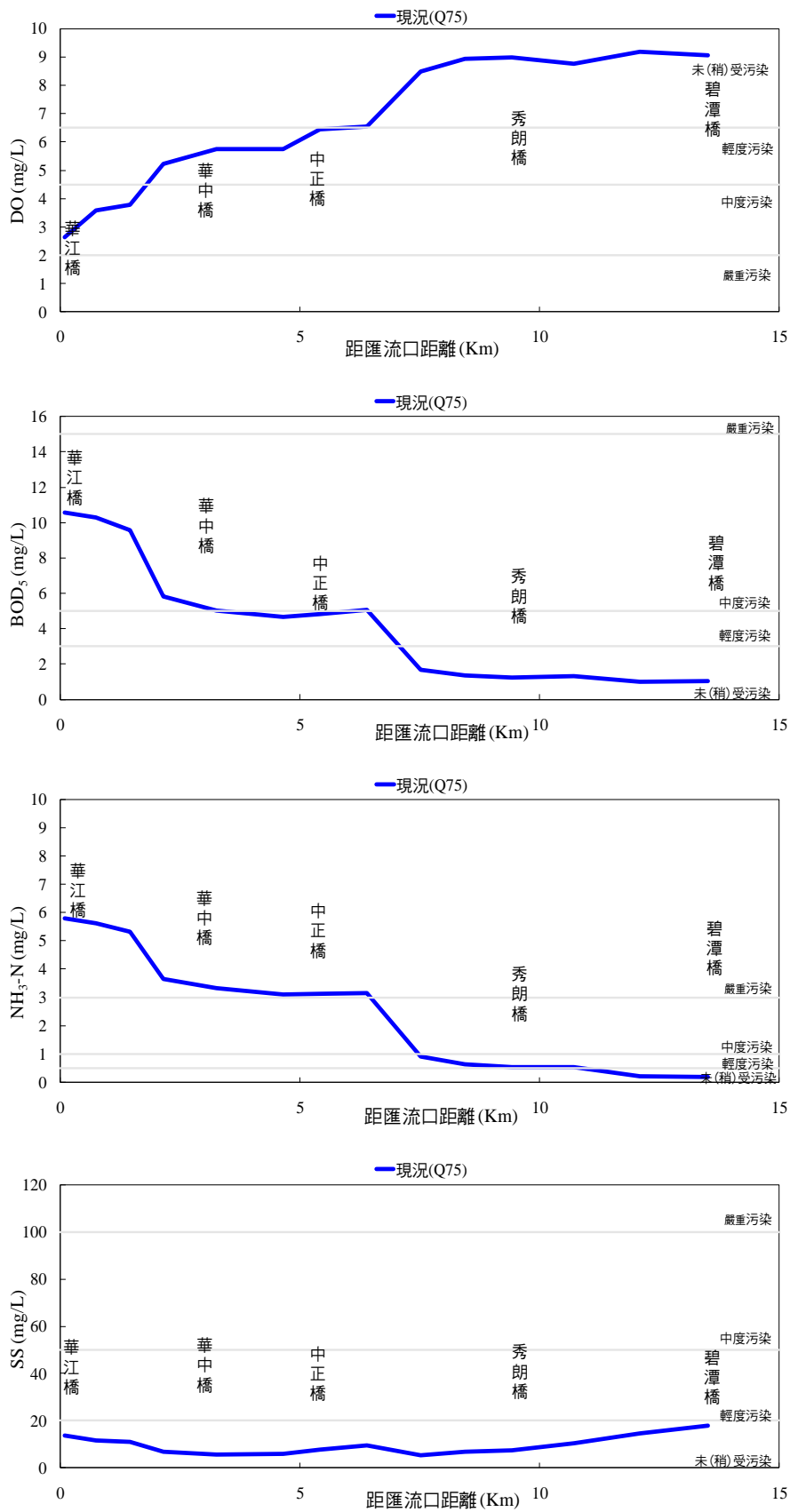


圖 5.5-2 原淡水河模式新店溪 Q₇₅ 之模擬(MWH, 民 99c)

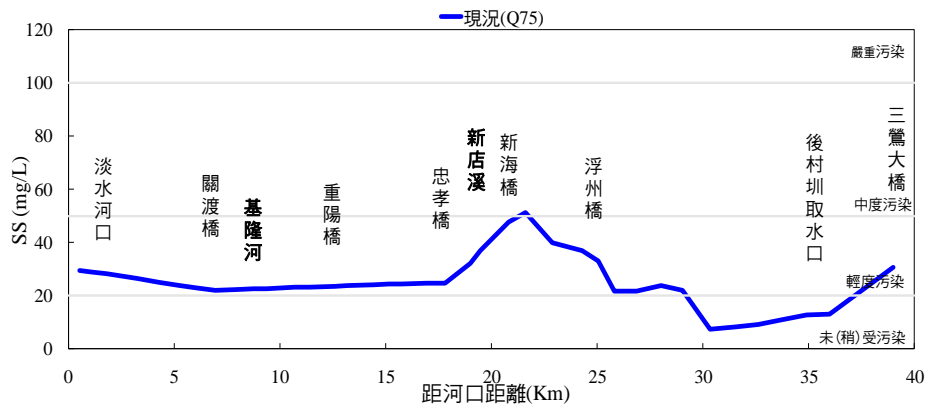
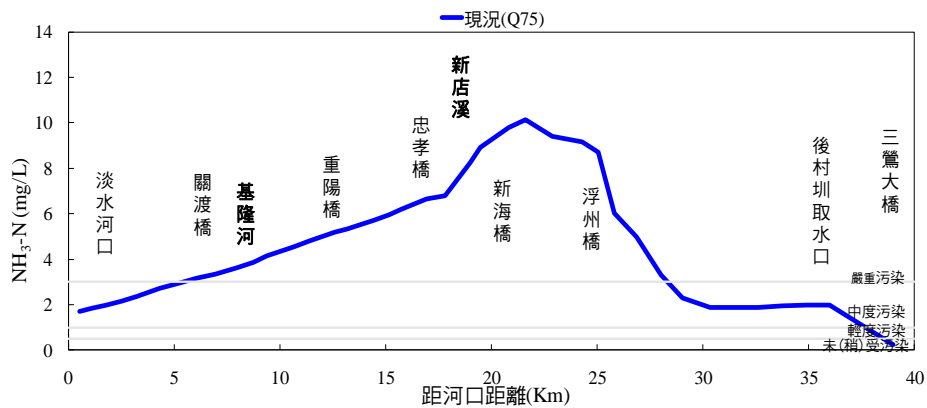
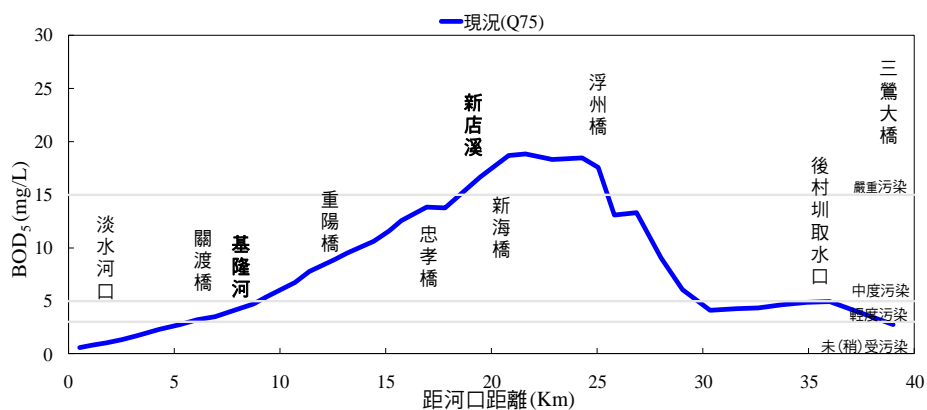
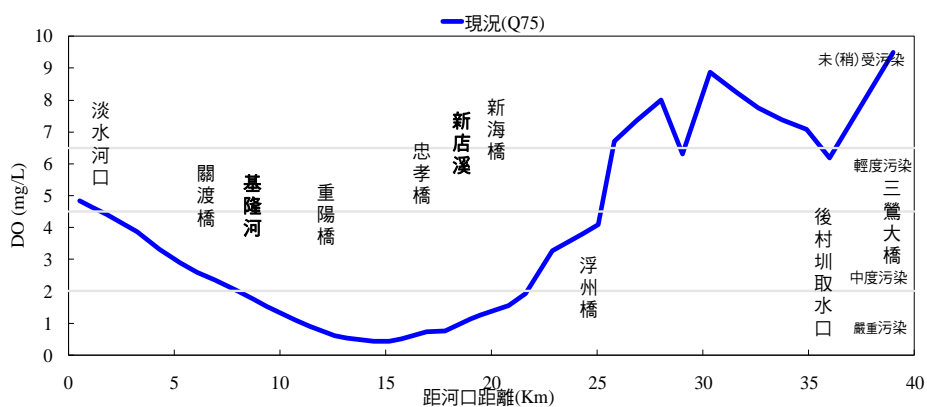
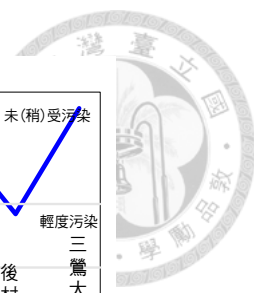



圖 5.5-3 原淡水河模式大漢溪與淡水河本流 Q₇₅ 之模擬(MWH, 民 99c)



在其設定條件不變下，其水理演算所得出之流量、流速、水力深度等數值，即為底泥污染傳輸模式所需之水理參數，惟目前要建置之擬 2 維底泥污染傳輸模式，必須再進一步考量垂向反應之演算特性，包含沉降斷面積、底泥體積、垂向反應長度等。沉降斷面積以及垂向反應長度等環境基礎參數，用以演算垂向延散與沉降速度對底泥污染傳輸的影響。在晴天流況下，由於河槽水淺，因此將自由液面表面積視為河槽濕面積之正投影；垂向反應長度則以 0.5 倍水力深度為計算基準。底泥體積因難以透過有限之觀測資料完成量化演算，因此初步以 0.1 倍水體積為底泥體積之猜值，以此率定全域底泥之分布。

物理性參數主要包含延散係數、沉降速度等。延散分軸向延散與垂向延散 2 種，軸向延散係描述物質在水體與水體間自體擴散現象，其數值參採歷年相關報告，淡水河系下游之延散行為較上游為明顯，其數值分布自 10~400m²/s 不等。垂向延散與沉降速度於現階段為目前待定參數，然參採歷年報告與 USEPA 之建議值，描述河川底泥與水體間溶解性物質傳輸之垂向延散係數，其性質係屬分子擴散行為，其建議值之數量級為 10⁻⁹m²/s，沉降速度建議值之數量級約為 10⁻⁵~10⁻⁸m/s。

在原假設不改變情況下，進行底泥網格模擬，其結果僅溶氧略有些許變化外，其餘皆與先前的符合，故此網格假設應符合。其中若以大漢溪至本流為目前底泥需氧量較大之河段為例，其改變前後模擬圖如圖 5.5-4 所示。

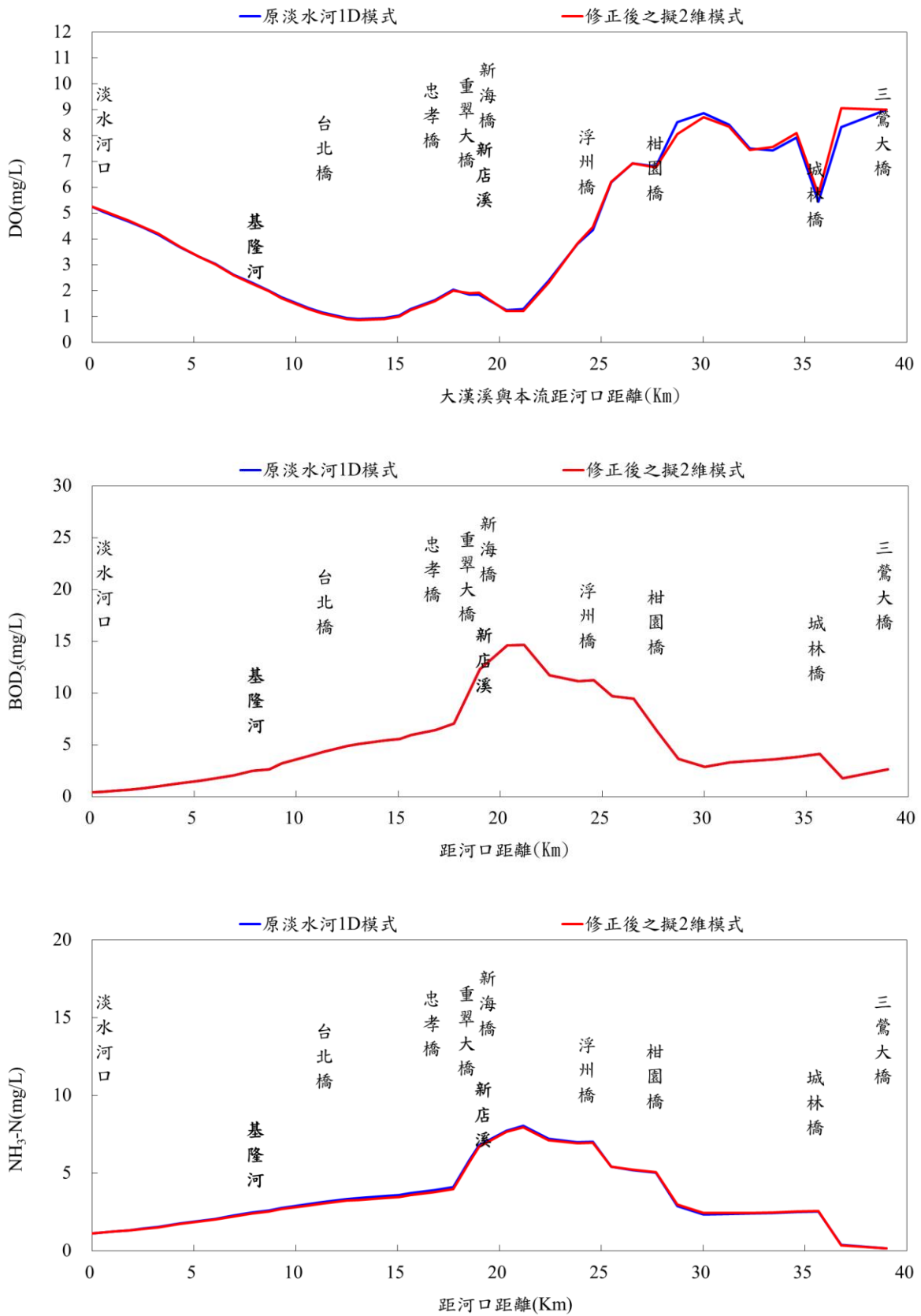


圖 5.5-4 修正前後淡水河模式大漢溪與淡水河本流 Q₇₅ 之模擬(MWH, 民 99c)





第六章 動態河川水質模擬

6.1 研究動機

綜合以上章節，本研究已將淡水河模式提昇至擬 2 維水質模式，不僅量測了水質參數，也擴增了底泥網格，進而於模式中自行運算底泥需氧量。然隨著採樣技術及監測儀器之改良和相關調查資料的漸趨完整，目前的成果似乎仍無法滿足決策者在面對河川整治時之細微技術參考。在 MWH(民 99C)之成果中也指出目前淡水河之相關問題，整理如下：

1. 淡水河系水文變化較大，感潮效應明顯

淡水河流域位處亞熱帶地區，豐、枯水期流量差異可達 60cms 以上，降雨型態因冬季受東北季風與冷氣團影響，時有連綿細雨；夏季受西南季風與不定時颱風侵襲，以短延時陣雨或暴雨為主，山區集流時間短，導致流量峰值瞬間暴增，各時期水情歧異度高。

淡水河系感潮河段長達 73 公里，若以模式模擬網格來看，幾乎佔了 2/3 以上的河川長度。感潮河段之河水在漲、退潮間來回推移緩緩出海，河川水量水質因漲退潮期間流況不同而異，而流速變化也影響污染物在河中消耗溶氧程度。

2. 支流排水污染量時變性高，突發狀況難以應變

淡水河系流域屬高度開發之區域，人口匯集、工商活動頻繁，生活與事業污水之排入點多且污染負荷量大，尤以生活污水為大宗。而生活污水之產生以廚房、浴室及洗濯為主，可推斷生活污水之尖峰、離峰流量與流域內人口活動與作息時間相關，非以穩定常流量排入河中。再加上事業廢水的非法排放，亦是造成支流排水污染量變化甚大的另一主因。

據此，當突發性的外在環境衝擊大於河川自淨與調節功能時，將導致河川的水量水質呈現大幅度變動。如河川基流量短少，再遭遇流域內上游污染物質突然大量排入、或鋒面來襲等致使水質迅速變差或溫差過大等事件，皆直接對河川生



態或其他環境造成傷(災)害。

4. 整治措施執行受限，難以發揮全效

近年來，政府部門投入大量資源進行淡水河整治工程，除了原有污水下水道工程外，為避免高濃度原污水直接排入河川，因此於河岸增設截流站、現地處理工程等整治措施，其中以截流設施之成效最為顯著。惟截流站之操作目的除水質改善外，尚需配合防洪、以及污水廠處理餘裕量等因素調整，視現況或依操作單位頒定之相關操作要點控制閘門及截流量，各截流污水常受制於現場及管理人員因素，致使截流量並非穩定操作。尤其在退潮時段，若無完全截流，縱然在漲潮後進行截流，其已錯失最佳截流時機，而無法發揮截流設施之效果。

5. 基礎資料短缺，水量水質同步調查資料少

目前淡水河之水量調查僅有水利署於流域上游未感潮河段設置 9 處流量監測站，下游則無定期流量監測資料；環保署雖於淡水河系流域內自上游至下游均佈設定期水質測站，惟每個月僅進行 1 次水質監測分析，資料量仍顯不足，且各單位水量水質之監測與採樣時間不一，資料可用性與相關性較差且整合不易。

河川水質之變化與趨勢為河川整治規劃首要掌握之資訊，建立並運用模式進行各種情境下河川水質模擬，為一最有效且不可或缺的方法。雖穩態模式可模擬河川與支流排水在常態流況下之水質空間變化，依此可評估各項整治措施成效，若再透過逐年新增之水量水質資料進行模式參數更新或模式修正，將可提升模擬結果的可信度。但若遭遇感潮河川，其受限於感潮時間點的不同，或針對極端與異常狀況對於河川水質影響程度（如山區暴雨或大量污染物質排入河川等事件）時，穩態模式則無法掌握不同期程或即時性隨時間變化之河川水質變動與趨勢。

為改善所面臨的問題，勢必運用動態模式進行模擬，惟動態模式須以長期且連續性的水量水質監測資料（包含流域內主河道及各支流排水），作為模式建立之基礎。此外，動態模式操作維護遠較穩態模式複雜，需要專業人力投入資料品管、模式維護與更新及模擬成果判讀與研析等工作，提升模式可信度，表現河川水質

之連續性變化。然而動態模式卻可進行較符合現實狀態之連續性模擬不同時間之水理水質變化趨勢、突發事件或異常狀況之時空影響程度。

在淡水河「不發臭、不缺氧、水岸活化」之整治目標下，若僅應用穩態模式進行常流量、固定污染量條件下之趨勢性模擬與分析，將無法真切反應或掌握淡水河水量水質時間變化與差異性，為確保整治目標之達成，須更進一步考量淡水河系水量水質受豐、枯水期變化、感潮作用、支流排水特性、截流操作、以及各種突發狀況等隨時間變化之影響，淡水河系水理水質動態模式之建置確有其必要性。

應藉由目前已初步完成「定流量、定污染量、變水位」之淡水河系擬 2D 擬動態水理水質模式，透過連續性現地調查與水理水質檢測資料，提供動態模式進行校驗證，以減少出現誤差過大或演算趨勢與檢測成果有所出入之情形。

所幸感謝新北市政府(原台北縣政府)提供預算進行全流域主支流排水之重點連續監測，據此使得本研究得以透過大量數據，進行動態河川水質模式之校驗與模擬，進而提出空間與時間上之改善策略，供政府參考。以下即針對現場調查、模式建立以及成果分析，進行說明。



6.2 現場調查規劃與成果

為掌握淡水河系各流域重要主、支流排水之污染狀況，及提供模式校驗以發揮良好成果預測，新北市水利局特委辦專案計畫，自 2009/9 起至 2011/5，針對淡水河系重要主、支流排水進行採樣調查。整體來說，調查作業相當龐大，其中在主河道之感潮河段及上游邊界測站(模式演算起點)共計採了 14 站，總站次達 144 站次，每一站次皆執行連續 13 個小時觀測。非感潮河段共計完成了 9 站，總站次達到 120 站次，每一站次皆執行高、低潮位觀測；重點支流排水連續 24 小時觀測，每季監測一次，執行四次，共計完成 8 站，共 32 站次。以下分為各小節說明調查成果。

6.2.1 主河道連續觀測

首先在主河道量測上，經由 MWH(民 99C, 民 100b)之檢測成果，其分別連續二年針對不同測站進行連續 13 小時之觀測。其中於第一年(2009~2010 年)觀測時，共計完成 12 次，第二年基於前面 12 次的成果，進行站次及觀測頻率縮減，修正為 4 次，故部分測站完成 16 次監測，部分 12 次監測，其次為 4 次監測結果。其分佈位置如圖 6.2-1 所示，測站統計資訊如表 6.2-1 所示。

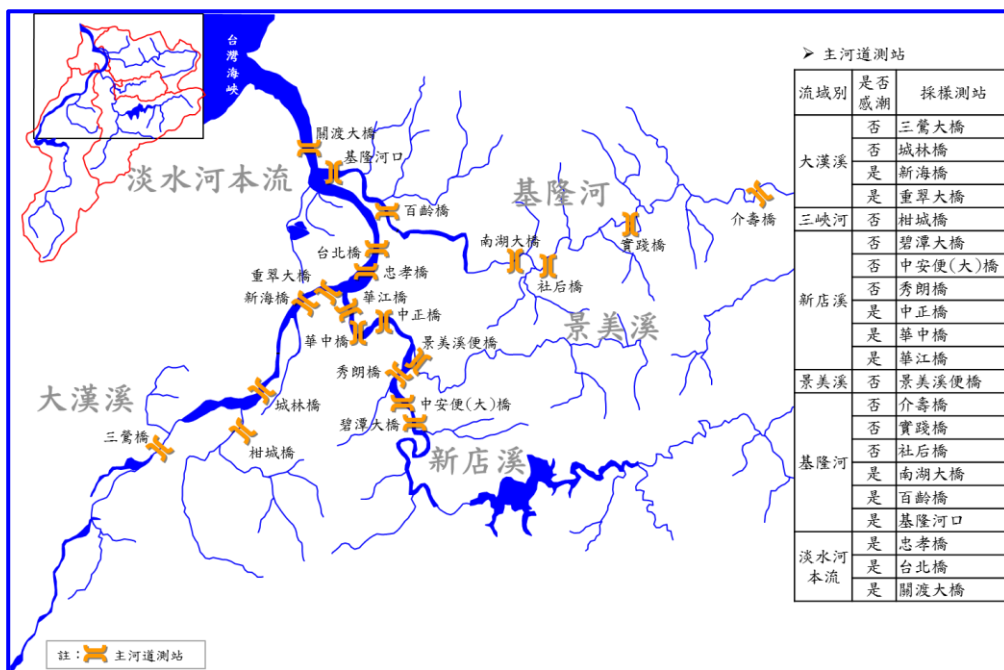


圖 6.2-1 主河道連續觀測站位置圖

表 6.2-1 主河道連續觀測站數表

編號	流域別	測站名稱	是否感潮	採樣頻率	監測狀況	備註
1	大漢溪	三鶯橋*	否	高、低潮位 連續13小時	2009/9~2010/5 2010/9,12;2011/2,5	—
2	大漢溪	柑城橋	否	高、低潮位	2009/9~2010/5	—
3	大漢溪	城林橋	否	高、低潮位	2009/9~2010/5	
4	大漢溪	新海橋	是	連續13小時	2010/9,12;2011/2,5	—
5	大漢溪	重翠大橋	是	連續13小時	2009/9~2010/5	
6	新店溪	碧潭大橋	否	高、低潮位	2009/9~2010/5	
7	新店溪	中安便橋	否	連續13小時	2009/9~2010/5 2010/9,12	2010/2更換點位
		中安大橋	否	連續13小時	2011/2,5	新點位
8	新店溪	秀朗橋	否	高、低潮位	2009/9~2010/5	—
9	新店溪	中正橋	是	連續13小時	2010/9,12;2011/2,5	—
10	新店溪	華中橋	是	連續13小時	2009/9~2010/5	
11	新店溪	華江橋	是	連續13小時	2009/9~2010/5	
12	景美溪	便橋	否	高、低潮位	2009/9~2010/5	
13	基隆河	介壽橋*	否	高、低潮位 連續13小時	2009/9~2010/5 2010/9,12;2011/2,5	—
14	基隆河	實踐橋	否	高、低潮位	009/9~2010/5	
15	基隆河	社后橋	否	高、低潮位	2009/9~2010/5	—
16	基隆河	南湖大橋	是	連續13小時	2010/9,12;2011/2,5	—
17	基隆河	百齡橋	是	連續13小時	2010/9,12;2011/2,5	—
18	基隆河	基隆河口	是	連續13小時	2009/9~2010/5	
19	本流	忠孝橋	是	連續13小時	2009/9~2010/5	
20	本流	台北橋	是	連續13小時	2009/9~2010/5	—
21	本流	關渡大橋	是	連續13小時	2010/9,12;2011/2,5	—

註:*表示 2009/9~2010/5 採樣頻率為高、低潮位，自 2010/9 起因其為模式起點，改為連續 13 小時監測，以做為模式輸入之邊界條件

採樣時機參考中央氣象局潮汐預報及考量延遲時間，採樣調查作業於非感潮河段配合當日淡水河口潮汐最高及最低潮位發生時間後約 30 分鐘內進行；感潮河

段每站以連續 13 小時內每 1 小時各進行流量測量與水質採樣。採樣時間於 2009 年 9 月 24 日、10 月 19 日、11 月 5 日、11 月 19 日、12 月 3 日、12 月 24 日、2010 年 1 月 13 日、1 月 27 日、2 月 24 日、3 月 18 日、4 月 20 日、5 月 4 日、9 月 26 日、12 月 20 日、2011 年 2 月 9 日及 5 月 12 日，合計 16 次之採樣分析調查。其中新店溪中安便橋測站於 2011 年 1 月進行拆除作業，為延續測站之相關資料，測站移至此便橋下游 200 公尺處之中安大橋進行採樣工作。

主河道水質水量檢測項目包含：流量、水位、水溫、酸鹼值(pH)、導電度(EC)、流量、溶氧(DO)、生化需氧量(BOD₅)、懸浮固體(SS)、氨氮(NH₃-N)、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、大腸桿菌群(Coliform group)密度及氯鹽。

其河川流量水質受到感潮的影響甚巨，因數據龐大，茲以大漢溪新海橋及淡水河本流關渡大橋為例，加以說明。表 6.2-2 及圖 6.2-3~5 可知其 16 次流量觀測結果，中上游的大漢溪新海橋測站，大都以正流量往下游推動，而在近出海口的關渡大橋，則受到潮汐的影響，出現正負流量皆大的狀況。因此可知，在感潮終點之測站，其流量雖不大，但主要仍為上游或週遭污水聚集，並往下游推動；而在感潮起點之測站，則受到當日河川淨流量之影響，若淨流量大，則呈現正流量，污水往出海口移動；反之，則原先移動至出海口之污水又再度回到河川中。

表 6.2-2 主河道代表測站日平均流量統計表

流域	大漢溪	淡水河本流
測站	新海橋	關渡大橋
項目	平均日流量(CMS)	
日期		
2009/9/24	2.900	-217.900
2009/10/19	25.400	292.300
2009/11/5	4.700	-111.600
2009/11/19	6.100	107.300
2009/12/3	3.500	37.800
2009/12/24	0.200	-143.800
2010/1/13	-1.400	-5.200
2010/1/27	3.500	-34.000
2010/2/24	16.200	65.300
2010/3/18	20.300	48.700
2010/4/20	22.800	109.700
2010/5/4	27.000	114.800
2010/9/29	7.197	-141.558
2010/12/20	9.835	-71.294
2011/2/10	14.177	16.070
2011/5/12	168.964	141.447

