

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

環境永續性評價與管理：環境承载力、累積性衝擊評量及
政策環評與總量管制之相關性研究--子計畫三：水資源面
向環境承载力、累積性衝擊評量及政策環評與總量管制之
相關性研究(III)

研究成果報告(完整版)

計畫類別：整合型

計畫編號：NSC 95-2621-Z-002-006-

執行期間：95年08月01日至96年07月31日

執行單位：國立臺灣大學生物環境系統工程學系暨研究所

計畫主持人：童慶斌

計畫參與人員：碩士級-專任助理：李庭鵬、林嘉佑

碩士班研究生-兼任助理：廖偉廷、周珏澔

處理方式：本計畫可公開查詢

中華民國 96 年 10 月 31 日

行政院國家科學委員會補助專題研究計畫成果報告

水資源面向環境承载力、累積性衝擊評量及政策環評
與總量管制之相關性研究計畫(III)

**Study of Environmental Carrying Capacity, Total Mass Control,
Strategic Environmental Assessment - Water Resources (III)**

計畫類別： 個別型計畫 整合型計畫

計畫編號：NSC95-2621-Z-002-006-

執行期間：95年8月1日至96年7月31日

計畫主持人 ：童慶斌

計畫參與人員 ：廖偉廷、周珏濤、李庭鵬、林嘉佑

成果報告類型(依經費核定清單規定繳交)： 精簡報告 完整報告

處理方式：除產學合作研究計畫、提升產業技術及人才培育研究計畫、
列管計畫及下列情形者外，得立即公開查詢

涉及專利或其他智慧財產權， 一年 二年後可公開查詢

執行單位：國立台灣大學生物環境系統工程學系

中華民國 96 年 10 月 31 日

中文摘要

本研究主要之目的在於發展永續性水資源管理策略，目前已完成總量管制之架構，藉由此總量管制的手段，可確保各項發展所導致之累積性衝擊不超過環境承载力，以達到水資源永續利用與社會經濟可持續發展，過去研究成果已探討政策環評與計畫環評之關係。今年度為此三年計畫之最後一年研究，而本年度之研究重點包括三個主要工作要項，第一在於探討落實已建立管理架構可能遭遇之困難與解決方法，包括環境承载力與累積性衝擊推估過程之不確定性與其影響，主要分析包含流量、模式參數、及監測點位置等對於環境總量推估不確定性之影響。第二個則將根據環保署所推動的國家與地方環境保護計畫，探討落實永續性環境管理措施可能遭遇之問題與解決方法。第三為研究要項著重於水資源總量分析，主要是在已建立之總量管制架構中，加入了地下水可供水量之評估，以提供未來支援地表水不足量使用之參考，研究中以台北地區供水區域為研究案例，在考量容許地下水位下，分析可允許之地下水安全出水量，將此地下水可供應量與地表水可供應量加以結合，修正區域水資源供給之承载力。本計畫最後將配合總計畫，整合研究成果編列永續性水資源管理相關教材。

關鍵字： 永續性、水資源、水質、環境承载力、累積性衝擊

Abstract

The purpose of this study is to develop sustainable water resources management strategies. Currently, a framework of total quantity control has been established, which may help keeping cumulative impacts from exceeding environmental carrying capacities. Therefore, water resources can be sustainably used and economic and social development can be continued. In this study also identified the relationships between strategic environmental assessment and project environmental impact assessment. This annualized study is the ultimate in this three-year program and has three cardinal majors. First of all, this study proposes to focus on identifying possible encountered problems and their solutions to implement the sustainable management strategies that already established in prior two-year. Uncertainty analysis and its influence on developing management strategies will also be done. The main analysis of those uncertain influences includes stream flows, parameters of simulation models, locations of monitoring stations, and so on. The second propose is to examine the environmental protection plan which has implemented between national and local to fault problems and explore the possibility of solutions as sustainable management strategies in practice. Thirdly, in the aspect of water quantity, this year will focus on evaluating available groundwater supply based on the framework of total quantity control. The water supply system of Taipei area is chosen as a case study, which safe yields will be estimated based on the constraint of allowable minimal groundwater level. Regional carrying capacity of water supply should consider both surface and ground water. At last, this study cooperates to integrate with research results and already redacted a useful textbook for further study to be a guideline.

Keywords: Sustainability, Water Resources, Water Quality, Environmental Carrying Capacity, Cumulative Impacts

水資源面向環境承载力、累積性衝擊評量及政策環評 與總量管制之相關性研究計畫(III)

目 錄

	頁次
中文摘要	I
Abstract	II
目 錄	III
圖 目 錄	V
表 目 錄	VI
第一章 前言	7
1.1 計畫緣起	7
1.2 計畫目標	9
1.3 研究架構	10
1.4 章節說明	10
第二章 文獻回顧	11
2.1 參數不確定性分析	11
2.2 排放權交易	12
2.3 地下水總量管制	14
第三章 水質總量管制評估過程因子探討	17
3.1 流量不確定性分析	17
3.2 水質監測站位置對總量管制之影響	23
3.3 總量管制下區域公平性探討	34
3.4 排放交易制度探討	47

第四章	地下水總量管制建立	50
4.1	地下水模式選擇及總量管制架構之建立	50
4.2	研究案例設計	54
4.3	各情境地下水可用水量評估研究成果與討論	56
4.4	小結	61
第五章	水質總量管制政策落實時可能會遭遇之問題與解決方案	62
5.1	以總量管制執行永續流域管理時可能遭遇之問題與解決	62
5.2	總量管理制度落實時本身之問題	68
5.3	排放交易制度輔助總量管理制度	69
5.4	地下水調配輔助流域水質管理	71
第六章	結論與建議	73
6.1	結論	73
6.2	建議	74
	參考文獻	76
	附錄 A	永續流域管理教材

圖目錄

圖 1-1 本研究架構	10
圖 2-1 地下水管理模式分類一覽表	14
圖 3-1 頭前溪流域集污區劃分圖	20
圖 3-2 汙水量增加對河段水質濃度影響	22
圖 3-3 Gini coefficient	39
圖 3-4 總量與公平性回歸關係	40
圖 3-5 DEA投入與產出圖	45
圖 3-6 集污區分區DEA相對效率圖	46
圖 4-1 各抽水分區之反應矩陣係數	51
圖 4-2 不同土地利用之間之權重分佈示意圖	53
圖 4-3 地下水可使用量空間分佈之研究流程圖	55
圖 4-4 研究區域示意圖	55
圖 4-5 不同抽水時期之反應矩陣與各觀測井最大水位洩降值	58
圖 5.1 頭前溪流域各集污區之BOD污染排放交易比	70

表 目 錄

表 3-1 各參數對BOD總量敏感度分析.....	21
表 3-2 各集污區污水量變化對BOD總量敏感度分析.....	22
表 3-3 污染排放源資料.....	27
表 3-4 河川源頭資料.....	27
表 3-5 河川分段資料.....	28
表 3-6 推估之河段資料.....	28
表 3-7 增加監測站後推估之河段資料.....	29
表 3-8 反推水質參數所得各河段與分區之污染傳輸反應矩陣.....	31
表 3-9 反推水質參數所得之環境承载力.....	32
表 3-10 增加監測點之反應矩陣.....	33
表 3-11 增加監測點之環境承载力.....	33
表 3-12 T值與農業之Gini coefficient及河川總量變化關係表.....	39
表 3-13 不同分區公平性與總量DEA相對效率.....	46
表 4-1 設計案例相關參數設定.....	57
表 4-2 未考量地表土地利用與區域公平性各分區地下水可用水量空間分佈.....	60
表 4-3 考量地表土地利用之分區各分區地下水可用水量空間分佈.....	60
表 4-4 考量地表土地利用與區域公平性各分區地下水可用水量空間分佈.....	60

第一章 前言

1.1 計畫緣起

永續發展已成為全球關注之議題，而永續發展的真諦是「促進當代的發展，但不得損害後代子孫生存發展的權利」。因此，如何維持生態環境永續性與環境承载力不退化的情況下，持續進行人類社會、經濟發展，是未來政策考量與規劃所要面對的。故政府機關應以永續發展之角度出發，考量政策與計畫的各個層面，從地方尺度到國家尺度的整合，綜合評估政策是否能夠達到永續發展目標。

為達到在社會、經濟與環境之永續發展目標，取決於環境系統從過去、現在、到未來可能遭受之累積衝擊(Cumulative Impact)與環境系統可承載之能力(Carrying Capacity)，若累積衝擊仍處於環境承载力可負荷的範圍，則永續得以維繫。本研究即以上述之理念，並將「環境承载力為一有限之總量」作為基本觀念向外延伸，希望能藉由總量管制的程序與永續發展的願景，有效地分配各項資源與污染涵容。

依循我國永續發展研究委員會對於推動之研究方針，在於每一研究能具有政策導向、延續性、結構性及可操作性之四大要項，本研究將以台灣目前的環境管理制度切入主題，瞭解現階段政策導向，並以永續觀點建構合理之管理策略，運用於台灣目前深受氣候變遷衝擊而急需建構永續性管理制度之水資源。台灣目前之管理制度為維持永續發展，則須限制發展所造成之累積性衝擊不可超過環境承载力，因而由高階決策過程中，將環境承载力與總量管制方法與精神整合於政策環境影響評估(簡稱政策環評)中，透過總量管制方法，有效進行環境管理，以合理分配與使用環境承载力。而為了達到以系統性的管理方式，建立一個上下策略與制度能相互承接的管理環境理系統，計畫環境影響評估(剪生計畫環評)再依據政策環評之結果與該階段建立之總量管制與分析準則作為環境管理之基準。

而以水資源的角度，台灣對於河川水質之管理規劃，目前亦只是以事業放流水標準與河川水質標準為主要管理方法，進而限定各個產業之排放水濃度。雖然後續管理制度採用將排放標準加嚴，減少個別排放量，但在此策略之下，經過處理至符合放流水標準後，排入河川中仍會使河川水質逐漸惡化，並且為避免水質惡化情況發生，流域規

劃甚至規定新進流域之廠商需要做到『零污染排放』，才能防止水體水質惡化，但這樣的規劃結果並不符合新舊廠商之間分配之公平性。因此，此水質管理方法並無考量水體可承受的污染總量，且無考量上下游的污染排放的空間累積衝擊，使得一旦有新的污染排放加入，污染量即會超過水體之涵容能力，而導致此管理方法對於污染源集中地區的水質仍難有顯著改善。依據目前水污染防治法中的總量管制之法令，目前並非強制要求所有區域都應進行總量管制；然而，若以永續發展的角度，各流域的污染管制將考量其承载力與累積性衝擊之影響，事先避免污染排放累積衝擊超過環境承载力，而不同於前者之管理制度在發生水質不符合規範標準而危害發生時，才以總量管制的方式管制作事後之補救，應當如後者以永續考量，事先評估環境之可承载力才能維繫環境資源並同時考量世代公平，符合現今追求之永續真諦。

本研究目前執行為期三年(2005~2007年)之「環境永續性評價與管理—環境承载力及累積性衝擊評量與政策環評、總量管制之相關性研究」的第三年度計畫，該計畫第一年度計畫成果已研擬水質水量總量管制分析與基準，並以案例說明；第二年度則針對水質總量管制的分析與基準建立，進一步探討利用不同的水質模式評估的結果，除了藉由修正的水質模式與優選參數的啟發式演算法結合，改善水質模式檢定與驗證之正確性，更考量了總量分配過程中流域公平性問題。今年第三年度計畫，延續水資源議題，並更深入地整合分析環境承载力、累積性衝擊與總量管制間的相互關係；除了建立流域總量管制之最佳分配策略與探討水質監測站點對規劃結果之影響外，更進一步探討流域總量分配公平性之基準建立，並納入地下水總量管制問題，進行相關研究分析，使未來水資源規劃整合更趨完善。

1.2 計畫目標

本研究之目的為在兼顧生態環境不退化與經濟社會可持續發展下，針對流域管理以總量管制之角度，探討政策環評、總量管制、承载力與累積性衝擊間之相互關係，並整合考量地下水總量管制，以建立更完整的水資源管理架構系統，內容中亦探討管理制度落實的可能性，以提供未來決策者決策之參考。

本年度的計畫中，將以河川管理與地下水管制兩大方向論述。在河川管理的部分，加強分析流量不確定性的部分，並且考量水質監測站不同之設置與可排放污染總量的關係，以做為總量管制水質與水量監測的依據；而在公平性的部分，本研究在分配總量以使總量最大化的同時，亦以各種不同的角度探討流域與集污區之間污染總量分配之公平性問題，藉以延伸探討總量與公平性間的相互關係，最後本研究將討論排放交易的可能性，使總量之分配能在符合公平下達到最大之利用。

在地下水管制方面，本研究亦由總量管制角度切入，以河川之生態基流量為限制，規畫流域之最大可利用抽水量，使流域管理制度能夠在社會經濟持續發展的前提下亦能維繫生態環境之永續性。

台灣地狹人稠，在高度經濟發展之下，水資源問題日益嚴重，同時在全球氣候變遷的影響與自然環境特性因素下，水資源本已分配不均的台灣更面臨環境與生態問題惡化，使得水資源永續管理對於台灣整體發展具重要性。本研究將因應國際間永續發展研究趨勢及國內發展需求，以社會經濟發展、生態環境永續與氣候變遷衝擊等多面向議題，以及政府政策的永續發展作為水資源管理制度規劃主軸，本年度希冀藉由地面河川與地下水之總量，管理制度整合，並且延續前兩年之研究成果，深入探討環境承载力及累積性衝擊評量與政策環評、總量管制，使得流域管理制度能更趨完善。

1.3 研究架構

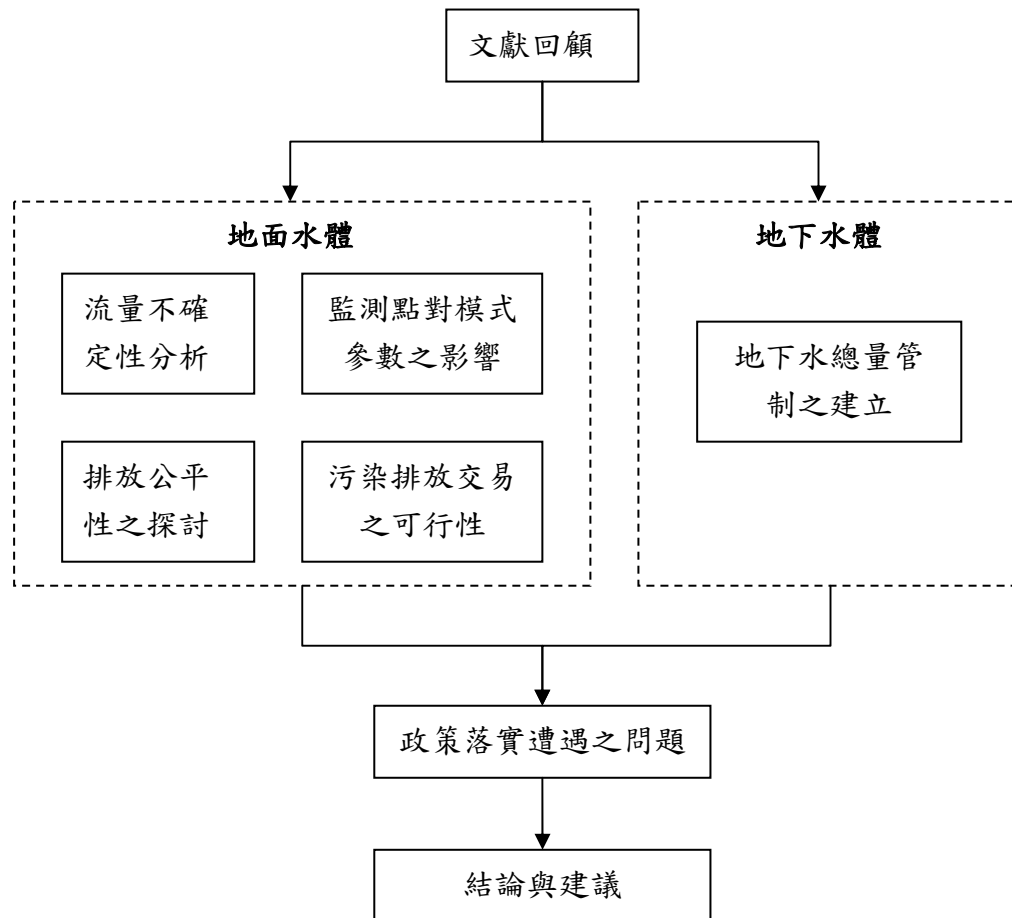


圖 1-1 本研究架構

1.4 章節說明

本計畫書分以六章節說明。第一章之計畫緣起、目標與研究架構等內容同前論述說明。第二章之文獻回顧，主要蒐集水質參數不確定性分析之研究方法以及污染排放權交易之相關文獻，並且增加國內外地下水總量管制文獻，作為本年度計畫執行參考。第三章探討地面水體之總量管制，包含流量不確定性、水質監測點位置、污染排放公平性與污染排放交易四大主題。第四章以地下水總量管制為主題，設計假設之簡例，建立一套考量地表土地利用與區域公平性之地下水總量管制之最佳化模式。第五章為國內施行總量管制可能遭遇的困難剖析與改善建議。第六章為本研究成果彙整，並於文末提出具體結論建議提供後續研究參考。

第二章 文獻回顧

2.1 參數不確定性分析

自然現象的變化往往相當複雜，而為了瞭解其變化之歷程，研究的過程中常須借助模式的模擬，以及數學式與資料的關係來探討自然現象，而水質模式即為評估水質變化與規劃流域管理策略重要的工具。但在污染物模擬中，常存在許多之不確定因素，Beck(1987)在水質模擬之回顧中即提出了下列四種不確定性之來源可供參考：

- (1) 模式結構之不確定性
- (2) 模式參數之不確定性
- (3) 未來水質預測之不確定性
- (4) 透過精密實驗及監測系統減少推估資料造成預測結果之不確定性

有鑑於不確定性將影響模擬之結果，因而對於不確定性之分析研究國內外均相當重視。針對流域水質模式應用方面，Melching(1992)使用加強一階二矩法對 Streeter-Phelps 方程式進行不確定性分析，並與蒙地卡羅法與均值一階二矩法比較。Melching(2001)應用 LHS 及均值一階二矩法找出影響結合模式（包括非點源污染模式、污水處理模式及河川水質模式）之不確定性之關鍵參數。在河川流量分析方面，Alexander(2006)等學者則有針對流量不確定性發展誤差分析模式，並對不同的時間尺度進行分析。

國內文獻回顧部份，顏本琦等(1992)列出可應用風險分析之水利問題並簡單介紹風險與可靠度分析計算之一些方法。郭耀程(1994)以 WASP 水質模式配合均值一階二矩法對基隆和鹽分分佈進行風險分析。康晉展(1996)利用 QUAL2E、ESTUARY 及 STREAM 水質模式模擬新店河流域 Q75 流量下之水質，並以一階誤差分析法及蒙地卡羅法探討各種不確定因子對水質模擬之影響。

2.2 排放權交易

排放權交易 (Emission Trading, ET)是將環境視為可在市場上交易之財貨 (marketable goods)，管理者可依最適的環境品質目標決定可交易的排放權數量，透過市場機能以達到最有效的防治成果。Demsetz 在 1967 年提出的產權假說，其內容描述到產權制度之發生與演進乃是基於新舊制度之成本與效益權衡之比較結果，而演進的方向為無產權、共有產權、最後變為私有產權。產權之發生與演進皆來自於需求，當人口稀少而環境資源豐富時，環境資源彷彿無用完的一日，則此時環境的資源被視為免費財 (free goods)，且此時對於環境資源也不會有產權的主張。但當人口持續不斷的增加，每個人所能分配到的資源相對變得稀少時，土地是最先變為有價值的資源，因此開始出現私有土地的產權，但此時空氣、水源、動植物等資源還屬於公共財的階段；但隨著工業革命後，環境的污染日漸嚴重，水資源與野生資源等漸漸地不再是免費財，而轉變為共有制，即該財產屬於區域之居民所共有。而美國自 1975 年來逐步發展的空氣污染物雨水污染物的可交易排放許可證制度，即可視為共有空氣與水資源產權的居民，透過政府而逐漸將空氣雨水資源使用權轉換為私有化的發展過程。

排放權交易之方式由於其有經濟上的誘因，不但能達到管制污染排放總量之目標，還能使污染防治成本較低且較具有效性。在水質標準之下，各項排放的污染量不可超過分配的污染負荷量，超過的部分則需消滅。因此對於超過允許排放量者，必須進行污染消滅，且因各種污染源達到排放許可的標準，其所需花費的成本不同，才促使工業參與污染排放交易的進行。如此不但可以改善水質以符合標準，亦可節省削減污染量所需花費的成本(Eheart et al., 1980)。

張乃斌與蕭代基(1999)提出五種總量管制之防制工具，以達成排放污染總量管制的目標，分別是污染防治量補貼、污染防制成本補貼、行政管制、污染排放費、排放交易。其中污染排放費與排放交易制度具成本有效性，能以最小成本達成環境之總量目標，且有較高的誘因刺激廠商創新採用較新的污染處理設備。另外三種污染防治量補貼、污染防制成本補貼、行政管制是屬於非經濟誘因的工具。張乃斌與蕭代基(2000)探討排放交易時，提出不同集污區可利用水體排放轉換係數之倒數，作為污染排放交易比之依據，對於同一集污區者則是

以交易比為「1」實施排放量交易。

可轉換的排放許可權(Transferable Discharge Permit Programs, TDP)為一種排放交易的規劃，因排放行為是有價值的財產權，利用污染管理方法中的成本效益法，可進一步進行轉移，以較經濟的方式達到環境的目標，在面對經濟成長的情況下亦可保護環境的品質，且可刺激污染排放者改善技術。Ng and Eheart (2005)利用均值一階二矩法(Mean-value First-order Second-moment, MFOSM)量化在污染排放許可交易後，對於系統符合環境品質標準之可靠度影響。其研究中對於非點源污染的排入，並無納入研究中，而研究中運用常態分佈決定背景濃度與反應矩陣，對於極端值便無法考量，亦將影響污染分配量之評估。排放交易的最佳化模式中，可加入水質標準之限制式，避免排放交易後，導致水質不符合標準。

Jarvie and Solomon(1998)指出在點源與非點源污染相互間的排放權交易，常是因為控制非點源污染的成本低於控制點源污染的成本，因此促使交易進行。故進行點源與非點源污染交易前，必須評估其所耗費的所有成本是否低於發展一個新的技術削減點源污染的成本，交易才可能進行。排放交易最重要的考量是交易比。交易比是指削減一單位的非點源污染量，可獲得的點源污染排放權之比，例如交易比為 2:1，則是必須消滅 2 單位的非點源污染量，方可取得 1 單位的點源排放許可。

上述之研究中，除了張乃斌與蕭代基(2000)考量空間上污染傳輸之問題，使得污染排放交易比並非是 1:1 之外，本研究對於排放交易中排放權空間轉移之問題，與交易比與總量之關係，如何使污染交易之後也可符合水質標準，亦於第二年度計畫中討論之，本年度計畫中將加強討論排放交易制度於台灣環境中的可行性與未來如何落實於政策之中。

2.3 地下水總量管制

地下水蘊藏量之空間分佈，若單只依據觀測井之水位資料是不夠的，需藉由地下水水流模式進行模擬，並且配合安全出水量(safe yield)之觀念，在地下水的補充與供應之間維持平衡，在不致於影響自然環境之前題下，確立出地下水合理範圍內之最大可用水量。

Gorelick(1983)整理之模擬地下水流與地下水管理模式的研究中，將地下水管理模式，大致上分為兩大類，一類為地下水水力管理模式(groundwater hydraulic management model)；另一類為地下水政策評估與分配模式(groundwater policy evaluation and allocation models)。如下圖所示：

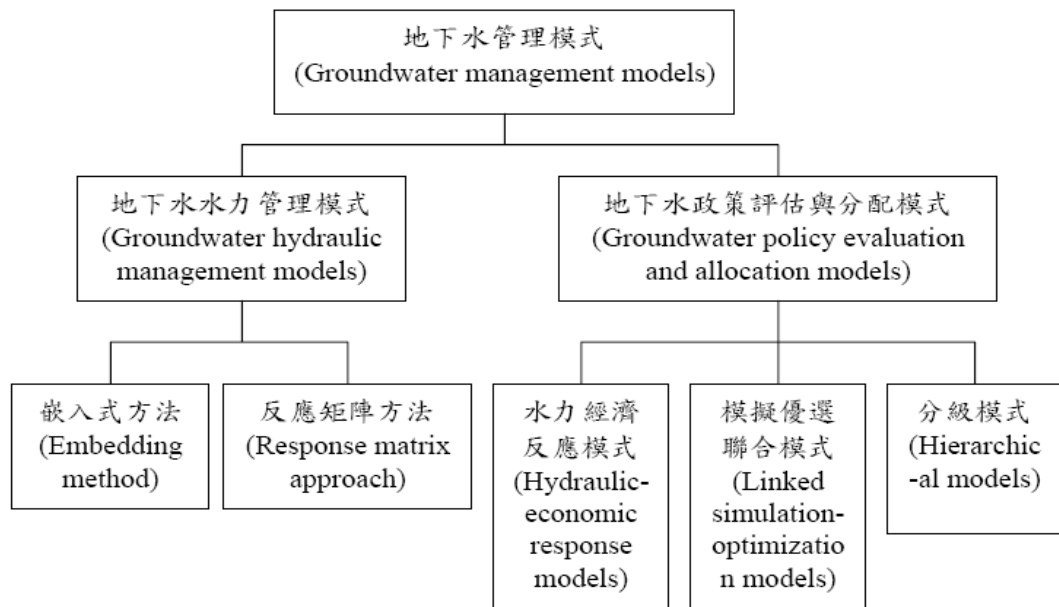


圖 2-1 地下水管理模式分類一覽表

其地下水水力管理模式則是直接探討水位洩降、水力水頭、抽水率等參數的模擬模式，其模式可以在水位洩降、水力坡降以及地下水產量等限制之下，確立出最佳抽水井位置以及抽水率；而此類型的模式其所利用的方法為嵌入式方法(Embedding method)與反應矩陣方法(Response matrix approach)兩種；Aguado and Remson(1974)將優選模式嵌入於地下水水力管理模式當中，並應用於一維和二維的例子當中。Maddock(1974)利用 algebraic technological function(ATF)逼近實際上水位洩降與抽水量之關係，其假設(1)沒有垂直水流發生，(2)所

有的抽水井皆完全穿透含水層，(3)流通係數與儲水係數可能為非均質，(4)抽水量於一個時期內是為常數，但可以隨著時期之不同而有所變化。

國內方面，根據曹以松(1989)研究顯示，安全出水量之決定應包含地下水之補充能力、水權、經濟與能源、水質等四個方面，而從以上四者考慮所得之安全出水量，以其中之最小者可為該區域之安全出水量，此外，在同一研究區域當中，其安全出水量會因時間之不同而有所改變，例如地下水補注量會因季節性降雨之多寡而改變；又或者抽水井之位置以及抽水形態之不同而可能改變安全出水量，因此在決定安全出水量時，宜考量各種不同因素訂定之。

陳美惠(2005)採取小尺度的概念，以屏東農田水利會隘寮圳灌區為研究區域，利用 MODMAN 軟體將地下水流連續性方程式、出水限制、洩降限制作為限制條件模擬出響應矩陣，再利用 LINDO 軟體解響應矩陣最佳解，並提出最大允許抽水量。

另外於地下水政策評估與分配模式方面，則可應用於研究制度下的政策使用區域地下水所造成的影響，利如稅賦或是配額所帶來的影響。而地下水政策評估與分配模式又可以分為三種不同的模式進行分析與探討，分別為水力經濟反應模式(Hydraulic-economic response models)、模擬-優選聯合模式(Linked simulation-optimization models)與分級模式(Hierarchical models)。水力經濟反應模式是反應矩陣方法的直接延伸，應用於地表的農業或其它用水的經濟效益扮演重要角色的一些聯合營運的問題，例如 Maddock and Haines(1975)。模擬-優選聯合模式則利用地下水含水層模擬結果當做是子區域經濟優選模式之輸入，每個時期的結果與資訊皆可利用於下時期之管理，又因為模擬模式和經濟管理模式是分開的，所以此模式可考慮複雜的社會、政策與經濟之影響；Young and Bredeho(1972)應用此模式發展經濟管理與數值模擬的串聯模式，以連串的優選模式考慮作物生產、農地應用以及水量調配的最大效益，然後進行地下水模擬，以反覆過程作長時間的分析。分級模式則是考慮將整個區域分解成數個子區域，利用反應矩陣方法，其中，模式將龐大且複雜的系統視為一系列的獨立系統，並進行多目標的考量；當遇到複雜的水資源分配問題要求詳細的大尺度優選管理策略時，則此模式即相當具有價值；Haines and Dreizen(1977)提出一多層的管理模式應用於一複雜的地表水地下水

系統，其利用反應矩陣方法以及多層模式結構優選複雜的聯合營運系統。

劉家昆(1995)建立一套流域性地表水與地下水聯合營運模擬模式，藉以評估各種研擬之方案，進而求得最佳聯合營運之管理方案；其以淡水河流域之地表水地下水聯合營運為研究對象，首先將流域區分為以地表水運用為主之上游地區及地表水與地下水活動皆頻繁之下游多層含水層地區，地表水部份係採用地表水水權模式(徐年盛，1992)，地下水部份則應用前水資會與台大土研所發展之台北盆地地下水水流模式(徐年盛，1988)，並將此二模式適當地予以連結，使其成為一套較能完整模擬淡水河流域地表水與地下水聯合營運之模擬模式。不過此研究建立之聯合營運模式係以流域性水資源系統為單位，其分析此一系統內之水工結構物(例如水庫)之興建與否，對系統內各種水文現象(如河川逕流量、地下水水位以及環境保育)之影響程度，將地表水與地下水進行合理的規劃與管理。不過此研究並未針對地下水資源之開發利用進行探討與分析，而且其建議於後續研究中，利用水資源系統分析之優選方法，建立流域性地表水與地下水聯合營運之優選模式。

第三章 水質總量管制評估過程因子探討

3.1 流量不確定性分析

本節之重點為探討集污區污水排水流量對於生物需氧量 BOD 濃度之影響，以分析集污區排水流量變化對 BOD 總量分配之影響與不同集污區流量與水質間之敏感度分析。在模擬模式中水質與水量參數若無完善的資料庫可供分析，易導致模式參數的不確定性，或是此一不確定性亦有可能來自於觀測資料的誤差，兩者皆有可能影響模式計算的結果，造成決策誤判，因此對於敏感度較大的參數，使用上應更加小心。本研究利用水質模擬模式結合最佳化模式，推估流域之最大可容許污染排放總量，並分析可能影響推估結果之參數，對其進行參數敏感度分析，而水質模式中會影響 BOD 濃度模擬結果之因子，包括流域源頭流量、水溫、與背景濃度，還有固定排放點源之 BOD 排放濃度、流量、BOD 祛氧係數、BOD 沉降速率與再曝氣係數等水質水量參數。

研究中水質參數之敏感度水質參數之敏感度分析是利用將參數值增加或減少一定的百分比(如變動 20%或 50%)，進而推估模擬水質項目之變化尺度。每一次變動一個參數，由水質項目變化的尺度大小，以瞭解各參數對水質模擬結果之敏感程度。敏感度的表示方式有兩種分別如下：

$$S = \frac{\Delta C_i}{\Delta P_i} \quad (3.1)$$

$$S = \frac{\Delta C_i / C_i}{\Delta P_i / P_i} \quad (3.2)$$

其中 P_i 為參數 P_i 的改變量， C_i 為水質項目 C_i 濃度於 P_i 變動下所模擬後之變化量。而(3.2)式為(3.1)式的標準化型態。

在永續性水質總量制度不確定性分析方面，本研究於第二年計畫中已針對水質模式中之水力參數(a、b、c、d)、水質參數(BOD 祛氧係數 K1 與 BOD 沉降速率 K3)、源頭流量與 BOD 濃度及設計水溫等項目進行不同參數設定對總量分配的敏感度分析，此分析過程中並假設各參數間無相關性，且各參數間為獨立。分析過程中以各種參數變動量之之±20%及±50%進行分析，以瞭解參數改變時，水質項目 BOD

與 DO 濃度之改變量，並計算其敏感度值。分析結果如表 3.1。結果顯示，在分析的參數中，源頭流量對於 BOD 污染總分配量影響較大，其敏感度較大，敏感度值大表示此參數對 BOD 單位面積負荷影響較大，因此未來進行水質模擬與量測水質時，則需更加注意源頭流量，以降低模擬之誤差與不確定性。

過去已討論水力參數、水質參數、設計水溫與源頭流量等參數對 BOD 總量最佳分配之影響，本研究更進一步以頭前溪流域為例，評估個別集污區污水流量對河川水質與總量分配之敏感度分析。頭前溪中共有六大集污區排水，從上游至下游依序為南河排水、竹東排水、崁下排水、關東六號橋排水、湳雅排水，與河段最下游之東大排水，如圖 3-1。經由水質模式結合最佳化模式，假設污水濃度不變情況下，評估各集污區污水量在變動 $\pm 20\%$ 及 $\pm 50\%$ 的情況下，對符合水質標準之最大可容許總量之影響。表 3-2 為各項水質參數不變且假設無相關性下，污水量變化對 BOD 總量的敏感度分析結果。

由表 3-2 結果顯示，在頭前溪流域中，較上游的南河排水、竹東排水與崁下排水對於 BOD 污染總分配量影響較大，其敏感度較大，下游的關東六號橋排水與湳雅排水污水量的變動對 BOD 污染總量影響較不顯著，其原因為在最佳化模式總量分配下，上游集污區初始所能分配到的污染排放量較大，下游的關東六號橋排水與湳雅排水由於所處河段位置、河段抽排水與河段水質參數等因素，使得其所能分配到的污染排放量相對較少，因此下游集污區污水量增加減少對於總量分配的敏感度較小。若分開污水量增加對總分配量之影響與污水量減少對總分配量之影響來看，污水量減少方面，以崁下排水對 BOD 污染總分配量的影響最大，敏感度最大，污水量增加方面，則是南河排水對 BOD 污染總分配量的影響最大。在頭前溪流域中，假設污水濃度不變，當集污區排入河川之污水量增加時，由於進入河川之污染量增加，使得河段污染濃度增加，在不違反水質標準情況下，允許能夠排入河川的總污染量就會減少。

一般而言集污區污水量增加越多，流域 BOD 的污染總分配量就會減少，且變動量越大，對總量分配的影響也越大，敏感度越大；若污水量減少，則會造成 BOD 之污染總分配量增加，但在竹東排水中，污水量增加，卻沒有造成 BOD 污染總分配量減少，其原因為當竹東排水污水量增加時，在最佳化模式中，為考量污染分配總量最大化，

竹東排水會因為污水量增加而無法分配到 BOD 污染排放量，因此污水量增加並不會使 BOD 污染總分配量降低。

依據表 3-2 之分析，頭前溪流域上游部分對於 BOD 污染總分配量影響較下游部分顯著，且當南河排水污水量增加時，會較顯著地降低 BOD 污染總分配量，因此在監測站點位置設置上，建議加強流域上游水質之監測及加強對南河排水水質之監測，確保總量管制後流域水質能夠符合河段水質標準，以達到流域永續發展之目標。

在水質敏感度分析部分，本研究假設在集污區排水污水量濃度不變情況下，頭前溪流域中每個集污區同時增加其排放污水量 5%、10%、20%、30%與 40%時，對河段水質之影響，模擬結果如圖 3-1。圖中原始狀況線表示在不違反每個河段 BOD 水質標準 2ppm 情況下，經由最佳化模式進行流域總量分配，在此排放規範下流域從上游至下游的 BOD 水質變化情況，隨著每一集污區污水量增加 5%、10%、20%、30%與 40%時，某些河段 BOD 濃度開始超過水質標準；頭前溪流域之滿雅取水口為新竹地區重要的飲用水取水口，其位置如圖 3-2 河段九垂直線標示。考慮飲用水用途，則河段九之取水口處須嚴謹地規範此區之水質合乎制定的河段水質標準。本研究針對整體流域對照每個河段須符合水質標準的情況，則流域污水量增加至 18%以內都還能符合取水口處的水質標準，但若增加超過 18%，則取水口處之 BOD 濃度亦會違反水質標準，因此為維持流域之永續發展，在水質水量的監測上應格外小心。