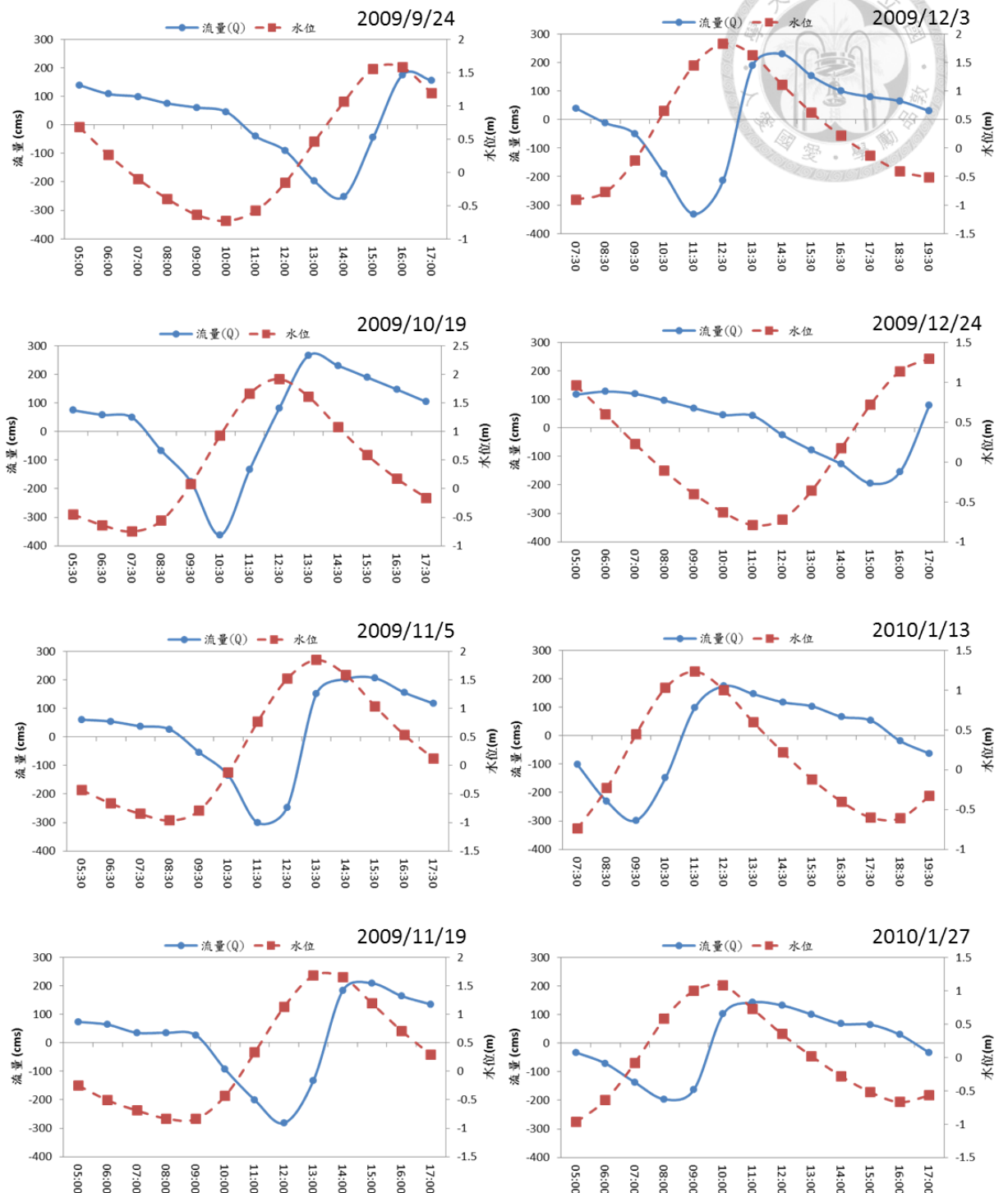


圖 6.2-2(a) 大漢溪新海橋測站歷次流量與水位關係圖

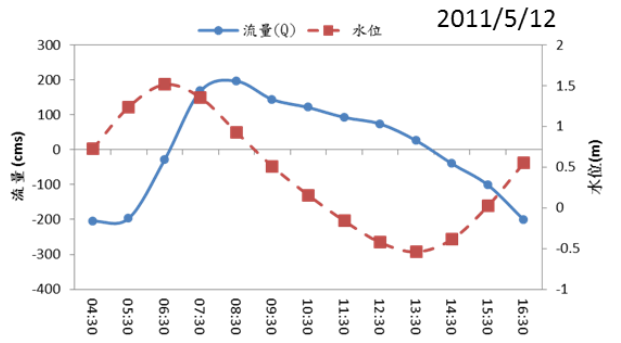
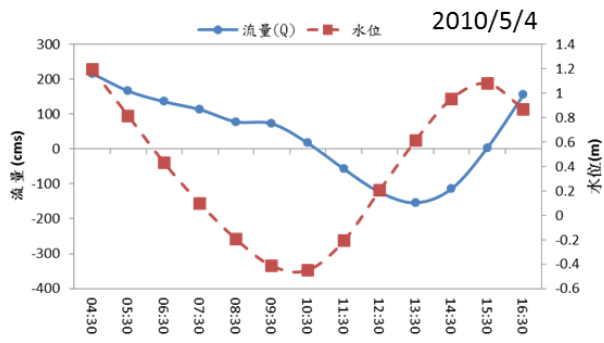
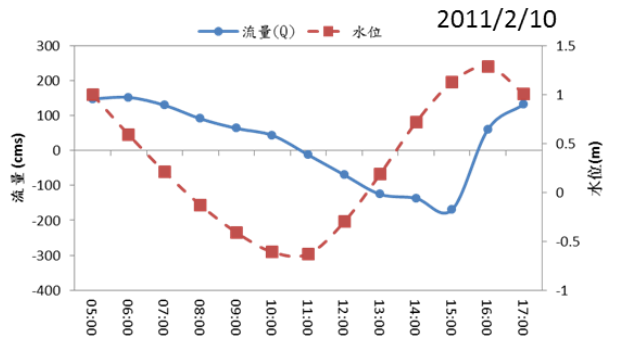
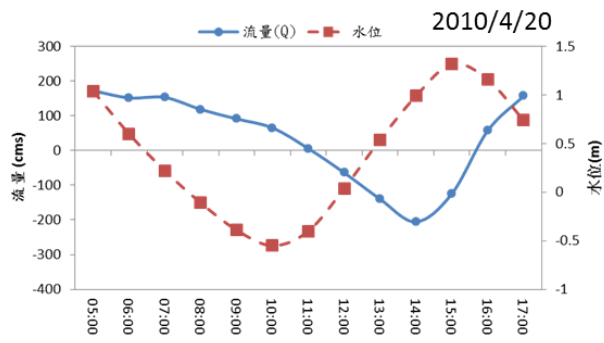
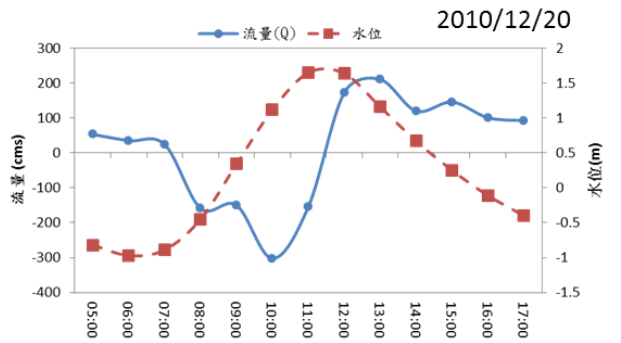
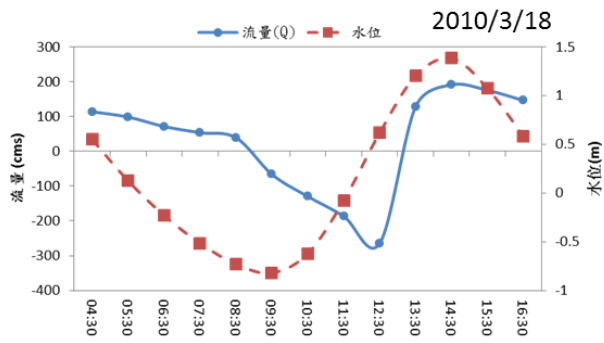
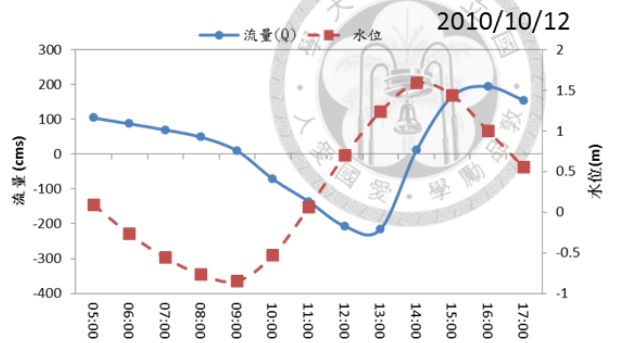
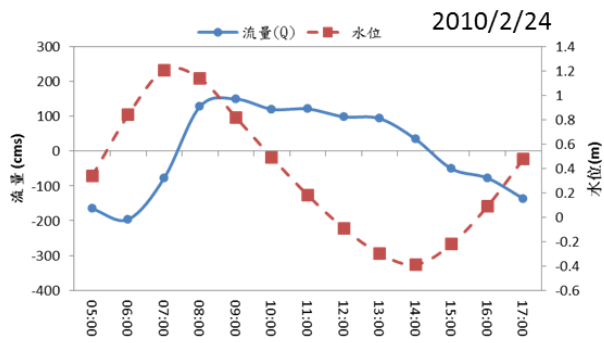


圖 6.2-2(b) 大漢溪新海橋測站歷次流量與水位關係圖

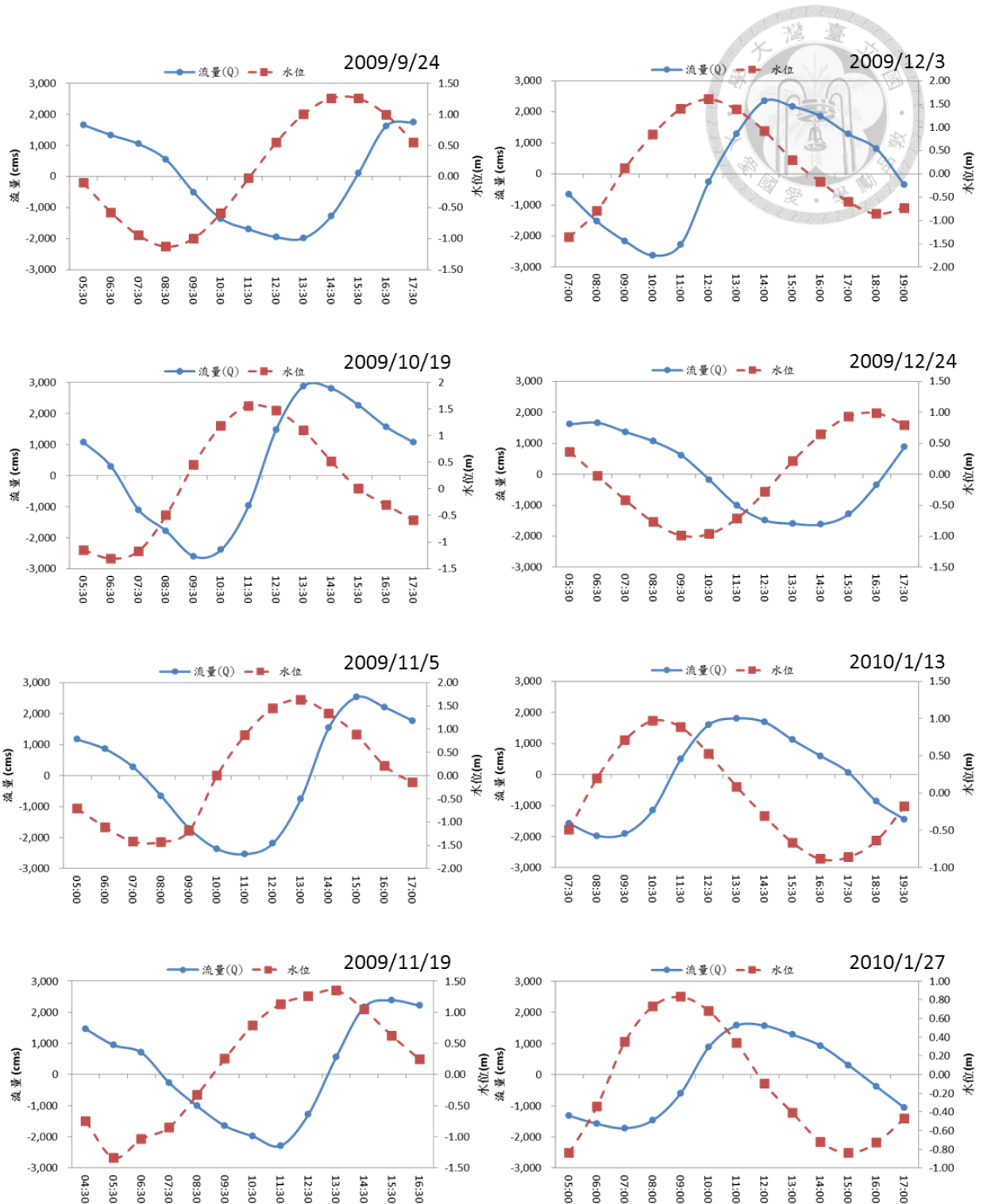


圖 6.2-3(a) 本流關渡大橋測站歷次流量與水位關係圖

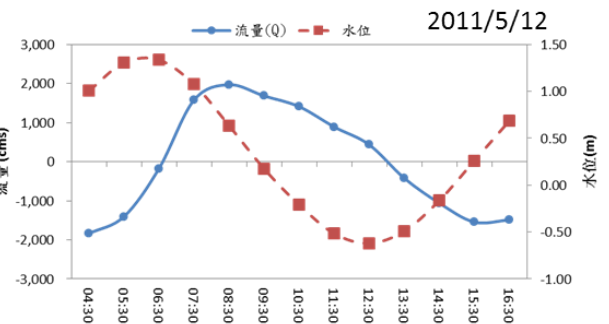
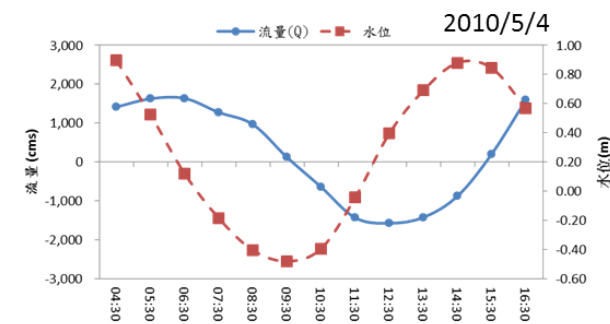
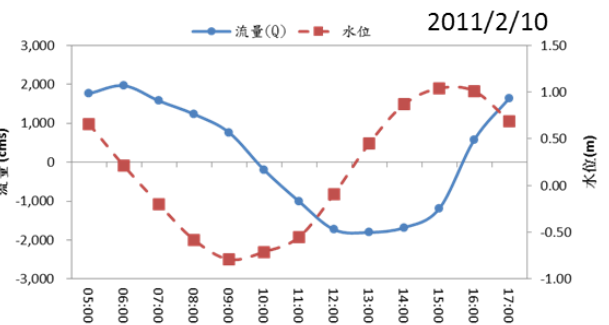
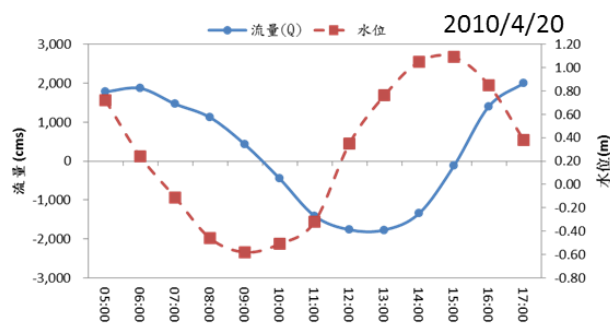
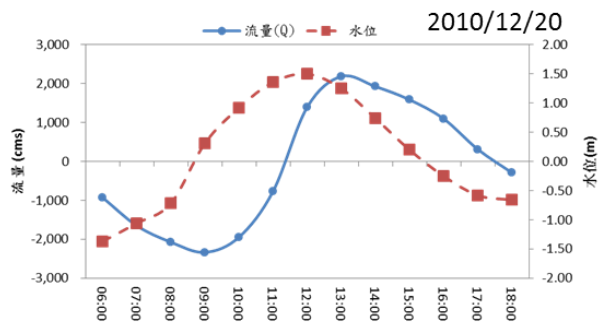
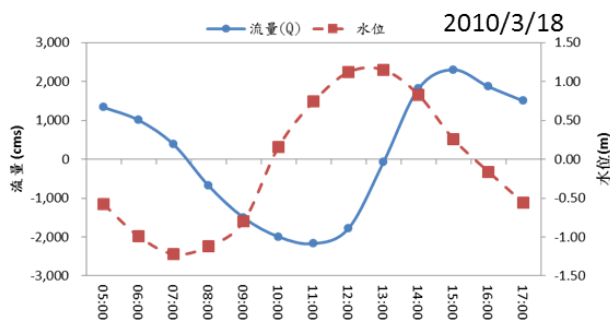
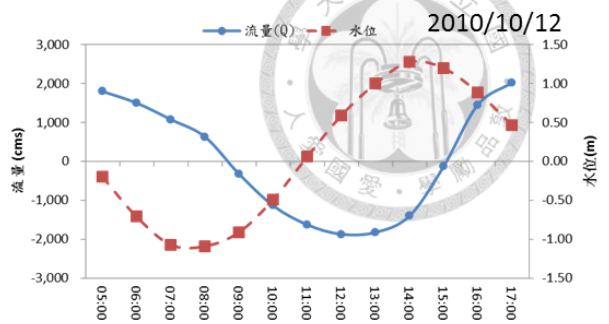
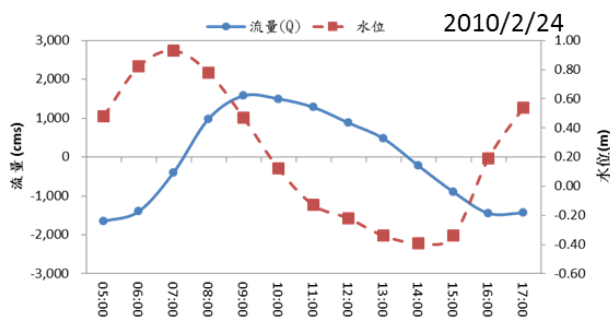


圖 6.2-3(b) 本流關渡大橋測站歷次流量與水位關係圖

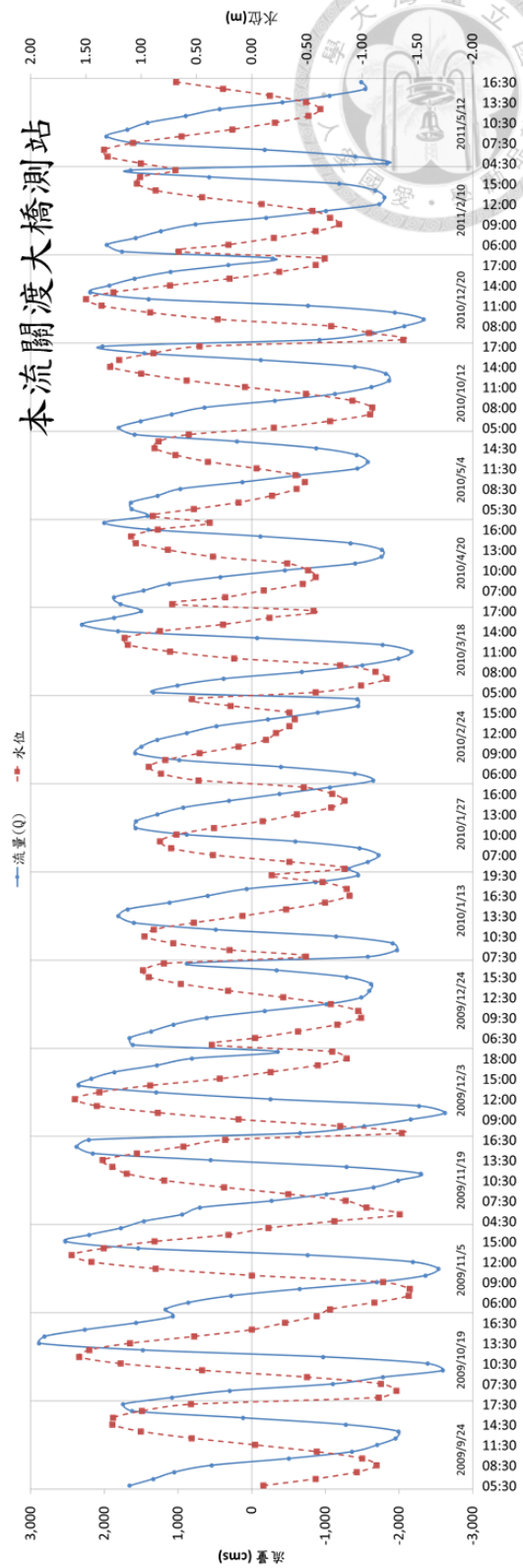
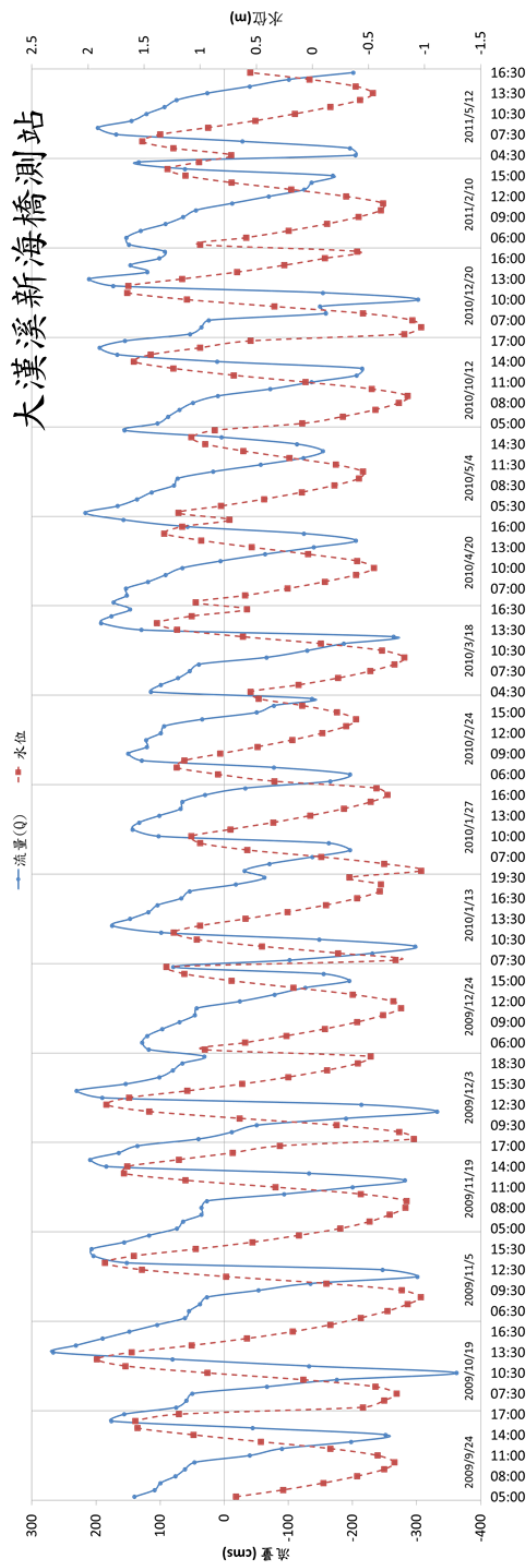


圖 6.2-4 歷次新海橋及關渡大橋流量與水位變化圖



由以上之觀測資料及分析可知，水位與流量均受潮汐的影響而出現週期性的變化；對感潮河段而言，單一時間之流量量測無法明確表現河川流量之組成，因此為瞭解感潮河段之流量係為上游集水區集流之河川自流量或潮汐推移，必須透過全潮觀測方可達成。

在水質監測部分，彙整大漢溪新海橋與本流關渡大橋測站流量與各項水質項目之關係圖如圖 6.2-5 至圖 6.2-8。由圖中之相關性分析說明如下：

1. 溶氧(DO)

DO 變化與潮汐關聯性高，其發生在初始退潮河段至漲潮河段，於最低潮水位時，流量由正轉負，DO 值隨漲潮期間持續上升，因海水入侵使得水質經海水稀釋後，DO 值上升達最高，在漲潮河段慢慢退潮後 DO 值也開始下降。

2. 生化需氧量(BOD₅)

於圖中發現 BOD₅ 值變化不大，因為有機物被微生物消耗和產生一樣，亦就是在潮汐於回水與退水時對 BOD₅ 影響變化不大，但若源頭濃度變化大時，則較易受到影響。

3. 氨氮(NH₃-N)

退潮期間不受其他水質影響，氨氮值變化不大，當退潮河段至漲潮河段，於最低潮水位時，流量由正轉負值時，氨氮值隨漲潮期間持續下降，因海水入侵使得水質經海水稀釋後，氨氮值下降。在漲潮河段慢慢退潮初期氨氮值持續平穩，氨氮在整個全潮位之變化較不顯著。

4. 懸浮固體濃度(SS)

在退潮區間，流量會隨時間減少，但 SS 值變化不大；惟在退潮變為漲潮期間，流量隨潮汐時間變化由正轉負，此時 SS 值快速上升，因為海水進入一正一負反應下，導致懸浮固體物被帶起經翻滾作用，且發生在最大負流量前後最高，隨著退潮正向流速加快，縱向傳輸能力大增致使 SS 值下降平穩。此現象可於圖 6.2-8 所標示，其正負流量為這 16 次觀測值內較大的，因此造成嚴重的擾動，再經由底層

為密度較高的海水往上回溯，造成原先在底床的物質，因而往上帶，造成再懸浮現象，此時水中懸浮固體濃度就上昇。

綜合以上之觀測資料及分析結果，水質與流量均受潮汐的影響，若觀測時間過短難以真切反應出水質變化，就如同圖 6.2-5~8 所示，單一時間所取的水樣，並不能完全代表該水體其整體的水質狀況。經由長期觀察，雖潮汐可能導致河道週期性回水與退水之現象，但不影響單一潮週下之淨流量，因此如果能逐漸掌握潮汐變化，就可逐漸瞭解整個河川水質與流量之變化。

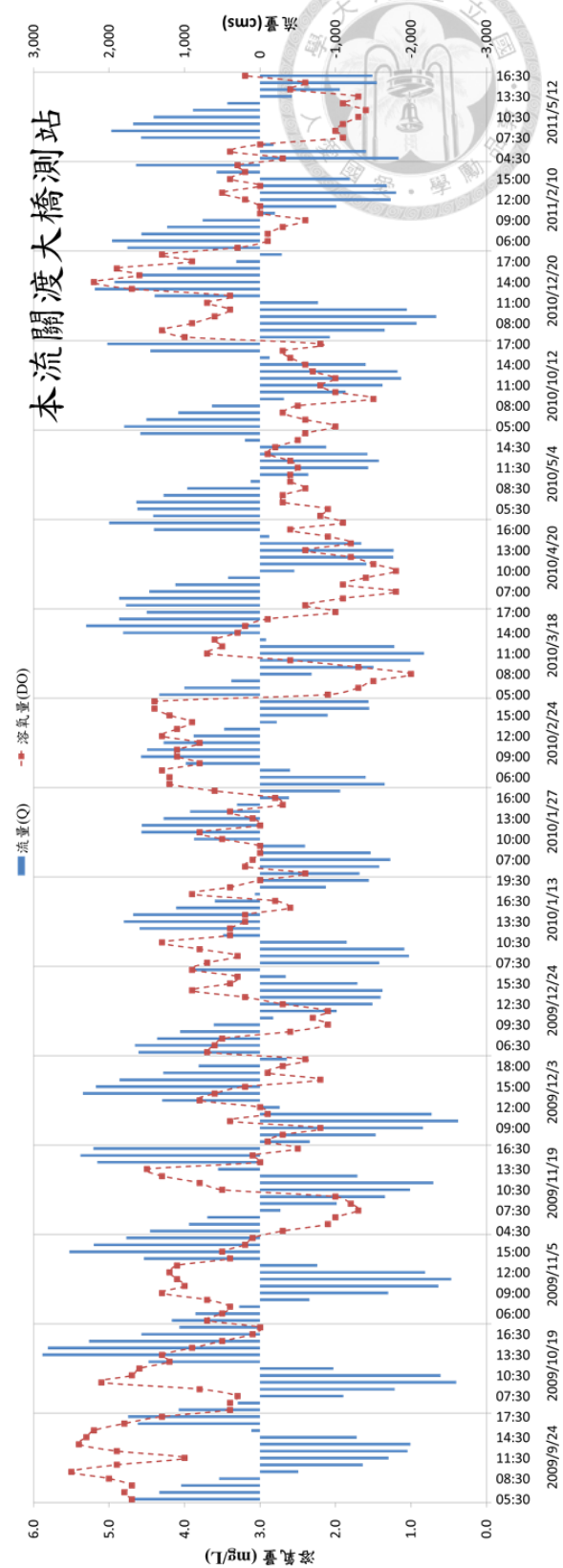
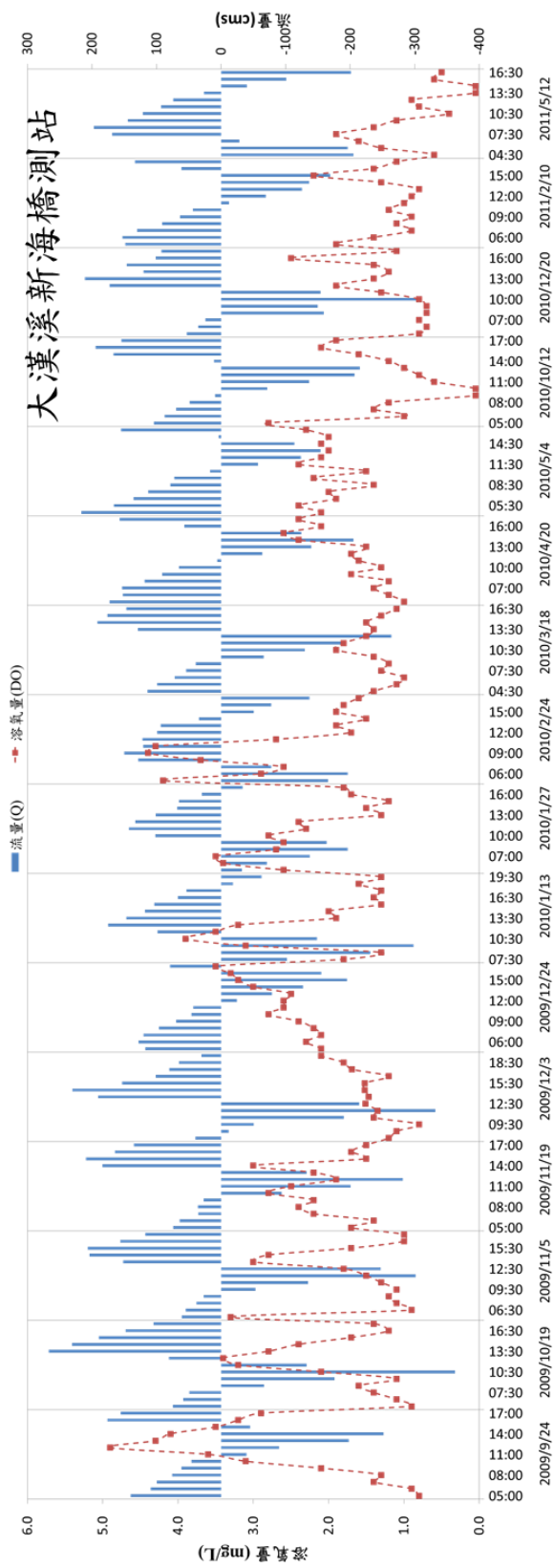


圖 6.2-5 歷次新海橋及關渡大橋流量與溶氧變化關係圖

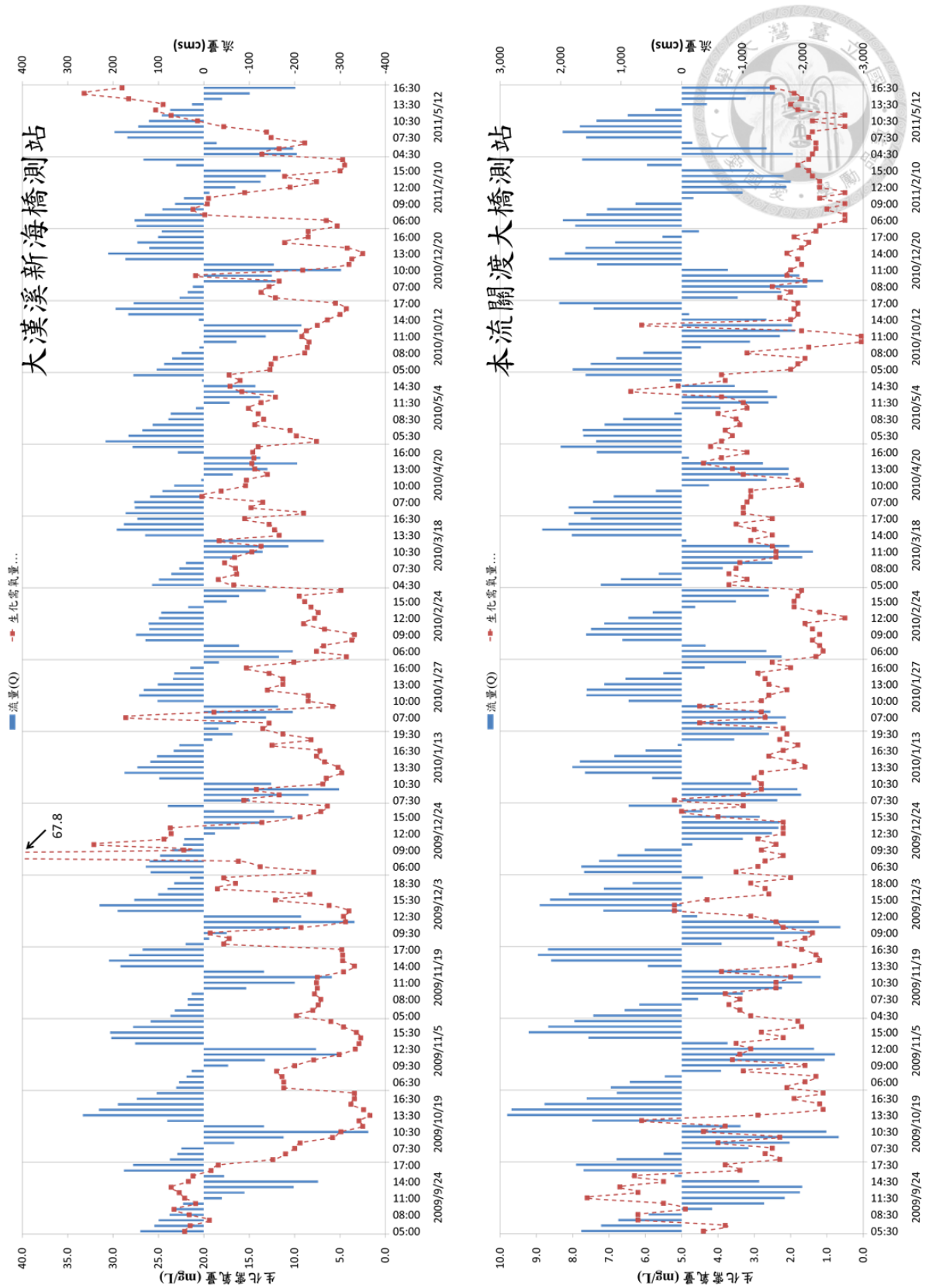


圖 6.2-6 歷次新海橋及關渡大橋流量與生化需氧量變化關係圖

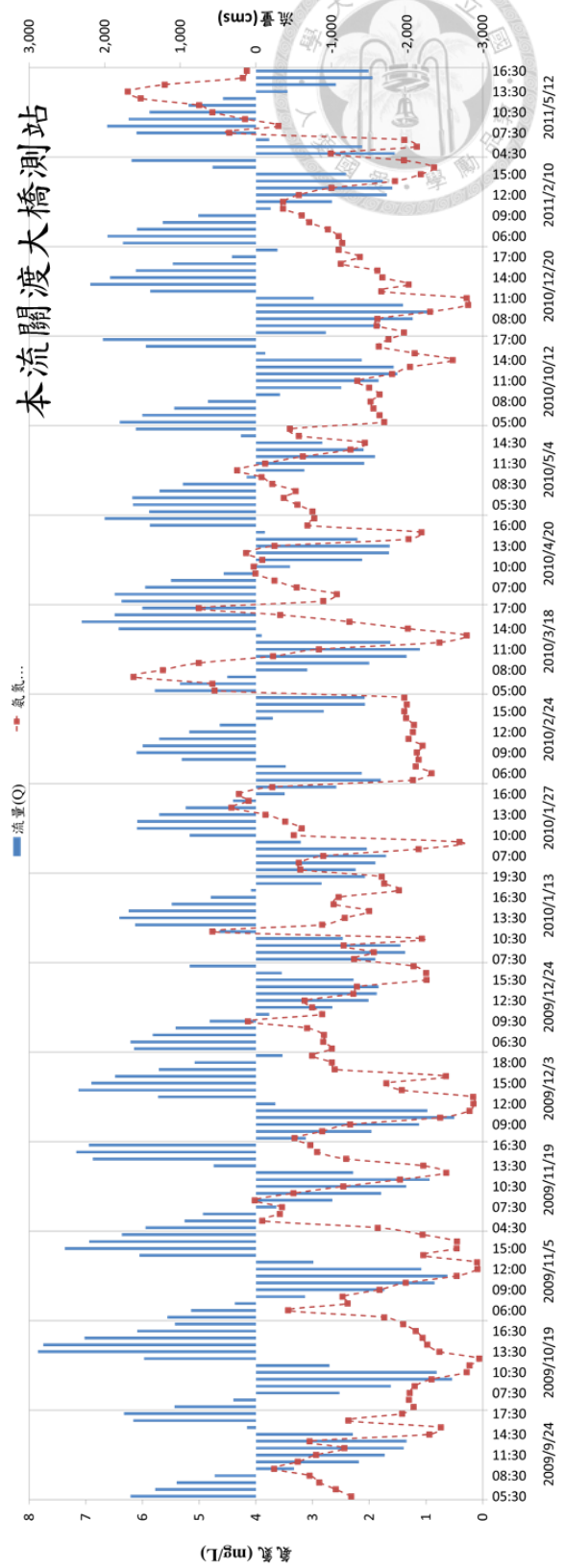
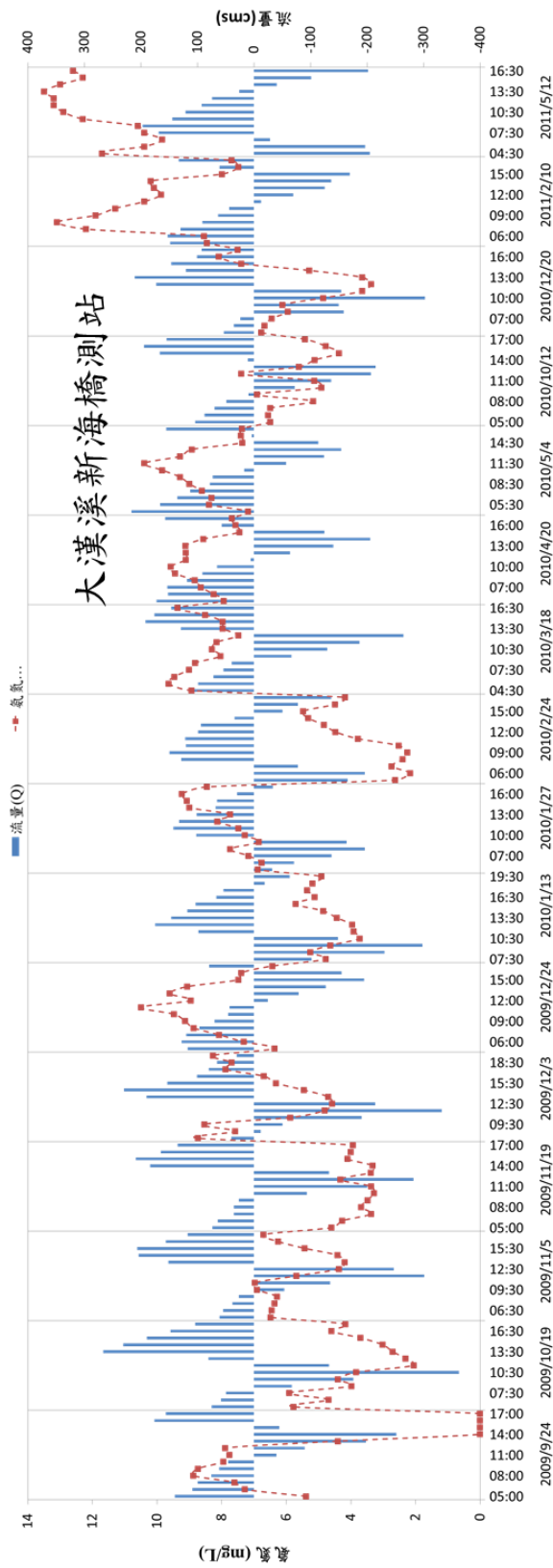


圖 6.2-7 歷次新海橋及關渡大橋流量與氨氮變化關係圖

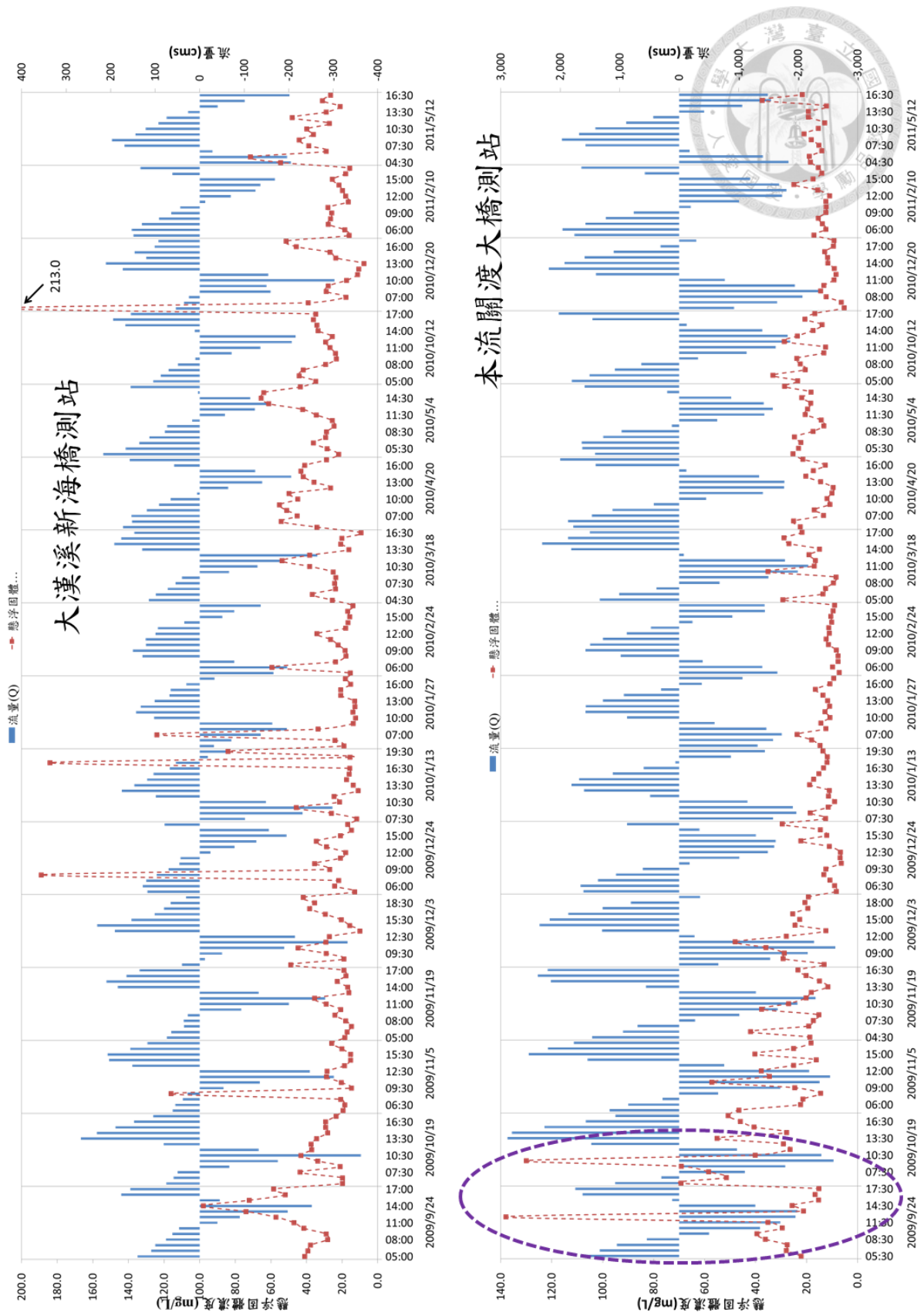


圖 6.2-8 歷次新海橋及關渡大橋流量與懸浮固體濃度變化關係圖



6.2.2 重點支流排水連續觀測

除了主河道之連續量測外，為使模式輸入條件呈現動態表現，故也進行支流排水之連續監測作業。惟淡水河流域支流排水眾多，無法一一進行量測，故設定篩選原則，選定具代表性之支流排水，以每季 1 次，每次調查連續 24 小時每小時 1 次之流量觀測與水質採樣。在同步取得實測流量及污染濃度後，隨即分析各河系連續 24 小時污染貢獻分布及進行連續性觀測作為該區之特性歷線，並推估該次流域內所有支排歷線資料，作為輸入模式進行演算之條件，同時作為後續整治方案研擬之參考依據。

重點支流排水之採樣點位挑選原則，針對淡水河流域之支流排水近 130 處(涵蓋景美溪流域)，進行篩選出污染排入量較大且無相關污染削減措施之支流或排水(含污水截流站及防洪抽水站)，以利考量模式需求及評估調查後續設置水質改善工程之可行性，經由篩選原則與步驟，來進行採樣點選定，說明如下：

1. 篩選各流域 BOD 濃度大於 30 mg/L 或氨氮濃度大於 10 mg/L 之支流排水
2. 由第 1 點條件中刪除已設置截流或現地處理設施且設施容量足以處理晴天水量之支流排水
3. 依 BOD 及氨氮分別篩選污染負荷占流域污染總量比例大於 5% 之支流排水
4. 淡水河本流測站挑選原則，因多數測站已有整治措施，為評估此區域污染分布情形，將挑選污染量大且抽水站及截流站運作較穩定等測站

經由上述方式挑選出 8 處採樣調查點位，其測站位置及測站資料如圖 6.2-9 及表 6.2-3 所示。

採樣時機參考中央氣象局潮汐預報及考量延遲時間，採樣調查作業須與主河道量測同步(前後 3 日內)進行，於非感潮河段配合當日淡水河口潮汐最高及最低潮位發生時間後約 30 分鐘內進行；感潮河段每站以連續 13 小時內每 1 小時各進行流量測量與水質採樣。採樣時間於 2010 年 9 月 29 日、12 月 21 日、2011 年 2 月 10 日及 5 月 13 日，合計 4 次之採樣分析調查。各流域重點支流排水水質水量檢測

項目包含：水溫、酸檢值(pH)、導電度(EC)、流量、溶氧(DO)、生化需氧量(BOD₅)、懸浮固體(SS)、氨氮(NH₃-N)。

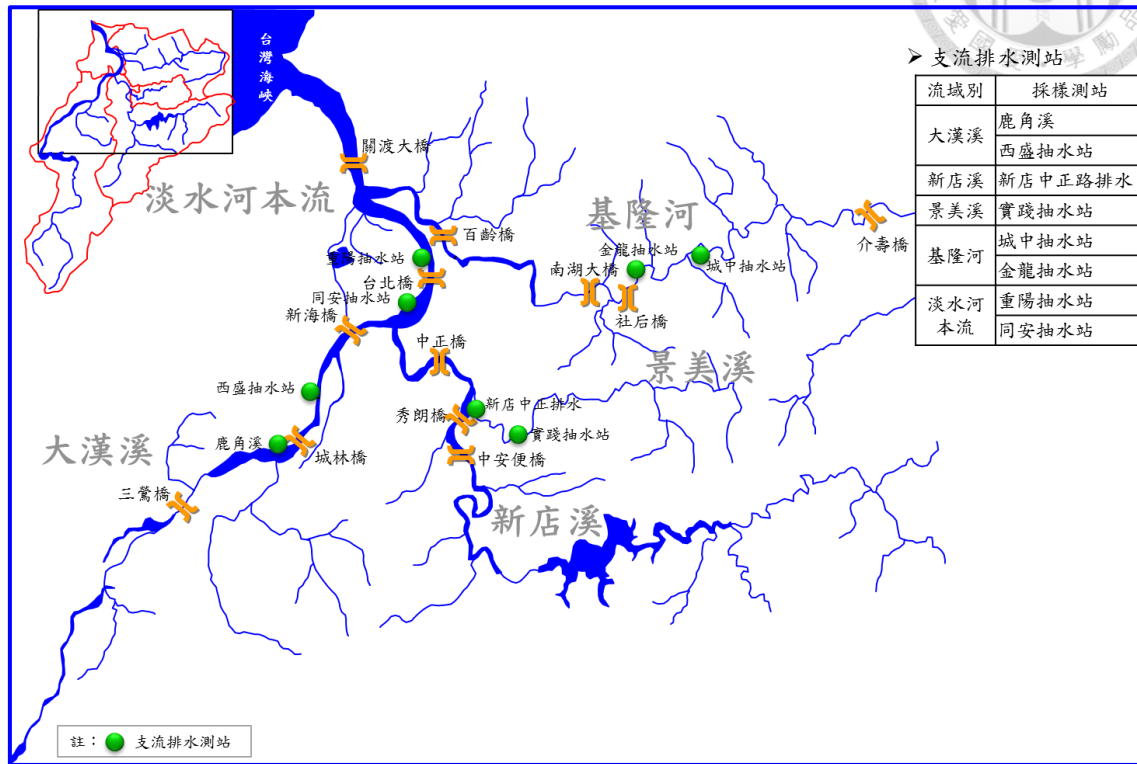


圖 6.2-9 支流排水水質水量採樣測站位置圖

表 6.2-3 支流排水水質水量 24 小時連續採樣點資料

編號	流域別	測站名稱	頻率	施測位置	備註
1	大漢溪	鹿角溪	每季一次	橋下出水口處	
2	大漢溪	西盛抽水站	每季一次	堤外渠道	
3	新店溪	新店中正路排水	每季一次	橋上	
4	景美溪	實踐抽水站	每季一次	堤外渠道末端	
5	基隆河	城中抽水站	每季一次	堤外渠道	
6	基隆河	金龍抽水站	每季一次	進站-渠道末端	
7	淡水河本流	同安抽水站	每季一次	進站-渠道末端	
8	淡水河本流	重陽抽水站	每季一次	進站-渠道末端	

結合水質與流量同步測定資料分析其污染負荷量詳圖 6.2-10~圖 6.2-17 所示。

各支流排水分析結果說明如下：

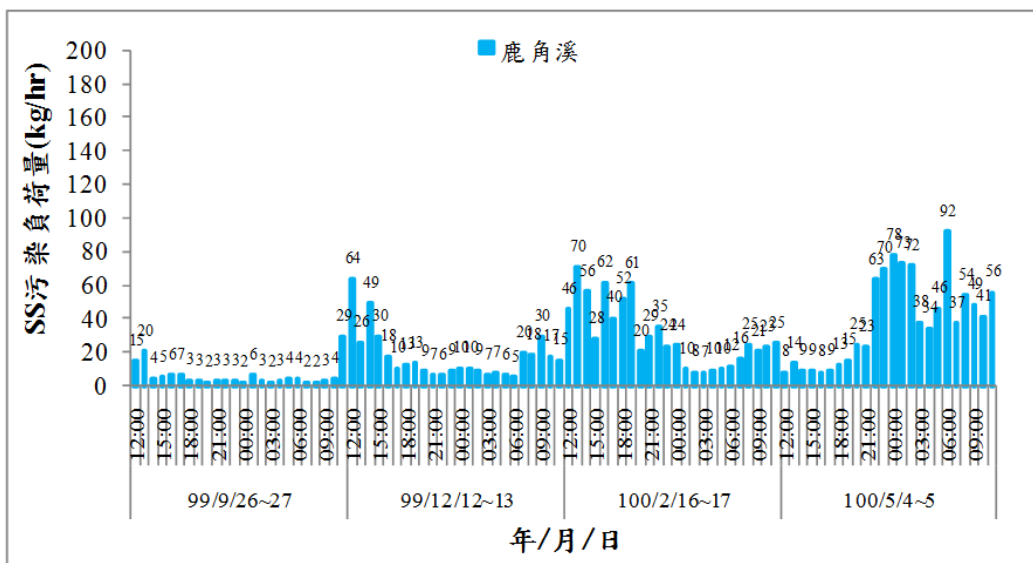
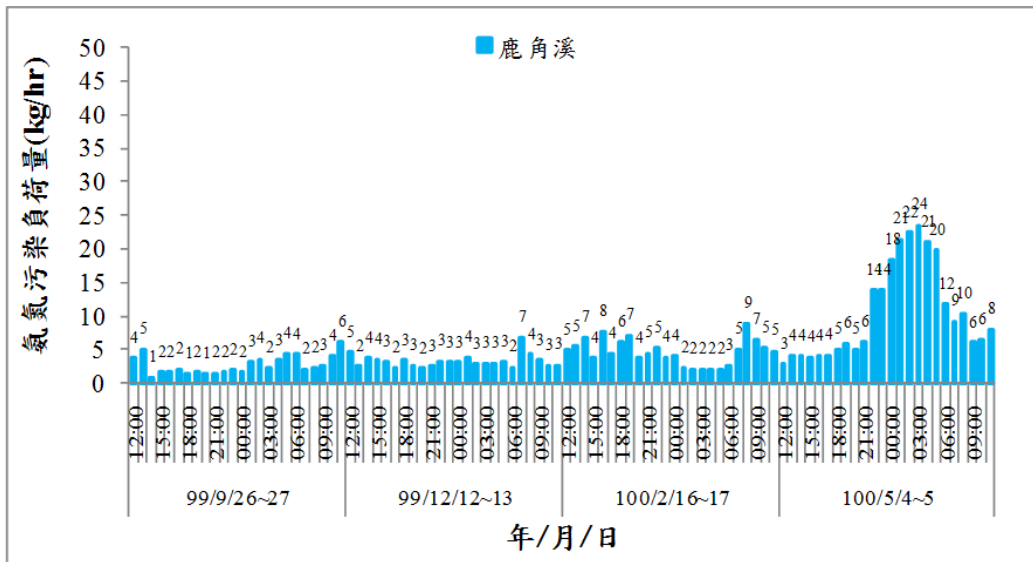
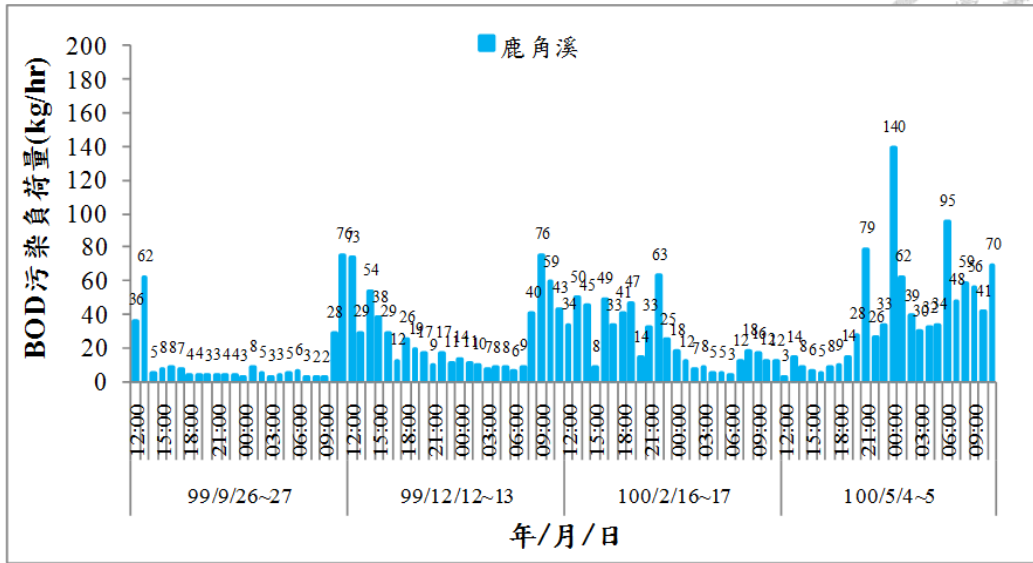
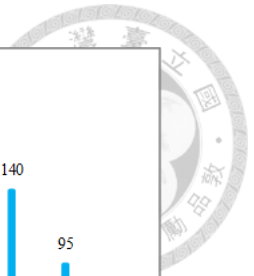


圖 6.2-10 重點支流排水(鹿角溪)污染負荷量分析圖

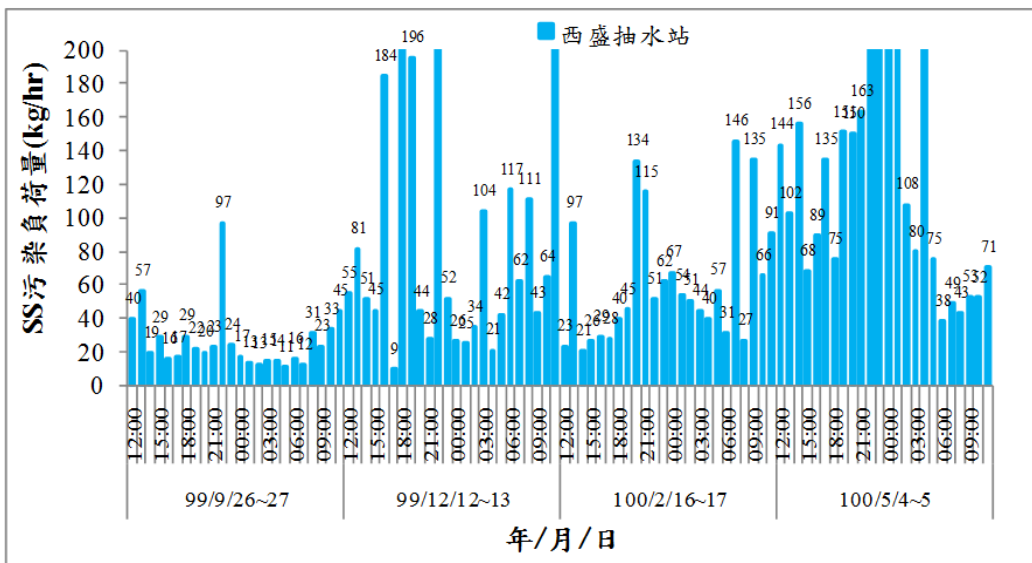
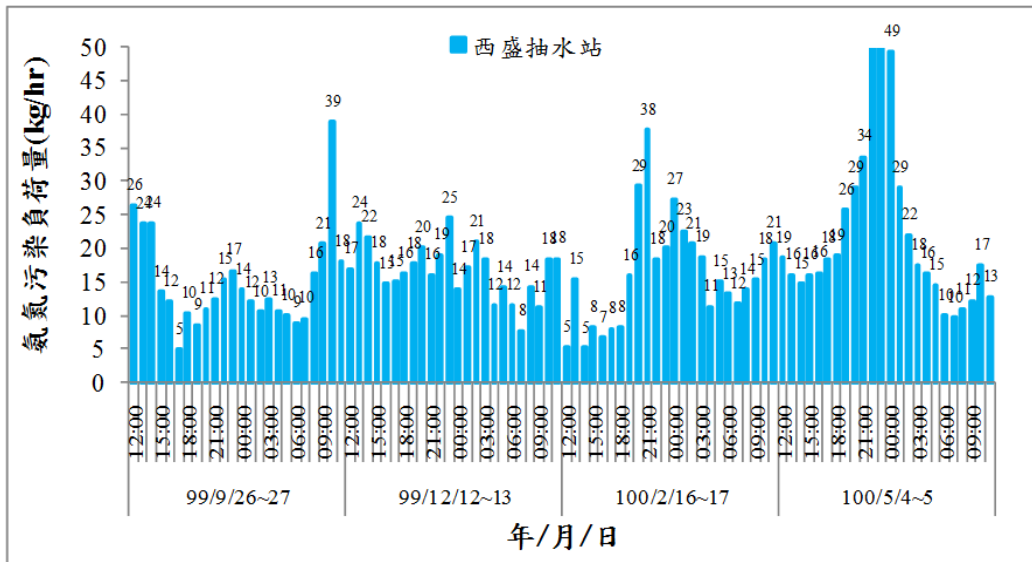
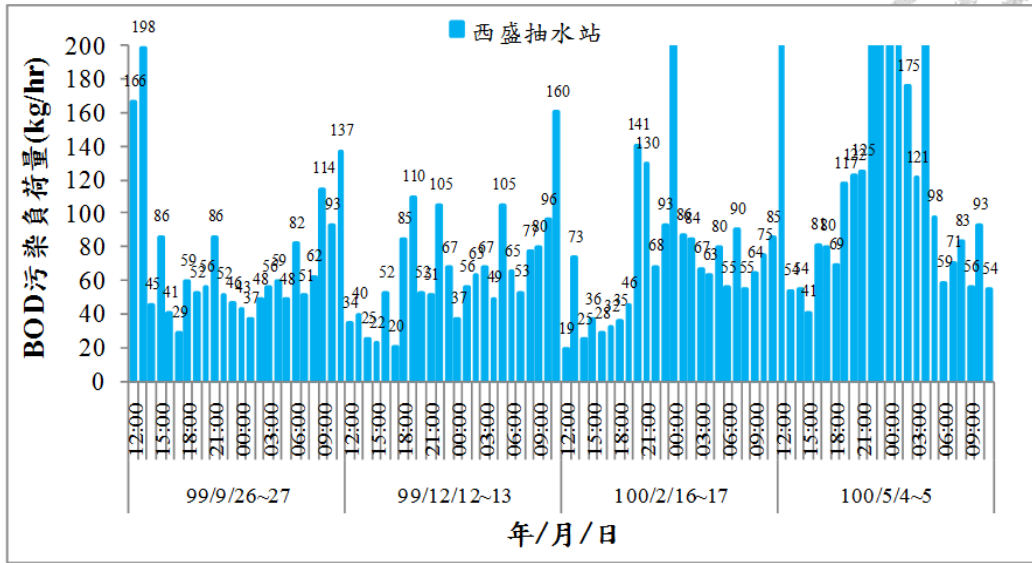
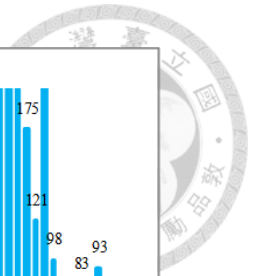


圖 6.2-11 重點支流排水(西盛抽水站)污染負荷量分析圖

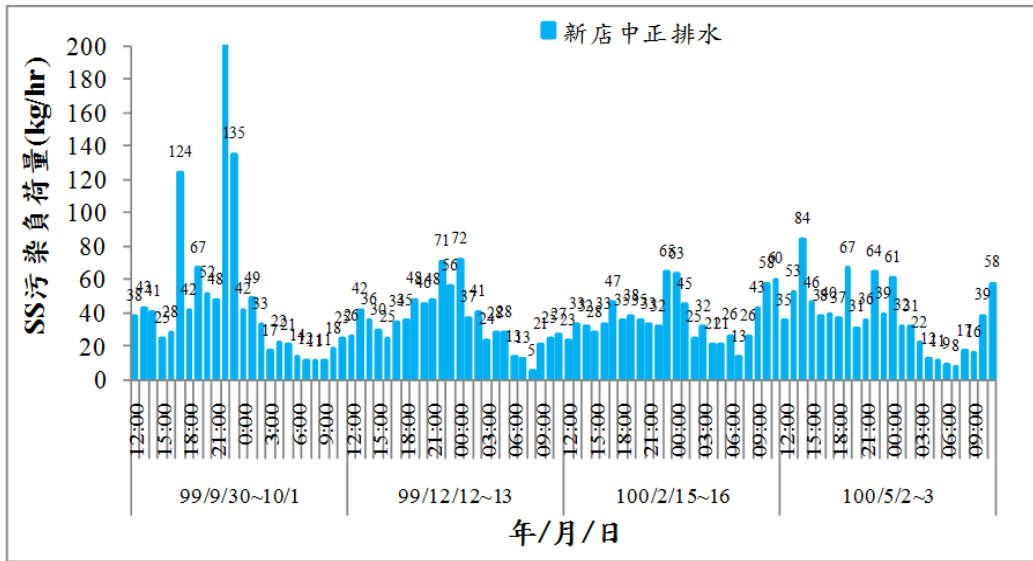
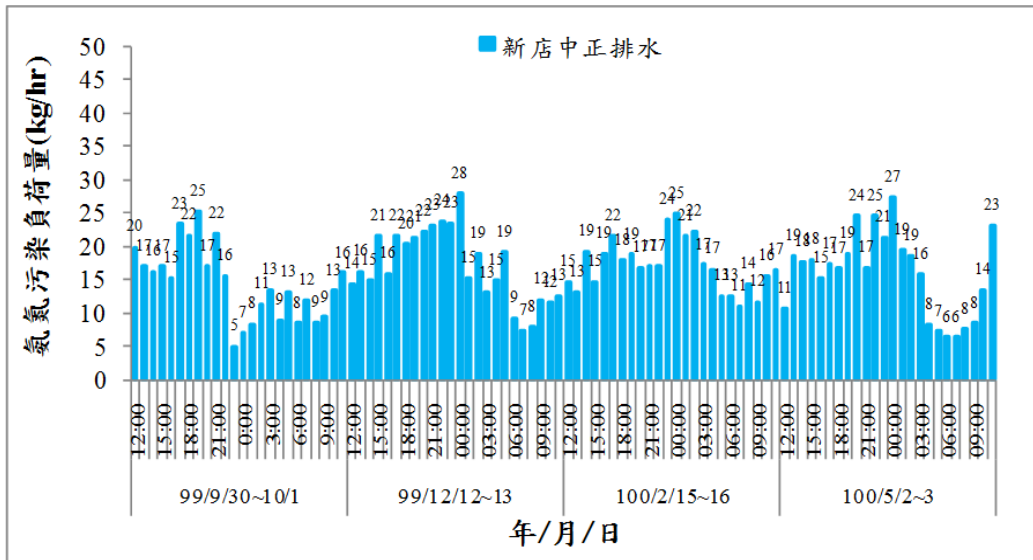
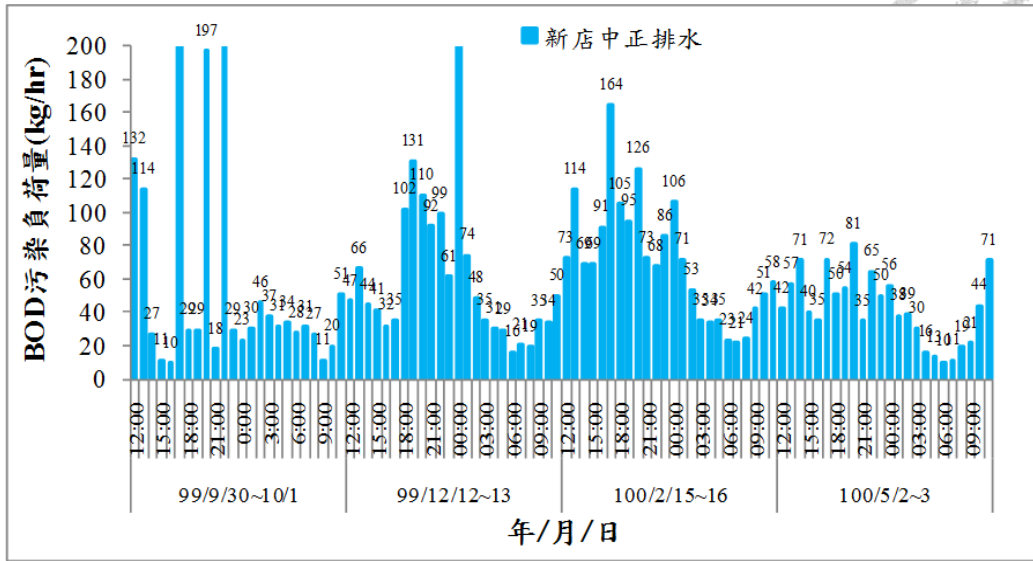