上述研究中，污水量之變動量並無機率分布 (probability distributions)，乃因各個影響因子的機率分佈 (probability distributions) 常不易取得或資料庫無詳細資料，如每個集污區排水每年或每月之排放污水量，因此本研究建議未來應加強進行流域水質、水量資料庫之蒐集與建立，才可藉由更詳盡的資料進行更進一步的不確定性分析，如利用均值一階二矩法等方法，加入機率的分析，以輔助流域的規劃政策與決策。

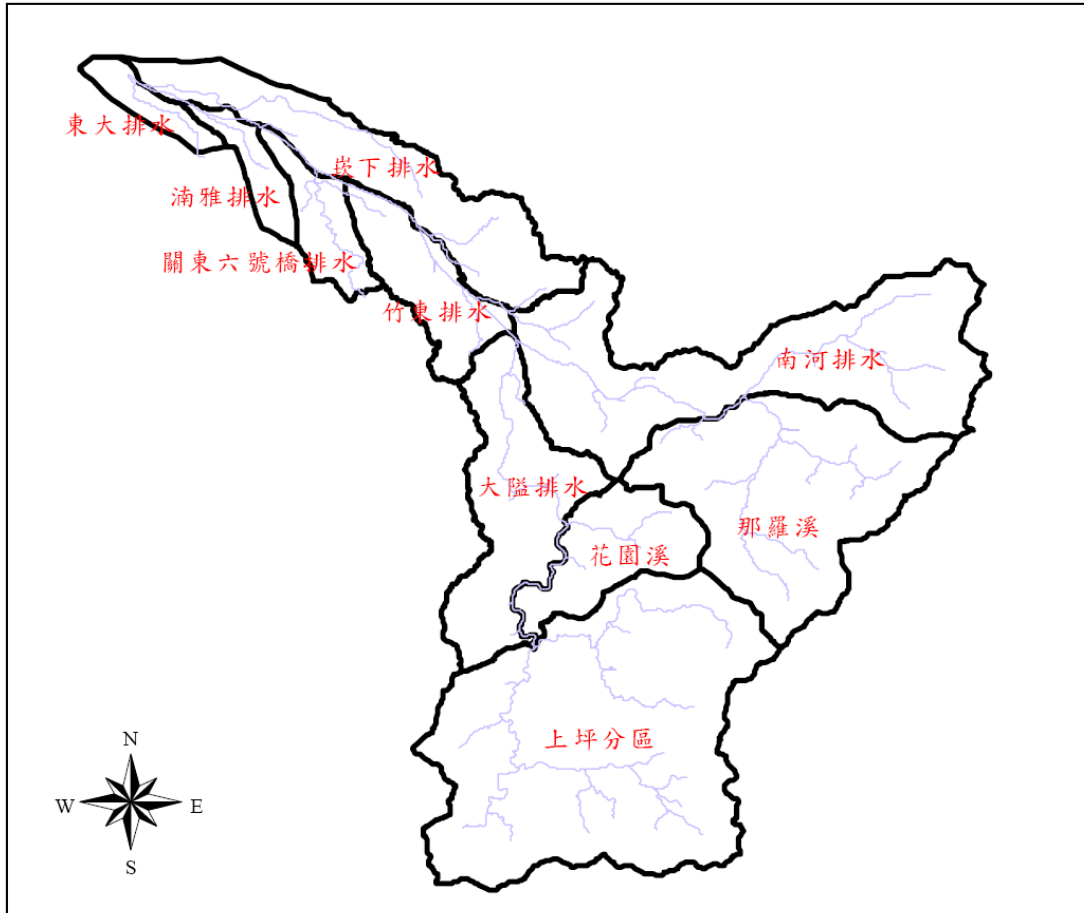


圖 3-1 頭前溪流流域集污區劃分圖

表 3-1 各參數對 BOD 總量敏感度分析

參數名稱		參數增減 百分比 (%)	BOD 總量 增減百分比(%)	敏感度值 (S)
水力係數	a	20%	-4.07	0.20
		-20%	5.75	0.29
		50%	-8.37	0.17
		-50%	21.12	0.42
	b	20%	-2.04	0.10
		-20%	2.17	0.11
		50%	-4.86	0.10
		-50%	5.67	0.11
	c	20%	0.00	0
	d	20%	0.00	0
水質參數	K ₁	20%	2.75	0.14
		-20%	-2.82	-0.14
		50%	6.74	0.13
		-50%	-7.21	-0.14
	K ₃	20%	1.95	0.10
		-20%	-2.02	-0.10
源頭	流量	20%	25.25	1.26
		-20%	-28.58	-1.43
		50%	60.99	1.22
		-50%	-	-
	BOD 濃度	20%	-3.69	-0.18
		-20%	3.69	0.18
		50%	-9.22	-0.18
		-50%	9.22	0.18
水溫	設計水溫	20%	3.74	0.19
		-20%	-3.31	-0.17
		50%	10.28	0.21
		-50%	-7.57	-0.15

表 3-2 各集污區污水量變化對 BOD 總量敏感度分析

集污區	排污流量增減百分比	BOD 總量增減百分比	敏感度絕對值(S)
南河排水	-20%	7.20%	0.36
	20%	-4.38%	0.22
	-50%	30.73%	0.61
	50%	-9.18%	0.18
竹東排水	-20%	3.67%	0.18
	20%	0.63%	0.03
	-50%	26.52%	0.53
	50%	3.27%	0.07
崁下排水	-20%	4.55%	0.23
	20%	-0.85%	0.04
	-50%	31.72%	0.63
	50%	-0.75%	0.01
關東六號橋排水	-20%	0.33%	0.02
	20%	-0.26%	0.01
	-50%	2.39%	0.05
	50%	-0.26%	0.01
滴雅排水	-20%	1.12%	0.06
	20%	-0.36%	0.02
	-50%	5.24%	0.10
	50%	-0.94%	0.02

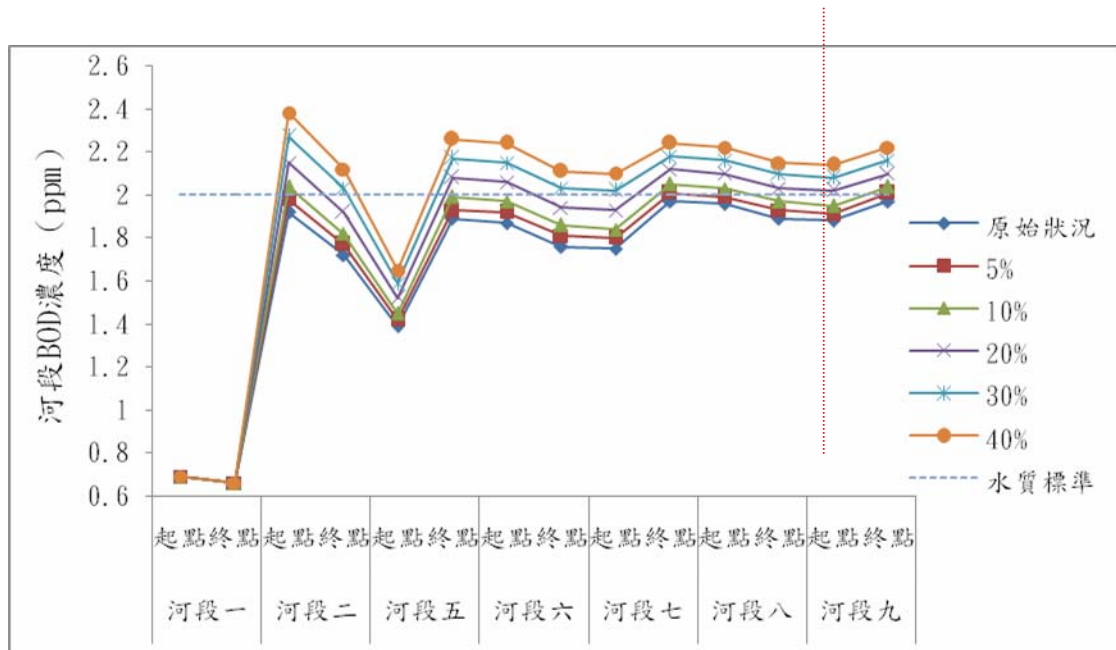


圖 3-2 污水量增加對河段水質濃度影響

3.2 水質監測站位置對總量管制之影響

本節主要以頭前溪流域之流域特性設計簡例，探討水質監測站位置如何影響水質參數之推估，以河川的溶氧量(DO)以及生化需氧量(BOD)兩項水質指標為研究項目，利用修正過後之 Streeter-Phelps 方程式進行線性代數方程式之參數反推，期望在水質參數資料不足的情況下，藉由上述模式的優點，以找出未知的參數，並進一步分析各污染源排放點排放對水質控制點之影響，結合最佳化模式以推求各集污區水體允許排放污染量，作為未來環境管理時之依據。

3.2.1 監測點對模式參數之影響

為了有效推估水質之參數，本節主要探討參數不確定性來源，並著重於水質監測站對參數之影響。研究中利用修正過後之水質模式進行線性代數方程式之參數反推，進而建立出一套合理完善的水質參數推估方法。本研究針對河川中生化需氧量(BOD)以及溶氧量(DO)兩個項目進行水質模擬，在此藉由陳韻如(2006)於『永續性河川水質管理系統之發展』中建立的水質模式為基礎，以評估水體中污染之傳輸與物理與化學反應過程，並在下文中說明此模式之內容。

(一) 水質模式之假設與理論

此模式為依據 Streeter-Phelps 的 BOD 與 DO 於河川傳輸之數學方程式建立水質模式(Streeter and Phelps,1925)，配合給定之邊界條件以及排入污染源資料，評估河川各河段之水質濃度分佈。以下為此模式之假設與理論。

1. 依據河川分段原則將河川分段後，假設同一河段除了水質參數 (K_r 、 K_d)彼此不同外，其餘參數例如河川斷面、流速、水溫、DO 再曝氣係數(K_2)、飽和溶氧(DO_{sat})等皆相同。
2. 本研究僅考量一維穩態情形，且遵守質量守恆定律。
3. 假設該河段各污染源與河川上游流入之污染物瞬間完全混合。
4. 流域視為一完整系統，且遵守質量守恆定律。
5. 河川中之 DO 耗氧來自於 BOD 以及底泥耗氧，而 DO 之增加來自於水體表面與空氣之間接觸之曝氣作用。

6. 本研究參考過去文獻，將考量祛氧係數(K_r)和底泥耗氧率(K_4)對 BOD 之影響，本研究中需優選參數 K_r 和 K_4 ，藉此描述 BOD 和 DO 之變化情形。
7. 根據文獻資料(Thomann and Muller,1987)，當水體中懸浮物質濃度低於 30mg/L 時，沉降係數之影響將可忽略，故在此忽略之。
8. 由於河川延散作用與傳輸作用相比影響不大，故在延散係數上不做任何設定。

(二) BOD 與 DO 之河川傳輸數學方程式

本研究採用之 BOD 以及 DO 濃度反應式(Streeter-Phelps,1925)乃為下列各式，推求各種距離之 BOD 濃度可用下式求出。

$$BOD_i = BOD_{0i} \times e^{(-K_r \times t_i)} \quad i=1 \sim n \quad (3.4)$$

其中 BOD_{0i} 為 i 河段之初始濃度或是與該點污染源混合後之 BOD 濃度， K_{ri} 為 i 河段之祛氧係數， t_i 為 i 河段中污染物傳輸的時間， BOD_i 為 i 河段中污染物傳輸 t_i 時間後之 BOD 濃度或與排入污染之濃度混合前之 BOD 濃度， n 為河段數。

各河段之溶氧缺乏量可由下式求得，在此加上底泥耗氧之影響，求得溶氧缺乏量後便可得知各種距離之 DO 濃度(Chapra,1977)。

$$D_i = D_{0i} \times e^{(-K_{ai} \times t_i)} + \frac{BOD_{0i} \times K_{ri}}{K_{ai} - K_{ri}} (e^{(-K_{ri} \times t_i)} - e^{(-K_{ai} \times t_i)}) + (1 - e^{(-K_{ai} \times t_i)}) \times \left(\frac{S_{Bi}}{H_i \times K_{ai}} \right) \quad (3.5)$$

式中， D_{0i} 為 i 河段初始混合後之溶氧缺乏量， D_i 為 i 河段中污染物傳輸 t_i 時間後之溶氧缺乏量或與排入污染之濃度混合前之溶氧缺乏量， K_{ai} 為 i 河段之再曝氣係數，其方程式為採用 Churchill et al.(1962)之經驗公式如下(3.6) 式。 S_{Bi} 為 i 河段之底泥耗氧率(即為 K_4)， H_i 為 i 河段之平均深度。

$$K_{ai} = 5.026 \bar{u}_i^{-0.969} d_i^{-1.673} \times 2.31 \quad (3.6)$$

式中 \bar{u}_i 為 i 河段之平均流速(ft/sec)， d_i 為 i 河段之平均水深(ft)。

$$DO_i = DO_{sat,i} - D_i \quad (3.7)$$

式中 $DO_{sat,i}$ 為 i 河段之飽和溶氧，其式以經驗公式(American Public Health Association, APHA, 1985)，如(3.8) 式。 DO_i 為 i 河段中污染物傳輸 t_i 時間後之 DO 濃度或與排入污染之濃度混合前之 DO 濃度。

$$\ln(DO_{sat,i}) = -139.34411 + \left(\frac{1.575701 \times 10^5}{T_i}\right) - \left(\frac{6.642308 \times 10^7}{T_i^2}\right) + \left(\frac{1.243800 \times 10^{10}}{T_i^3}\right) - \left(\frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_i^4}\right) \quad (3.8)$$

若切割之河段中有污染源排入，其混合後之 BOD 及 DO 濃度可用下列兩式表示(Chapra,1977)。

$$BOD_{0i} = \frac{BOD_i \times Q_i + BOD_{pi} \times q_i}{Q_i + q_i} \quad (3.9)$$

$$DO_{0i} = \frac{DO_i \times Q_i + DO_{pi} \times q_i}{Q_i + q_i} \quad (3.10)$$

式中 BOD_{0i} 為 i 河段與污染物混合後之 BOD 濃度， Q_i 為 i 河段之河川流量， BOD_{pi} 與 DO_{pi} 分別為 i 河段之污染源 BOD 濃度與 DO 濃度， q_i 為 i 河段之污染源 BOD 之廢水量。

由於模式中假設河川流況為定常態，且假設同一河段內之其餘參數值為相同，研究中利用 HEC-RAS 模式進行推估在各設計流量下，可能之斷面面積與各段水深及流速。此外由於河段的溫度會影響水質參數的變化，進而導致水質濃度的模擬，故利用(3.11) 式修正水質參數。

$$X_{Ti} = X_{20i} \theta^{(T-20^\circ)} \quad (3.11)$$

X_{Ti} 為該河段水溫下(T)之水質參數值， X_{20i} 為該河段在標準溫度 20°C 時的水質參數值， θ 為各水質參數的修正係數，在此採用 QUAL2E 建議之數值， K_r 的修正係數為 1.047，而 K_4 的修正係數為 1.060。

(三) 河川分段原則

上述模式於使用時必須將模擬河川進行河段劃分之工作，以下為該模式之河川分段方式：

1. 河川分段時若有污染源匯入點進入，必須以污染源匯入點為分段點。
2. 河段內必須要有一個以上的監測站。
3. 若河段內只有一個監測站，則此監測站至上游分界點之間不可有其它污染源匯入點。
4. 河段內如果有兩個監測站以上，且其中有兩監測站之間無其他污染源匯入點，便可直接反推，但因為上游推求水質參數會造成誤差累積至下游，故不採取兩監測站間直接推求水質參數，而藉由上游慢慢往下游推估，以修正累積性誤差之影響。

河川分段完畢後，每一河段內即無任何污染源匯入點，則假設水質變化情形完全符合(3.8)~(3.11)式，則可利用聯立解線性代數的觀念，如下(3.12)與(3.13)式。

$$K_{ri} = \ln\left(\frac{BOD_{0i}}{BOD_i}\right) \times \frac{1}{t} \quad (3.12)$$

$$S_{Bi} = (D_i - D_{0i} \times e^{(-K_{ai} \times t_i)} - \frac{BOD_{0i} \times K_{ri}}{K_{ai} - K_{ri}} (e^{(-K_{ri} \times t_i)} - e^{(-K_{ai} \times t_i)})) \times \left(\frac{H_i \times K_{ai}}{1 - e^{(-K_{ai} \times t_i)}}\right) \quad (3.13)$$

藉由僅有之河川水質觀測資料，便可求解出分段後之各河段內的兩優選參數，若違反了上述之分段原則，則沒辦法利用上述觀念來反推求得優選參數。

(四) 案例設計

本研究依據頭前溪流域特性設計一簡化之模擬河川，並參考過去的報告成果，以合理方式假設河川內之水力特性與水質等資料。首先利用水質模式模擬河川水質濃度，作為假設之各觀測站之水質紀錄資料，進而再假設河川內水質參數與河川分段方式為未知，利用解聯立線性代數方程式的方式結合上述河川分段原則進行優選，將優選推得的水質參數重新利用水質模式模擬出河川各觀測站之濃度，並與之前紀錄觀測站之濃度做比對，並探討在不同數目與位置之監測站，模擬濃度與實際觀測濃度的關係，以及水質參數之差異所在。