圖 6.2-12 重點支流排水(新店中正排水)污染負荷量分析圖

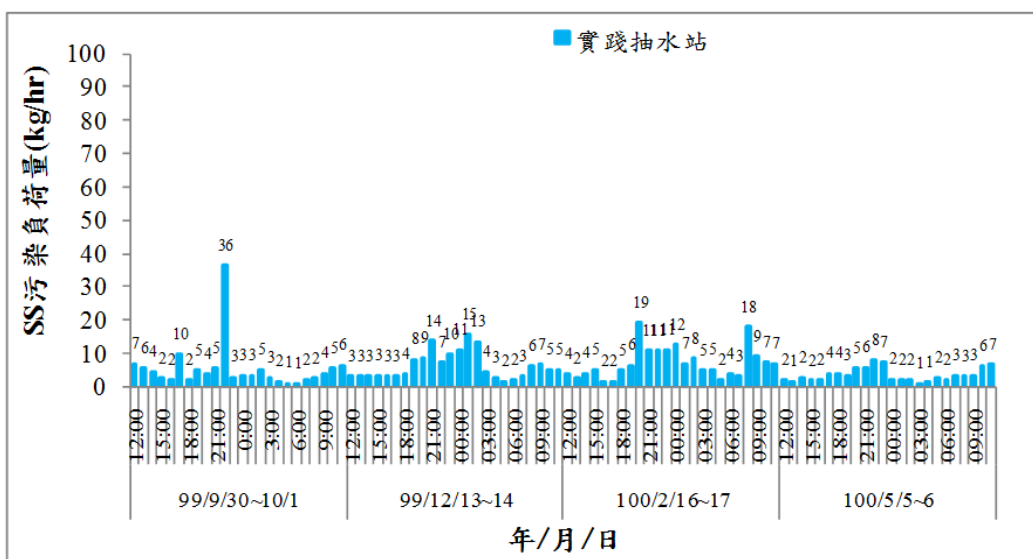
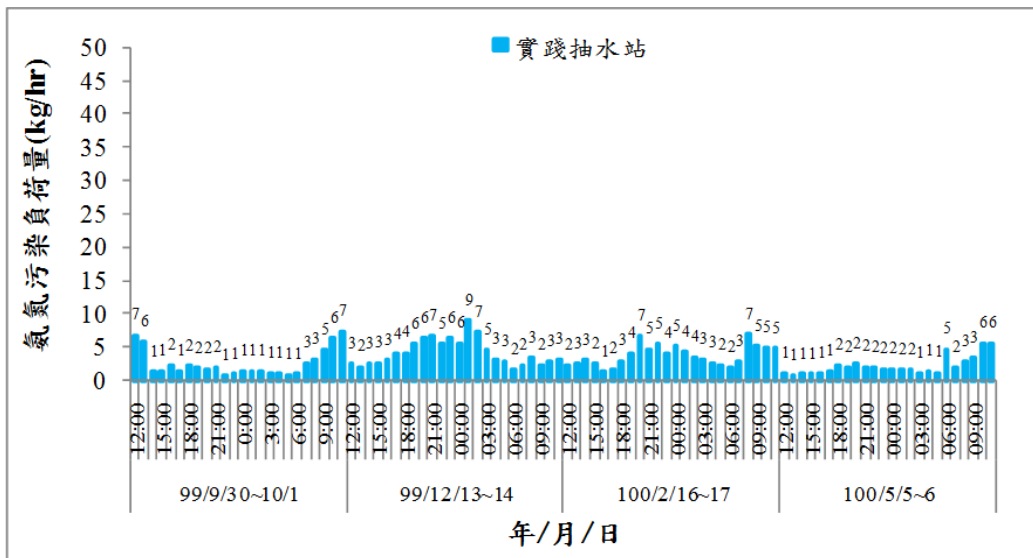
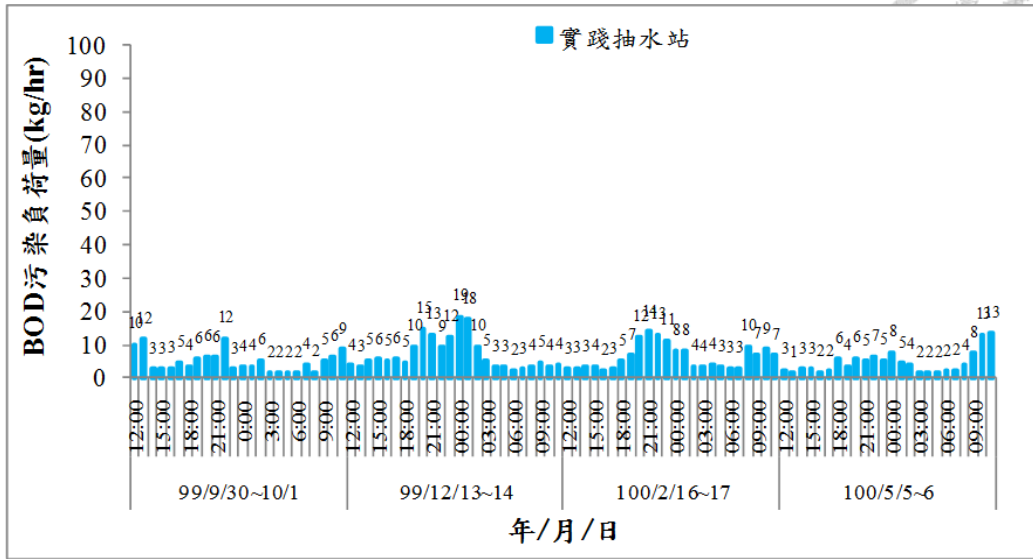


圖 6.2-13 重點支流排水(實踐抽水站)污染負荷量分析圖

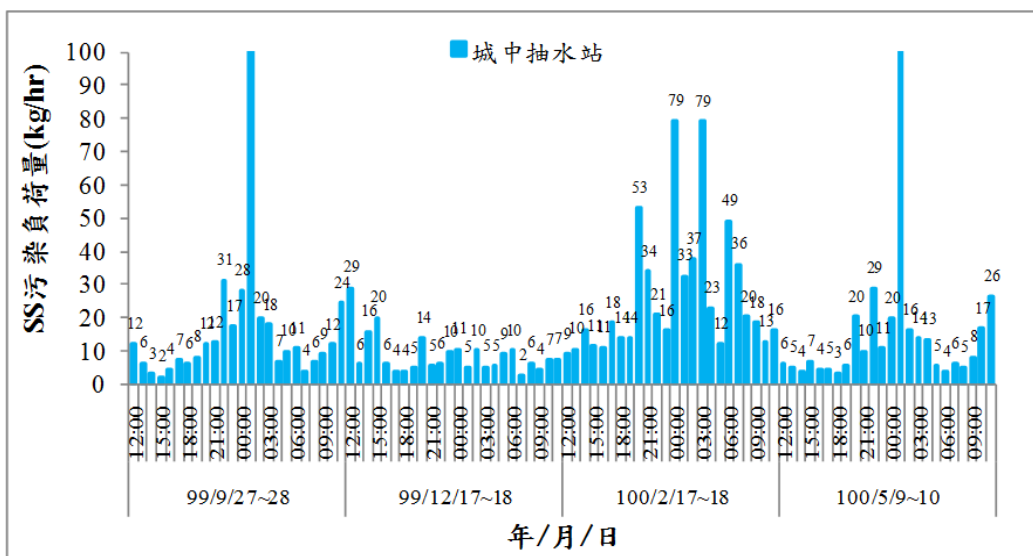
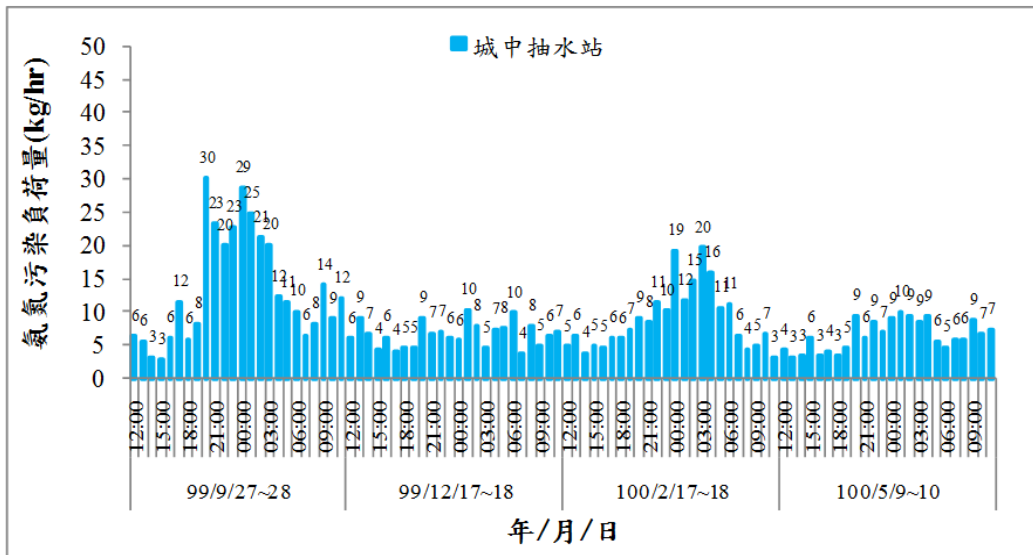
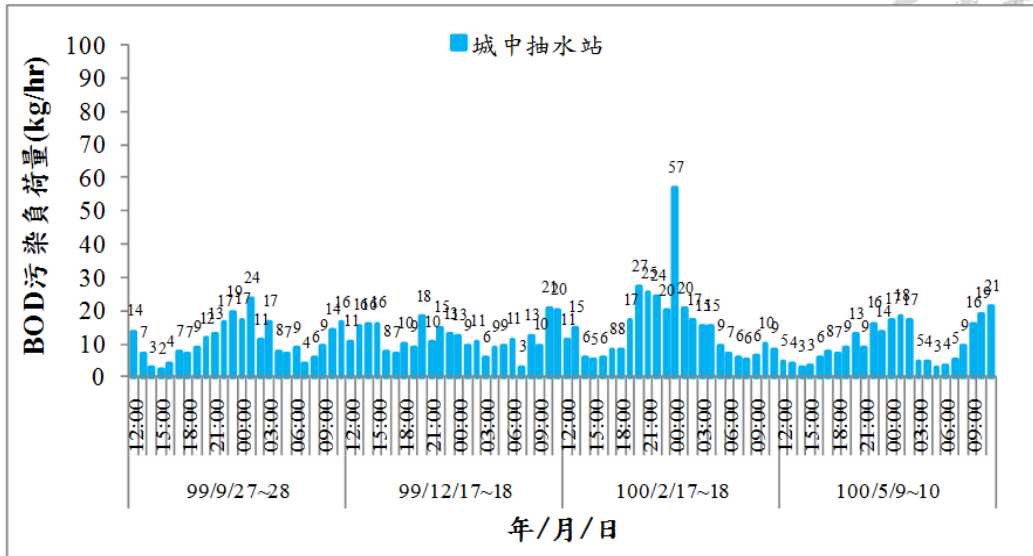


圖 6.2-14 重點支流排水(城中抽水站)污染負荷量分析圖

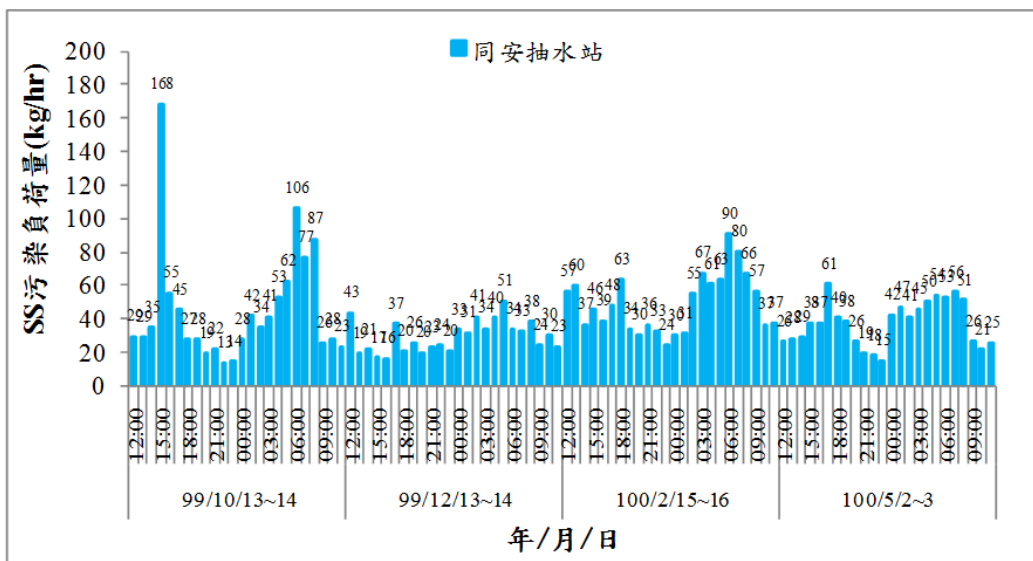
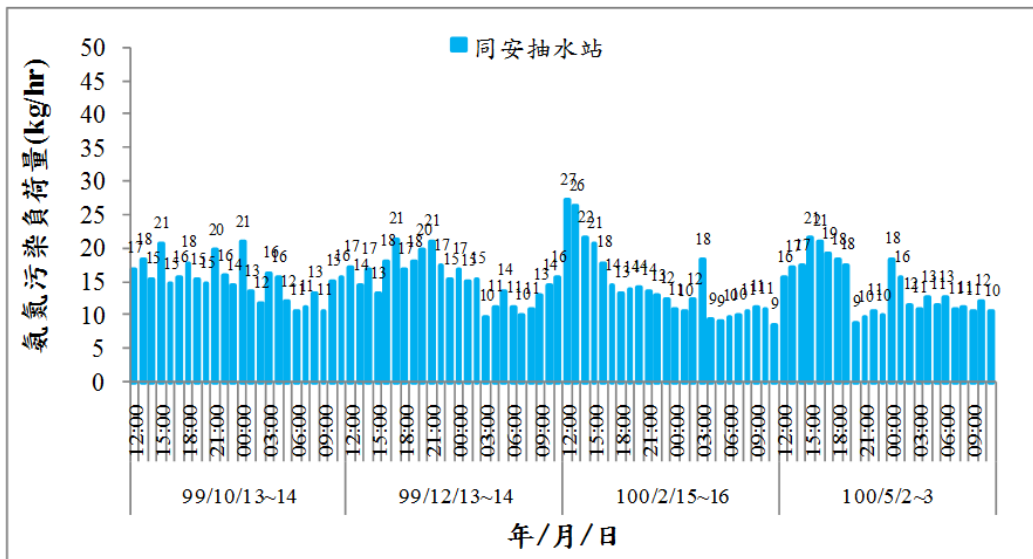
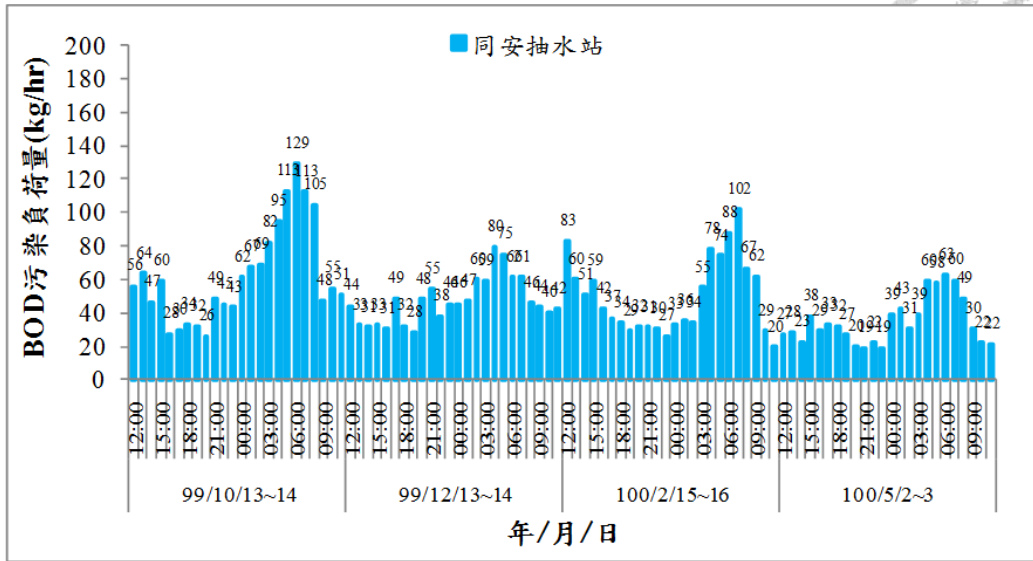


圖 6.2-16 重點支流排水(同安抽水站)污染負荷量分析圖

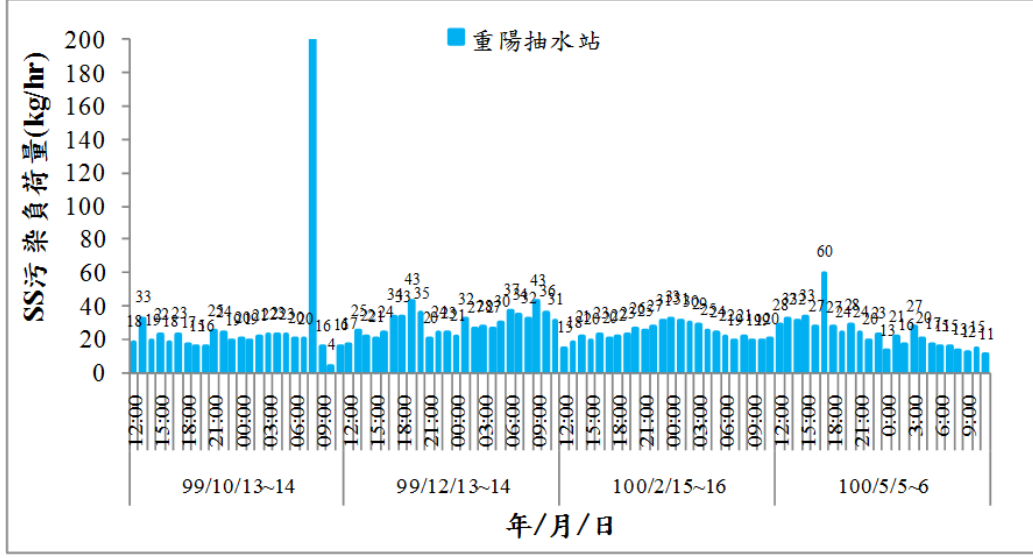
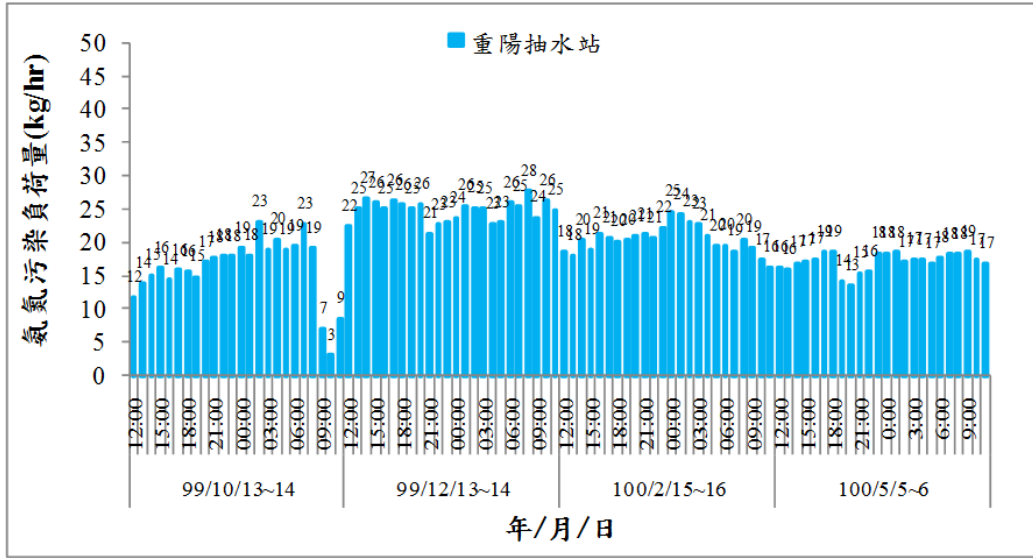
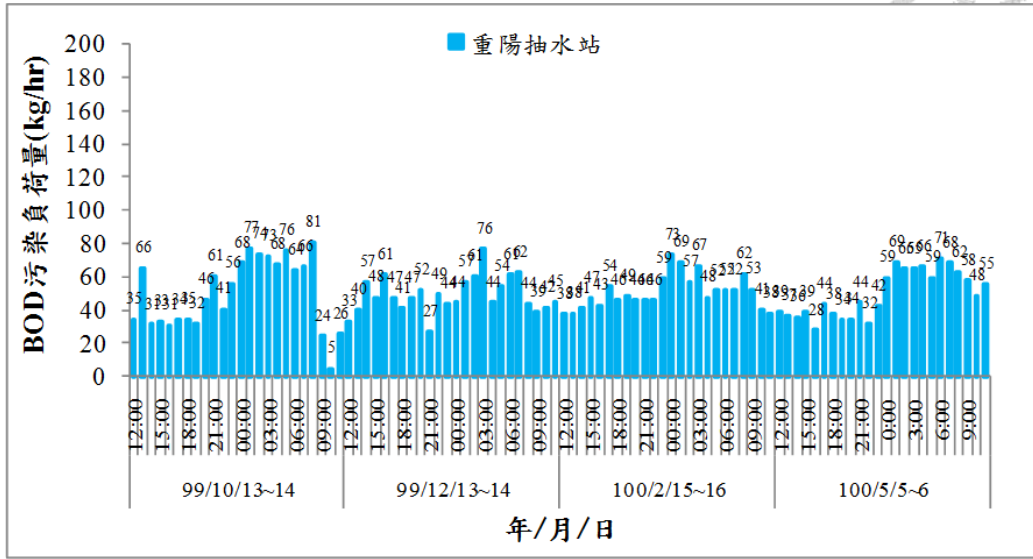


圖 6.2-17 重點支流排水(重陽抽水站)污染負荷量分析圖



1.大漢溪-鹿角溪測站

依其連續 24 小時污染歷線分布情形(如圖 6.2-10 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 2~140 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在中午及晚間時段，上午約 09:00~14:00 及晚間 21:00~00:00，其污染量為 36~76 kg/hr 及 63~140 kg/day 之間，其中第四次監測晚間 00:00 生化需氧量污染負荷量高到 140 kg/hr。氨氮污染負荷量介於 1~24 kg/hr 之間，高污染負荷量發生在第四次監測的晚間 22:00~04:00 時段，其污染量為 14~24 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 4~92 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在中午及晚間時段，上午約 10:00~12:00 及晚間 21:00~02:00，其較高污染量分別為 70 kg/hr 及 92 kg/day 之間。


鹿角溪排水屬南樹林集污區，依其污染排放量組成，可知該集污區以事業廢水為大宗，生活污水次之，因此再由 24 小時監測結果，不難發現部分污染高峰與生活作息有很高的相關性。

2.大漢溪-西盛抽水站

本測站位於大漢溪流域中下游，與鹿角溪測站同屬南樹林集污區，污染型態類似，但其污染量高於鹿角溪，經連續 24 小時污染歷線分布圖來看(如圖 6.2-11 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 19~427 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在中午及晚間時段，上午約 09:00~15:00 及晚間 21:00~05:00，其污染量為 45~198 kg/hr 及 122~427 kg/day 之間，其中第四次監測晚間 23:00 生化需氧量污染負荷量高到 427 kg/hr。氨氮污染負荷量介於 5~126 kg/hr 之間，高污染負荷量發生在第四次監測的晚間 22:00~00:00 時段，其污染量為 49~126 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 9~968 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在下午及晚間時段，較高污染量高達 948 kg/day，研判晚間可能有非點源污染物大量排入或不明污染(含非法排放)，導致影響水質。

3.新店溪-新店中正排水

依連續 24 小時污染歷線分布圖(如圖 6.2-12 所示)，可知其生化需氧量污染負



荷量介於 10~237 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在下午與晚間 17:00~00:00 時段，其污染量高達 237 kg/hr。氮氮污染負荷量介於 5~28 kg/hr 之間，其高污染負荷量發生在下午與晚間時段 18:00~00:00 時段，其平均污染量分布為 17~28 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 5~650 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在下午與晚間時段 18:00~23:00 時段，最高污染量達 650 kg/hr，研判晚間可能有非點源污染物大量排入或不明污染(含非法排放)，導致影響水質。

新店中正排水位屬新店秀朗排水集污區，其污染組成以生活污水及事業廢水為大宗。因該集污區內正進行新店區污水下水道工程，尚未全部接管完成，故初步綜合研判其污染型態為生活污水為主，事業廢水為輔，屬於都會型區域排水，故其污染排放行為與民眾生活作息相關性高。


4. 景美溪-實踐抽水站

依連續 24 小時污染歷線分布圖來看(如圖 6.2-13 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 1~19 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在中午與晚間時段，其污染量為 6~19 kg/hr 之間。氮氮污染負荷量介於 1~9 kg/hr 之間，高污染負荷量發生在中午與晚間時段，其污染量為 4~9 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 1~36 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在中午與晚間時段，較高污染量發生在晚間，污染負荷量為 36 kg/hr。

實踐抽水站位屬中港、實踐、保儀排水集污區，其污染組成以生活污水為最大宗。然該集污區正進行文山區污水下水道工程，其接管普及率已超過 50%，目前此集污區正積極進行用戶接管計畫。綜合考量此測站鄰近區域屬住宅型態之集污區，且經污染源研判其污染型態為生活污水為主，事業廢水為輔，屬於都會型區域排水，故其污染排放行為與民眾生活作息相關性高。

5. 基隆河-城中抽水站

依連續 24 小時污染歷線分布圖來看(如圖 6.2-14 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 2~57 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在晚間與凌晨 20:00~04:00 時段，



其污染量最高為 57 kg/hr。氮氮污染負荷量介於 3~30 kg/hr 之間，高污染負荷量發生在晚間與凌晨 20:00~02:00 時段，其污染量為 10~30 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 2~147 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在凌晨 01:00 時段，其污染量 146~147 kg/hr 之間。

城中抽水站位屬康誥坑溪集污區，其污染組成以生活污水為最大宗。雖該集污區正進行汐止區污水下水道用戶接管，其接管普及率亦已超過 40%，但初步綜合研判其污染型態為生活污水為主，事業廢水為輔，屬於都會型區域排水，故其污染排放行為與民眾生活作息相關性高。

6.基隆河-金龍抽水站

依連續 24 小時污染歷線分布來看(如圖 6.2-15 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 1~17 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在晚間與凌晨 21:00~02:00 時段，其污染量為 5~14 kg/hr 之間。氮氮污染負荷量介於 1~8 kg/hr 之間，高污染負荷量發生在晚間與凌晨 21:00~02:00 時段，其污染量為 4~8 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 0.5~98 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在晚間與凌晨 21:00~01:00 時段，其污染量 7~13 kg/hr 之間，其中第四次監測於上午 09:00 發生較高污染量達 98 kg/day，研判可能有非點源污染物大量排入或不明污染(含非法排放)，導致影響水質。

金龍抽水站位屬北港溪集污區，其污染組成以生活污水為大宗。此集污區亦屬於汐止區污水下水道用戶接管範圍內，其接管普及率已超過 40%。初步污染源研判其污染型態為生活污水為主，事業廢水為輔，屬於都會型區域排水，故其污染排放行為與民眾生活作息相關性高。

7.本流-同安抽水站

依連續 24 小時污染歷線分布圖來看(如圖 6.2-16 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 20~129 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在凌晨，其污染量為 55~129 kg/hr 之間。氮氮污染負荷量介於 9~27 kg/hr 之間，高污染負荷量發生在中午 12:00~15:00

時段，其污染量為 21~27 kg/hr 之間。懸浮固體濃度污染負荷量介於 13~318 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生在下午及凌晨時段，其污染量 55~168 kg/hr 之間。

同安抽水站位屬同安排水集污區，其污染組成以事業廢水為主，生活污水為輔。雖該集污區正進行三重區污水下水道用戶接管，其接管普及率亦已超過 80%。因此初步判斷其污染型態為事業廢水為主，生活污水為輔。

8.本流-重陽抽水站

依連續 24 小時污染歷線分布(如圖 6.2-17 所示)，生化需氧量污染負荷量介於 5~81 kg/hr 之間，高污染負荷量濃度發生在凌晨 00:00~08:00 時段，其污染量為 48~81 kg/hr 之間。氨氮污染負荷量介於 3~28 kg/hr 之間，僅第一次監測上午 09:00~10:00 時段污染量偏低外，其於各污染負荷量濃度皆高。懸浮固體濃度污染負荷量介於 4~366 kg/hr 之間，高濃度污染負荷量發生第一次監測上午時段，研判可能有非點源污染物大量排入或不明污染(含非法排放)，導致影響水質。

重陽抽水站位屬重陽排水集污區，其污染組成，其污染組成以事業廢水為主，生活污水為輔。雖該集污區正進行三重區污水下水道用戶接管，其接管普及率亦已超過 80%。因此初步判斷其污染型態為事業廢水為主，生活污水為輔。



6.3 動態水理水質模式建立

應用 1D 穩態水理水質模式，可提供目前淡水河流域經營管理與策略研擬之初步工具，惟淡水河流域受感潮效應河段長、高污染濃度之支流排水數量龐雜、加上沿岸抽水站抽排水機制啟閉、各源頭水量受取水策略影響，難以應用穩態模式完整模擬其時序變化歷程。為更進一步掌握淡水河流域水質水量變化歷程與趨勢，除持續進行流域內各主、支流水質水量調查、用戶接管、現地處理與截流方案，應發展具時變性之水理與水質動態模式，以確切掌握源頭水量變化、潮汐推移、以及支流排水特性對於淡水河系水理水質之影響。

6.3.1 動態 HEC-RAS 水理模式

應用 HEC-RAS 水理模式進行動態模擬時，假設河床為定床，在不考慮河床底質推移以及河岸沖刷等輸砂行為下，模式以聖凡南 (Saint Venant) 1-D 河川變量流方程式進行動態水理演算，其中：

$$\text{連續方程式 (continuity eq.): } \frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} - q_l = 0$$

$$\text{動量平衡式 (momentum eq.): } \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial (VQ)}{\partial x} + gA \left(\frac{\partial z}{\partial x} + S_f \right) - M_l = 0$$

方程式中各項代數之物理意義如表 6.3-1 所示：

表 6.3-1 WASP5 主控制方程式中各代數之物理意義表

代數	定義
Q	流量 (cms)
A	通水斷面 (m ²)
V	平均流速 (m/s)，由 Q/A 計算得之
q _l	側入流流量 (cms)
S _f	能量坡降
Z	河川斷面高程 (m)
M _l	側入流動量
X	空間軸
T	時間軸

聖凡南方程式應用於變量流演算之基本假設為：

1. 一維流況，水深與流速僅沿縱向長度變化。
2. 河道流況為緩變流，僅考慮靜水壓之存在，忽略垂向加速度之影響。



3. 河道縱向走勢近似直線。
4. 河道底床坡度變化平緩且為定床。
5. 曼寧公式適用於描述摩擦損失與微小損失。
6. 假設河道中水體密度為常數之不可壓縮流。

由以上假設知，聖凡南方程式所能描述之流況必須為一維緩變流，當出現急變流例如水躍現象（hydraulic jump）時，因垂向加速度大、摩擦損失不足以解釋伴隨之能量損失，則由 HEC-RAS 自動透過轉換控制方程式計算該處之持續水深（sequent depth）以及能量損失。

淡水河系各主要河川均受感潮影響，絕大部分河段之流況屬亞臨界流，因此應用 HEC-RAS 進行淡水河系動態水理演算時，給定上游流量與下游水位做為河系演算之邊界條件，各項參與演算之主要設定分述如下：

1. 上游邊界條件給定基隆河介壽橋、新店溪碧潭大橋（或中安大橋）、大漢溪三鶯大橋等處之流量歷線。
2. 下游邊界條件給定淡水河本流河口之水位歷線。
3. 給定沿岸支流排水之側入流流量歷線，同步參與河系動態演算。
4. 以上、下游初始流量與水位條件之穩態水理分布做為模擬初始條件。
5. 理論上隱式法（implicit scheme）具有無條件穩定收斂（unconditional stable）的優勢，因此時間步幅權重係數 θ 之設定須在 0.6~1.0 之間。

由 HEC-RAS 內建機制自動演算混合流況，避免數值不穩定。另因本研究已將原 1 維穩態水理水質模式，修正為擬 2 維穩態水理水質模式，但其中底泥網格為土水混合網格，故動態水理演算主要仍在原水體網格內，因此動態水理仍採用 1 維方式來進行模擬。



6.3.2 動態 WASP5 水質模式

以淡水河系擬動態水質水理模式為基礎修正模式內容，進一步考量沿岸支流排水隨時間變化之排放特性，掌握河川水質之時間變化與空間分布趨勢。依本計畫各分區內主要支流排水水質水量檢測成果，推估各分區內各支流排水之水質水量歷線變化與分布，做為 WASP5 動態水質模式之輸入條件。應用 WASP5 進行動態水質模擬時，模式中主要設定分述如下：

1. 將淡水河系劃定為 222 個網格，網格配置、支流排水之排入點位、主要參數設定（祛氧係數 K_1 、硝化係數 K_n ）原則上與擬 2 維穩態模式相同。
2. 以基隆河介壽橋、新店溪碧潭大橋、大漢溪三鶯大橋之水質歷線為上游邊界條件；淡水河本流河口之水質歷線為下游邊界條件。
3. 支流排水流量與污染負荷量，依本計畫檢測成果，並參採歷年支流排水水質水量資料，釐定各分區支流排水排放之特性歷線，做為動態水質演算之輸入資料。
4. 變更 WASP5 設定，以讀取外部檔案方式輸入 HEC-RAS 之動態演算成果（含各網格之流速、流量、水力深度、水體積），相關水理條件須重新彙整為 WASP5 所能讀取之格式（format）與副檔名（*.hyd）。

演算項目須包含 DO、BOD₅、NH₃-N、SS。其中 DO、BOD₅、NH₃-N 之演算，在不考慮水生動植物之呼吸與光合作用情形下，須符合碳循環、氮循環與溶氧平衡之生化機制；SS 之演算，僅針對河川中微小粒徑懸浮固體（suspension solids）之傳輸、擴散與沉降行為進行演算。



6.3.3 支流排水水質水量預處理

淡水河流域內支流排水龐雜，惟大致上可分為 2 大類：第 1 大類為天然野溪，第 2 大類為人為活動或事業所產生之沿岸排水，但以上 2 類排水皆仍屬雨水排水道。天然野溪源自上游集水區地表逕流 (surface runoff)、地下水流 (subsurface runoff)、地下水 (groundwater) 集流而成之明渠水道，晴天時期水量可視為基流量、且水質受污情形較不嚴重，水量水質較為穩定，應用模式模擬時視為定流量、定水質之點源入流。人為活動或事業所產生之沿岸排水，排放特性與其集水區內人口數、政經活動、事業類型相關，這一類排水通常為日週期性之高濃度廢污水，且易受偶發性事件影響 (如工廠偷排廢污水、舉辦大型活動等)，將使水量水質呈現不穩定之現象。

依據 MWH(民 100b)所進行之污染量推估成果來看，淡水河流域內以生活污染排放為主。另以其連續 24 小時支流排水檢測成果，流量、BOD₅、SS 與 NH₃-N 等隨時間變化之污染負荷歷線，大致呈現出 1~2 個主要峰值，其中第一個峰值出現在 7:00~13:00 時，之後開始遞減；約自 19:00~翌日凌晨 1:00 達到第 2 次峰值。這與一般民眾早上約 7:00 左右開始晨間盥洗用餐，使用水量增加；約於 17:00 集水區內人口陸續下班下課後，開始晚間盥洗用餐，用水量再次增加之生活行為契合。比較此類歷線型態與一般民眾生活作息相關性高，峰值稽延則受排水路分布以及集流時間等因素而異，由支流排水歷線趨勢，可推斷淡水河流域確以生活污染排放為主。但仍有部分排水受到事業廢水之影響，其排放峰值則與生活作息較無相關，大部分會集中在白天進行排放，若事業家數較大，則會出現僅一峰值或白天夜晚流量差距較大之現象。

受限於觀測點位與觀測週期有限等條件，尚難以針對全流域百餘處支流排水同時進行連續觀測，惟可應用有限之連續觀測資料，將全流域內之排水分區分類，並合理假設短期間內人口數與活動型態變動不大、且不考慮偶發性事件等條件下，其排放特性歷線可視為日週期性之型態。其可透過擬合水理水質合理趨勢歷線後，

將歷線正規化 (normalize)，再應用迴旋積分方法 (convolution integral)，套疊魚骨圖內常態流量與水質資料，即可完成全流域支流排水水量水質每日逐時趨勢歷線，以做為模式輸入資料。

應用實測資料進行趨勢線擬合時，一般常用之方程式型態以多項式型 (polynomial)、指數型 (exponential)、對數型 (logarithmic)、週期型 (periodic) 之單變數或多變數，透過線性疊加 (linear superimposition) 擬合適當趨勢線。觀察既有支流排水歷線資料，其資料呈現多峰值之現象，因此在選擇擬合曲線方程式時，建議選擇具演繹週期性多峰值能力之 2 階「傅立葉級數 (Fourier Series)」進行資料擬合。

由實測支流排水水質水量資料顯示，無論流量、BOD₅、NH₃-N 或 SS，均具有存在 2 個峰值之時序變化趨勢。若選擇 0 階或 1 階傅立葉級數，可視為應用低頻函數演繹高頻訊號，對於資料解釋能力不足，恐導致誤差過大；2 階以上之傅立葉級數均具有演繹雙峰值週期性函數之能力，惟若選擇 3 階以上高階展開式 (high-order-term)，即應用高頻函數演繹低頻訊號，雖有助於縮小誤差範圍、更符合訊號波形分布，但擬合波型之波頻過高，可能導致波型顫動等不平滑現象，且愈高階函數所需要之傅立葉係數個數愈多，演算越趨繁雜，不利於實務應用。因此現階段以「2 階傅立葉級數展開式 (2nd order Fourier Series Expansion)」作為適宜之擬合函數，其型式為：

$$f(x) = \frac{a_0}{2} + a_1 \cos \frac{2\pi}{T} x + b_1 \sin \frac{2\pi}{T} x + a_2 \cos \frac{4\pi}{T} x + b_2 \sin \frac{4\pi}{T} x$$

$$a_0 = \frac{2}{T} \int_0^T f(x) dx$$

$$a_1 = \frac{2}{T} \int_0^T f(x) \cos \frac{2\pi}{T} x dx$$

$$b_1 = \frac{2}{T} \int_0^T f(x) \sin \frac{2\pi}{T} x dx$$



$$a_2 = \frac{2}{T} \int_0^T f(x) \cos \frac{4\pi}{T} x dx$$
$$b_2 = \frac{2}{T} \int_0^T f(x) \sin \frac{4\pi}{T} x dx$$

完成各站次傅立葉級數展開式中各項參數計算後，即可確定擬合曲線之函數，為確保擬合曲線可信度，須再進一步確認該函數對於資料之解釋能力。應用判定係數 R^2 (determination coefficient) 檢視傅立葉級數展開式擬合曲線之適用性。

統計分析一般以 y_i 表觀測值、 \hat{y}_i 表迴歸曲線或擬合曲線計算值， Y 表資料期望值（或平均值），就全數之 \hat{y}_i 與 $y_i (i=1,2,3\dots n)$ 而言，必然滿足：

$$\sum_{i=1}^n (y_i - Y) = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i) + \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - Y)$$

將上式各項取平方展開化簡，即可得「迴歸平方和分割定理」：

$$\sum_{i=1}^n (y_i - Y)^2 = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 + \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - Y)^2$$
$$\text{(SST)} \quad = \text{(SSE)} \quad + \text{(SSR)}$$

判定係數 R^2 之計算為：

$$R^2 = \frac{SSR}{SST}, \text{ 其中 } 0 \leq R^2 \leq 1$$

在一般變異數分析中 (ANOVA, ANalysis Of VAriance)，定義資料總變異量 (SST) 為「迴歸變異 (SSR)」與「殘差 (SSE, 無法解釋的變異)」之和，SSR 為迴歸曲線或擬合曲線所能解釋之變異量，SSE 則為資料中迴歸曲線或擬合曲線無法解釋之獨立變異量，亦可視為訊號分析中需要濾除之高頻噪音項 (noise)。透過 R^2 值之大小，可以衡量擬合曲線對於觀測資料的解釋能力，當 R^2 值愈趨近於 1 時，表示擬合曲線對於觀測資料的解釋能力愈高；若 R^2 值愈趨近於 0 時，表示擬合曲線對於觀測資料的解釋能力不足。

於各流域內選定 2 處排水做為後續演繹其餘支排歷線之基礎，其中基隆河流域以金龍、城中抽水站為代表；新店河流域以中正路排水、實踐抽水站為代表；大漢河流域以鹿角溪、西盛抽水站為代表；淡水河本流流域以重陽、同安抽水站為代表，應用 2 階傅立葉級數展開式完成各站次擬合曲線，並計算 R^2 值，以

2010/9/26~30 之檢測成果為例，繪製其擬合曲線如圖 6.3-1~圖 6.3-8。

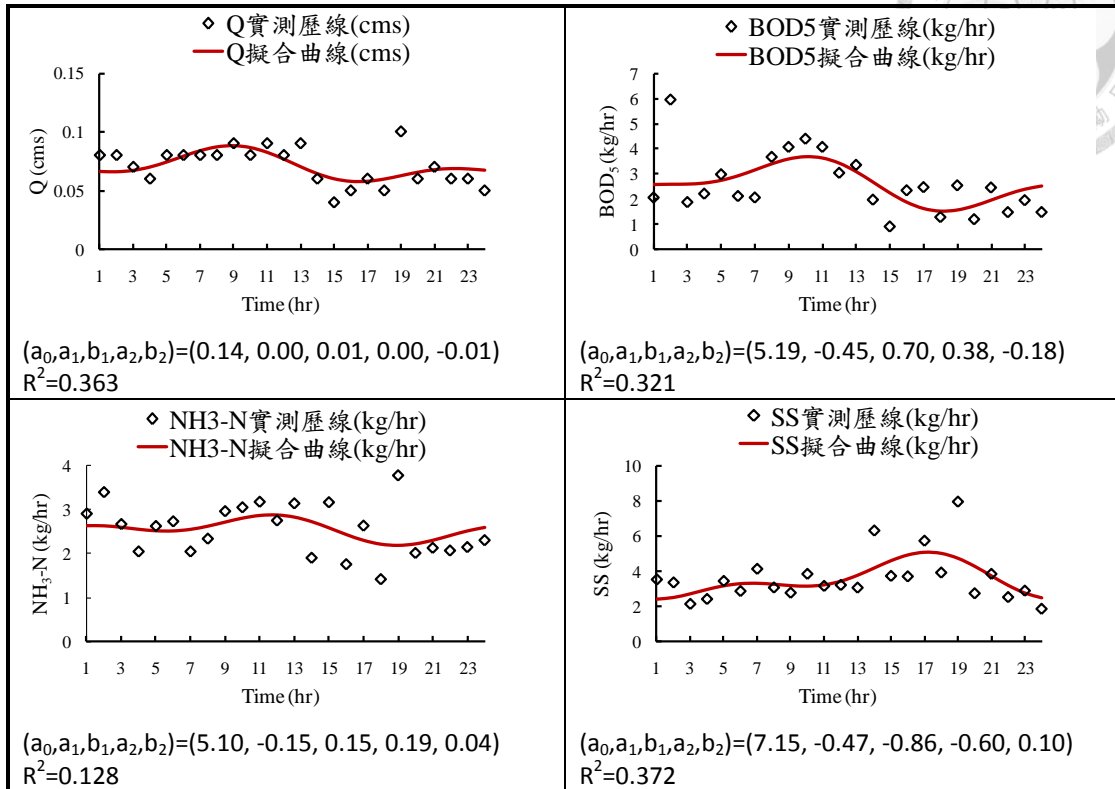


圖 6.3-1 2010/9 金龍抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

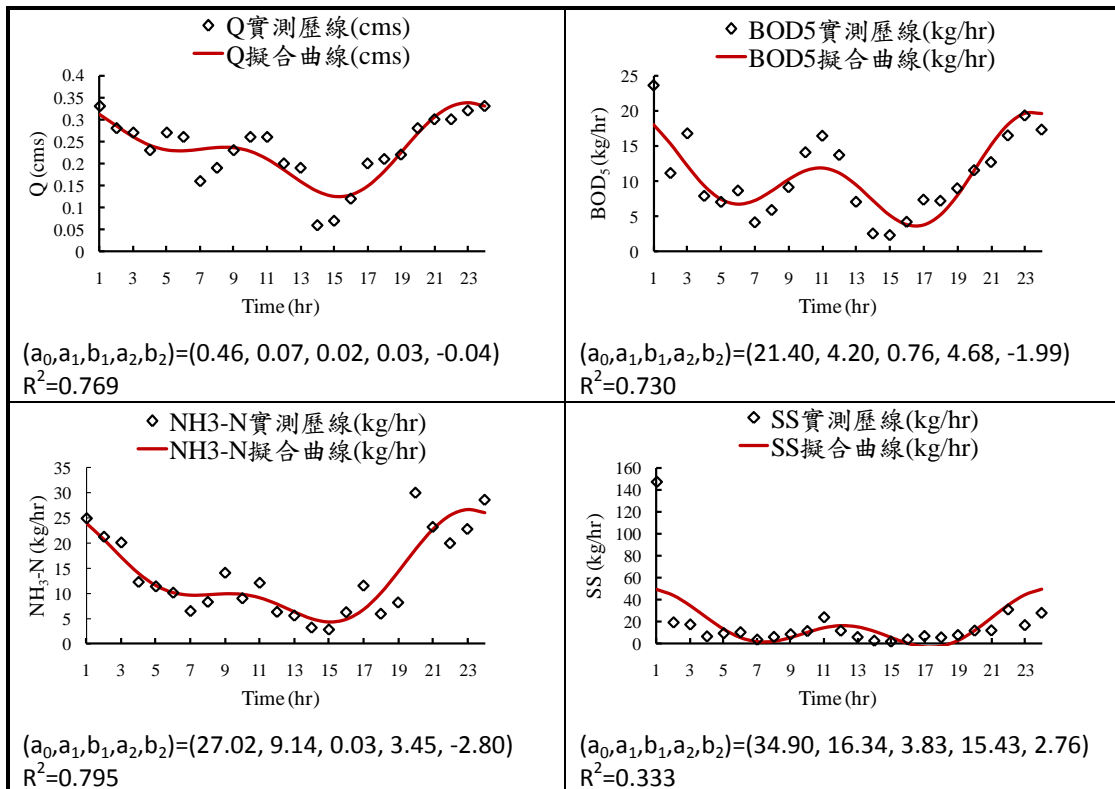


圖 6.3-2 2010/9 城中抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

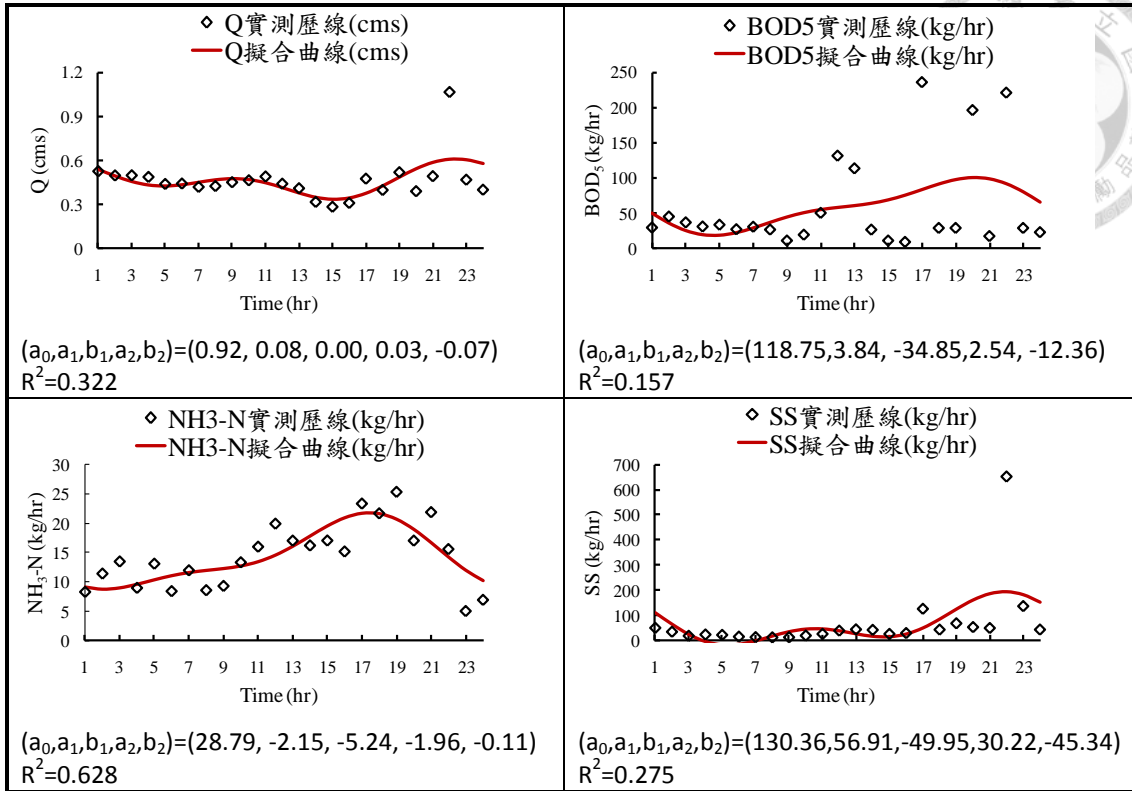


圖 6.3-3 2010/9 新店中正路排水水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

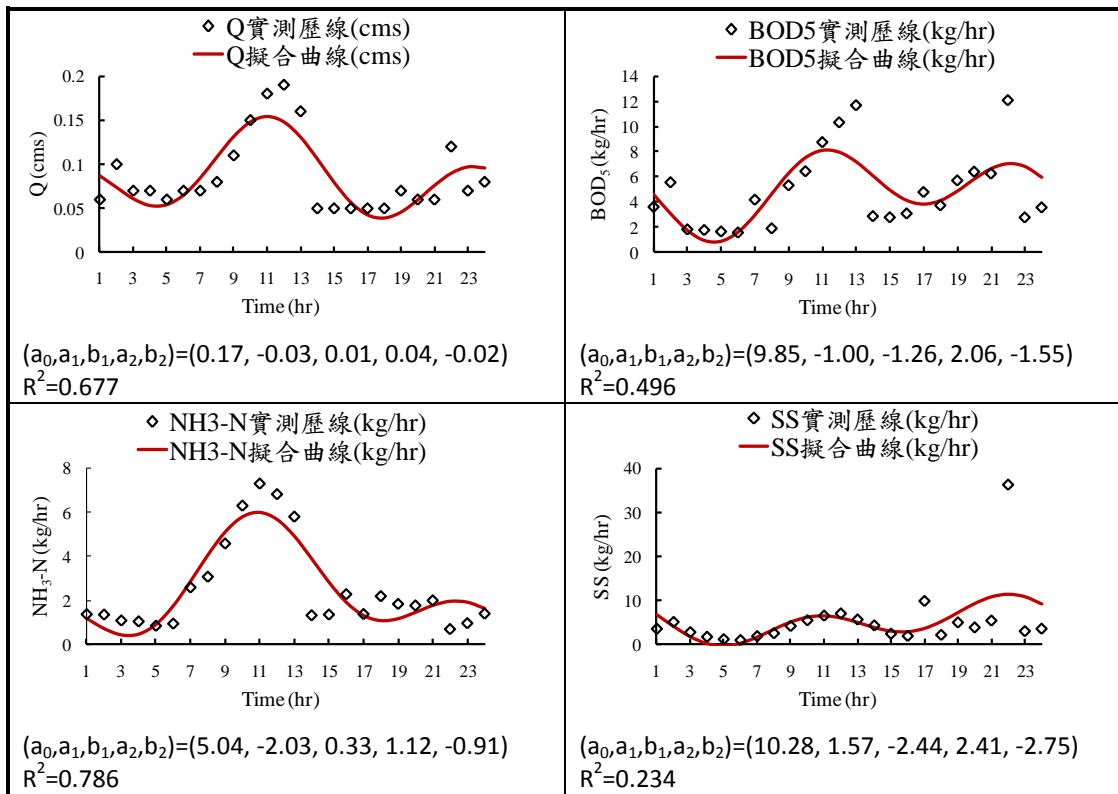


圖 6.3-4 2010/9 實踐抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

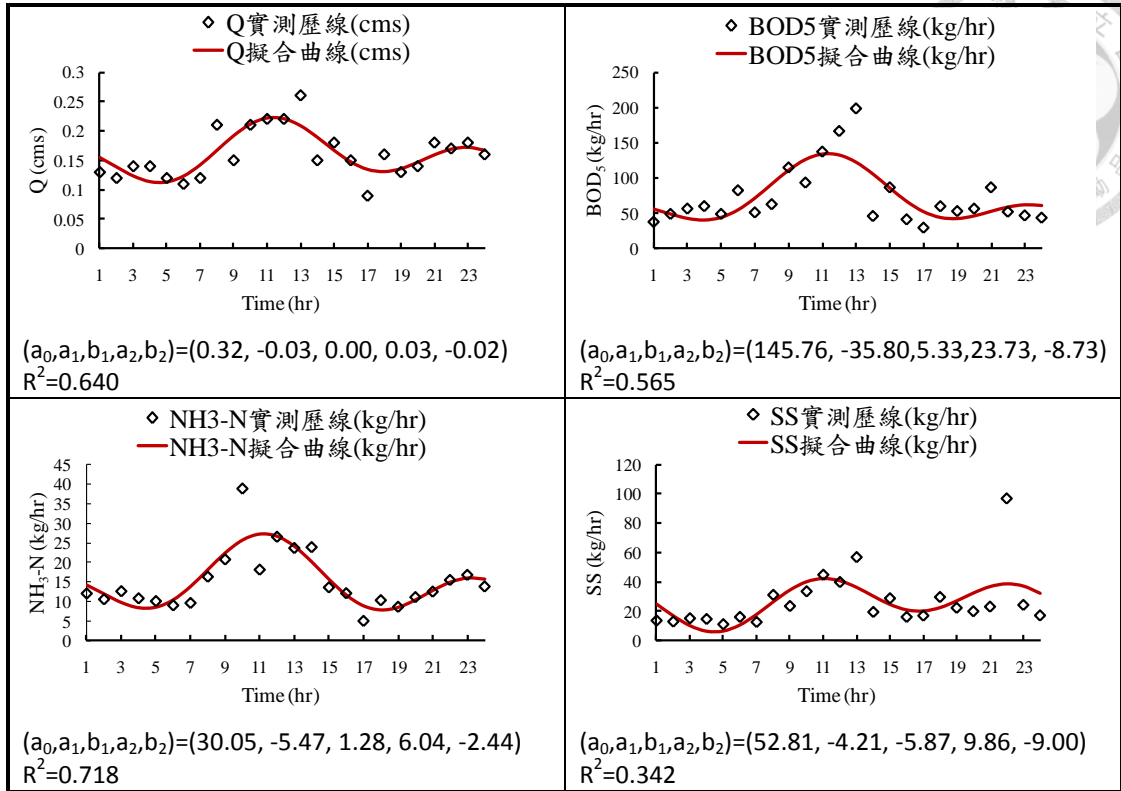


圖 6.3-5 2010/9 西盛抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

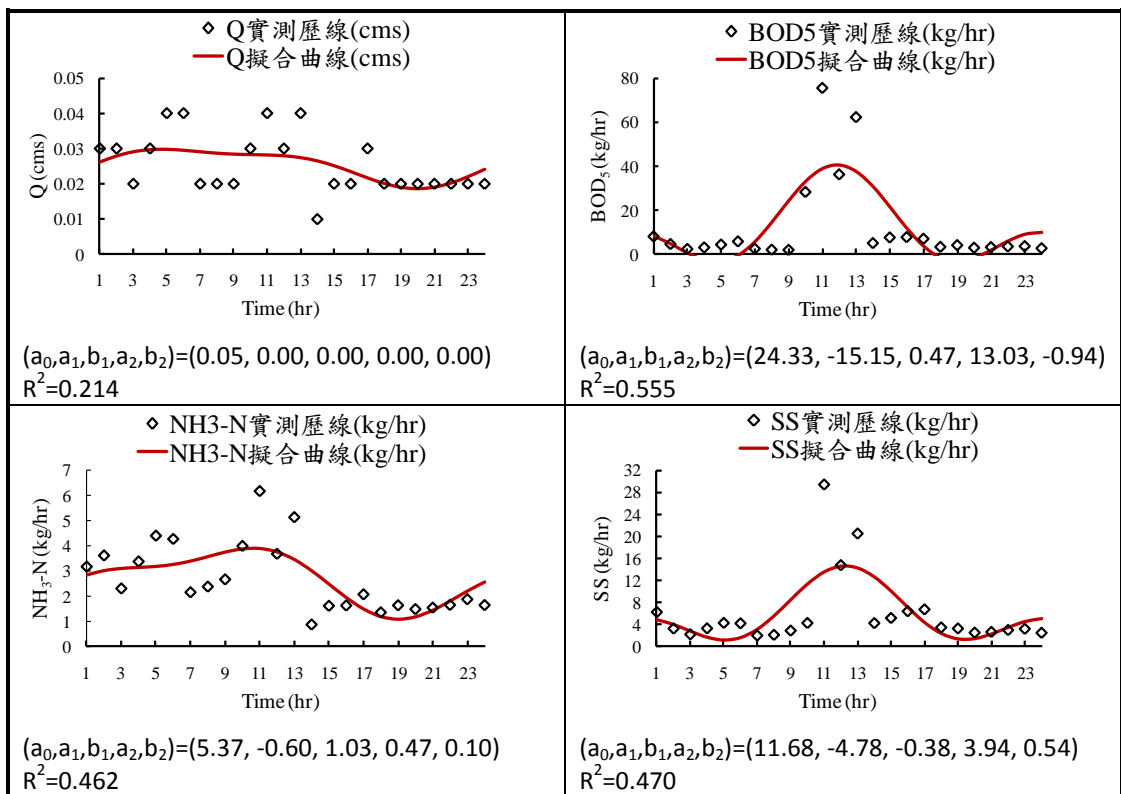


圖 6.3-6 2010/9 鹿角溪水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

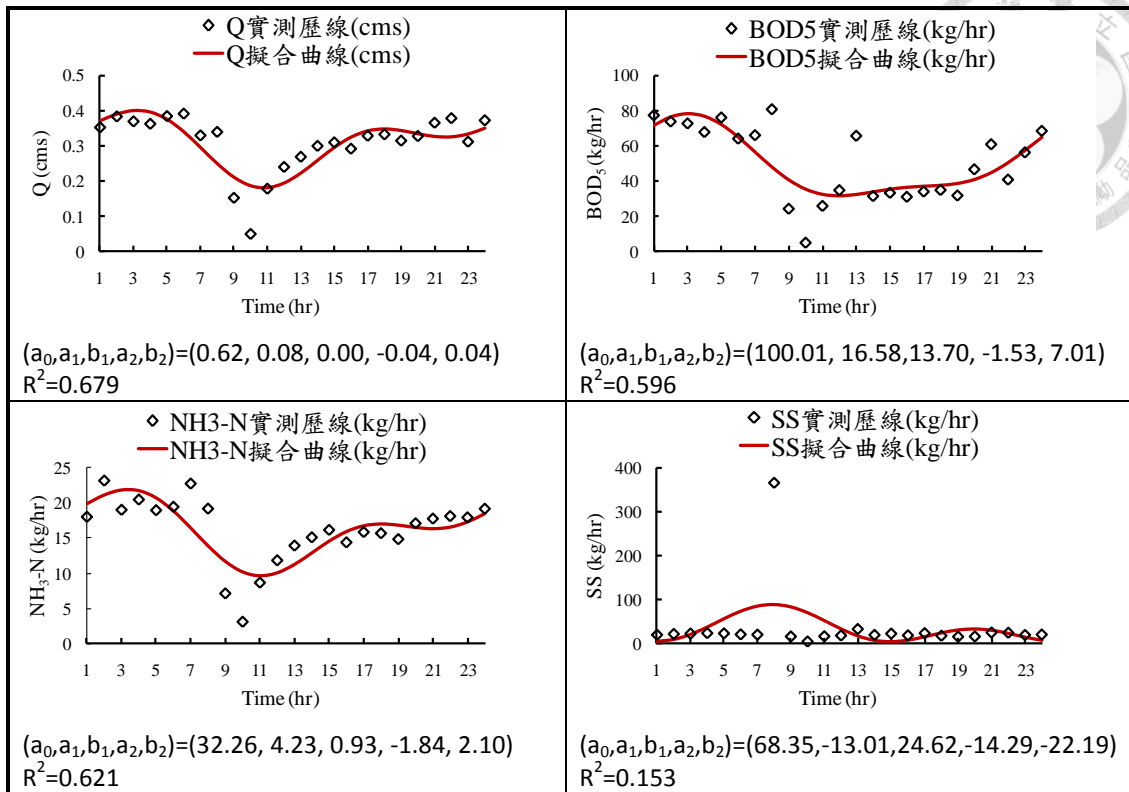


圖 6.3-7 2010/9 重陽抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

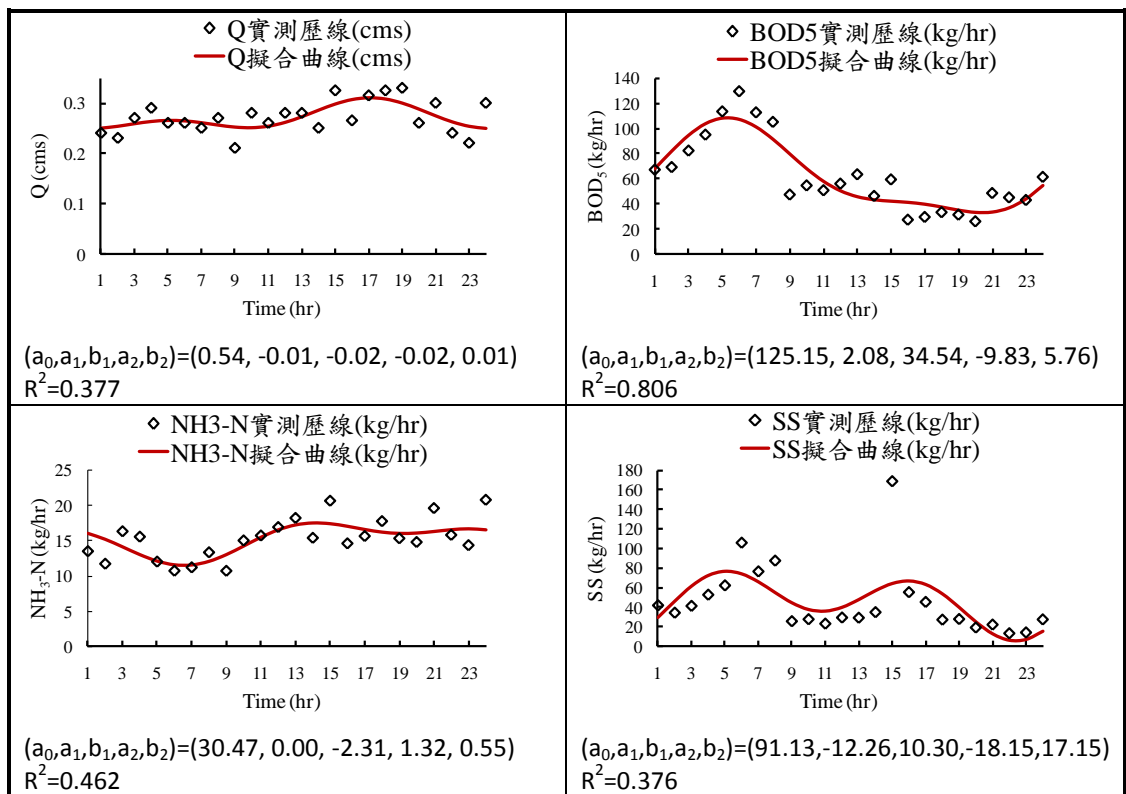


圖 6.3-8 2010/9 同安抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)