設計的簡例假設總共有五個污染源排入點，其分別對應的污染排

放資料，如表 3-3。表 3-4 為河川源頭之資料，兩個源頭分別來自於油羅溪上游與上坪溪上游。表 3-5 為河川分段之資料，由於每個河段內至少擁有一個水質監測站，包含 BOD 與 DO 兩個水質項目之濃度監測值，故可視為兩條限制式，因此本研究將 K_1 與 K_3 結合成為 K_r ，兩條限制式將用於反推 K_r 與 K_4 兩個參數值。本研究可經由兩方程式決定 K_r 和 K_4 兩變數，故此水質模式僅能求得 K_r 以及 K_4 ，且前提是水質變化完全符合此兩條傳輸數學方程式，但在真實情況中水質並非如此線性化，故在模式本身尚待修改。此外，除了優選的參數外，其餘之參數皆視為同一河段皆相同，往後在作優選時必須也將其餘參數做實際的輸入。至於河川分段原則方面，由於此參數推估方法是利用聯立解線性代數方程式求解，若違反了河川分段原則，則無法利用線性代數求得參數解，而必須利用其它求解方法才能求得。

表 3-3 污染排放源資料

河川名稱	排放源名稱	位置 (km)	流量 (CMD)	BOD 排放量 (kg/day)	流達率 (%)
油羅溪	南河排水	29.5	17815.29	1495.93	0.14
頭前溪	竹東排水	20.5	30003.87	2469.73	0.22
	崁下排水	14.5	59240.51	3966.89	0.05
	關東排水	11	12051.57	989.25	0.06
	湳雅排水	5.5	17663.59	1684.95	0.29

表 3-4 河川源頭資料

源頭名稱	位置 (km)	流量 (CMD)	BOD (mg/L)	DO (mg/L)
油羅溪	33.5	215136	1.3	11.2
上坪溪	10	326592	0.5	9.5

表 3-5 河川分段資料

河川名稱	河段名稱 (km)	分段起點 (km)	分段終點 (km)	K_r (1/d)	K_4 (1/d)	K_2 (1/d)	飽和溶氧 (mg/L)	平均流速 (m/s)	平均水深 (m)	平均溫度 (°C)
油羅溪	河段一	33.5	23	1.3	1	37.39	9.09	0.88	0.28	20
上坪溪	河段二	10	4	1.3	1	16.98	9.09	1.25	0.55	20
	河段三	4	0	1.3	1	22.1	9.09	1.44	0.51	20
頭前溪	河段四	23	20.5	1.3	1	35.27	9.09	0.58	0.26	20
	河段五	20.5	14.5	1.3	0.2	12.35	9.09	0.9	0.55	20
	河段六	14.5	11	0.7	0.2	1.82	9.09	0.38	1.05	20
	河段七	11	5.5	0.7	0.2	1.22	9.09	0.02	3.79	20
	河段八	5.5	0	0.7	0.5	2.73	9.09	0.01	6.21	20

表 3-6 推估之河段資料

河川名稱	河段名稱 (km)	分段起點 (km)	分段終點 (km)	K_r (1/d)	K_4 (1/d)	K_2 (1/d)	飽和溶氧 (mg/L)	平均流速 (m/s)	平均水深 (m)	平均溫度 (°C)
油羅溪	河段一	33.5	23	0	0	37.39	9.09	0.88	0.28	20
上坪溪	河段二	10	6	0.83	0.38	12.5	9.09	0.8	0.51	20
	河段三	6	0	1.53	1.25	21.18	9.09	1.57	0.55	20
頭前溪	河段四	23	20.5	4.63	0.17	28.26	9.09	0.58	0.26	20
	河段五	20.5	11	0.52	-0.99	4.71	9.09	0.65	0.81	20
	河段六	11	8.2	1.1	1.37	2.24	9.09	0.03	3.34	20
	河段七	8.2	0	0.35	7.12	3.05	9.09	0.01	5.82	20

表 3-6 為河川分段原則下所推估出來之結果，由此可發現，分段數目僅能分成七段，與原先案例設計時的八段相差一段，且推估出來之參數與原先參數有相當程度之差異，即便如此，其模擬的濃度卻又與觀測濃度相當吻合，代表優選參數對於水質模擬意義較小或是監測站位置不恰當的關係，使得監測站的資料無法表現出水體的水質變化。此外，由於河段一在南河排水下游並未有監測站存在，造成反推水質參數時不確定性的來源，無法有效優選到該河段之水質參數，故此河段之兩個水質參數皆以 0 表示，形成在優選的過程中，自上游模擬濃度誤差的累積影響了下游水質參數的推導，甚至會造成參數負值

的狀況。此誤差來源主要是因為原先河川分段中，某些河段內沒有水質觀測站，造成在求解的過程中，該河段自由度過大，造成反推水質參數時不確定性的來源，無法有效優選到該河段之水質參數，形成在優選的過程中，自上游模擬濃度誤差的累積影響了下游水質參數的推導，甚至會造成參數負值的狀況。因此本研究針對污染排入點後之河段位置，假設增加監測站之設置，以評估對優選參數結果之影響。

研究中保留原有八個水質監測站，另外增加三個監測站，再以河川分段原則的方式，以前述之水質模式與線性代數反推水質參數，其結果如下表 3-7，可發現其優選結果與原先設計參數相接近，且模擬之水質項目與觀測值趨近相同。由此可知若監測站之設置位置和數量與水質參數之推估具有極大的相關性，若有足夠之監測站資料以反應河川水質特性，將可降低模擬時水質參數之不確定性。

表 3-7 增加監測站後推估之河段資料

河川名稱	河段名稱 (km)	分段起點 (km)	分段終點 (km)	K_r (1/d)	K_4 (1/d)	K_2 (1/d)	飽和溶氧 (mg/L)	平均流速 (m/s)	平均水深 (m)	平均溫度 (°C)
油羅溪	河段一	33.5	23	1.3	1	37.39	9.09	0.88	0.28	20
上坪溪	河段二	10	6	0.83	0.38	12.5	9.09	0.8	0.51	20
	河段三	6	0	1.53	1.25	21.18	9.09	1.57	0.55	20
頭前溪	河段四	23	20.5	1.29	0.81	28.26	9.09	0.58	0.26	20
	河段五	20.5	14.5	1.3	0.17	12.35	9.09	0.9	0.55	20
	河段六	14.5	11	0.7	0.23	1.82	9.09	0.38	1.05	20
	河段七	11	5.5	0.7	0.2	1.22	9.09	0.02	3.79	20
	河段八	5.5	0	0.7	0.5	2.73	9.09	0.01	6.21	20

3.2.2 監測點對總量管制之影響

在經濟活動蓬勃發展的現況下，自然環境一直是人類賴以維生的主要依靠，主要原因是組成自然環境的系統皆有接受不同大小程度的衝擊，但在有限的資源前提下，如何讓系統在承受最大的污染衝擊且經濟利益最大的同時，不超過其所能容忍的最大負荷，是人類一直以來所追求的目標，而水體便是眾多系統之一。在水質要求的條件下，

水體所能承受之污染排放最大負荷稱為涵容能力。本節將藉由上節建立之水質模式與案例設計，推估案例中河川 BOD 污染涵容能力之現值，並就監測點的位置對於涵容能力之影響作討論。

(一) 累積衝擊評估

河川污染整治規劃與涵容能力分析配合水質模式進行模擬，以瞭解河川之污染傳輸情形或各區域可能造成之污染衝擊程度。藉由水質模式模擬評估，可分析不同污染源對河川各河段所造成之衝擊，以建立各河段間之水質污染反應矩陣，並評估該河川自上游至下游所承受之累積性衝擊。

傳統的環境影響評估，主要只針對單一開發案件對環境造成的衝擊進行評估，卻忽略了此計畫，與不同時間、空間上的其他計畫，可能對環境產生累積性之影響。若是忽略累積性的影響，可能導致某一區域所承受的環境衝擊，在無形中超越其承載能力，造成環境品質下降。

污染傳輸反應矩陣乃結合模擬單一污染源對河川污染衝擊程度，用來評估多重污染源自河川上游至下游所造成之累積性衝擊，將各河段污染源與水質間的反應關係建立為矩陣，以協助了解污染在河川各處的傳輸情形。污染傳輸反應矩陣，為評估不同分區污染排放源自河川上游至下游所造成之衝擊量大小，即反應矩陣縱向可分割成河川不同位置單元，來分析其衝擊量，然而在自然環境下，河川本身便存在一定之 BOD 濃度，稱之為環境背景值，其值會隨著河川上游源頭污染排放量不同而變化，故在應用反應矩陣的同時，應將環境背景值與污染源影響分開模擬討論，往後只需計算集污區可能污染量，為單位污染排放源(排入 100kg/day 之 BOD 污染量)的多少倍，再乘上各河段之反應係數，並加上該格點之環境背景值，便可得知該污染量對各河段水質造成之累積性影響。表 3-8 即為案例設計中利用水質模式反推水質參數所推估之污染反應矩陣。

表 3-8 反推水質參數所得各河段與分區之污染傳輸反應矩陣

上游	上游-----下游					
	南河排水	竹東排水	炭下排水	關東六號橋排水	湳雅排水	背景值
	TO ₁	TO ₂	TO ₃	TO ₄	TO ₅	TO ₀
河段一起點	0.00	0.00	0.00	0.00	1.30	0.00
河段一終點	0.00	0.00	0.00	0.00	1.20	0.00
河段二起點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00
河段二終點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48	0.00
河段三起點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48	0.00
河段三終點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00
河段四起點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.00
河段四終點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.60	0.00
河段五起點	0.17	0.00	0.00	0.00	0.57	0.17
河段五終點	0.14	0.15	0.00	0.00	0.48	0.14
河段六起點	0.14	0.15	0.15	0.00	0.47	0.14
河段六終點	0.04	0.04	0.05	0.00	0.14	0.04
河段七起點	0.04	0.04	0.05	0.00	0.14	0.04
河段七終點	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00

此反應矩陣如橫向排放源「南河排水」(TO1)，在河段一排入 100kg/day 的 BOD 污染量時，所對應各河段之影響如河段一的終點為 0.4293，而河段二、三屬於上坪溪支流，故不受之影響，河段四之起終點分別為 0.18 與 0.14，往下游類推。至於集污區污染排放源是否需設定排入 100kg/day 的 BOD 污染量，則要視模擬該河川時流量設定值大小及該河川自淨能力為何來考量。

(二) 推估河川污染涵容量

目前頭前溪共設有八個水質監測站，分別為內灣吊橋、瑞豐大橋、寶山水庫取水口、竹東大橋、竹林大橋、中正大橋、頭前溪橋、

溪洲大橋，在限制式的設定下，根據河川分段原則的情形下，使得推估量必須要讓每個河段皆符合水質標準，找出河川能處理之最大污染排放量。

Optimization model

$$\begin{aligned} \text{Max} Z &= \sum_{i=1}^N TO_i \\ \text{S.T.} \sum TO_i \times RC_{ij} &\leq BOD_{std,j} \\ TO_i &\geq 0, i = 1 \sim 5 \end{aligned}$$

推估涵容能力之最佳化模式如上，其優選之決策變數為集污區最大 BOD 污染可排放量 TO_i ，限制式則設定在不超過此河段之水質 BOD 標準規範。式中 BOD_i 為集污區 TO_i 所排入之 BOD 污染濃度值， RC_{ij} 表示 j 區受 i 區影響之 BOD 反應係數， $BOD_{std,j}$ 則代表 j 區之水質 BOD 濃度規範，此亦表示在受 i 區排污影響其 j 區之水質仍須符合此區之水質標準規範。反推水質參數所得之環境承载力如表 3-9 所示。

表 3-9 反推水質參數所得之環境承载力

集污區	面積 (ha)	水體分類	河川集污區排入量 kg/day(BOD)
南河排水	10446.4	乙	186.21
竹東排水	2706.71	乙	693.96
崁下排水	5799.06	乙	224.71
關東六號橋	1628.35	乙	24.14
滿雅排水	1076.72	乙	25021.22
總計			26150.24

若是藉由增加監測站數目與調整位置，可減低推估水質參數時之不確定性，進而趨近於唯一解，隨著水質參數的改變，反應矩陣也會隨之改變，下表 3-10 為上節案例增加監測站數目後所推估出來之水質參數並藉由水質模式求得之反應矩陣，而表 3-11 為此反應矩陣所推估之環境承载力。

表 3- 10 增加監測點之反應矩陣

上游	上游-----下游					背景值
	南河排水	竹東排水	崁下排水	關東六號橋排水	湳雅排水	
	TO ₁	TO ₂	TO ₃	TO ₄	TO ₅	TO ₀
河段一起點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.30
河段一終點	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
河段二起點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50
河段二終點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48
河段三起點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48
河段三終點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45
河段四起點	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68
河段四終點	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64
河段五起點	0.14	0.17	0.00	0.00	0.00	0.60
河段五終點	0.13	0.15	0.00	0.00	0.00	0.55
河段六起點	0.12	0.14	0.15	0.00	0.00	0.50
河段六終點	0.11	0.13	0.14	0.00	0.00	0.46
河段七起點	0.11	0.13	0.14	0.15	0.00	0.45
河段七終點	0.01	0.01	0.02	0.02	0.00	0.05
河段八起點	0.01	0.01	0.01	0.02	0.15	0.05
河段八終點	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

表 3- 11 增加監測點之環境承载力

集污區	面積 (ha)	水體分類	河川集污區排入量 kg/day(BOD)
南河排水	10446.4	乙	259.48
竹東排水	2706.71	乙	605.92
崁下排水	5799.06	乙	231.04
關東六號橋	1628.35	乙	117.49
湳雅排水	1076.72	乙	2571.44
總計			3785.37

藉由上述表格可得知，監測站的數目與位置會間接影響水質參數的推估，進而影響到環境承载力。增加監測點前後所推求湳雅排水處之可排放量分別為 25021.22 與 2571.44，相差近十倍，主要原因為河

川分段之影響。增加監測點前之最後一個河段起點為距下游 8.2km 處，滿雅排水距下游 5.5km 處，且滿雅排水為水體水質標準交界處，其下游之水質標準為丙類水體，故滿雅排水口排入污染後，根據反應矩陣規劃，僅需在河段七終點時遵守丙類水體即可，由於此處流速緩慢，即使排入大量污染，也能在河段七終點時符合丙類水體。然而增加監測點後，由於最後一個河段之起點為距下游 5.5km 處，與滿雅排水口同一位置(假設滿雅排水口位於最後一個河段起點前不遠處)，故滿雅排水口排入污染後，在最後河段之起點即必須遵守丙類水體標準，故推求出來之環境承载力降低。由上述得知，監測點的數目與位置，會影響河川分段數目與水質參數的推求，進而改變反應矩陣，此外最佳化模式中的限制式也會隨之改變，最終造成環境承载力推估上的變化。往後若能增加監測站之數目並位置恰當，對於推估水質參數與環境承载力上有極大之影響，且未來可進一步藉此針對河川管理制度探討合理之相關策略。

3.3 總量管制下區域公平性探討

公平性為總量管制之重要課題。河川涵容能力分配的過程中，若只考慮總污染分配量最大化，優化的雖然在經濟上可以得到一個滿意的解答，但在社會上並不一定能夠實現，因此本研究在原最佳化模式中，進一步考量流域公平性，讓流域永續發展的過程中，能夠同時兼顧到生態、經濟與社會層面，增加政策落實的可行性與可能性。本章節將分由兩個部份探討流域公平性。

3.3.1 總量與公平性間之調配關係

河川涵容能力為在不違反水質標準限制下，河川所能承載的最大污染排放量，但若只考量總量最大化下之優化結果常未能滿足不同集污區間污染分配之公平性。公平性為總量分配與管制之重要課題；而永續性總量管制於本研究中主要精神是推求在符合水質標準下，水體在可接受的風險下，考量了累積性衝擊影響，各集污區所能承受之最大污染排放量，將此視為河川承载力。因此其最佳化模式的決策變數為各集污區允許污染排放量推求流域整體最大允許污染排放總量，與過去總量管制之最佳化模式以污染削減量作為主要決策變數並以最小成本為目標函數有所不同。

模式中以生化需氧量(BOD)於河段中必須符合水質標準為限制考量，藉由系統分析方法建立一數理規劃最佳化模式，在考量管理目標及符合相關限制下，推估在可接受的違反水質標準的風險下之河川承載力，河川每日可排入最大 BOD 污染排放量。模式簡介如下：

目標函數：

$$MaxZ = \sum_{i=1}^5 TO_i \quad (3.14)$$

限制式：

$$\sum_{i=1}^5 TO_i \times RC_BOD_{ik} \leq BOD_{std,k} \quad i=1-5, k=1-9 \quad (3.15)$$

$$TO_i \geq 0 \quad (3.16)$$

TO_i 表集污區 i 容許之污染排放量，而限制式中除了須滿足各集污區排水之污染分配量不得小於零，且所有檢測點 k 之 BOD 濃度必須符合水質標準 $BOD_{std,k}$ ，而其中 RC_BOD_{ij} 為河川上游集污區 i 對下游檢測點 j 之 BOD 影響反應係數，反應係數可由水質 QUAL2E 模式模擬得之。

上述最佳化模式為單目標函數模式，只考量了在符合河段水質標準下河川每天所能排入的最大 BOD 污染量，假設允許的最大污染排放量與經濟發展為正相關，則藉由此規劃模式，滿足了經濟發展與生態的永續發展，但卻無法考量到流域與區域間的公平性，易導致污染分配量在區域間的分配造成不公，使得未來在政策的執行上發生困難，因此在考量流域總量的最佳分配時，也需要考量到公平性的問題。

藉由修正上述目標函數與限制式為一考量總量與公平性的多目標規劃模式，可改善此公平性問題。本模式為一考量各種土地利用之單位面積負荷公平性下，推估污染排放點的可容許排放量與頭前溪之涵容能力，在水質標準的限制下，以多目標規劃模式來分析頭前溪所能負荷的最大污染排放量總和與流域公平性之間的關係，(3.17)、(3.18)式分別表示總量最大化與公平性最佳之單目標函數，利用多目標規劃中之權重法 (Weighting Method) 則可將之轉換為(3.19)式，權重法最早係由 Zadeh(1963)提出，隨後 Marglin(1967)與 Major(1969)先後將其應用在公共投資問題上。目標函數中 T 為公平係數值，為規劃模式中