應用 R^2 值評估傅立葉級數擬合曲線對於資料變異量解釋能力，彙整其歷次全流域 R^2 值範圍如表 6.3-2 所示。其中以全流域來看，流量之 R^2 值範圍為 0.86~0.07、 BOD_5 之 R^2 值範圍為 0.85~0.16、 NH_3-N 之 R^2 值範圍為 0.82~0.13、 SS 之 R^2 值範圍為 0.89~0.13。

表 6.3-2 各測站各歷線之 R^2 值範圍

測站	Q	BOD_5	NH_3-N	SS
同安	0.38~0.44	0.6~0.81	0.46~0.72	0.38~0.71
西盛	0.47~0.65	0.26~0.56	0.54~0.72	0.13 ~0.34
金龍	0.36~0.52	0.32~0.7	0.13 ~0.4	0.37~0.53
城中	0.07 ~0.77	0.42~0.73	0.13 ~ 0.82	0.26~0.39
重陽	0.48~0.68	0.44~0.6	0.23~0.76	0.15~ 0.89
鹿角溪	0.2~0.8	0.52~0.75	0.15~0.56	0.47~0.71
新店中正路排水	0.32~0.76	0.16 ~0.7	0.63~0.76	0.28~0.81
實踐	0.68~ 0.86	0.5~ 0.85	0.65~0.79	0.23~0.67
全體	0.07 ~ 0.86	0.16 ~ 0.85	0.13 ~ 0.82	0.13 ~ 0.89

觀察 R^2 值偏低 (<0.5) 之擬合曲線，並未出現數值趨勢分佈背離或是無法反應峰值之現象，經分析 R^2 值偏低主要有 2 個原因：

當資料出現偶發性突增或突降時，如圖 6.3-9(a)、(b) 為例，SSE 於數個資料點位大幅增加，降低擬合曲線對於資料變異量之解釋能力。當資料點之分佈趨勢較不明顯時，資料點分散於擬合曲線上、下兩側，如圖 6.3-9(c)、(d) 為例，SST 之值雖不大，惟 SSR 相對於 SST 仍偏小，表示擬合曲線雖穿過資料群，惟對於資料變異之解釋能力有限。

應用 2 階傅立葉級數擬合趨勢歷線，雖有部分擬合函數對於資料變異量之解釋能力較有限，惟總體成果大致上均可完整表現水量水質資料群中歷線峰值與趨勢分布狀況。受限於觀測點位與觀測週期有限，應用傅立葉級數完成擬合曲線後，將各分區之流量、 BOD_5 、 NH_3-N 、 SS 之等污染負荷歷線正規化 (normalize) 後得到單位歷線 (unit hydrograph)，再與魚骨圖中常態流量與常態污染負荷量進行迴旋積分 (convolution integral)，演繹全流域所有支流排水之污染排放趨勢歷線。

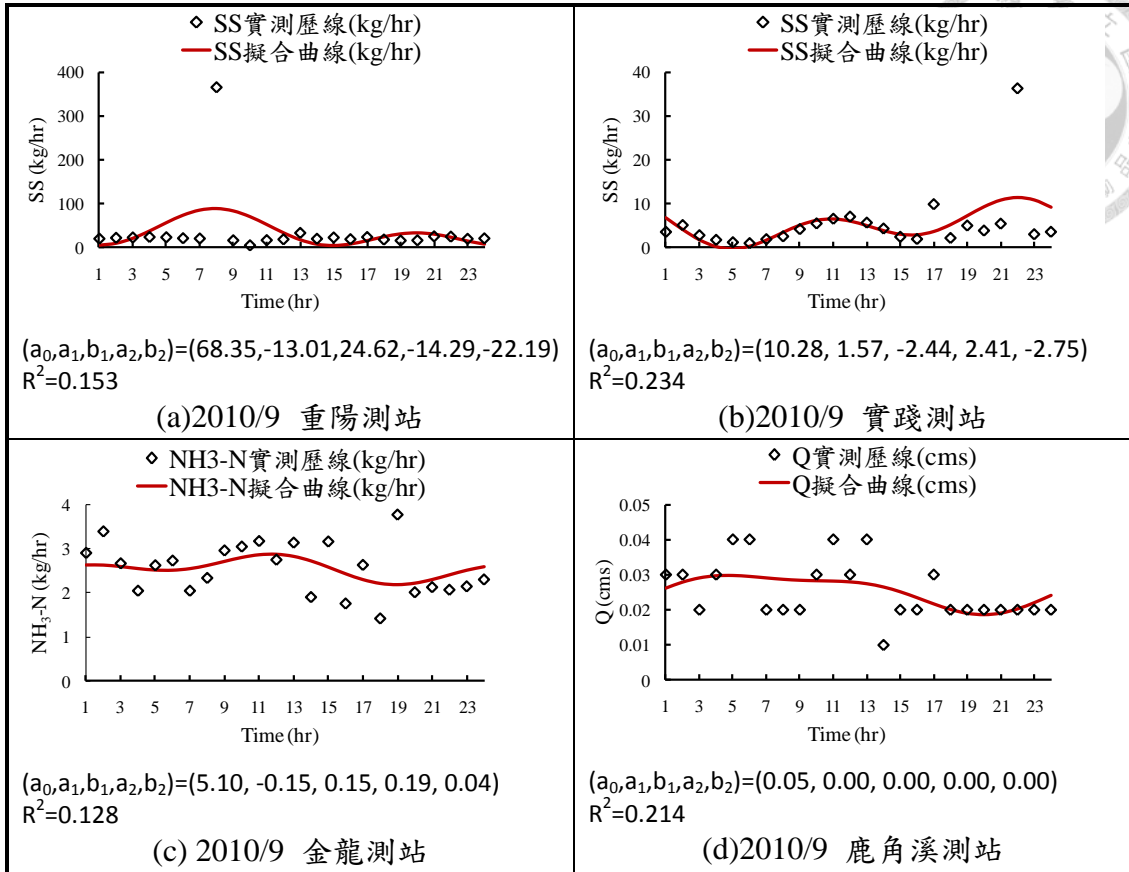


圖 6.3-9 2010/9 同安抽水站水質水量擬合曲線(MWH, 民 100b)

迴旋積分常應用於線性系統之反應函數(response functions of linear systems)，其基本概念為：當脈衝函數 $I(\tau)$ (unit impulse) 輸入系統內後，系統必然輸出相對應之一對一單位脈衝反應函數 $u(t-\tau)$ (impulse response function)，若在時間步幅 t 內輸入連續脈衝訊號，則其輸出之通式 $\xi(t)$ 為：

$$\xi(t) = \int_0^t I(\tau)u(t-\tau)d\tau$$

此類理論常應用於線性水庫，或降雨組體條件下集水區內集流歷線之演算，本計畫則應用以上相關理論，將魚骨圖中常態流量與常態污染量視為脈衝訊號，再將各個 2 階傅立葉級數展開式視為脈衝反應函數加以正規化後，即可得出單位脈衝反應函數，亦即本計畫所需之各分區污染排放單位歷線 $u(t)$ ，其型式為：

$$u(t) = A_0 + A_1 \cos \frac{2\pi}{T}t + B_1 \sin \frac{2\pi}{T}t + A_2 \cos \frac{4\pi}{T}t + B_2 \sin \frac{4\pi}{T}t$$

$$A_0 = 1, \quad A_1 = \frac{2a_1}{a_0}, \quad B_1 = \frac{2b_1}{a_0}, \quad A_2 = \frac{2a_2}{a_0}, \quad B_2 = \frac{2b_2}{a_0}$$



演繹其餘支流排水之排放歷線時，在現有觀測資料極為有限情形下，將常態值 C_0 與單位歷線函數 $u(t)$ 相乘，即可得到該支流排水之污染排放歷線 $C(t)$ ，其中 $C(t)=C_0u(t)$ ，此型態歷線保有下列特性：

1. 擬合歷線為連續可微分（continuous and differentiable）之週期性函數。
2. 同分區之支流排水具有相同之排放特性，。
3. 每日累積排放量=每日常態污染量。

為率定全流域所有支流排水之排放歷線，需尋找其適用歷線種類，主要根據流域別、該排水集污區地理位置、污染排放類型與特性等原則進行分類。各支流排水適用歷線分配如表 6.3-3 所示，若適用歷線屬於金龍抽水站、城中抽水站、新店中正排水、實踐抽水站、西盛抽水站、鹿角溪、重陽抽水站、同安抽水站等，則將該支流排水常態值 C_0 與其適用單位歷線函數 $u(t)$ 相乘，即可得到該支流排水之污染排放歷線 $C(t)$ ；若適用歷線定義為常流量與天然野溪，則晴天時可視為定流量、定水質之點源入流，應用於模式模擬時該支排之排放行為不隨時間產生變化。以 2010/9 之檢測成果，各測站之單位歷線函數參數整理如表 6.3-4 所示。

以上支流排水歷線推估方法之建立，可提供未來在蒐整更豐富、觀測頻率更密集之資料後，透過訊號剪輯方式重整觀測值時序編排，推估集水區內不同時間下、不同污染負荷排出時終端集流口之排放量。未來若能取得長期連續監測資料，可進一步針對觀測資料進行調和分析(harmonic analysis)，再應用 ANOVA 之 F -test (F 測試) 進行擬合函數自由度 (degree of freedom) 顯著檢定，調整傅立葉級數之階數，提高擬合曲線精確性。

表 6.3-3 支流排水適用歷線表

流域別	支流排水測站	適用支流排水排編號
基隆河流域	金龍抽水站(KL34)	KL01、KL02、KL05、KL08、KL14、KL15、KL16、KL17、KL18、KL21、KL25、KL27、KL28、KL36、KL42、KL45、KL58
	城中抽水站(KL41)	KL06、KL07、KL09、KL10、KL11、KL12、KL13、KL20、KL22、KL23、KL24、KL26、KL31、KL32、KL33、KL34、KL37、KL38、KL39、KL43、KL47、KL49、KL54、KL55
新店溪流域	新店中正排水(SD13)	SD01、SD08、SD10、SD16、SD17、SD19、SD20、SD21
	實踐抽水站	-
大漢溪流域	西盛抽水站(TH08)	TH01、TH03、TH04、TH06、TH09、TH11
	鹿角溪(TH14)	-
淡水河本流域	重陽抽水站(DS06)	DS04、DS05
	同安抽水站(DS10)	DS13
常流量與天然野溪		KL03、KL04、KL19、KL29、KL30、KL35、KL40、KL44、KL46、KL48、KL50、KL51、KL52、KL53、KL56、KL57、SD02、SD03、SD04、SD05、SD06、SD07、SD09、SD11、SD12、SD14、SD15、SD18、TH02、TH05、TH07、TH10、TH12、TH13、TH15、TH16、DS01、DS02、DS03、DS07、DS08、DS09、DS11、DS12

表 6.3-4 支流代表測站單位歷線參數表(以 2010/9 為例)

項目	支流排水測站	a0,a1,b1,a2,b2	A0,A1,B1,A2,B2
Q	金龍抽水站	(0.14, 0.00, 0.01, 0.00, -0.01)	(1.00, -0.07, 0.14, 0.02, -0.10)
	城中抽水站	(0.46, 0.07, 0.02, 0.03, -0.04)	(1.00, 0.32, 0.10, 0.11, -0.17)
	新店中正排水	(0.92, 0.08, 0.00, 0.03, -0.07)	(1.00, 0.18, 0.01, 0.07, -0.15)
	實踐抽水站	(0.17, -0.03, 0.01, 0.04, -0.02)	(1.00, -0.30, 0.15, 0.40, -0.19)
	西盛抽水站	(0.32, -0.03, 0.00, 0.03, -0.02)	(1.00, -0.17, -0.02, 0.21, -0.09)
	鹿角溪	(0.05, 0.00, 0.00, 0.00, 0.00)	(1.00,-0.07, 0.18, 0.02, 0.07)
	重陽抽水站	(0.62, 0.08, 0.00, -0.04, 0.04)	(1.00, 0.25, -0.01, -0.12, 0.13)
	同安抽水站	(0.54, -0.01, -0.02, -0.02, 0.01)	(1.00, -0.02, -0.08, -0.06, 0.03)
BOD ₅	金龍抽水站	(5.19, -0.45, 0.70, 0.38, -0.18)	(1.00, -0.17, 0.27, 0.14, -0.07)
	城中抽水站	(21.40, 4.20, 0.76, 4.68, -1.99)	(1.00, 0.39, 0.07, 0.44, -0.19)
	新店中正排水	(118.75,3.84, -34.85,2.54, -12.36)	(1.00, 0.06, -0.59, 0.04, -0.21)
	實踐抽水站	(9.85, -1.00, -1.26, 2.06, -1.55)	(1.00, -0.20, -0.26, 0.42, -0.32)
	西盛抽水站	(145.76, -35.80,5.33,23.73, -8.73)	(1.00, -0.49, 0.07, 0.33, -0.12)
	鹿角溪	(24.33, -15.15, 0.47, 13.03, -0.94)	(1.00, -1.25, 0.04, 1.07, -0.08)
	重陽抽水站	(100.01, 16.58,13.70, -1.53, 7.01)	(1.00, 0.33, 0.27, -0.03, 0.14)
	同安抽水站	(125.15, 2.08, 34.54, -9.83, 5.76)	(1.00, 0.03, 0.55, -0.16, 0.09)
NH ₃ -N	金龍抽水站	(5.10, -0.15, 0.15, 0.19, 0.04)	(1.00, -0.06, 0.06, 0.07, 0.02)
	城中抽水站	(27.02, 9.14, 0.03, 3.45, -2.80)	(1.00, 0.68, 0.00, 0.26, -0.21)
	新店中正排水	(28.79, -2.15, -5.24, -1.96, -0.11)	(1.00, -0.15, -0.36, -0.14, -0.01)
	實踐抽水站	(5.04, -2.03, 0.33, 1.12, -0.91)	(1.00, -0.81, 0.13, 0.45, -0.36)
	西盛抽水站	(30.05, -5.47, 1.28, 6.04, -2.44)	(1.00, -0.36, 0.09, 0.40, -0.16)
	鹿角溪	(5.37, -0.60, 1.03, 0.47, 0.10)	(1.00, -0.22, 0.38, 0.17, 0.04)
	重陽抽水站	(32.26, 4.23, 0.93, -1.84, 2.10)	(1.00, 0.26, 0.06, -0.11, 0.13)
	同安抽水站	(30.47, 0.00, -2.31, 1.32, 0.55)	(1.00, 0.00, -0.15, 0.09, 0.04)
SS	金龍抽水站	(7.15, -0.47, -0.86, -0.60, 0.10)	(1.00, -0.13, -0.24, -0.17, 0.03)
	城中抽水站	(34.90, 16.34, 3.83, 15.43, 2.76)	(1.00, 0.94, 0.22, 0.88, 0.16)
	新店中正排水	(130.36,56.91,-49.95,30.22,-45.34)	(1.00, 0.87, -0.77, 0.46, -0.70)
	實踐抽水站	(10.28, 1.57, -2.44, 2.41, -2.75)	(1.00, 0.30, -0.47, 0.47, -0.54)
	西盛抽水站	(52.81, -4.21, -5.87, 9.86, -9.00)	(1.00, -0.16, -0.22, 0.37, -0.34)
	鹿角溪	(11.68, -4.78, -0.38, 3.94, 0.54)	(1.00, -0.82, -0.07, 0.67, 0.09)
	重陽抽水站	(68.35,-13.01,24.62,-14.29,-22.19)	(1.00, -0.38, 0.72, -0.42, -0.65)
	同安抽水站	(91.13,-12.26,10.30,-18.15,17.15)	(1.00, -0.27, 0.23, -0.40, 0.38)



6.3.4 動態水理水質模式校驗證

利用 2010/9/29、2010/12/12 與 2011/2/15 之主河道連續 13 小時水量水質觀測成果、水利署十河局逐時水位觀測資料，配合前節所完成各次支流排水擬合歷線群，進行動態水理水質模式校驗證。模式上游邊界共有大漢溪、新店溪、基隆河上游等 3 處，其邊界條件為歷次 13 小時流量水質觀測成果；模式下游邊界則採用淡水河口 13 小時之水位水質觀測成果。模式不同日期下之流量、水位邊界條件如圖 6.3-10~圖 6.3-12 所示。以大漢溪新海橋及淡水河本流關渡橋為例，說明模式校驗觀測點位之誤差如表 6.3-5，校驗證模擬成果如圖 6.3-13~圖 6.3-15 所示：

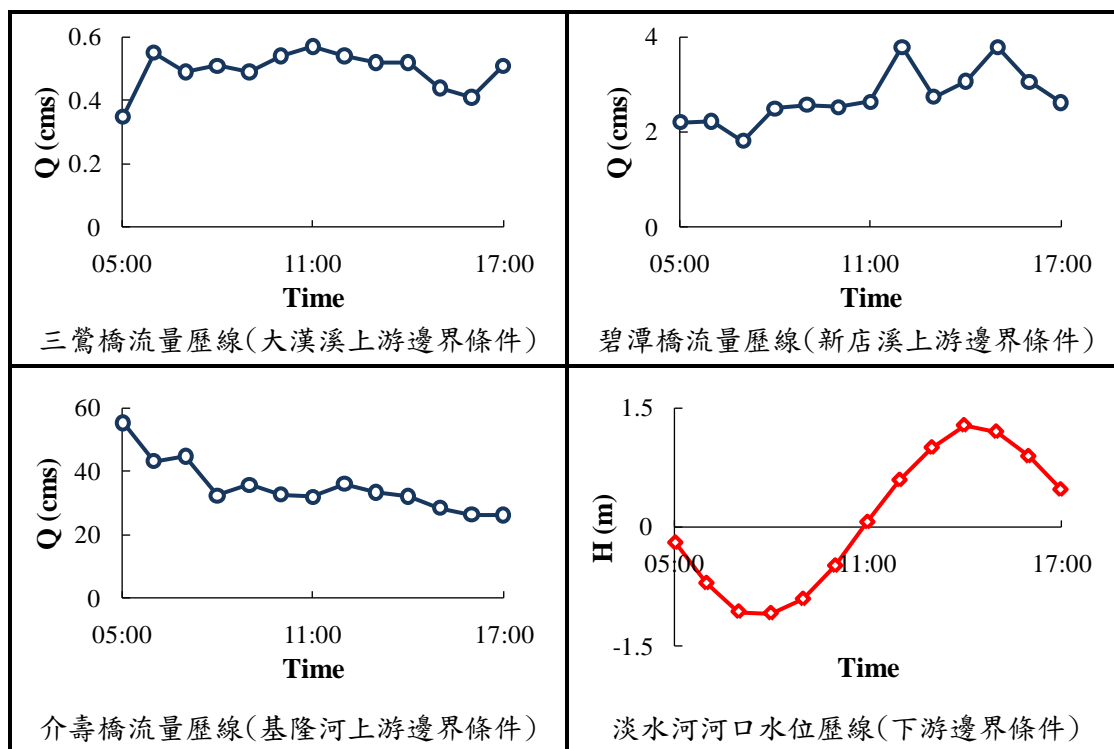


圖 6.3-10 動態水理模式上、下游邊界條件 (2010/9/29)

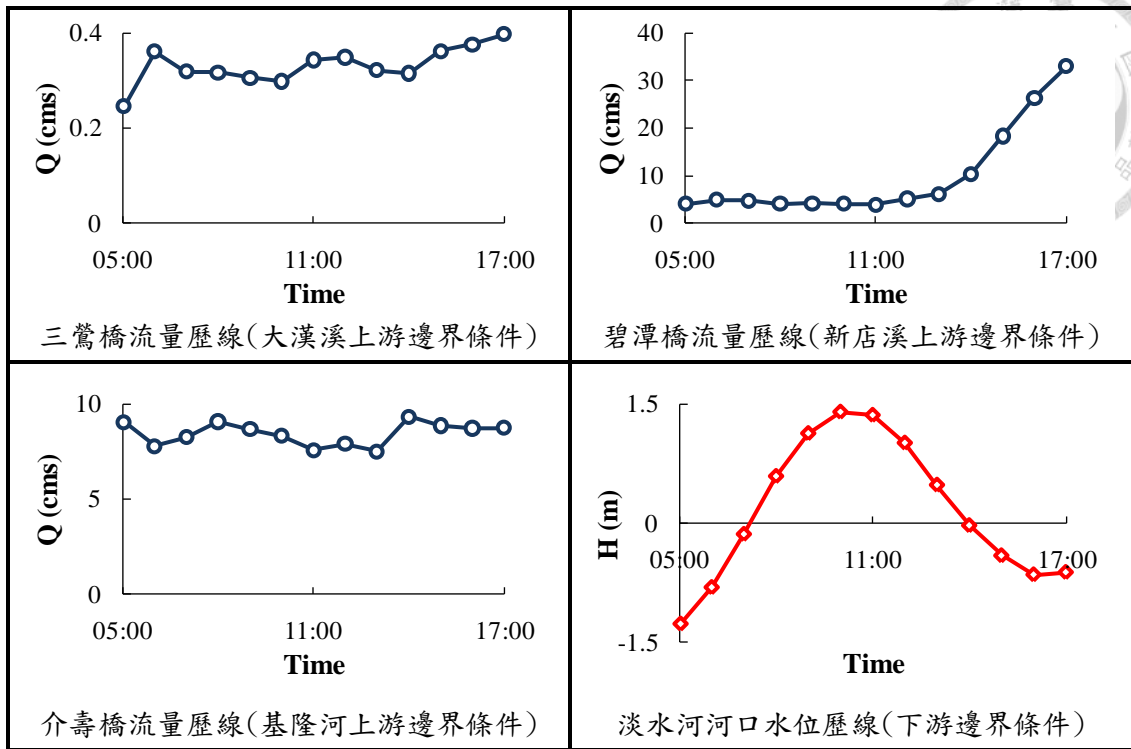


圖 6.3-11 動態水理模式上、下游邊界條件 (2010/12/20)

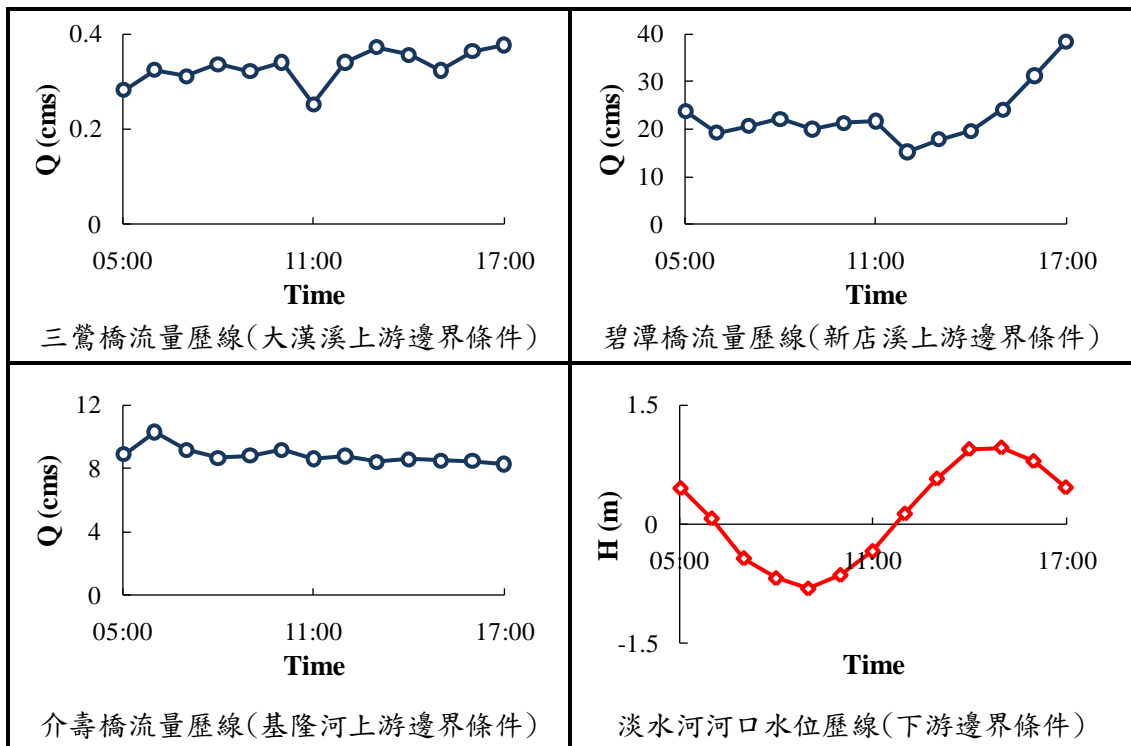


圖 6.3-12 動態水理模式上、下游邊界條件 (2011/2/10)

表 6.3-5 淡水河系動態水理水質模式校正誤差範圍

關渡橋(淡水河本流)			2010/09/29	2010/12/20	2011/02/10
水理模式 HEC-RAS	水位 H(m)	均方誤差	0.10	0.12	0.08
		誤差率(%)	4.27%	4.02%	4.25%
	流量 Q(cms)	均方誤差	272.93	898.95	409.08
		誤差率(%)	7.01%	9.87%	10.88%
水質模式 WASP5	均方 誤差	DO(mg/L)	0.83	1.12	0.35
		BOD ₅ (mg/L)	2.58	1.21	1.96
		NH ₃ -N(mg/L)	0.29	0.66	1.06
		SS(mg/L)	8.53	13.85	6.08
新海橋(大漢溪)			2010/09/29	2010/12/20	2011/02/10
水理模式 HEC-RAS	水位 H(m)	均方誤差	0.16	0.17	0.12
		誤差率(%)	6.45%	6.31%	6.41%
	流量 Q(cms)	均方誤差	102.9	41.46	24.40
		誤差率(%)	25.13%	8.07%	7.58%
水質模式 WASP5	均方 誤差	DO(mg/L)	1.18	1.19	0.99
		BOD ₅ (mg/L)	2.26	4.39	5.67
		NH ₃ -N(mg/L)	2.81	2.40	6.25
		SS(mg/L)	16.17	57.05	8.26