總量與公平性考量之權重，可依決策者的決策不同，給予其值；當 T 越大，同時也暗示著決策者越傾向以流域的公平性為優先考量來進行總量分配。

$$MaxZ = \sum_{i=1}^5 TO_i \quad (3.17)$$

$$MinZ = \sum_{j=1}^3 \left(\sum_{i=1}^4 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+1,j}}{a_{i+1,j}} \right| + \sum_{i=1}^3 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+2,j}}{a_{i+2,j}} \right| + \sum_{i=1}^2 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+3,j}}{a_{i+3,j}} \right| + \sum_{i=1}^1 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+4,j}}{a_{i+4,j}} \right| \right) \quad (3.18)$$

$$MaxZ = \left(\sum_{i=1}^5 TO_i \right) - T \times \left(\sum_{j=1}^3 \left(\sum_{i=1}^4 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+1,j}}{a_{i+1,j}} \right| + \sum_{i=1}^3 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+2,j}}{a_{i+2,j}} \right| + \sum_{i=1}^2 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+3,j}}{a_{i+3,j}} \right| + \sum_{i=1}^1 \left| \frac{TO_{ij}}{a_{ij}} - \frac{TO_{i+4,j}}{a_{i+4,j}} \right| \right) \right) \quad (3.19)$$

限制式

$$TO_i = \sum_{j=1}^3 TO_{ij} \quad i=1-5, j=1-3 \quad (3.20)$$

$$\frac{TO_{i1}}{a_{i1} \times l_1} = \frac{TO_{i2}}{a_{i2} \times l_2} = \frac{TO_{i3}}{a_{i3} \times l_3} \quad i=1-5 \quad (3.21)$$

$$TO_{ij} \geq 0 \quad i=1-5, j=1-3 \quad (3.22)$$

$$\sum_{i=1}^5 TO_i \times RC_{-BOD_{ik}} \leq BOD_{std,k} \quad i=1-5, k=1-9 \quad (3.23)$$

其中，決策變數 TO_{ij} 表頭前溪流域集污區不同土地利用下容許之污染排放量，其中 $i=1\sim 5$ ，表集污區，依序為南和排水、竹東排水、崁下排水、關東六號橋排水與湳雅排水； $j=1\sim 3$ ，表土地利用，依序為農業、建築和保育地。 a_{ij} 為第 i 個集污區的第 j 種土地利用之土地面積。而 l_1 、 l_2 、 l_3 分別為相同單位面積下，農業、建築、保護區能夠分配到的排放比率。

本研究假設相同單位面積下，建築類的排放比率為農業類的 6 倍，農業類又為保育地類的 2 倍，即假定 l_1 等於 1 時， l_2 則為 2，同

時 13 等於 12。最後所有檢測點 k 之 BOD 濃度必須符合水質標準 $BOD_{std,k}$ ，而其中 RC_BOD_{ij} 為河川上游集污區 i 對下游檢測點 j 之 BOD 影響反應係數。

上述多目標函數中，T 代表公平係數值，當 T 越大，表示模式中的總量規劃分配，越以流域公平性為優先考量；當 T 越小，即表示模式規劃的過程中，越是以求算流域之最大涵容能力值為優先考量。T 等於零時，代表模式將在完全不考量公平性的情形下，進行污染總量分配，不同的 T 值在規劃模式中都能找到一組相對應的非劣解，或稱柏拉圖解(Pareto solution)，而在評估公平性方面，本研究使用 Gini coefficient 作為評流域區域間分配公平性之依據。

Gini Coefficient 為經濟學中，評估社會貧富差距狀況之指標，最早由 Gini corrado(1921)所提出；而 Gini coefficient 除了可用以評估社會經濟的公平性外，也曾被其他學者應用在不同的領域上(David L. Millimet and Daniel Slottje, 2002)，其應用非常廣泛。如圖 3-3，以評估社會貧富差距為例，Gini coefficient 之意義在於當人民的收入均等時，在圖上所繪出的勞倫茲曲線 (Lorenz Curve) 應等於原點到座標 (1,1) 的直線，但如果貧富差距越大，勞倫茲曲線就會離直線越來越遠，Gini coefficient 值就會越來越大。Gini coefficient 的求算方法有許多種(Milanovic B.,1992)，因為資料為離散關係，本研究中採用梯形面積法(Burden et al., 2000)，將勞倫茲曲線下方的面積近似分割為多個梯形面積進行計算，公式如(3.24)式：

$$G_{ini} = 1 - \sum_{i=1}^n (X_i - X_{i-1})(Y_i + Y_{i-1}) \quad (3.24)$$

其中， X_i 表示該種土地利用在各集污區中，土地面積的累積比例，i 表集污區的數量； Y_i 為該種土地利用在集污區中，土地所容許污染的累積負荷比例，但須非常注意的是，在進行 Gini coefficient 的計算時， Y_i/X_i 必須先由小到大排列後，才能帶入上述公式求算。一般來說，Gini coefficient 若介於 0~0.2 之間，表示分配非常均等，0.2~0.4 表示分配相對均等，0.4~0.6 表示分配差距大，0.6 以上就表示分配差距非常懸殊。

模式中每個 T 值皆可得到一組總量分配方案，根據此總量分配方案，可計算出每種土地利用此時之 Gini coefficient；本研究分析頭前溪，以考量農業容許污染量分配公平性與流域總量關係為例，得出在

不同 T 值（公平係數值）下，總量與 Gini coefficient 之變化，如表 3-12，將 Gini coefficient 與總量關係會製成圖，結果如圖 3-4。表 3-12 顯示河川容許的最大總量與 Gini coefficient 為一高度正相關之關係，也表示越考量公平性，河川的最大總量就越會被犧牲。以頭前溪為例，當模式完全以公平性為考量時（T 為無窮大），在符合水質標準的情況下，河川總量並不會降至為零，且每個集污區中的土地，可獲得相當公平的污染排放量；當模式完全以河川總量最佳化為考量時（T 為 0），在符合水質標準的情況下，Gini coefficient 也不會超過 0.6，超過 0.6 時表示分配差距非常大。

全世界一般普遍使用的標準為當 Gini coefficient 介於 0~0.2 之間時，表示分配是公平的，因此，本研究建議，若是在考量整體流域總量較佳的情況下，又需兼顧總量分配的公平性時，可以採用農業 Gini coefficient 等於 0.2 時之分配方案，此時 T 值為 0.031，解出南河排水所涵蓋的集污區，可以分得每天 105.8 公斤的 BOD 污染排放量，竹東排水可分得每天 204.8 公斤的 BOD 污染排放量，崁下排水分得每天 486.6 公斤的 BOD 污染排放量，關東六號橋排水分得每天 54.8 公斤的 BOD 污染排放量，湳雅排水分得每天 63.7 公斤的 BOD 污染排放量，流域的最大涵容能力為每天 915.7 公斤的 BOD 污染排放量。符合此普遍性之公平考量，比起分配完全百分之百公平的情況下，可容許的排放總量約可增加 36%。本研究目前只以農業之 Gini coefficient 與流域整體總量為考量，未考量建築與保育地公平性與總量關係部份，未來應綜合考量三種土地利用公平性與總量之關係，更全面地評估流域總量分配之策略。

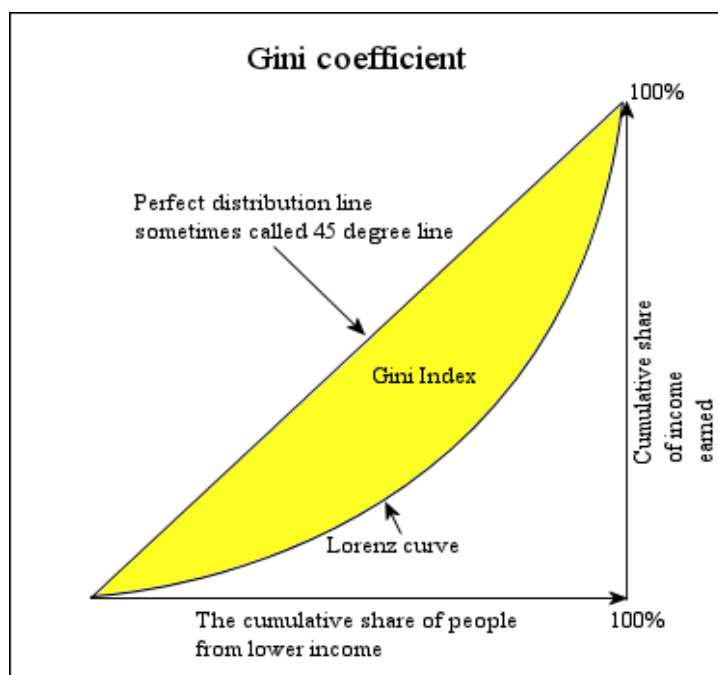


圖 3-3 Gini coefficient
 (圖片資料擷取自 Wikipedia)

表 3-12 T 值與農業之 Gini coefficient 及河川總量變化關係表

T 值 (公平係數值)	Gini coefficient	河川總量 (100kg/day)
0	0.33	11.31
0.008	0.32	10.33
0.010	0.31	10.29
0.020	0.26	9.91
0.030	0.21	9.20
0.031	0.20	9.16
0.040	0.17	8.85
0.050	0.15	8.63
0.100	0.09	7.85
0.250	0.04	7.09
1.000	0.01	6.72

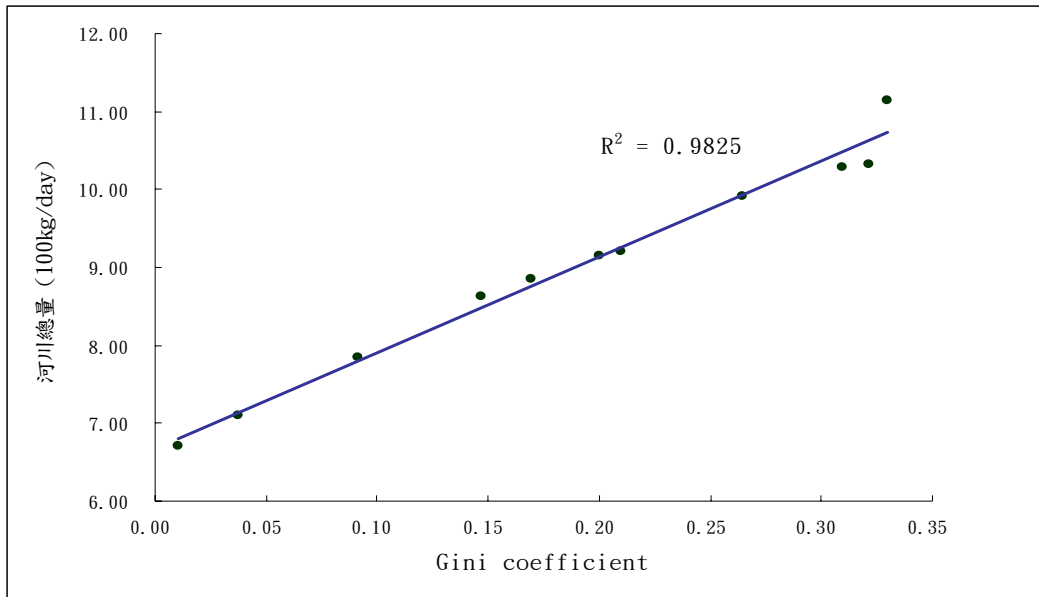


圖 3-4 總量與公平性回歸關係

3.3.2 集污區分區管制對總量與公平性之影響

上述藉由多目標函數優選兼顧總量與公平性的最適分配，使得在集污區污染分配的過程中更具彈性與效率，而此方法是以整體流域為考量，評估整個流域的公平性，但分析的結果顯示若是越以分配的公平性為主要考量，為符合河段水質標準，流域的污染總分配量就會下降；反之，越以總分配量最大化未考量，流域污染分配的公平性就會降低；本節中則以集污區分區管制之方式，評估不同分區下流域公平性與總量間之關係，試圖尋找能夠同時兼顧流域總量與分配公平性之分區方式，提供公平性總量管制與分配新的思維，以作為未來永續流域管理制度訂定的另一種參考。

(一) 案例與模式說明

研究以頭前溪為例，以南河排水、竹東排水、崁下排水、關東六號橋排水與湳雅排水為考量，並假設分區的過程中，集污區間的分區必須遵循兩個規則，規則一：不同的集污區在流域之位置必須相鄰才能隸屬同一分區。規則二：若屬於同一分區之集污區，相同土地利用之污染分配單位面積負荷必須相同。以分兩區管制的方式為例，因為南河排水與竹東排水相鄰。另外崁下、關東六號橋與湳雅排水亦相鄰，因此南河排水與竹東排水可隸屬分區一，崁下、關東六號與湳雅排水屬於分區二，且南河與竹東排水在污染分配過程中，相同土地利

用單位面積負荷相同，崁下、關東六號與涌雅排水相同土地利用單位面積負荷也需相同，此為分區管制中分兩區的方法之一，此時最佳化模式可表示如下：

目標函數

$$MaxZ = \sum_{i=1}^{i=5} TO_i \quad (3.25)$$

限制式

$$\frac{TO_{1j}}{a_{1j}} = \frac{TO_{2j}}{a_{2j}} \quad j=1-3 \quad (3.26)$$

$$\frac{TO_{3j}}{a_{3j}} = \frac{TO_{4j}}{a_{4j}} = \frac{TO_{5j}}{a_{5j}} \quad j=1-3 \quad (3.27)$$

$$TO_i = \sum_{j=1}^3 TO_{ij} \quad i=1-5, j=1-3 \quad (3.28)$$

$$\frac{TO_{i1}}{a_{i1} \times l_1} = \frac{TO_{i2}}{a_{i2} \times l_2} = \frac{TO_{i3}}{a_{i3} \times l_3} \quad i=1-5 \quad (3.29)$$

$$TO_{ij} \geq 0 \quad i=1-5, j=1-3 \quad (3.30)$$

$$\sum_{i=1}^5 TO_i \times RC_BOD_{ik} \leq BOD_{std,k} \quad i=1-5, k=1-9 \quad (3.31)$$

其中變數定義大致與上章節相同，決策變數 TO_{ij} 表頭前河流域集污區不同土地利用下容許之污染排放量，其中 $i=1\sim 5$ ，表集污區，依序為南和排水、竹東排水、崁下排水、關東六號橋排水與涌雅排水； $j=1\sim 3$ ，表土地利用，依序為農業、建築和保育地。 a_{ij} 為第 i 個集污區的第 j 種土地利用之土地面積。而 l_1 、 l_2 、 l_3 分別為相同單位面積下，農業、建築、保護區能夠分配到的排放比率；本研究假設相同單位面積下，建築類的排放比率為農業類的 6 倍，農業類又為保育地類的 2 倍，即假定 l_1 等於 1 時， l_2 則為 2，同時 l_3 等於 12。最後所有檢測點 k 之 BOD 濃度必須符合水質標準 $BOD_{std,k}$ ，如 (3.31) 式，而其中 RC_BOD_{ij} 為河川上游集污區 i 對下游檢測點 j 之 BOD 影響反應係數。(3.26) 式表南河排水與竹東排水於相同土地利用下，污染分配的單位面積負荷相同，(3.27) 式表崁下排水、關東六號排水與涌雅排水在相同土地利用上，污染分配的單位面積負荷亦相同，若是考

量不同的分區方式與數目，則 (3.26) 與 (3.27) 式則需要根據不同的分區數目、分區方式進行方程式的修正。

依據此分區規則下，頭前溪流流域集污區共有 16 種分區方式，本研究依不同分區策略，優化不同分區下 BOD 之容許污染總分配量，並亦以 Gini coefficient 評估該種分區下之流域公平性，但不同分區方式優選之總量結果不盡相同，且公平性結果亦不同，如何判定何種分區方式結果較佳，則是另一個重要的課題。本研究結合下述的資料包絡分析法 (Data Envelopment Analysis, DEA)，客觀地評估不同分區方法下，模式優化結果之優劣。

(二) 資料包絡分析法 (DEA) 簡介

過去經濟學理論常利用預設的生產函數求得生產可能曲線，評估組織或單位的生產能力。生產可能曲線(包絡線)，係指在各種投入下其最大可能產出點的連線，而落在生產可能曲線上之點，則稱為有效率的生產點，其餘落在生產可能曲線內的點，則稱為無效率的生產點。而估計生產可能曲線的方法，除了參數法，還有無母數法，而資料包絡分析法(DEA)即為無母數法中的一種。此方法之緣起為 1957 年 Farrell 發表的一篇 "The Measurement of Productive Efficiency" 論文中，透過數學規劃模式，以非預設生產函數代替常用的「預設生產函數」來求出效率前緣(Efficiency Frontier)曲線，並根據效率前緣曲線來評估單位的技術效率(Technical Efficiency)與價格效率(Price Efficiency)。

Charnes, Cooper 與 Rhodes 於 1978 年將 Farrell 所提出的觀念加以推廣，提出「資料包絡分析法」的相對比較方式，此一般化之數學規劃模式，即為 DEA 中的 CCR 模式。

經由 DEA 模式所計算出之生產邊界 (Production Frontier)，在經濟學上所代表的意義即為包絡線，而包絡線為所有可能解中，由最佳解形成的一條邊界。DEA 模式即是利用上述原理，將所有待評估之決策單位 (Decision Making Units, DMU) 之投入與產出項全部加以考量，以加權產出除以加權投入的概念計算出個別廠商相對於其他廠商之效率值，凡是相對效率值為 1 者 (落於生產邊界上)，即為具效率單位；凡是相對效率值小於 1 者，即屬無效率單位 (未落於生產邊界上)。

本研究中以 CCR 模式評估不同分區方式效率之優劣，CCR 模式假設固定規模報酬(constant return to scale)，即每一單位投入可得到的產出量是固定的，不會因規模大小而改變，假設有 R 個決策單位，DMU_k 為 R 個決策單位其中的一個，則效率可定義如 (3.32) 式，其中有 n 個產出項，有 m 個投入項，u_j 表第 j 個產出項之權重，v_i 表第 i 個投入項之權重。

$$E_k = \frac{\sum_{j=1}^n u_j^k Y_j^k}{\sum_{i=1}^m v_i^k X_i^k} \quad X_i^k, Y_j^k \geq 0, v_i^k, u_j^k \geq 0 \quad i=1-m, j=1-n \quad (3.32)$$