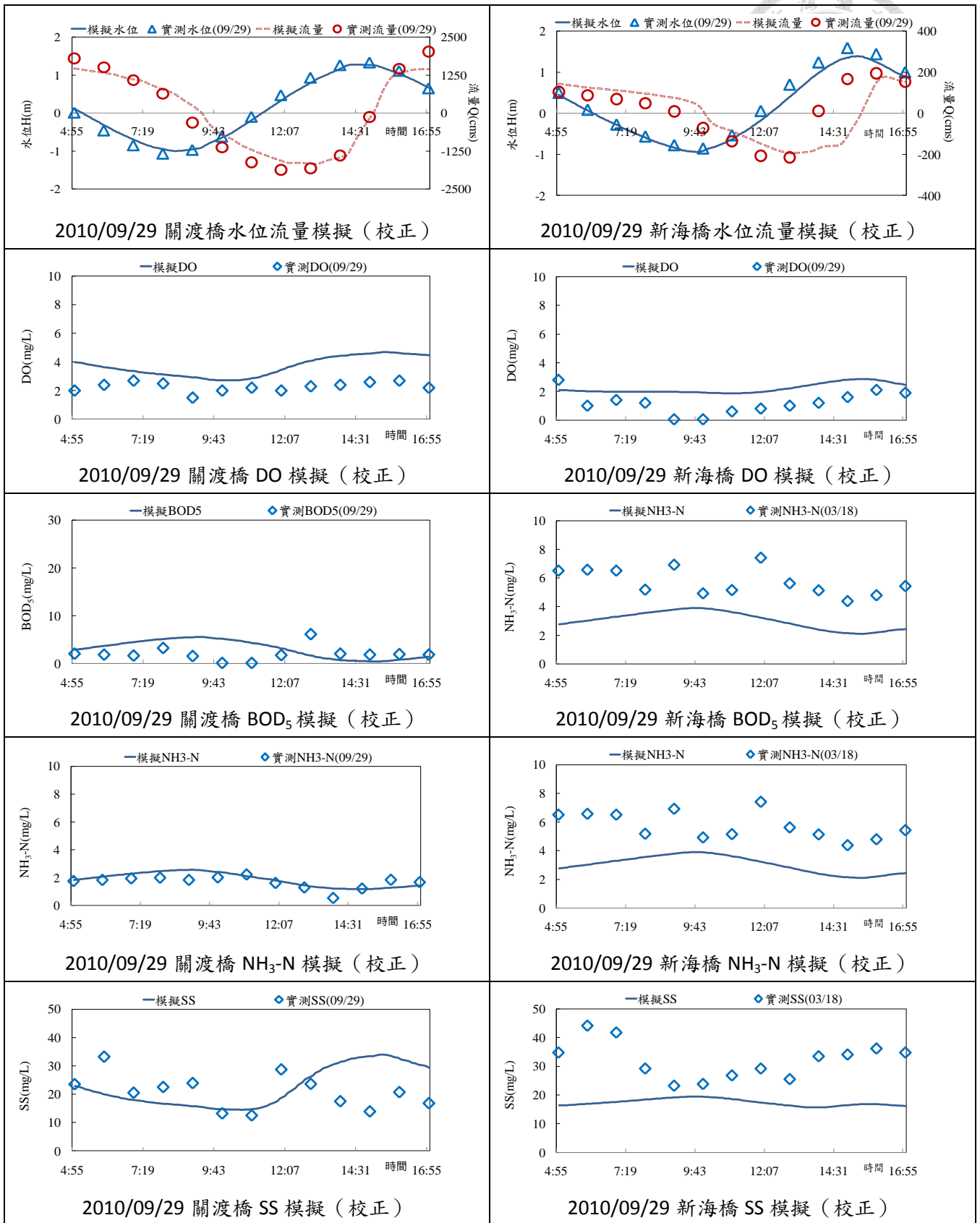


圖 6.3-13 2010/09/29 淡水河系動態水理水質模式校正成果

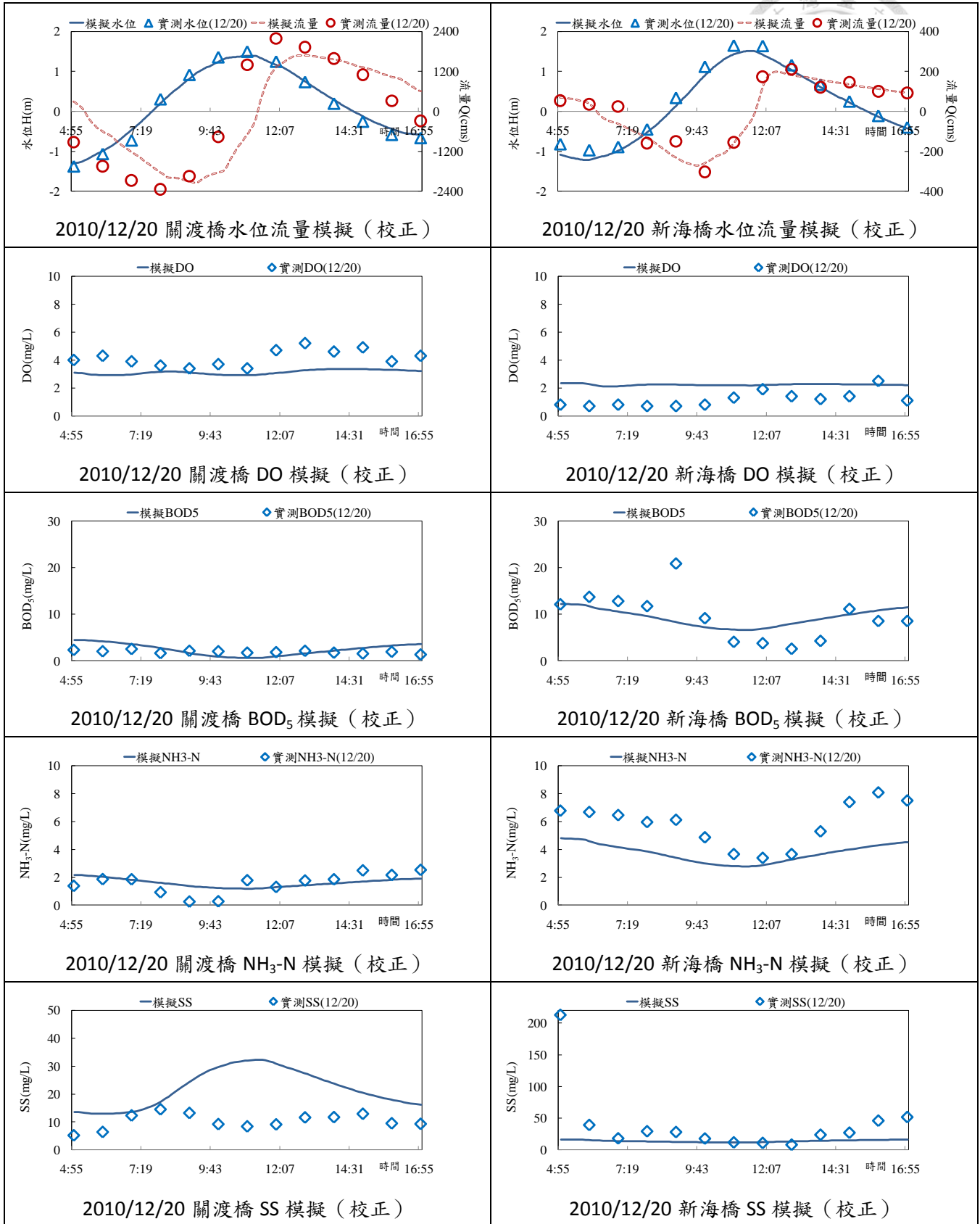


圖 6.3-14 2010/12/20 淡水河系動態水理水質模式校正成果

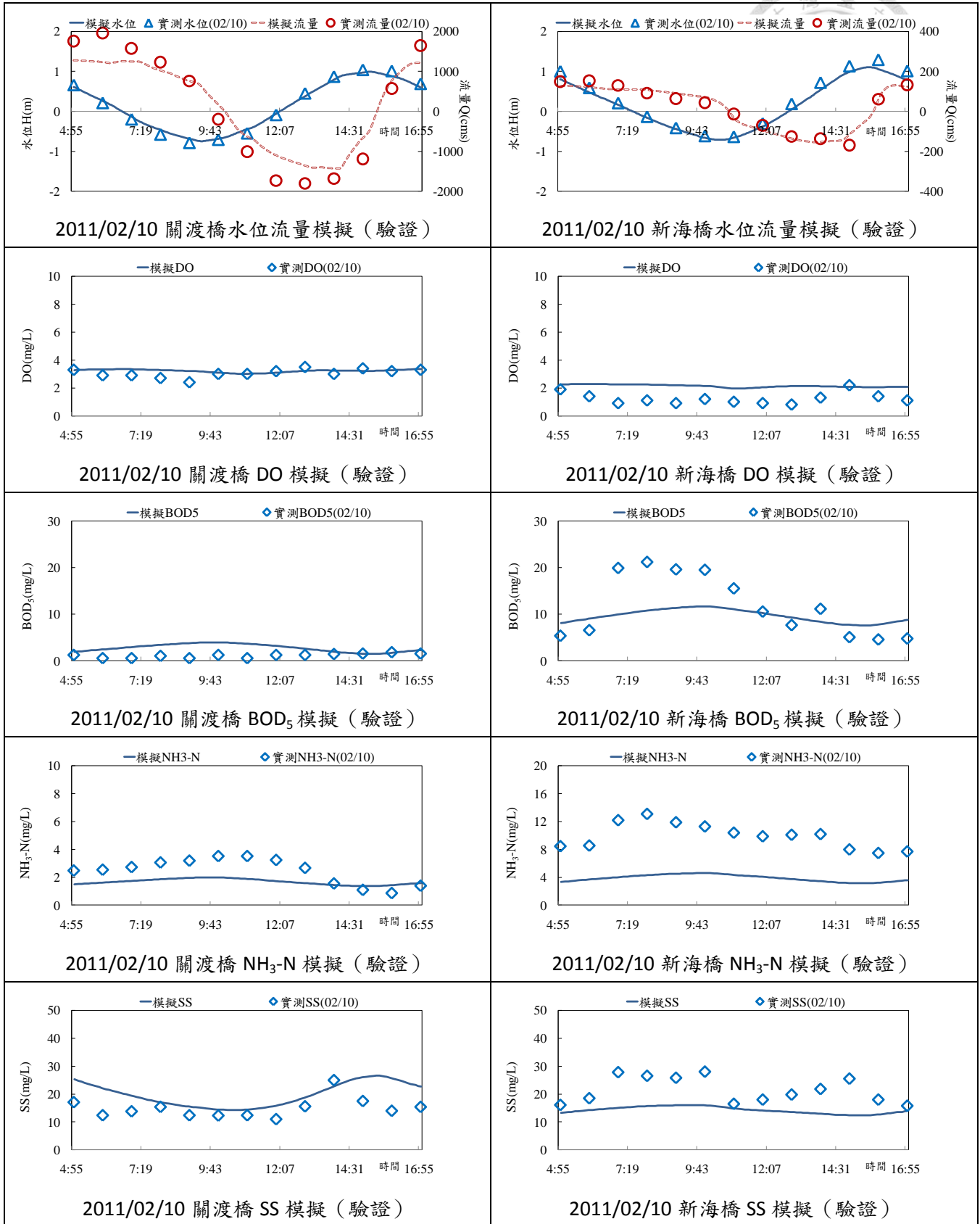


圖 6.3-15 2011/02/10 淡水河系動態水理水質模式驗證成果



6.4 模擬成果應用

經由模式校驗證後，隨即完成模式建立，並可開始使用此模式於各項管理/工程策略之成效評估及水質預測。在 MWH(民 100b)之 1 維模式建立後，其隨即提出各項適切策略之規劃與水質目標訂定。其動態模式相當複雜，且本研究又將原 1 維動態模式發展成擬 2 維動態水理水質模式，又再讓模式使用上，更為複雜。

為了使模式後續應用較為容易，本研究透過動態模式之模擬，進行以下幾項成果應用，使得動態模式得以與實務上做結合。

1.各支流排水對單測站影響度分析

透過建構完善支流排水與河道測站之空間與時間關係，利用已建立完成之模式，可進行單一關鍵測站，不同支流污染排放對該測站之影響。本研究以大漢溪 7 座截流站為例，來探討同在大漢溪上的新海橋測站以及在下游淡水河本流上的關渡大橋測站其對截流設施啟閉所造成的影響程度分級。

往往在架構好水質模式後，即透過各種無論管理策略或工程手段，計算出其污染削減量，並據以輸入模式，進行河川水質模擬，並得到其在管制策略下之水質是否達到目標。然而漫無目的地尋找排放源進行削減，似乎不是一個良好的管理策略，因而也有許多專家學者進而引入最佳化技術，希望透過最佳化技術，可以找到一個最經濟最具成效的管理方案。

最佳化技術應用於一個參數可有許多解空間是非常適合的，但面對河川管制策略通常為點狀或其操作變因僅開啟或關閉，甚至有許多為不可量化之策略下，略嫌無法發揮出較有效之收斂方式。鑑此，本研究也透過已建立之模式，進行單測站之污染排放組成分析，亦即將造成該測站污染狀況之數值，分配或拆解至各上下游支流排水上，進而可得知該單一測站中，影響最大的支流排水，進而得到較適宜之管理策略。如此一來，若利用最佳化技術於求解上，即可使用此影響度，做為最佳化技術快速收斂求解的工具，可大幅提昇求解速度及較完善之策略組合。



以下即針對新海橋及關渡大橋，進行截流設施對單一測站分析。表 6.4-1 為目前淡水河各截流站之一覽表。

表 6.4-1 淡水河系截流設施現況表

流域	縣市	設施名稱	設計平均日處理量(CMD)	操作現況	備註
大漢溪	新北市	沙崙	18,400	×	2011 年後新設
大漢溪	新北市	土城	54,000	○	2011 年後新設
大漢溪	新北市	西盛	90,000	×	2011 年後新設
大漢溪	新北市	湳仔溝	210,000	×	2011 年後新設
大漢溪	新北市	塔寮坑	108,000	×	2011 年後新設
大漢溪	新北市	新海	42,000	○	2011 年後新設
大漢溪	新北市	華江	12,000	○	2011 年後新設
新店溪	臺北市	古亭	60,820	○	
新店溪	臺北市	景美	68,300	○	
新店溪	新北市	永和	62,200	○	
新店溪	新北市	瓦礫	183,200	◎(50%)	
新店溪	新北市	中和	122,700	○	
新店溪	新北市	中原	67,400	○	
新店溪	臺北市	雙園	100,000	○	
基隆河	基隆市	五堵	15,200	○	
基隆河	新北市	江北	6,700	○	
基隆河	新北市	樟樹	2,000	○	
基隆河	新北市	下寮	10,200	○	
基隆河	臺北市	玉成	94,180	○	
基隆河	臺北市	南京	16,000	○	
基隆河	臺北市	松山	2,500	○	
基隆河	臺北市	撫遠	17,000	○	
基隆河	臺北市	中山	90,000	○	
基隆河	臺北市	新生建國	180,000	◎(10%)	
基隆河	臺北市	大龍	22,000	○	
淡水河本流	臺北市	六館	15,000	○	2011 年後新設
淡水河本流	新北市	同安	26,800	○	
淡水河本流	臺北市	忠孝	18,000	×	2011 年後新設
淡水河本流	新北市	重陽	83,800	○	
淡水河本流	新北市	溪美	50,100	○	
淡水河本流	新北市	蘆洲	114,000	○	
二重疏洪道	新北市	頂崁	51,800	○	
二重疏洪道	新北市	中港	112,300	○	
二重疏洪道	新北市	鴨母港	123,600	○	

註：○：全量操作、◎：部分操作、×：不操作

透過表 6.4-1，本研究先利用新設及週遭之截流設施進行單測站分析，其包括大漢溪流域之沙崙、土城、西盛、湳仔溝、塔寮坑、新海、華江以及淡水河本流之忠孝、六館、同安等站。經由模式模擬後，可計算出各測站之耗氧總量，而耗氧總量可由以上各截流站開啟後，經模式模擬後減少的耗氧加總。經模式模擬後得到圖 6.4-1 及圖 6.4-2 所示。

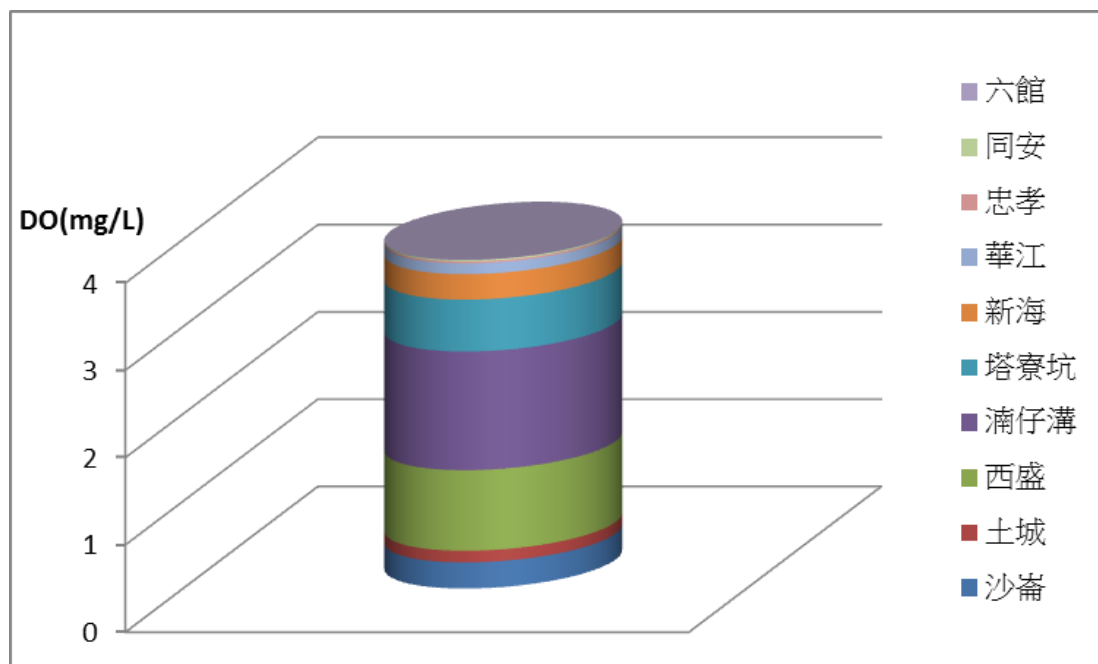


圖 6.4-1 大漢溪截流站對新海橋測站之影響

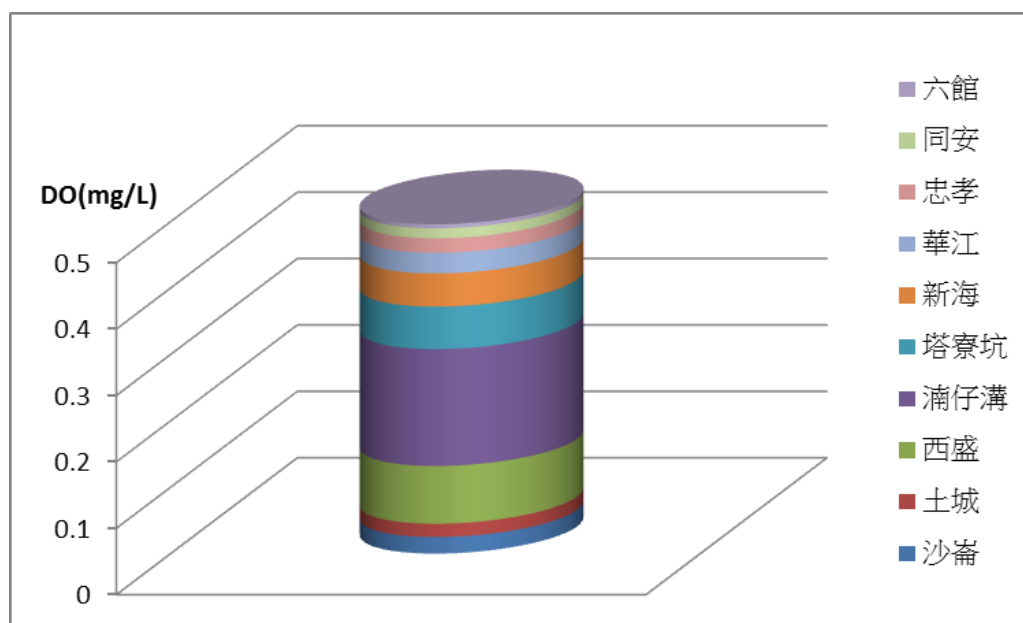



圖 6.4-2 大漢溪截流站對關渡大橋測站之影響



由圖 6.4-1 及圖 6.4-2 可知，影響此二測站最大的前三站截流站分別為湳仔溝、西盛、塔寮坑。然而由圖上亦可了解到越接近測站之支流排水影響因子越大，因此可透過此方式計算出各測站之影響程度比例，再藉由影響比例，可快速透過最佳化技術進行策略優選。

另外，本研究所使用的模式為動態模式，故亦可評估在不同時間及潮位下，大漢溪 7 座截流站是否截流對於本研究所選的新海橋及關渡大橋測站之影響狀況。大漢溪 7 處截流站分別為沙崙、土城、西盛、湳仔溝、塔寮坑、新海、華江等截流站。經模擬後，可得圖 6.4-3~6.4-4。由圖可知，7 座截流站截流後，對於新海橋之污染改善有很大的幫助，可使溶氧有效提昇、生化需氧量及氮氮趨於平穩及改善許多；反觀關渡大橋之改善幅度則沒有新海橋明顯，但對於較高之峰值仍有些微之改善，此也說明圖 6.4-1~6.4-2 之單測站影響成果。若要大幅改善關渡大橋測站，其所要調整的或執行之改善就不僅僅幾個重要測站而已，而是需要較全面的大幅改善才有可能達到。

最後，本研究也擴大影響程度分析至全流域，改以新店河流域、大漢河流域、基隆河流域、淡水河本流等四大區域來進行測站影響度分析。其中將逐一關閉各流域內之截流站，來評估其對新海橋及關渡大橋之影響。其模擬結果如圖 6.4-5 所示。由圖中可以發現到大漢溪截流站之影響程度，尤其是對新海橋之影響，因其影響較大，故關渡大橋測站也出現較大比例之改善。

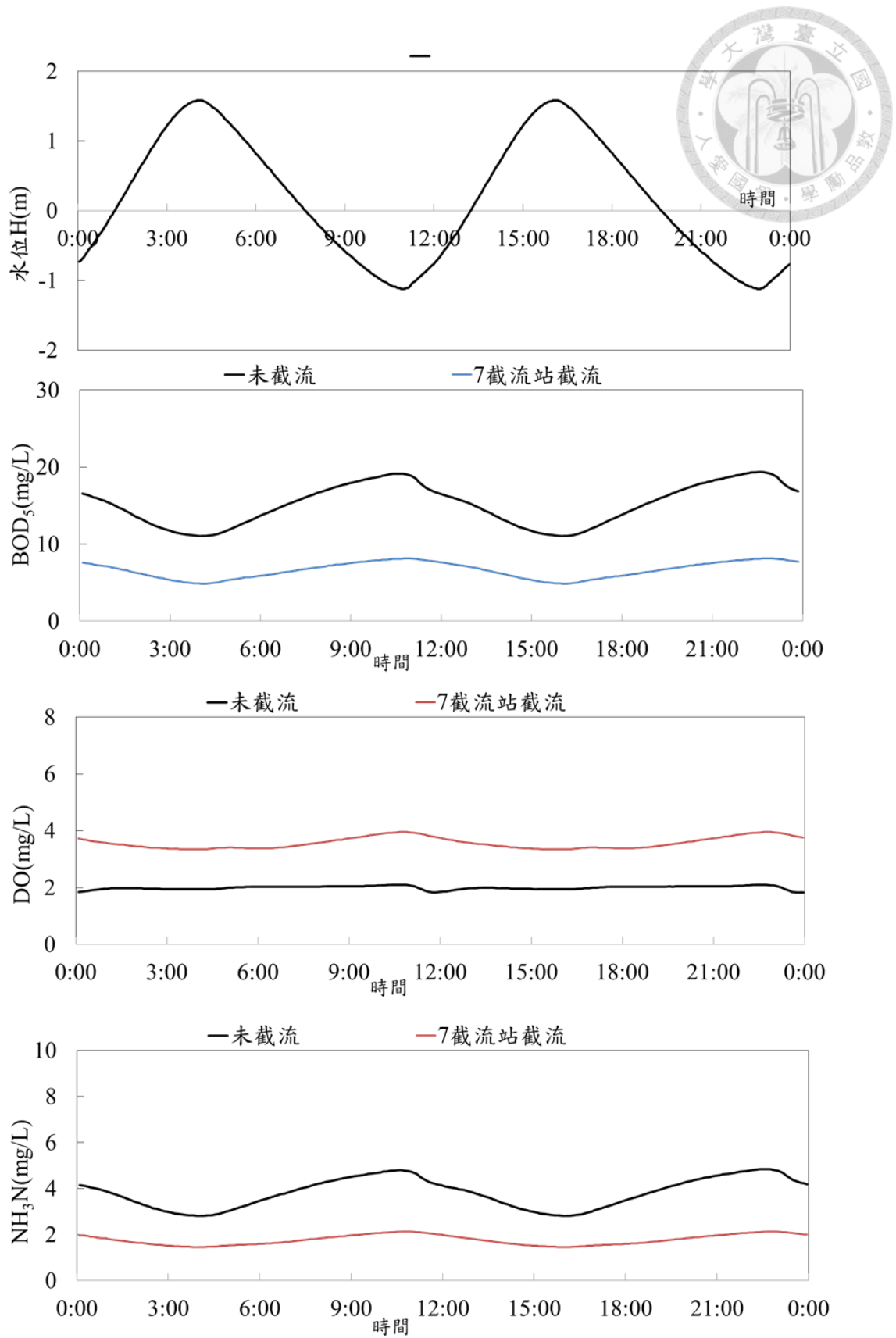


圖 6.4-3 大漢溪截流設施對新海橋測站之影響評估

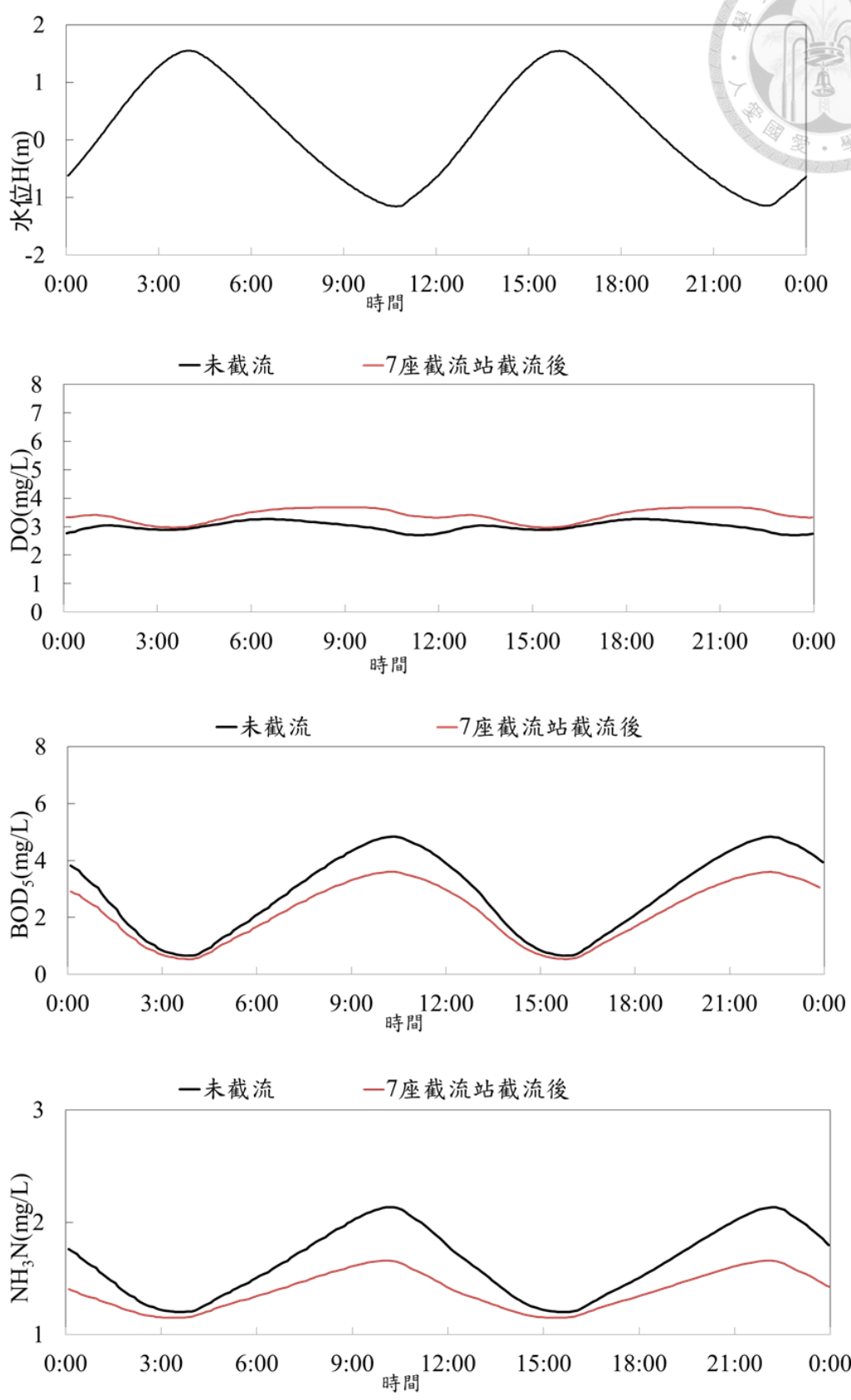


圖 6.4-4 大漢溪截流設施對關渡大橋測站之影響評估

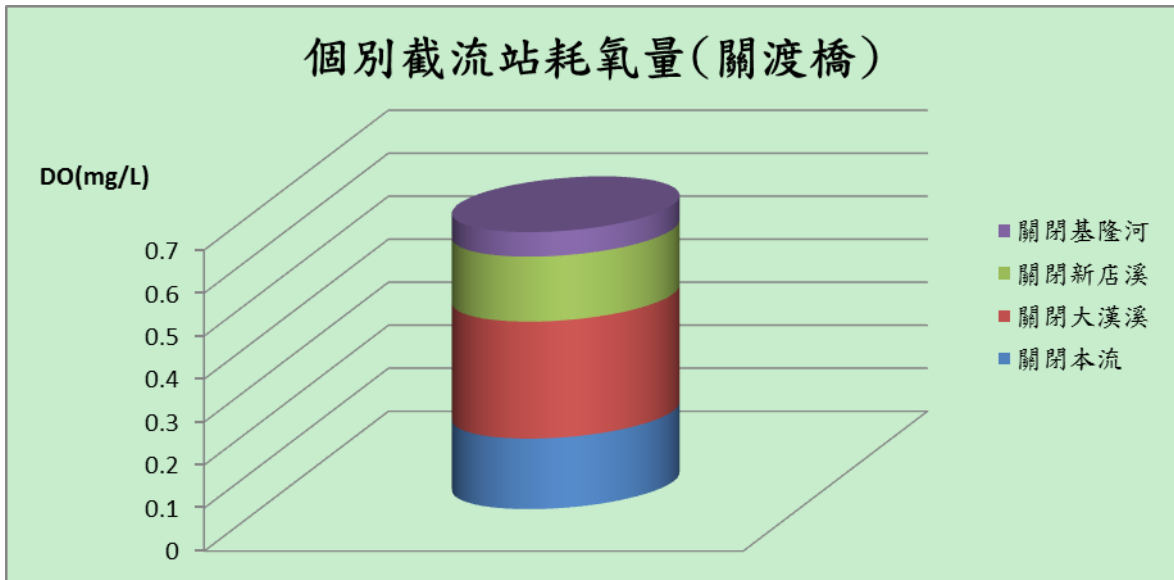
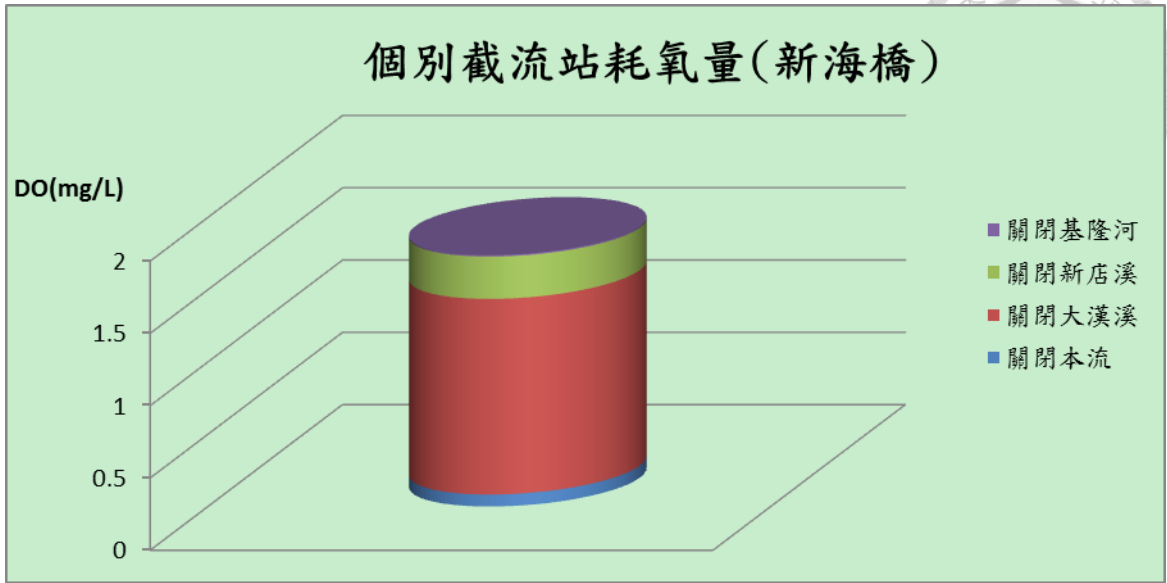



圖 6.4-5 關閉各流域截流站對測站之影響評估

3.潮汐影響下載流站操作評估建議

由本研究可知在晴天狀態下，淡水河大部份河段皆受潮汐推移與沿岸支流排水排放特性影響。大致上，水質隨著漲退潮變動，在漲潮時，海水自下游往上游推移，水體積大幅增加，使得沿岸污染源因承受水體積變大產生稀釋，使河川水質呈現較佳的狀況；退潮時，蓄積於中、下游之河水伴隨沿岸排入之污染源往河口排出，此時在承受水體積減少下、稀釋效果有限，河川水質呈現較差之情形。

由各支流排水 24 小時連續調查結果，也顯示沿岸污染源隨集污區內之政經活



動、產業特性、人口分佈與集流時間不同，使得末端污染排放特性不盡相同。因此當河川水體處理高潮位時段時，此時水體積較大，可涵容的污染物較高，若遭適逢污染排放峰值，則尚能避免河川水質過度惡化；反之，若排放峰值適逢低潮位時，因水體無足夠涵容能力，致使水質將呈現最惡化之狀態。

另由觀測結果看出，河川上中下游受感潮影響各有不同，使得潮位變位產生了遞延，其中大漢溪與新店溪因離河口較遠，潮位變化之遞延時間約 2 小時，基隆河受感潮之下游段與淡水河本流離河口較近，遞延時間約 1 小時。再因潮汐與沿岸污染排放並非等時距或同步之週期行為，當河口出現升降反轉之最低潮位時，上游各河段約於 1~2 小時後出現水質最差之低潮位。鑑此，建議以此遞延特性做為截流操作之前置準備時間，比對潮汐影響時間與各河段沿岸支流排水污染峰值排放特性，初步擬訂加強截流操作管理策略，以期在有限之建設成本與硬體限制條件下，應用較簡易清晰之原則性操作方法，有效維護水域水質與生態環境，達到最佳改善效益。

本研究將以河段來做區分，進行探討。其中基隆河河段較長，故區分為二部分。沿岸污染排放峰值之參考測站是以 2010/9 月之調查結果所擬合之排放單位歷線為基準，各河段採一代表測站進行排放峰值判斷，因此搭配淡水河動態模式操作，擬定位於各河段之截流站之操作表。如表 6.4-5 與圖 6.4-6 所示。

表 6.4-5 中主要分為二大部分，第一部分為檢核河口低潮位發生時間，如其發生的時間落在該河段所列之第一個欄位內，則該河段之截流操作時間為第二個欄位內之操作時間。利用漲退潮特性以及潮差遞延的特性，可使截流設施發揮最大截流量及截流成效。

表 6.4-2 加強截流操作表

河段	啟動條件： 河口低潮位發生時間	截流操作時間	代表測站
大漢溪	08:00~10:00	10:00~14:00	西盛排水
	20:30~22:30	22:00~01:00	
新店溪	07:00~09:00	09:00~11:00	新店中正路排水
	19:30~21:30	21:00~00:00	
基隆河上游	-	07:00~11:00	城中排水
	-	21:00~01:00	
基隆河下游	06:00~08:00	07:00~11:00	金龍排水
	20:00~22:00	21:00~01:00	
淡水河本流	02:00~06:00	03:00~06:00	同安、重陽排水