DEA 之數學規劃模式以一決策單位 DMU_k 的效率 E_k 最大化作為目標式，尋找最對 DMU_k 最有利的投入項權重組合與產出項權重組合，使得 E_k 達到最大值，但所有 DMU_k 的效率 E_r 皆須小於等於 1，故 CCR 模式的數學規劃式如下：

目標函數

$$\text{Max } E_k = \frac{\sum_{j=1}^n u_j^k Y_j^k}{\sum_{i=1}^m v_i^k X_i^k} \quad (3.33)$$

限制式

$$\frac{\sum_{j=1}^n u_j^k Y_j^k}{\sum_{i=1}^m v_i^k X_i^k} \leq 1 \quad r=1-R \quad (3.34)$$

$$v_i^k \geq \varepsilon > 0 \quad i=1-m \quad (3.35)$$

$$u_j^k \geq \varepsilon > 0 \quad j=1-n \quad (3.36)$$

但此為一分數規劃模式(Fractional Programming)，在求解上並不容易，因此將之轉變為線性規劃模式(Linear Programming)來求解。從經濟學角度可分為二種，一為投入導向模式，另一為產出導向模式；當使用投入導向模式時，則令投入項加權組合值為 1，並求產出加權組合最大值，使用產出導向模式時，則令產出項加權組合值為 1，並

求投入加權組合最小值。本研究以投入導向模式為考量，投入導向模式可將上述分數規劃模式轉換如下：

目標函數

$$Max h_k = \sum_{j=1}^n u_j^k Y_j^k \quad (3.37)$$

限制式

$$\sum_{j=1}^m v_j^k X_j^k = 1 \quad (3.38)$$

$$\sum_{j=1}^n u_j^k Y_j^r - \sum_{i=1}^m v_i^k X_i^r \leq 0 \quad r=1-R \quad (3.39)$$

$$v_i^k \geq \varepsilon > 0 \quad i=1-m \quad (3.40)$$

$$u_j^k \geq \varepsilon > 0 \quad j=1-n \quad (3.41)$$

DEA 之方法應用非常廣泛，應用於銀行績效評估 (Yue,1992 ; Elyasiani et al., 1994)、應用於社會學 (John Doyle and Rodney Green, 1994) 或其他科學領域等，據 Seiford (1996) 的研究調查顯示，從 1978 至 1990 年相關研究已經超過 400 篇以上。資料包絡分析法之主要優點為模式中權重由數學規劃產生，不受人為主觀因素的影響，能滿足立足點平等與客觀之原則，且 DEA 不僅可處理比率尺度(Ratio Scale)資料，同時亦可處理順序尺度(Ordinal Scale)資料。缺點則為 DEA 方法中，若待評估單位 (X;Y) 若有誤差，則會影響效率前緣的型狀或改變位置，且此改變或誤差對於效率前緣是相當敏感的，最後 DEA 亦受資料超凡值(Outlier)的影響，當樣本中有一個或數個超凡值時，因樣本間的變異量大，對分析結果亦有顯著的影響。

(三) 分析結果與討論

本研究以頭前溪為研究地區，以集污區分區管制之方式，推估其流域可容許排放總量與公平性，並應用資料包絡分析法分析不同分區方式下分區結果與效率之優劣。研究中以總量作為 DEA 中之產出項，Gini coefficient 當作投入項，將資料標準化後，以投入導向之數理規劃模式優化求解，評估結果如表 3-13 與圖 3-5，表中分區部份，1 至 5 分別代表南河排水、竹東排水、崁下排水、關東六號橋排水與

滿雅排水，例如：分區 1_23_45 表示分區管制中，其中南河排水一區，竹東排水與崁下排水分一區，關東六號橋排水與滿雅排水分一區，共分為三區。

由表 3-13 可看出，1234_5 之分區方式之相對效率為 1，表示此分區方式在以總量為產出項、公平性為投入項之 DEA 評估中，比其他受評方案相對有效率，但須注意的是，此分析結果只表達了「相對」效率，並非絕對效率。1234_5 之分區方式雖有最高之相對效率，允許的污染總分配量只有每天 790 公斤，而此方案因其 Gini coefficient 亦只有 0.12，因此在評估上相對有效率，但 0-0.2 間的 Gini coefficient 已屬於分配非常均等之範圍，且此時允許的污染總分配量只有每天 790 公斤，雖符合「相對」效率，但可能不符合經濟上的需求，因此本研究參考評估結果次佳之解，分區 123_45。

分區 123_45 之分區方式下，總量為每天 946 公斤，Gini coefficient 為 0.24，屬於分配均等；若不考量分區 1234_5 之分區方式，則重新以 DEA 之方式評估分區之相對效率，結果如圖 3-6。分區 123_45 之 Gini coefficient 為 0.24，表示分配相對均等，且此時總量每天 946 公斤較分區 1234_5 之每天 790 公斤多出了每天 156 公斤的 BOD 容許污染排放量，若決策者可接受分配相對均等之結果，不要求分配非常均等，則分區 123_45 之分區方式，應是較好的替代方案。

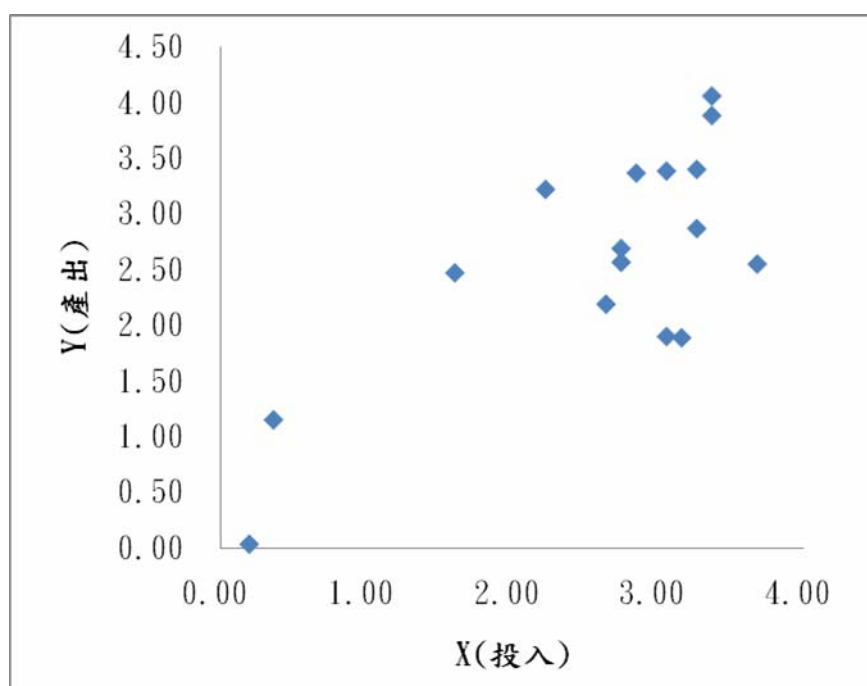


圖 3-5 DEA 投入與產出圖

表 3- 13 不同分區公平性與總量 DEA 相對效率

分區		總量	Gini	DEA		
				產出	投入	相對效率
分一區	12345	6.58	0.10	0.03	0.19	0.03
分兩區	1234_5	7.90	0.12	1.15	0.36	1.00
	1_2345	8.78	0.38	1.90	3.06	0.12
	12_345	8.77	0.39	1.89	3.16	0.11
	123_45	9.46	0.24	2.47	1.61	0.31
分三區	12_34_5	9.12	0.34	2.19	2.64	0.16
	1_23_45	10.53	0.38	3.38	3.06	0.21
	12_3_45	9.71	0.35	2.69	2.75	0.19
	123_4_5	10.34	0.3	3.22	2.23	0.28
	1_234_5	9.57	0.35	2.56	2.75	0.18
	1_2_345	9.55	0.44	2.55	3.68	0.13
分四區	12_3_4_5	10.51	0.36	3.37	2.85	0.23
	1_23_4_5	11.12	0.41	3.88	3.37	0.22
	1_2_34_5	9.93	0.4	2.87	3.27	0.17
	1_2_3_45	10.55	0.4	3.40	3.27	0.20
分五區	1_2_3_4_5	11.33	0.41	4.06	3.37	0.23

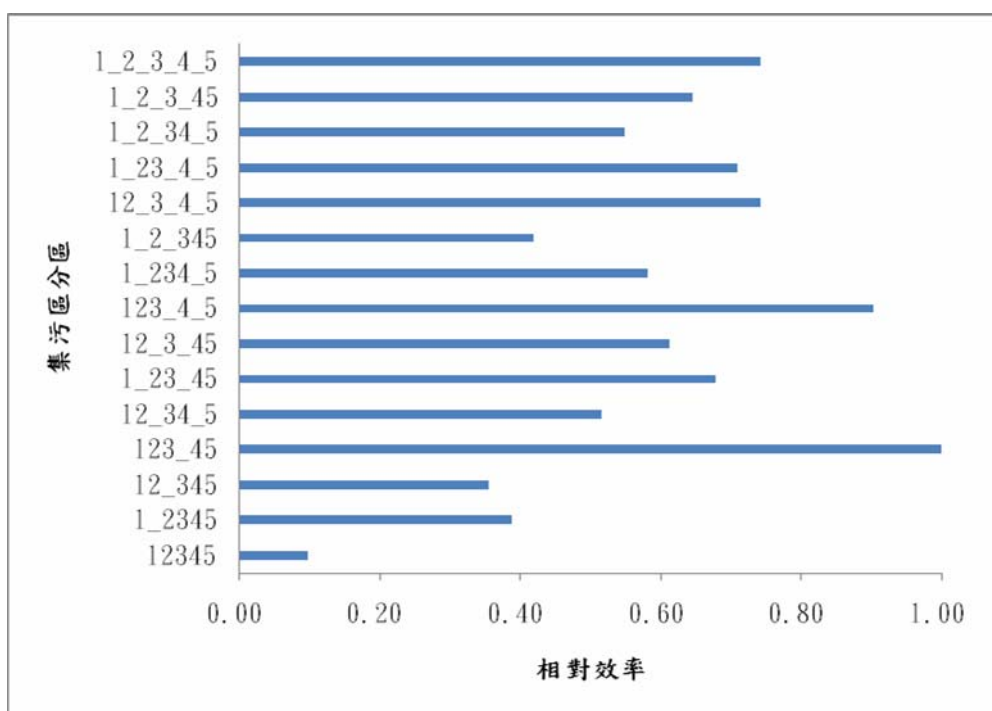


圖 3-6 集污區分區 DEA 相對效率圖

3.4 排放交易制度探討

排放交易制度乃是基於高斯財產權觀念的理論基礎，所發展出之環境政策工具，而美國為最早實施排放權交易制度的國家。排放交易制度其實行的範圍相當廣泛，包括空氣品質改善、水資源管理、水資源保護、土地使用管理、漁業資源管理、以及 CO₂ 排放管理等。由於不同產業、不同廠商的排放減量成本不同，透過排放權交易，可使排放量的總成本最少，所以排放權交易是一種最有效率的減量策略，因此排放權交易制度亦具成本有效性之特性；例如依據歐洲執行委員會(2000)的最新研究報告顯示，在 2005 年之前，若能建立以全歐盟產業為基礎的溫室氣體排放交易制度，推估至 2010 年時，整體溫室氣體的防制成本約需 60 億美元，相較於未建立排放交易制度之 90 億美元的總防制成本而言，約可節省 33% 之支出成本。另外，排放權的價格將會由市場的供需情況所決定，並會隨著社會、經濟情況之變化而自動調整，非常具有彈性。完善的排放權交易制度，不僅可將整體社會的經濟效益提高，也可達到協助環境保護之功能。

如前所述，排放權交易制度最近幾年開始被廣泛的利用與建立，其中討論與應用最廣泛的即是全球溫室氣體之排放交易，例如，於 2005 年 6 月 28 日起奧地利二氧化碳排放權交易已正式開始在奧地利能源交易所 (Energy Exchange Austria, EXAA) 啟動，奧地利能源交易所表示，未來之拍賣將採用匿名之方式進行。而日本也於 2006 年 6 月 5 日起開始開辦溫室氣體網路交易系統，企業可透過此交易網路系統找尋合適對象，進行二氧化碳等溫室氣體線上交易，目前已約有 30 家大企業開始運用。最後一個例子，專事仲介溫室效應氣體排放權交易之美商 Nut Source 創設「溫室效應氣體排放權共同購入基金 (GG-CAP)」，向各國企業募資，總額達 4 億 5,500 萬歐元，成為世界最大規模之清潔開發機制 (Clean Development Mechanism, CDM)，清潔開發機制為京都議定書規範的彈性機制，工業化國家可藉合作計畫，以資金援助或技術移轉等方式，協助開發中國家減少二氧化碳的排放，再將配額買回自用。本段所舉之案例皆為全球環境下，目前溫室氣體排放權交易的發展趨勢，流域污染排放交易制度雖然屬於區域性環境問題，並且發展不若溫室氣體排放交易來的完整，但是未來制度的發展卻依然可向溫室氣體排放交易制度多所學習，擷取其中精華，發展出屬於適用於流域區域性的排放權交易制度。

如同溫室氣體排放權交易制度，針對未來流域水污染排放權交易制度，本文以下提出幾點建議作為參考：

- (1) 每個流域應該要建立地方性污染交易所，提供廠商排放交易的平台與公平、透明的市場機制；並且區域流域與全球環境不同的是，污染物排放的總量與河川水量密切相關，而河川水量每個季節都會有所改變，因此所能交易的排放量，基本上每個時期都會有所不同，所以每單位排放權之價值除了由市場決定外，交易所亦要隨著監測之流量波動，給予適當的價格調整與建議。
- (2) 依據河川的污染傳輸特性與污染物衰退效應，流域上下游的排放權交易並不能以一比一的方式進行，在沒有仔細考量此點的情況下，排放交易後的結果常會使水質標準有所違反；因此在排放交易實行後，政府應該規律且定期的監測水質情況，並且也可鼓勵地方民眾參與水質監測的工作，避免水質將來惡化。
- (3) 未來流域排放權交易可仿造溫室效應氣體排放權共同購入基金之方式，鼓勵規模較大且技術較高的流域廠商集資後，再以清潔開發機制之方法，協助技術水平較不足的廠商提高技術水準，進而促進流域環境發展與污染削減，並且也可讓有需求的廠商獲得額外排放量，更符合流域整體之經濟效益。

參考學者 Elizabeth(2003)針對 WISCONSIN 實施排放權交易機制的評估報告，報告中指出，若是排放權交易市場若要成功運行，則其須符合下列條件：

- (1) 排放交易需要具有潛在的經濟效益
- (2) 排放權買賣的價格需要不同
- (3) 廠商有時會有無法達到污水排放之限制標準
- (4) 交易成本要夠低
- (5) 被交易的排放權，其財產權需要被清楚地界定
- (6) 需要確定當釋出排放權的廠商，其需要此排放權時，可將其買回
- (7) 市場上需要有足夠數量的潛在買家與賣家

(8) 交易後之排放權核發需要迅速

(9) 廠商排放的污染量若超過其排放權允許的排放量，應被嚴加處罰

排放交易中，交易比的轉換與換算，本研究於第二年的報告即清楚地說明，但當制度落實時，是否能夠正常運作，除了理論上可行外，社會面、經濟面上是否可行，也是很重要的課題，針對此點，除了本節上述所提到的部份外，第五章的部份將會針對排放權交易之部份另行說明。

第四章 地下水總量管制建立

本研究於今年度加入地下水模式評估地下水抽水，對地下水位可能造成之累積衝擊影響，藉由反應矩陣推估地下水各區域之安全出水量，作為地下水最大可用水量之依據，以提供未來支援地表水不足量使用之參考。

為應用上述之研究流程，本研究將設計一案例研究區域，並將區域劃分為數個抽水分區，結合地下水模式模擬及限制觀測井之水位洩降量，推求各分區之最大可抽水量。此外，本研究將分別及綜合考量（1）不同抽水時期之地下水抽水總量管制計畫、（2）地表土地利用與抽水分區之關係、（3）相同土地利用之間於抽水總量之區域公平性，並於研究中建立反應矩陣與地下水可用水量評估模式，用以調節各區域之地下水可抽水量。

4.1 地下水模式選擇及總量管制架構之建立

地下水可用水量之空間分佈評估，主要為在確保區域內之地下水資源除供應維持生態環境正常運作之外，評估地下水資源可供人類使用或產業經濟發展之餘裕量。一般來說，進行地下水可用水量評估之過程中，除了觀測井之水位資料外，常需藉由地下水模擬模式，模擬抽水行為對於地下水位之影響。

進行地下水模擬時，主要係以控制方程式配合數值分析進行模擬，再利用有限差分法來求解地下水控制方程式，在地下水模擬之相關研究中，目前則以美國地質調查所發展出來之 MODFLOW 數值模式，MODFLOW (a modular three dimensional finite difference groundwater flow model) 較為被廣泛利用。MODFLOW 進行水位之數值模擬時，是將研究區域加以離散化，將研究區域以網格劃分，成為有限之參數維度，也就是一個網格可用一個參數值代表，離散後之網格再加以分區，劃定參數之有效範圍，如此不但可以有效降低參數之為度，提高演算的效率與效能，更能反映出實際區域中其參數擁有一定程度之地區性。

本研究中，地下水總量管制之研究架構，主要包含分區抽水反應係數矩陣之建立與分區地下水可用水量評估優化模式之建立。進行分

區地下水可用水量評估時，優化模式及反應係數矩陣之建立，主要考慮之環境限制條件為各抽水分區抽水造成各觀測井之洩降量須低於各自所限定之最低水位，以觀測井水位做為控制點，推求各分區地下水之最大可用水量。