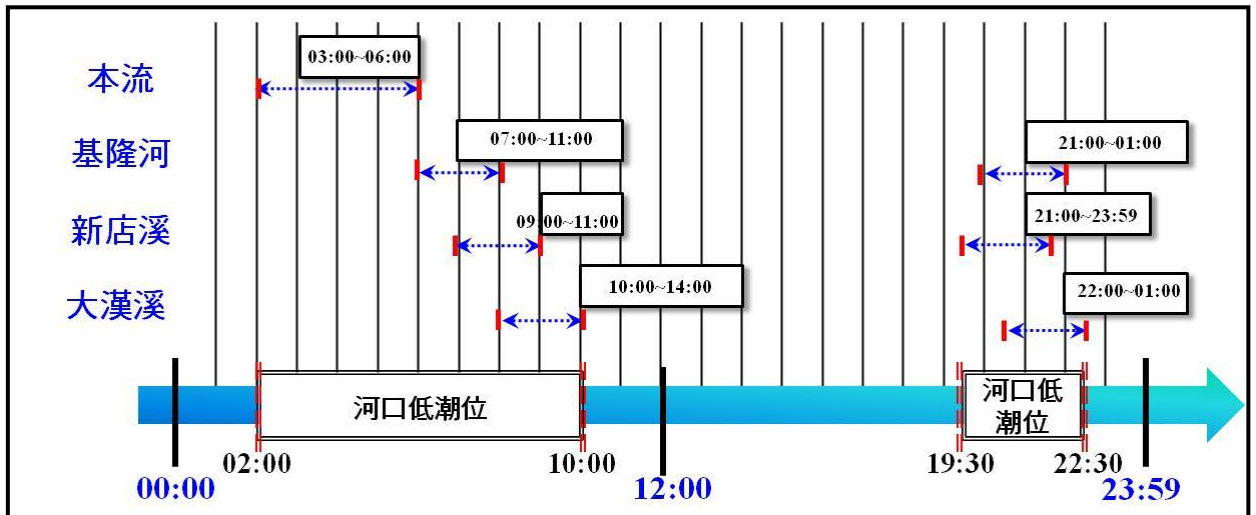


圖 6.4-6 加強截流操作圖

以全流域觀之，當河口低潮位發生於 02:00~10:00、19:30~22:30 時間區段時，須對應各河段加強截流操作時機啟動污水截流措施。舉例說明，當 07:00 出現河口低潮位時，則必須針對基隆河與新店溪加強截流操作，操作時間：基隆河為

07:00~11:00、新店溪為 09:00~11:00。考量平均潮週約 12 小時 25 分，以及污染排放峰值約持續 3~5 小時情形下，建議當該河段開始加強截流操作時，須至少連續操作 5~7 天，若受限於硬體條件無法完善操作截流時，可配合曝氣機或曝氣船同步操作，適時補充水中溶氧，以收加強操作截流水質改善之效。





第七章 結論與建議

7.1 結論

1. 初步掌握淡水河系感潮對水質之影響


透過淡水河主流 14 個測站 144 站次之連續 13 小時全潮流量同步觀測及水質監測結果，可明顯掌握現今河川水質監測結果常受到潮平均流量及量測時間的影響，致使水質變化無明顯規律，難以找出如最高潮時水質最佳此類之定律，但詳觀水質變化與其他影響因子間之關係可知，以潮平均流量之影響最為明顯。

接近感潮終點之測站，其受到上游河川、支排污水以及感潮效應三方影響，水質歧異度最大，往往在三者彼此對測站之比例大小，而決定了河川水質。再加上三者之變化非規律性且時變性資料仍不全，因此礙難得到水質變化定論。但如今已有了支流排水之單位排污歷線，再加上潮汐預報，並透過動態模式可掌握該測站水質變化趨勢。

淡水河本流的上游端為目前環保單位戮力解決的區塊，其下游水質受河口感潮影響較好，往上游則呈現水質漸惡化之現象，尤其在中興橋及重陽橋段。此河段因承受大漢溪及新店溪污染總量，再加上二溪匯流後，河幅變寬廣，水深變深，致使流速減緩，再曝氣效果差、停留時間延長，污染物在此有較長時間進行生化反應，使得溶氧驟降。除此之外，本河段又受到感潮水位上升，上游污水無法有效排出，在此段來回推移，造成溶氧耗損加大，致使常發生溶氧不足之現象。另比較此段與其他上游測站之相關性，此河段與大漢溪新海橋測站相關性最高，亦即為主要影響該河段之關鍵測站

2. 完成支流排水污染排放歷線擬合

為充分了解淡水河水質變化，除針對主流測站進行調查之外，亦同步進行支流排水調查，藉由連續 24 小時之水質水量調查，完整掌握各支流排水污染排放之時序變化，釐清各分區污染排放特性。同時，利用實測結果加以分析應用，其中



透過實測資料正規化或擬合沿岸支流排水之排放歷線，亦是相當重要。依污染組成及集污區特性來看，沿岸支流排水主要來自日週期性生活污水及部分事業廢(污)水，因此透過連續 24 小時支流排水調查後，再應用傅立葉級數釐定該分區支流排水日週期排放行為。此方法經模式校驗後，應為可行及值得後續推動。

3. 提出模式應用上常忽略的資料輸入問題


在研究初期，因模式資料輸入認知錯誤，造成模擬結果不如預期，參數校驗後之數值常落在範圍值的邊緣。在細心鑽研後，發現國人常使用的 $CBOD_5$ ，與 $CBOD$ 、 $CBOD_0$ 皆有所些許的不同。在此提出在水質狀況較好或水體已被處理過的水體上，應特別注意其輸入條件應以 $CBOD_0$ 為主，而其中與 $CBOD_5$ 的關係，則需透過參數轉換即可。在輸入前做轉換，另外在模擬後也需再轉換回熟悉的 $CBOD_5$ ，進而可分析相關水質分析或河川污染指標計算等。

4. 建立河川水質參數調查步驟

為了解決本土化參數缺乏之狀況，在參考國外做法後，實際透過現場測試，修正實驗步驟，進而能更清楚地調查出國內河川之水質反應參數。本研究結果可藉由量測各測站全程(20 天)之耗氧數據、氨氮硝化總量(Ammonia Oxidation)，經由迴歸分析，計算出測站之祛氧係數及硝化係數。同時更進一步區分 $CBOD$ 及 $NBOD$ ，以因應及釐清多數改善措施之改善成效未彰原因。經統計可知全河系之祛氧係數約在 $0.090\sim 0.145$ (day^{-1}) 間，與國外建議數據相似。另由 20 日之監測數據中亦可掌握到大漢溪城林橋及新海橋、基隆河下游之社后橋、民權大橋及百齡橋與淡水河本流之下游測站(中興橋及重陽橋)，硝化作用啟動較晚(數據顯示在第 7 天或甚至 14 天之後)因受制於低溶氧(小於 2 mg/L)。另外需特別注意的是淡水河經逐步整治後，溶氧會逐漸提昇，因此硝化作用將會提早啟動。如此一來，或許會抵消一部分整治效果，此點應在規劃未來整治時納入考量。

5. 底泥傳輸機制納入模式

河川水體與底泥中，因水與泥二個不同的界面，因此在污染傳輸機制上應考



量水體流動、介面延散、吸附沉降、再懸浮、光解(photolysis)、揮發(volatilization)、水解(hydrolysis)、電離(ionization)、生物降解(biodegradation)、衰減、酸鹼中和等機制。然現況資料短缺或傳輸機制較難明確釐清或定義等限制下，可依國外文獻及經驗回饋，先行簡化機制，考量水體懸浮固體行為(以淨沉降來代表)，並輔以傳流、延散、吸附與總體 1 階衰減行為(1st-order decay)，來代表關鍵污染物質在水體與底泥中之主要反應機制。

擴增模式維度，增列底泥網格，使底泥傳輸機制納入模式，使水質模式不僅供河川水體管理參考運用外，也可以提供給水體底泥管理單位，進行後續底泥評估、管理策略及工程改善手段之成效評估。

6.完成擬二維動態水理水質模式

結合 HEC-RAS 及 WASP5 做為淡水河系動態水理水質模式，除了原有穩態水理水質模式外，也發展出擬 2D 動態水理水質模式。此模式除了將底泥網格納入模擬外，也藉由輸入上游流量水質、下游水位水質、沿岸支流排水排放歷線等時變性邊界條件，完成各種時變狀況下的水質模擬及預測。

7.應用動態模式解決實務問題

在完成模式建立後，則針對原先在潮汐狀況下無法推求之截流操作原則、單測站影響因子分析等，如今皆可順利完成，並提出操作原則及影響度分析。其中截流站操作原則將視其所在位置與河口之潮差稽延時間，進行河川進入低潮位前之污水截流方案，以大幅提昇截流效益。

另為能有效運作及操作現地處理及截流設施，可引入最佳化技術，但為求快速求解及讓運算者可清楚掌握關鍵重點，本研究也提出單測站影響度分析結果，可讓使用者利用各排放源對關鍵測站之影響度，來決定或制定較經濟有效之整治方案。



7.2 建議

1. 持續完善基礎資料

為了讓技術及研究繼續發展，基礎資料應持續累積，除了定期監測外，應針對更細部的資料進行研究及獲取。尤其是長期之時變性資料，為能更充分掌握水質變化以及提供後續動態模式更新之需求，建議應持續長期辦理，以每季或每半年監測一次，採連續 13 小時、每 1 小時 1 次之頻率進行流量觀測與水質同步採樣方式來辦理，以完善基礎資料。

2. 增加辦理分區支流排水連續水質監測

支流排水之排放總量向來短缺，更遑論其污染排放歷線，由本研究之動態模擬結果顯示，仍有許多不確定因素尚無法掌握，各支流排水排放特性隨集污區內污染產生類型與集污時間不同而異，因此建議應持續每年辦理，且每季或每半年監測一次，可採分區，連續 24 小時污染排放歷線調查方式，一方面取得較經濟的投資方式，另一方面為減少因排放特性、潮汐發生時間等不確定性所產生之誤差。

3. 持續辦理河道水質參數調查

水質參數會隨著整治措施逐漸完成，水體中的自淨能力增加後而變化，然而為求掌握各時期水質改善成果，可持續辦理水質參數調查，以完善記錄淡水河水質及代表河川自淨能力之水質參數變化趨勢。再者也希望透過更實際之水質參數結果，一方面協助修正現有水質模式，另一方面可明確了解在整治措施完成後，河川水質是否隨之大幅改善，尤其應特別注意後續在整治成效逐漸呈現時之水中硝化作用啟動時間，以釐清各項措施之改善成效。

4. 規劃流域定常性生態及底泥調查

由於國內現行河川水質監測尚未將生態及底泥調查納為例行項目，在生態及底泥數據上缺乏，且目前相關調查報告在調查點位、調查項目、調查季節及調查方法上多不相同，而調查成果資料之整理方式及精細度亦多有不同，因此較難進行相關性比對或時間趨勢性比對。在政府大力推動淡水河水質改善下，其河川水

質已逐步獲得改善，故須進一步掌握底泥之影響及生態之反應。因此建議應持續每年長期辦理，每季或每半年辦理生態及底泥調查工作，並規劃固定之測站、調查項目，以便建立充分之環境基準，做為後續整治方向研擬參考。



5.結合底質傳流模式

目前底泥網格仍未考量到水力傳輸、底質傳輸等，因此建議後續可邀請輸砂相關領域學者專家，針對底泥網格改進方式進行研究，讓動態模式也可進行輸砂及底泥污染之模擬。除此之外，對於模擬項目，也可以擴大至重金屬、有機毒化物或新興污染物。

6.建立資訊共享平台

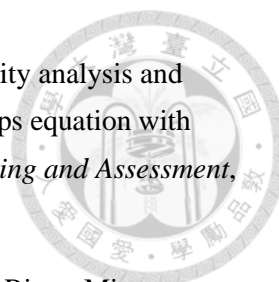
後續資料量龐大以及非常寶貴，應有妥善的管理及資源分享平台，可以使資料廣為使用，也對整個歷年背景資訊得以統一彙整掌握。



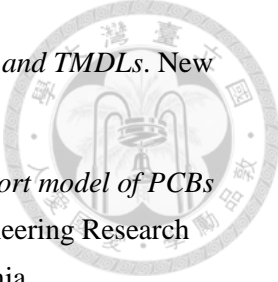
參考文獻

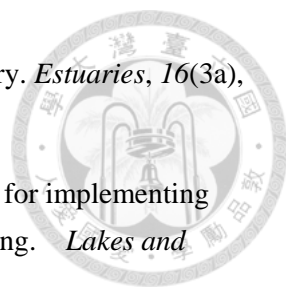


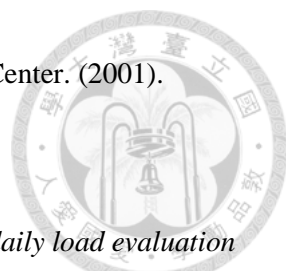
- Afshar, A., Kazemi, H., and Saadatpour, M. (2011). Particle swarm optimization for automatic calibration of large scale water quality model (CE-QUAL-W2): Application to Karkheh Reservoir, Iran. *Water Resource Manage*, 25, 2613–2632.
- Afshar, A., Saadatpour, M., and Marino, M. A. (2012). development of a complex system dynamic eutrophication model: Application to Karkheh Reservoir. *Environmental Engineering Science*, 29, 373-385.
- Berger, C. J., Annear, R. L., Mckillip, M. L., Wells, V., and Wells, S. A. (2009). Modeling the Spokane River-Lake Roosevelt System, pp. 6224-6230. *33rd IAHR Congress: Water Engineering For A Sustainable Environment*.
- Bonalumi, M., Anselmetti, F. S., Wüest, A., and Schmid, M. (2012). Modeling of temperature and turbidity in a natural lake and a reservoir connected by pumped-storage operations. *Water Resources Research*, 48, W08508, doi:10.1029/2012WR011844.
- Callender, E., and Rossins, J. A. (1993). Transport and accumulation of radionuclides and stable elements in a Missouri River reservoir. *Water Resources Research*, 29(6), 1787-1804.
- Castelletti, A., Pianosi, F., Soncini-Sessa, R., and Antenucci, J. P. (2010). A multiobjective response surface approach for improved water quality planning in lakes and reservoirs. *Water Resources Research*, 46, W06502, doi:10.1029/2009WR008389.
- Chapra, S. C., Pelletier, G. J., and Tao, H. (2007). *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.07)*. Retrieved from <http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/qual2k.html>
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. Singapore: McGraw-Hill.
- Chung, S. W., Gu, R. R. (2009). Prediction of the fate and transport processes of atrazine in a reservoir, *Environmental Management*, 44, 46–61.
- Conroy, J. D., Boegman, L., Zhang, H., Edwards W. J., and Culver, D. A. (2011). Dead zone dynamics in lake erie: the importance of weather and sampling intensity for calculated hypolimnetic oxygen depletion rates. *Aquatic Sciences*, 73, 289–304.
- Delaware River Basin Commission. (2011). *Water quality model for carbon and pcb (polychlorinated biphenyl) homologs for zones 2-6 of the Delaware River Estuary*. West Trenton, NJ.



- Fan, C., Wang, W. S., Liu, K. L. R., and Yang, T. M. (2012). Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter–Phelps equation with HEC-RAS-calculated hydraulic characteristics. *Environmental Modeling and Assessment*, 17(6), 639-651.
- Haffely, G. (1997) Long-Term BOD Data on the Upper Mississippi River, Minnesota River, St. Croix, and the Metro Plant. Personal communication.
- Holvoet, K., Van Griensven A., Gevaert, A., Seuntjens, P., Vanrolleghem, P. A. (2008). Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environmental Modelling and Software*, 23, 72-81.
- Huang, Y., and Liu, L. (2010). Multiobjective water quality model calibration using a hybrid genetic algorithm and neural network–based approach. *Journal of Environmental Engineering*, 136(10), 1020-1031. doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000237.
- Kardar, S., Mirbagheri, S. A., Abbaspour, M., Javid, A. H., and Hasani, A. H. (2011). Simulation of water quality parameters from the treatment of wastewater using stabilization ponds (case study: Tehran wastewater stabilization pond). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 15(1), 115-120.
- Kuo, J. T., Lai, J. S., Lung, W. S., and Yang, C. P. (2004). A simplified water quality model for wetlands. *International Journal of Sediment Research*, 19(2), 96-105.
- Kuo, J. T., Liu, W. C., Lin, R. T., Lung, W. S., Yang, M. D., Yang C. P., and Chu, S. C. (2003). Water quality modeling for the Feitsui Reservoir in northern Taiwan. *Journal of The American Water Resources Association*, 671-687.
- Kuo, J. T., Lung, W. S., Yang, C. P., Liu, W. C., Yang, M. D., and Tang, T. S. (2006). Eutrophication modelling of reservoirs in Taiwan. *Environmental Modelling and Software*, 21, 829-844.
- Liu, W. C., Chang S. W., Jiann, K. T., Wen, L. S., and Liu, K. K. (2007). Modelling diagnosis of heavy metal (copper) transport in an estuary. *Science of the Total Environment*, 388, 234-249.
- Liu, W. C., Chen, W. B., and Kimura, N. (2009 a). Impact of phosphorus load reduction on water quality in a stratified reservoir-eutrophication modeling study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159, 393–406.
- Liu, W. C., Lee, C. H., Wu, C. H., and Kimura, N. (2009 b). Modeling diagnosis of suspended sediment transport in tidal estuarine system. *Environmental Geology*, 57(7), 1661-1673.

- 
- Lung, W. S. (2001). *Water quality modelling for wasteload allocation and TMDLs*. New York: John Wiley and Sons.
 - Lung, W. S., and Hwang, B. G. (1996 a) *Developing a fate and transport model of PCBs in the New Bedford Harbor*(Environmental and Water Resource Engineering Research Report No. 16). Department of Civil Engineering, University of Virginia.
 - Lung, W. S., and Light, R. N. (1996 b). Modeling cooper removal in wetland ecosystems. *Ecological Modelling*, 93, 89-100.
 - Lung, W. S., and Nice, A. J. (2007). Eutrophication model for the Patuxent Estuary: Advances in predictive capabilities. *International Journal of Sediment Research*, 133(9), 917-930.
 - Lung, W. S., Chen, C. H., Yang, C. H., and Lin, C.F. (2013). Spatially variable deoxygenation in the Danshui River: Improvement in Model Calibration. *Water Environment Research*, doi:10.2175/106143013X13596524516301.
 - Maine Department of Environmental Protection. (2010). *Surface Water Ambient Toxics Monitoring Program Final Report*”, Augusta, Maine.
 - Maine Department of Environmental Protection. (2012). *Surface water ambient toxics monitoring program final report*. Retrieved from <http://www.maine.gov/dep/water/monitoring/toxics/swat/index.htm>
 - Maryland Department of the Environment. (2005). *Developing a fate and transport model of PCB in the Back River*. Maryland.
 - Nice, A. J., Lung, W. S., and Riedel, G. F. (2008). Modeling arsenic in the Patuxent Estuary. *Environmental Science and Technology*, 43(13), 4804-4810.
 - Park, R. A., Clough, J. S., and Wellman, M. C. (2008). AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 213, 1-15.
 - Parsa, J., and Etemad-Shahidi, A.(2011) An empirical model for salinity intrusion in alluvial estuaries. *Ocean Dynamics*, 61, 1619–1628.
 - Rangel-Peraza, J. G., Obregon, O., Nelson, J., Williams, G. P., de Anda, J., González-Farías, F., and Miller, J. (2012). Modelling approach for characterizing thermal stratification and assessing water quality for a large tropical reservoir. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 17, 119–129.

- 
- Riedel, G. F. (1993). The annual cycle of arsenic in a temperate estuary. *Estuaries*, 16(3a), 533-540.
 - Salah, A. M., Nelson, E. J., and Williams, G. P. (2011). A framework for implementing spatial and temporal uncertainty in integrated water resources modelling. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 16, 77–86.
 - Sharma, K. D., and Murthy, J. S. R. (1994). Modelling sediment transport in stream channels in the Arid Zone of India. *Hydrological Processes*, 8, 567-572.
 - U.S. Department of The Interior, and U.S. Geological Survey. (2011). *Simulation of the effects of the Devils Lake State outlet on hydrodynamics and water quality in Lake Ashtabula, North Dakota, 2006–10* (Scientific Investigations Report 2010–5234). Retrieved from <http://pubs.usgs.gov/sir/2010/5234/pdf/sir2010-5234.pdf>
 - U.S. Department of The Interior., and U.S. Geological Survey. (2011) “*Modeling hydrodynamics, water temperature, and water quality in the Klamath River upstream of Keno Dam, Oregon, 2006–09* (Scientific Investigations Report 2011-5105). Retrieved from <http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5105/pdf/sir20115105.pdf>
 - U.S. Environmental Protection Agency. (2008). *Handbook for developing watershed TMDLs*. Retrieved from <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1009HC8.TXT?ZyActionD=ZyDocumentandClient=EPAandIndex=2006+Thru+2010andDocs=andQuery=andTime=andEndTime=andSearchMethod=1andTocRestrict=nandToc=andTocEntry=andQField=andQFieldYear=andQFieldMonth=andQFieldDay=andIntQFieldOp=0andExtQFieldOp=0andXmlQuery=andFile=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C06thru10%5CTxt%5C00000022%5CP1009HC8.txtandUser=ANONYMOUSandPassword=anonymousandSortMethod=h%7C-andMaximumDocuments=1andFuzzyDegree=0andImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425andDisplay=p%7CfandDefSeekPage=xandSearchBack=ZyActionLandBack=ZyActionSandBackDesc=Results%20pageandMaximumPages=1andZyEntry=1andSeekPage=xandZyPURL>
 - U.S. Environmental Protection Agency. (2011). *Water Quality Analysis Simulation Program Version 7.5*. Retrieved from <http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html>
 - US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center. (2012). *Modeling the hydrodynamics and water quality of the Lower Minnesota River using CE-QUAL-W2* (ERDC/EL TR-12-12). Retrieved from <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/trel12-12.pdf>

- 
- US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center. (2001). *CE-QUAL-W2, Version 3* (ERDC WQTN-AM-09). Retrieved from <http://acwc.sdp.sirsi.net/client/search/asset/1004889>.
 - Washington State Department of Ecology. (2004). *A total maximum daily load evaluation for chlorinated pesticides and pcbs in the Walla Walla river*. (Publication No. 04-03-032). Retrieved from <http://www.ecy.wa.gov/biblio/0403032.html>
 - Xiong, Y., Alarcon, V. J., Martin, J. L., and McAnally W. H. (2012). WASP_SEDDEER: Incorporation of SEDDEER into WASP. *Energy and Environment Research*, 2(1), 157-181.
 - Yang, C. P., Kuo, J. T., Lung, W. S., Lai, J. S., and Wu, J. T. (2007). Water quality and ecosystem modeling of tidal wetlands, *Journal of Environmental Engineering*, 133(7), 711-721.
 - Yearsley J. R. (2009). A semi-lagrangian water temperature model for advection-dominated river systems. *Water Resources Research*, 45, W12405, doi:10.1029/2008WR007629.
 - Zhao, X., Gu, R. R., Guo, C., Wang, K., and Li, S. (2012). Simulations of flow circulations and atrazine concentrations in a midwest U.S. reservoir. *Fourth International Symposium on Physics of Fluids (ISPF4)*, 19, 27–38, doi: 10.1142/S2010194512008562
 - 中鼎工程股份有限公司(民 98)。97 年度「水質模式率定及驗證與污水廠對水質影響調查計畫」。臺北市政府環境保護局委託之計畫(編號:97 環勞 041 號)。臺北市：臺北市政府環境保護局。
 - 中環科技事業股份有限公司(民 94)。河川環境水體整體調查監測計畫[東港溪、急水溪、曾文溪、新店溪、淡水河本流、鹽水河流域]。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-94-L102-02-204)。臺北市：行政院環境保護署。
 - 中環科技事業股份有限公司(民 95)。河川環境水體整體調查監測計畫。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-95-L101-02-202)。臺北市：行政院環境保護署。
 - 中環科技事業股份有限公司(民 98)。河川環境水體整體調查監測計畫。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-98-L101-02-202)。臺北市：行政院環境保護署。
 - 台大水工試驗所、中興顧問社/美商傑明工程顧問(股)台灣分公司、塞蒙斯李公司、曾四恭、吳先琪、徐玉標、張尊國、羅光楣(民 84)。淡水河系河川曝氣底泥清除及下水道聯接使用計畫對河川水質改善程度評估。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-84-G107-09-10)。臺北市：行政院環保署。
 - 李俊賢、柳文成、劉康克(民 97)。以三維模式模擬淡水河河口與感潮段鹽度與懸浮沉積物，*台灣水利*，56(2)，35-49。
 - 亞太環境科技股份有限公司(民 97)。河川環境水體整體調查監測計畫。行政院

環境保護署委託之計畫(編號：EPA-97-L101-02-205)。臺北市：行政院環境保護署。

- 柳文成(民 87)。**感潮河系之水理與水質動態傳輸模擬研究**(博士論文)。國立臺灣大學，臺北市。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 98a)。**97 年度基隆河及淡水河本流影響水質之底泥厚度及性質調查與濬除規劃計畫**。臺北市政府環境保護局委託之計畫(編號：97 環勞 036 號)。臺北市：臺北市政府環境保護局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 98b)。**97 年度臺北市淡水河水質改善措施評估規劃及緊急應變處理計畫**。臺北市政府環境保護局委託之計畫(編號：97 環勞 023)。臺北市：臺北市政府環境保護局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 98c)。**98 年度臺北縣水環境調查計畫**。新北市政府環境保護局委託之計畫(編號：98-083)。新北市：新北市政府環境保護局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 99a)。**99 年度北部地區河川污染整治推動、輔導及評析計畫**。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-99-G103-02-230)。臺北市：行政院環境保護署。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 99b)。**99 年度臺北縣水污染整治整合計畫**。新北市政府環境保護局委託之計畫(編號：98-166)。新北市：新北市政府環境保護局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 99c)。**臺北縣淡水河流域水質水理監測與模式評估調查計畫**。臺北縣政府水利局委託之計畫(編號:980804-1)。新北市：臺北縣政府水利局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 100a)。**100 年度北部地區河川污染整治推動、輔導及評析計畫**。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-100-G103-02-231)。臺北市：行政院環境保護署。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 100b)。**臺北縣淡水河流域水質水理監測與成效評估管理計畫**。臺北縣政府水利局委託之計畫(編號:990831-1)。新北市：臺北縣政府水利局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 101a)。**重點河川綜合管理及整治技術應用計畫**，行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-101-G103-02-231)。臺北市：行政院環境保護署。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 101b)。**100 年度新北市水污染整治整合計畫**。新北市政府環境保護局委託之計畫(編號：100-051)。新北市：新北市政府環境保護局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 102a)。**101 年度新北市水污染整治整合計畫**。新北市政府環境保護局委託之計畫(編號：101-014)。新北市：新北市政府環境保護局。
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司[MWH](民 102b)。**底泥污染來源及傳輸模式調查計畫—以重點河川為例**。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-100-GA102-02-A232)。臺北市：行政院環保署。
- 財團法人工業技術研究院(民 98)。**底泥品質管理與管制調查計畫**。行政院環境

保護署委託之計畫(編號：EPA-98-GA10-03-A076)。臺北市：行政院環境保護署。

- 財團法人台灣水利環境科技研究發展教育基金會(民 97)。**淡水河系河底淤泥分佈探討及再利用可行性評估**，經濟部水利署第十河川局委託之計畫(編號：)。新北市：經濟部水利署第十河川局。
- 國立台灣大學海洋研究所(民 88)。**淡水河系底泥重金屬之沉降通量與垂直變化**。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-88- E3G1-03-009)。臺北市：行政院環保署。
- 清華大學原科中心(民 88)。**河川環境水體底泥整體調查監測計畫**。行政院環境保護署委託之計畫(編號：EPA-88-0-0-0)。臺北市：行政院環境保護署。
- 陳偉柏、柳文成、郭振泰(民 97)。**應用顆粒追蹤模式預測顆粒性污染物於淡水河口之傳輸**，**台灣水利**，56(1)，33-48。
- 曾四恭、吳先琪(民 78)。**基隆河底泥中有機物傳輸及衰變之研究**。國立台灣大學環境工程學研究所之環境工程研究報告(編號：No. 206)。臺北市：國立台灣大學環境工程學研究所。
- 劉格非、吳先琪(民 95)。**河口底泥與污染物傳輸**，行政院國家科學委員會專題研究成果報告(編號：NSC-83-0209-E002-020)。臺北市：行政院國家科學委員會。



作者簡歷



姓名:陳建宏 Chien-Hung Chen (Ricky Chen)

專長:水質模擬、水資源系統分析、生態工程、河川水污染防治規劃、資訊系統開發等

學歷:

Sept, 2005- July 2013	國立臺灣大學土木工程學研究所博士
Sept, 1996- June 1998	國立臺灣大學土木工程學研究所碩士
Sept, 1992- June 1996	國立中興大學水土保持學系學士

現職: 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司大中華區協理

Head of PMDO, MWH Taiwan Branch

Email: D94521025@ntu.edu.tw / ricky.chen@mwhglobal.com

與論文相關著作:

1. **Chen, C. H.**, Lung, W. S., Li, S. W., & Lin, C.F. (2012). Technical challenges with BOD/DO modeling of rivers in Taiwan. *Journal of Hydro-environment Research*, 6, 3-8.
2. **Chen, C. H.**, Lung, W. S., Yang, C. H., & Lin, C.F. (2013). Spatially Variable Deoxygenation in the Danshui River: Improvement in Model Calibration, *Journal of Water Environment Research*. Manuscript accepted for publication in *Water Environment Research*, 2013. DOI: 10.2175/106143013X13596524516301.

國科會研究計畫:

1. 林正芳、陳建宏(民 96~99)。水庫集水區泥砂最佳化控制策略之研究，行政院國家科學委員會專題研究成果報告（編號：NSC96-2221-E-002-052-MY3），未出版。



碩士論文:

1. 陳建宏(民 87)。暴雨期水庫入流污染量推估方法之研究 (碩士論文)。國立臺灣大學土木工程學研究所碩士論文，1998。

期刊與研討會論文:

1. Kuo, J.T., C.H. Chen, and C.H.Liu (2001, September). *Estimation of Phosphorus Flux into a Reservoir during High Flows*. XXIX IAHR Congress Proceedings, Them B: Environmental Hydraulics and Eco-hydraulics, pp. 673-678, Beijing, China.
2. Chien-Hung Chen (Ricky Chen), Spock Huang, Otto Chen, Allen Chen (2011, January). *The natural purification in Taiwan river-Gravel Contact Oxidation Purification*, IWWA(Indian Water Works Association) 43rd Annual Convention, pp. 55-60, Chennai, India,
3. 徐年盛、陳建宏、鄭凱元、陳彥璋等(民 97)。應用 GLEAMS 模式推估山葵園污染量，2008 農業工程研討會論文集。
4. 陳世偉、李信孝、陳建宏、林聖雄、張有義等(民 95)。河川水資源保護與推廣-以臺東縣關山人工溼地為例，中華民國環境保護學會學刊，第 29 卷第二期。
5. 黃建源、胡惠宇、陳慧容、陳建宏等(民 91 年 12 月)。非點源污染防治與最佳管理作業(BMPs)應用，環保月刊。
6. 吳宏謀、蘇進來、林恆裕、陳建宏、胡惠宇等(民 91 年)。建置高雄市污水下水道維護管理資訊系統，第十二屆下水道與水環境再生研討會論文集。

其他相關計畫成果:

1. 陳建宏、董上銘、楊宗翰等(民 102)。底泥污染來源及傳輸模式調查計畫-以重點河川為例，美商傑明工程顧問(股)台灣分公司執行，行政院環保署委託之計畫(編號:EPA-100-GA102-02-A232)。臺北市:行政院環保署。
2. 林鎮洋、何嘉浚、陳建宏、吳澄維等(民 101)。水體環境水質改善及經營管理規劃與執行計畫，臺北科技大學執行，行政院環保署委託之計畫(編號:EPA-101-G103-02-230)。臺北市:行政院環保署。
3. 陳建宏、江佳玲、楊宗翰等(民 100)。臺北縣淡水河流域水質水理監測與成效評估調查計畫，美商傑明工程顧問(股)台灣分公司執行，臺北縣政府水利局委

託之計畫(編號:990831-1)。新北市：臺北縣政府水利局。

4. **陳建宏、江佳玲、楊宗翰等(民 99)**。**臺北縣淡水河流域水質水理監測與模式評估調查計畫**，美商傑明工程顧問(股)台灣分公司執行，臺北縣政府水利局委託之計畫(編號:980804-1)。新北市：臺北縣政府水利局。
5. **黃建源、胡惠宇、陳慧容、陳建宏等(民 89)**。**淡水河流域大漢溪、新店溪非點源污染分析調查及整治規劃-板新水源區、翡翠水庫水源區氮磷污染分析、調查及整治規劃**，美商傑明工程顧問(股)台灣分公司執行，行政院環保署委託。臺北市:行政院環保署。