(一) 分區抽水反應係數矩陣之建立

建立地下水可用水量評估模式之前，首先須建立一分區抽水反應係數矩陣，矩陣中描述各抽水分區進行抽水時，對其他分區觀測井水位洩降之影響，藉此反應係數矩陣及各觀測井最低水位之限制，應用於地下水可用水量評估優化模式作為限制條件。反應係數矩陣之形式如圖 4-2 所示，假設研究區域分為 n 個抽水分區，則圖 4-2 中之 α_{12} 則定義為當第二個抽水分區模擬抽取一單位之地下水時，第一口觀測井之洩降量，而其餘矩陣中之係數則以此類推，此反應係數矩陣可反映出各抽水分區抽水量變化對於各觀測井之影響，配合觀測井最低水位之限制，推求各抽水分區之最大可抽水量。此外，各模擬分區抽水之假設如下：

- (1) 於模擬分區抽水時，皆假設其抽水行為為一抽水時期內一固定抽水率之連續抽水，當決定單位抽水率之後，單位抽水率乘上抽水時期即為該時期內之總抽水量，不同長度之抽水時期，其單位抽水造成之抽水總量將會有所不同。因此面對不同長度之抽水時期，進行區域之地下水抽水總量管制時，需針對不同之抽水時期分別建立不同之反應矩陣。
- (2) 本研究中各抽水分區之抽水型態，是以集中抽水之方式表示，亦即一區域中之抽水行為假設集中於一個網格內，此網格之抽水總量代表整個抽水分區之抽水情形，此外，本研究中設定集中抽水網格位置為各抽水分區之中央區域。

$$\begin{bmatrix} \alpha_{11} & \alpha_{12} & \alpha_{13} & \cdots & \alpha_{1n} \\ \alpha_{21} & \alpha_{22} & \alpha_{23} & \cdots & \alpha_{2n} \\ \alpha_{31} & \alpha_{32} & \alpha_{33} & \cdots & \alpha_{3n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \alpha_{n1} & \alpha_{n2} & \alpha_{n2} & \cdots & \alpha_{nm} \end{bmatrix}$$

圖 4-1 各抽水分區之反應矩陣係數

(二) 地下水可用水量評估優化模式

此部分程包含兩個階段，第一階段為將研究區域分為數個抽水分區，分區之方式可採用均勻分區（將研究區域分為若干等分），或依照不同的地表土地利用方式作為分區之依據。第二個階段則是針對各抽水分區，進行地下水可抽水量之評估，觀察於符合各觀測井之最低水位之條件下，各分區所能允許之地下水可用水量。本研究擬針對此問題建立一最佳化模式，由於利用抽水反應係數矩陣做為優化模式之限制式，因此目標函數為推求各分區之最大允許抽水單位之數量和，如式(4.1)，而限制式分為兩部分，第一部份為各分區抽水所造成觀測井之洩降不得低於各觀測井所限制之最低水位，假設研究區域被分為 n 個抽水分區，而研究區域中共存在 m 口觀測井，則第一部份之限制式如(4.2)式所示，而第二部份則是限制各抽水分區抽水單位數量之上限如(4.3)式所示，

目標函數

$$MAX \sum_{i=1}^n W_i \quad (4.1)$$

限制式

$$\begin{bmatrix} \alpha_{11} & \alpha_{12} & \alpha_{13} & \cdots & \alpha_{1n} \\ \alpha_{21} & \alpha_{22} & \alpha_{23} & \cdots & \alpha_{2n} \\ \alpha_{31} & \alpha_{32} & \alpha_{33} & \cdots & \alpha_{3n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \alpha_{m1} & \alpha_{m2} & \alpha_{m2} & \cdots & \alpha_{mn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \\ \vdots \\ \vdots \\ W_n \end{bmatrix} \leq \begin{bmatrix} h_1^L \\ h_2^L \\ h_3^L \\ \vdots \\ \vdots \\ h_m^L \end{bmatrix} \quad (4.2)$$

$$0 \leq W_j \leq W_j^u \quad j=1,2,\dots,m \quad (4.3)$$

上述(4.1)至(4.3)式中，目標函數為推求各分區地下水可單位抽水數量總和之最大值， W_i 為第 i 個抽水分區之抽水單位數量， h_s^L 為經過各分區抽水之綜合影響後，第 s 口觀測井所限制之最大洩降量， W_j^u 為第 j 個抽水分區之抽水單位數量上限，而式中之 W_i 乘上所訂定之單位抽水率即為第 i 抽水分區於抽水時期內之總抽水量。

(4.1)式中之目標函數，尚未加入考慮地表不同之土地利用對於抽取地下水資源需求量之差異，但一般來說，商業區及民生社區對

於地下水資源之需求相較於工業區及農業區來的低許多，因此推求各分區地下水可用水量之前，可針對不同區域之土地利用，設法優先考慮對地下水資源需求較高之抽水分區，期待能達到善用地下水資源之目的。如下(4.4)式說明。

目標函數

$$MAX \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \quad (4.4)$$

研究中考量地表不同土地利用之地下水總量管制採取之方式為，給予(4.1)式目標函數中各分區不同之權重係數，係數較高者代表該分區對於地下水資源之需求較高，藉此導引優化模式提高工業或農業區之地下水可抽水量，示意圖如圖4-3。納入地表土地利用後，地下水總量管制優化模式於限制式無更動之情況下，其目標函數(4.1)式經加入各分區之權重係數後將如(4.4)式所示其中 P_i 為各抽水分區之權重係數。

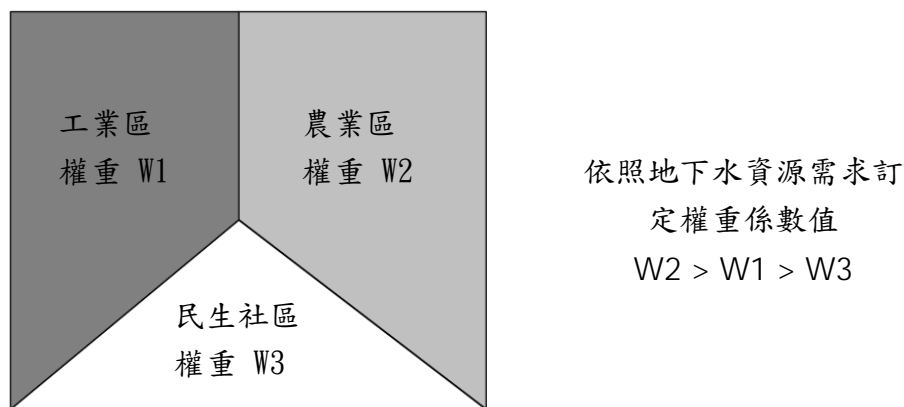


圖 4-2 不同土地利用之間之權重分佈示意圖

除考量地表不同土地利用對於地下水資源之需求差異外，本研究也將同時考慮區域內相同土地利用之間，對於各分區抽水總量之間之公平性，相同土地利用之間，各分區內地下水可用水量之差異期望能達到最小化。加入區域公平性考量將使地下水總量管制優化模式形成一多目標規劃之優化模式，其目標函數如(4.5)及(4.6)式所示

$$MAX \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \quad (4.5)$$

$$Min \sum_{Z=1}^T \sum_{R=1}^{m-1} \sum_{P=R+1}^m |W_R^Z - W_P^Z| \quad (4.6)$$

上述(4.6)式中，T代表區域中有T種不同之土地利用項目， W_x^Z 代表區域中第Z種地表土地利用的第x個抽水分區抽水單位之數量。

綜合以上所述，本研究針對地下水資源之開發，利用反應矩陣方法，配合總量管制之限制，架構地下水可使用量之空間分佈。因此，本研究以三種不同情境及三個不同之抽水時期進行地下水可用水量最佳化之評估，每一種情境將分別經過三個不同抽水時期之可用水量評估，圖4-4研究之流程示意圖，而各種情境之概述如下：

- (1) 未考量地表土地利用與區域公平性
- (2) 考慮地表土地利用與抽水分區之關係但未納入區域公平性之概念
- (3) 同時考量地表土地利用與區域公平性

4.2 研究案例設計

根據前節說明，本研究設計一簡單案例(圖4-4)，案例中考慮在地表土地利用及區域公平性之情況下，合理的推求一區域內之地下水可使用量之空間分佈。此外，設計案例中包含六個抽水分區，圖4-4中六個紅色網格分別代表該抽水分區之集中抽水源，而研究區域之西側之上半部及東側之下半部為定水頭之補注邊界，其餘則為模式有效模擬之網格，每一個抽水分區中皆存在一口觀測井，作為環境限制條件之控制點，觀測井之編號也同時代表抽水分區之編號，區域內之水力傳導係數假設為均值以方便反應矩陣方法之表示。而每個模擬網格之大小為200×200公尺，總區域面積為900個網格相當於36平方公里。

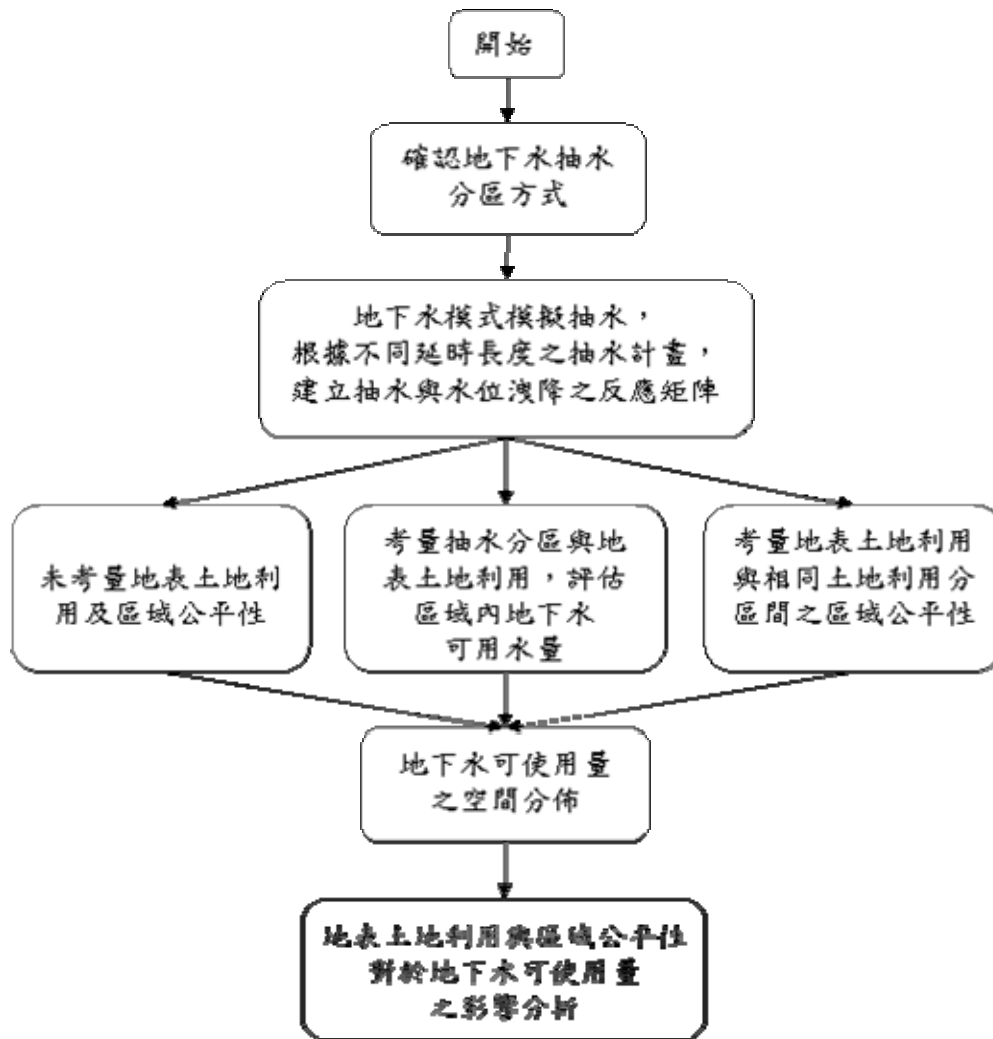


圖 4-3 地下水可用水量空間分佈之研究流程圖

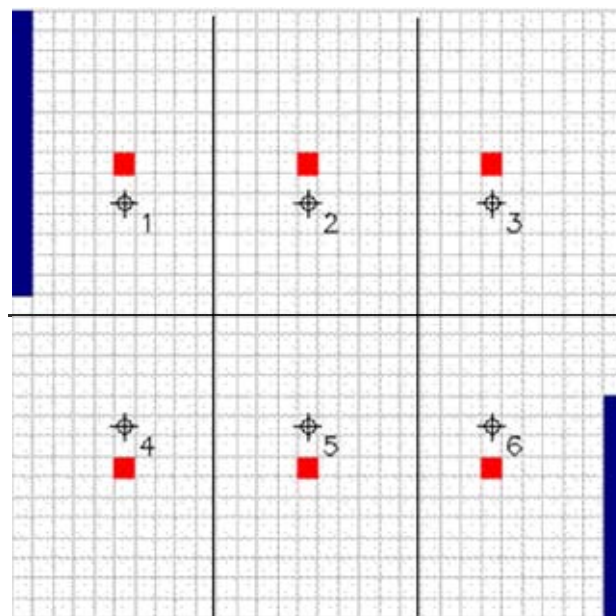


圖 4-4 研究區域示意圖

在地下水抽水分區與地表土地利用方面，本研究假設第 1、2、4 區為農業區，其餘各區則只需提供民生用水，因此 1、2、4 區於最佳化模式中之權重將會被提高。而在納入區域公平性考量時，則採用多目標規劃中之 ε -constraint method，將區域公平性之目標函數轉化為限制式，並給定一 ε 值，要求相同地表土地利用之抽水分區內之抽水單位數量需低於 ε 值，在此本研究限制相同之地表土地利用之分區內總抽水單位量之差異需低於兩個單位抽水之範圍內。此外，最佳化評估模式中限制式右端之觀測井水位洩降限制，本研究採用觀測井未發生洩降前水位之 10% 之值，作為觀測井因抽水導致洩降之洩降量最大值。建立反應矩陣時之單位抽水量設定為 0.01 cms，並考慮 10 日、20 日、30 日不同延時之連續抽水分別建立反應矩陣。關於設計案例之其他相關設定列於表 4-1。

4.3 各情境地下水可用水量評估研究成果與討論

本研究結合地下水模式之模擬，運用反應矩陣方法及區域分區之概念，建立一地下水總量管制之最佳化模式，並藉由改變模式中之目標函數，將地表土地利用與區域公平性之概念，納入優化模式中做綜合評估考量。

進行地下水可用水量評估前，需先建立不同抽水時期各分區抽水對各觀測井水位洩降之反應矩陣，圖 4-5 (a) ~ (c) 分別為抽水時期為 10 日、20 日、30 日之各分區抽水洩降反應矩陣，圖 4-5 (d) 則為進行評估各分區抽水總量時，各觀測井所限制之最大洩降量，其值由上而下分別為第一口至第六口觀測井穩態時水位之 10%。

表 4-1 設計案例相關參數設定

含水層高程	-30 (m)
含水層底程	-80 (m)
含水層型態	侷限含水層 (1 層)
網格尺度	200 × 200 (平方公尺/格)
模擬區域面積	36 (平方公里)
模擬時期	10 日、20 日、30 日
觀測井座標	(6, 10) (15, 10) (24, 10) (6, 21) (15, 21) (24, 21) 註：座標由左上至右下增加
抽水分區集中抽水位置	第一區 (6,8) 第二區 (15,8) 第三區 (24,8) 第四區 (6,23) 第五區 (15,23) 第六區 (24,23)
有效孔隙率	0.25
儲水係數	0.001
水力傳導係數	0.001 (公尺/天)
抽水率範圍	0.01 ~ 0.3 (cms)
考慮地表土地利用給予 不同抽水分區之權重	農業區：2 (第 1、2、4 區) 民生社區：1 (第 3、5、6 區)
考慮區域公平性之抽水單位 總量之限制	相同土地利用之間之抽水單位總量差 異需低於 2 個抽水單位
各觀測井洩降量限制	各觀測井穩態水位之 10%

(a) 抽水時期為 10 日之反應矩陣

0.051082	0.041384	0.011011	0.013146	0.010546	0.004966
0.020233	0.152334	0.033823	0.013768	0.019369	0.011945
0.010575	0.070905	0.092461	0.010807	0.016262	0.015348
0.010869	0.028901	0.010575	0.090509	0.034610	0.011782
0.009606	0.038489	0.017264	0.035217	0.076969	0.023462
0.004933	0.026183	0.018237	0.012430	0.024080	0.038343

(b) 抽水時期為 20 日之反應矩陣

0.054815	0.026393	0.016427	0.018192	0.015202	0.007571
0.025844	0.088448	0.048807	0.023918	0.027869	0.017364
0.015404	0.048006	0.110413	0.018101	0.024827	0.021589
0.013087	0.021779	0.017837	0.103797	0.046123	0.017360
0.013927	0.027789	0.026537	0.047338	0.089446	0.030306
0.007629	0.019080	0.025734	0.018636	0.031278	0.063977

(c) 抽水時期為 30 日之反應矩陣

0.036474	0.029156	0.019176	0.020731	0.017564	0.008932
0.028529	0.094362	0.055248	0.028124	0.032283	0.020026
0.018212	0.054180	0.118884	0.022061	0.029319	0.024896
0.017161	0.025622	0.021767	0.112846	0.051739	0.019999
0.016094	0.032162	0.031303	0.053174	0.095391	0.033445
0.009006	0.022214	0.029538	0.021816	0.034820	0.066442

(d) 各觀測井最大水位洩降值

2.828495
2.607672
2.457106
2.652072
2.491693
2.265938

圖 4-5 不同抽水時期之反應矩陣與各觀測井最大水位洩降值

三種不同情境下之最佳化結果如表 4-2~4-4 所示，比較表 4-2 及 4-3，可發現在土地利用對於該區內之地下水可用水量總量影響較為輕微，而兩種情境下於抽水時期為 10 日、20 日、30 日之地下水可抽水量差異分別為 3.40、2.56、1.66 單位之抽水，而換算成總抽水量則為 29376 噸（10 日）、44236.80 噸（20 日）、及 43027.20 噸（30 日）。此外，由研究結果可發現，雖然將土地利用形式納入地下水可用水量評估，會造成地下水可用水總量下降，但隨著抽水時期之延長，兩種情境下之地下水可用水總量差異將會逐漸減少，不同抽水時期之每日平均可抽水量之差異，由 10 日的每日 2937.60 噸下降至 30 日的每日 1434.24 噸。

比較表 4-3 與表 4-4，在考慮土地利用的情形下，將區域公平性納入地下水總量管制中之地下水可用水量評估結果顯示，不同於考慮土地利用之情形，不論抽水時期之長短為何，區域公平性對於地下水可用水量總量均有相當顯著之影響。為了符合相同土地利用區域間地下水可抽水量之區域公平性，抽水時期為 10 日、20 日、30 日之地下水可用水總量分別會下降 21.29、21.99 及 21.46 個抽水單位，若乘上抽水時期長度及單位抽水率，則分別為 183945.60 噸（10 日），379987.20 噸（20 日）及 556243.20 噸（30 日），換算為每日則有考慮區域間之公平性將會使每日可抽水量分別相差 18394.50 噸、18999.30 噸及 18541.40 噸。

由研究中可以發現，考量相同土地利用間之區域公平性所造成總量之下降的主要原因為主要有二：

- (1) 因案例中設定抽水分區 1、2、4 為農業用水區（圖 4-4），在不考慮區域公平性時，由於抽水分區 1 及 4 離定水頭補注邊界較近，抽水行為造成觀測井洩降因受到補注邊界之影響相對的會顯較輕微；不論於情境 1 及情境 2 中，抽水分區 1 皆能達到所設定抽水率之上限（30 單位 \times 0.01 cms / 單位 = 0.3 cms）。然而，分區 4 雖也允許擁有 0.1 cms 以上之連續抽水率，但抽水分區 2 距離補注邊界較遠（圖 4-5），換言之，抽水分區 2 對於抽水行為造成之洩降是較敏感的，因此為了考慮區域之公平性，於此設計案例中，將會經由減少抽水分區 1、4 之抽水總量，使三個農業區之總抽水量差異減少至所限定之範圍內。
- (2) 案例中被設定為民生用水之抽水分區 5 及 6，由於分區 5 和分區 2 相似，為對抽水行為較敏感之區域，因此為了達到區域間之公平性，抽水分區 6 之可用水量於本案例中將會被大幅減少如同（1）中抽水分區 1、4 之情形。

表 4-2 未考量地表土地利用與區域公平性
各分區地下水可用水量空間分佈

未考量地表土地利用與區域公平性 (情境一)							
井編號 天數	W1	W2	W3	W4	W5	W6	總量
10	30.00	0.00	15.4	16.92	10.17	23.65	96.20
20	30.00	7.54	7.61	12.37	5.11	20.42	83.07
30	30.00	6.17	6.13	11.08	3.93	19.54	76.87

表 4-3 考量地表土地利用之分區各分區地下水可用水量空間分佈

考量地表土地利用之分區 (情境二)							
井編號 天數	W1	W2	W3	W4	W5	W6	總量
10	30.00	6.39	11.76	18.93	0.00	25.71	92.80
20	30.00	12.11	0.00	14.34	0.00	24.04	80.51
30	30.00	16.67	0.00	16.54	0.00	2.00	75.21

表 4-4 考量地表土地利用與區域公平性
各分區地下水可用水量空間分佈

考量地表土地利用與區域公平性 (情境三)							
井編號 天數	W1	W2	W3	W4	W5	W6	總量
10	10.67	8.67	12.49	10.67	14.49	14.49	71.51
20	20.10	18.32	0.00	18.10	0.00	2.00	58.52
30	18.54	16.67	0.00	16.54	0.00	2.00	53.75

4.4 小結

本研究利用地下水模擬及將區域劃分為各抽水分區之方式，建立抽水與觀測井洩降之反應矩陣，結合總量管制之概念，研究中運用設計案例，針對不同長度之抽水時期，分別進行三種情境之區域地下水可用水量之評估。而結果顯示，於本研究案例中，地表土地利用對於地下水可用水量評估結果之影響，相較於考慮區域公平性是較低的，以本研究案例為例，考慮區域公平性將會使農業區之地下水可用水量每日減少約 18,000 噸至 19,000 噸之出水量。

在此對於本研究後續工作提出相關建議，如於本研究所建立之地下水可用水量評估模式中，作為環境限制條件之各觀測井之水位洩降最大量，目前採用觀測井於穩態時水位之某固定百分比作為限制，未來對於如何尋找一更適當之方式決定觀測井洩降最大量，將為一值得討論之議題。再者，處理考慮區域公平性之多目標規劃問題時，本研究採用 ϵ -constraint method 評估所有目標函數之相對重要性後，留下相對重要之目標函數，其餘則轉為限制式作為限制條件，且於本案例中設定為相同土地利用之間，總抽水單位之差異需低於兩個抽水單位，但是其他多目標規劃之方法，例如權重法，對於最佳化結果之影響，是可再進一步探討的。

此外，本研究為方便反應矩陣方法之表示，區域內之水力傳導係數皆假設為均值，往後將朝向更複雜之案例發展，並討論於非均值區域中，反應矩陣方法是否會受到影響；於本研究之設計案例中，抽水分區之方式基本上是採用均值分區之方式，且抽水分區之型態設定為集中抽水，於未來之研究中，針對分區及抽水問題目前可由兩方面進行更進一步之探討，其一為是否能夠藉由系統分析之優選方法，以土地利用或是其他地質環境因素為依據，決定最佳之抽水分區後，以最佳分區之型態再進行地下水資源可使用量之評估，並觀察分區方式之不同，是否對於地下水可抽水總量有顯著之影響。其二為可改變抽水分區之抽水型態，由集中抽水轉變為抽水分區中各網格之均勻抽水。

第五章 水質總量管制政策落實時可能會遭遇之問題 與解決方案

現行的污染排放管制標準主要以放流水標準為管制依據，因此永續性水質總量管理制度之管理方法未來若要落實與執行，勢必將會碰到制度與政策轉換問題與社會可行性問題，因此本章節針對本研究之永續性流域管理，分析未來落實時可能遭遇的問題，並且討論可能之解決方案。除了評估轉換現有制度為永續水質總量管制將遭遇的問題外，亦將討論水質總量管理制度本身未來需要改良的地方，同時也探討當總量管理制度落實時，如何利用排放交易制度輔助總量管理制度之實行，最後，本章節將討論如何在地下水總量管制之規範下，合理地調配地下水，使放流水能符合水質水量之標準，並且考量可行之地下水的調配，增進河川流域之環境承载力與降低水質超過水體標準之風險。

5.1 落實永續流域管理時可能遭遇之問題與解決方案

我國環保署水污染防治法第十四條規定「事業排放廢（污）水於地面水體者，應向直轄市、縣（市）主管機關或中央主管機關委託之機關申請，經審查登記，發給排放許可證或簡易排放許可文件後，始得排放廢（污）水。」，但目前以台灣的情況而言，台灣的多數河川其承受的污染排放量已經超過了河川的涵容能力，且由於此因素，使得集水區內雖有剩餘的土地可供合理的開發利用，卻無剩餘的污染承載量可供新進流域之廠商進行生產過程之污染排放，因此由本文第二章文獻回顧中可瞭解，對於流域主管機關要求新進廠商執行零污染排放，使得受限於零污染排放將大大提高的成本與技術，導致新進廠商不敢加入，而使新開發案受到限制。這樣雖可避免環境繼續退化，但卻導致世代不公平的問題。本研究發展永續性的總量管理制度，將污染排放量建立在單位面積負荷上，並且搭配彈性調整的規劃方式，應能解決此方面之問題與維持世代公平性，以下將探討制度轉換的過程中，可能會遭遇到的問題與解決方案。

根據水污染防治法第七條規定「事業、污水下水道系統或建築物污水處理設施，排放廢（污）水於地面水體者，應符合放流水標準。」目前台灣污染排放的管制標準亦以此為主，但即使是開發者符合放流

水標準，但在符合放流水標準的情況下，由於其廢水量的增加，還是可能使河段之水質濃度超過公告的水質標準，且污染量超過河川之涵容能力，但又依據水污染防治法第五條「為避免妨害水體之用途，利用水體以承受或傳運放流水者，不得超過水體之涵容能力。」因此，若只管制放流水標準，符合了水污法第七條的規範，卻不一定能達成水污法第五條所規範的事項，而形成矛盾的情形。

目前以台灣的管理制度而言，當河川的水質超過水質標準時，才施以總量管理制度進行污染控制，但總量管制的制度應建立在一開始的「願景」上，在流域的願景決定下建立總量管理制度與污染分配，若是等到流域水質超過標準時，才開始要實行總量管理制度，實有本末導致的疑慮。當以永續水質總量管理制度取代放流水標準時，以事前規劃分配污染量之方式，在可接受的風險下，可以確保排入河川的污染量將不會超過河川之涵容能力，維持流域的永續發展；但此制度若直接落實，可能會引起符合放流水標準規範的既有廠商抗議。為因應此類問題，本研究結合相關研究提出下列針對既有廠商與新進廠商之對應方案，供決策者作為規劃考量。

在落實總量管制策略上，本計畫主持人執行環保署計畫（2004）曾建議一決策過程，分別說明現有污染符合水質標準者與新的開發案加入管理。簡述如下，詳細說明請見該報告。

- (1) 若該流域任一項污染源不符合水質標準，則建議採用單位面積污染負荷之總量管制方式，不考慮現有的污染，以環境背景值為基準線，並以水質標準限制式，推估各集污區之單位面積污染負荷，要求現存的開發案污染源，必須依據其所佔之開發面積，削減至允許的排放量，新開發案加入，則必須以開發面積與實際污染排放量，檢核是否符合單位面積污染負荷之標準。
- (2) 現有累積污染符合水質標準者，可判斷是否將現有符合水質標準之開發案排放量與環境背景值，視為環境基準線，進行總量分配時，是以推估所得之承載力（涵容能力），扣除環境基準線以下的污染量，視為環境可允許之最大染負荷，因此單位面積污染負荷，是以 $[(承載力 - 環境基準線) / 集污區面積]$ 推估。進一步判斷以目前的污染狀況而言，各集污區是否有剩餘之涵容能力。

- (3) 若污染很嚴重，無法允許新的開發案進入，則必須消減目前現有之污染量，至符合單位面積污染的分配量。新的開發案進入則必須受到此限制式影響 $[\text{Min}(\text{開發面積} \times \text{單位面積負荷}, \text{現有污染消減量})]$ ，允許新的開發案進入，必須等現有污染達到消減目標，且排放量不可大於現有的削減量。
- (4) 若尚有剩餘之涵容能力，則對於符合單位面積污染負荷之新開發案，便可允許開發。現有開發案污染排放，若超過所分配之單位面積污染負荷，則必須進行消減。

由上述之決策程序，對於目前不符合水質標準者，則必須進行削減，且現有符合標準者亦可適用此法進行管制。後續新進開發案則必須是以總量分配的單位面積負荷，作為排放污染之準則。且必須等現有污染削減至符合之標準，方可容許新的開發案進入，如此較符合公平性，不至於要求新進的開發者必須提出削減措施，才可通過環評審查。以下再針對既有與新開發者補充說明。

現有開發者

總量最佳化的過程中，可能使原先符合放流水標準的廠商容許的污染排放量減少，在盡量符合公平性與總量分配原則下，對於流域中已符合放流水標準，本研究歸納了下列的補貼或是替代方案，以供參考：

- (1) 總量制度若是建立在單位面積負荷之上，即若要排放污染，則一定要由土地取得，可藉由原開發面積或交易其他面積排放量，因此對於因總量管理制度實施，使得流域現有的廠商需要削減排放量時，可依其在流域開發時間的長短，輔導污染減量或取得額外排放權，增加其容許污染排放量，但仍須藉由經濟或減少稅收手段鼓勵朝污染減量方向改善。以逐年調整現有污染分配量之方式，或是輔以累進稅收制度，使廠商在經濟誘因下慢慢調整至總量管制規範下的新標準。
- (2) 對於符合排放水標準之廠商，在規劃總量時將其視為環境之背景值，即前所述，提高環境基準。但此方法應該只限於污染情況較不嚴重之河川，以免大量壓縮新進開發者未來可容許的污染排放量，且針對視為背景值之廠商，未來更應加強監測其污

水排放情形，確保河川水質，另外，此策略應該也牽涉流域居民共同之願景是否可接受。

新進開發者

若以現有的環境管理制度，目前執行的計畫環評審查針對已經嚴重污染的地區，常是以限制新開發案加入或零污染排放的方式來控制污染，但對於新加入的廠商，此一作法可能顯得不公平，為何是以禁止開發的方式來限制污染，而不是使現有的污染者進行污染排放量的削減，然現有的污染排放者該削減多少，誰該削減的比較多，則是另一個問題。若以總量管理制度實行時，以同一集污區內單位面積負荷進行污染分配時，新進廠商若是有購買土地開發，就可以擁有排放量，不足之處，可再透過排放權交易補足排放量。

流域居民

流域居民的權利，往往在污染量分配的過程中被忽略，但流域的居民才是真正在集污區居住最久，也是最龐大的一群人，卻因為個體分散的關係，使得污染排放權利被流域的團體或廠商瓜分，而忽視了居民的需求。因此本研究於此特別討論在總量管理制度下，流域居民該如何在法律的保護下，提出自己的願景，參與總量分配過程。

在永續水質總量管理制度下，由於採用事前規劃分配排放量之方式，而非污染削減的方式，因此流域的水體用途與水質標準需先決定，才能進行集污區的污染排放分配，但依據政策訂定出來的水體用途可能不是當地民眾想要的用途。假設以某流域為例，該流域河川的主要河段都是以乙類水體作為水質標準，在此標準下，各集污區內的產業可以依據此標準作整體河川的污染排放的總量分配，但是這樣的水質標準，也許還不夠符合當地居民或是民間環保團體對於河川水質規劃的願景。為了多種更符合民生的需求，如近期政府規劃之河川流域設置親水公園或是要求更高品質的飲用水源等，其可能對於水質標準規範亦須予以調整，但是民間團體應該要透過怎樣的機制來與政府及流域內的廠商協商呢？法律上有什麼樣的制度可以保護他們對於流域環境規劃的參與決策程序權呢？還有更進一步的問題，如果民間團體要求的河川水質標準，在經過多方協商後，仍然在政府與廠商約

定的水質標準之上時，民間團體可否透過跟廠商購買排放權的方式，再以不排放污染的方法，來達到其對於河川水質之願景，如可行的話，這中間交易過程，該怎麼訂定其程序，使過程與結果能透明且公平？

爭取流域水體標準訂定與總量分配的過程中，首先要面臨的就是水體標準訂定的優勢問題。地方民眾與民間環保團體與流域開發規劃一同參與政府協商水質標準訂定之環境決策問題，接下來會遇到的問題，就是「優勢」判定的問題；法律上並沒有明定哪些人相對於誰享有較多的環境權，同樣地，在流域環境裡面，法律上也沒有認定是流域的居民還是開發者可以享有較多的環境權，在環境資源有限的情況下，當兩者的利益有互相衝突時，環境初始的優勢判定將是決策過程首先要碰上的難題。

法律在某種類型的環境糾紛中，也許會判定污染者於一定限度內，可以繼續運作，此時法律已經在一開始將資源利用上的優勢判定給污染者，相反地，如果法律判定地方居民可以請求污染者減少污染的排放量，甚至令其停工，則即是將資源利用上的優勢判定給當地居民。在作環境優勢的判斷時，決策者所應仰賴的判斷標準不外經濟效率與分配正義（葉俊榮，1992），兩者都必須被同時考慮。以經濟效率而言，不同優勢的判斷，帶來社會的經濟效益皆會不同，優勢的判斷應該偏向較高經濟效益的一方，然而依照高斯理論，其實當交易成本趨近或是等於零時，雙方都會透過交易的手段來達到最佳效率之結果，但實際上，交易成本往往並不是零，因此在經濟效益分析上的優勢判定，應該優先考慮交易成本之因素，優勢的判歸應該要給交易成本較高的一方，而由交易成本較低的一方負責積極改善，以符合現況標準。就分配正義而言，不同於經濟效率分析，分配正義並無一定的標準可言，反而會依據不同的資源使用者之角度，對於一環境決策的分配正義亦常抱持不一樣的看法。因此在經濟效率與分配正義不能同時兼顧時，決策該如拿捏，決策是否正確，往往需要決策者的智慧與長時間的挑戰。這裡另外要強調的是，本章節處所指的「決策者」，並不是指中央或地方政府機構，這裡所指的決策者指的是每一個擁有流域資源的人，其中包括地方居民與流域開發者或是與流域資源利用有直接利益關係者，而政府只是在法律的約束下，提供民眾與廠商一個相互討論的平台，並且擔任提供選擇建議、彙整意見、規劃與執行

行動計畫之工作，並不直接影響決策結果之產生。

在此所討論的流域水質標準之訂定，即是一種優勢判歸的方法；如果初始的水質標準訂定較為嚴格，較符合地方民眾與環保團體的期許，則優勢無疑是判給地方居民，反之，若水質標準訂定的較為寬鬆，則在一定的標準限度下，優勢是屬於污染者與流域的開發者。綜合上述，在高斯理論的推論下，優勢判歸在經濟效益考量方面，交易成本將會是比較大的考量，再者，從流域上游至下游的地方居民集結困難，流域廠商代表彼此溝通整合意見相較之下應較為容易，因此地方民眾之交易成本較大，優勢理論上應該要判給地方民眾，但優勢的「方向」決定後，接下來又會碰到一個值得討論的問題，給予優勢的「量」要多大呢？如果地方居民與環保團體對於資源利用享有極大的優勢時，流域資源的分配正義就會出現問題，當河川要求絕對的乾淨，流域的廠商皆被要求「零污染」排放，未來流域周的遭廠商勢必將面臨關門大吉的命運，若將此效應擴散至整個台灣，國家未來經濟發展亦會面臨巨大的挑戰。

本研究在此提供建議參考，在考量經濟效益情況下，流域資源分配（在此指水質標準訂定）之優勢初始應判歸給地方民眾，方便其未來環境變遷下調整共同決策與願景之可能性，又考量分配正義情況下，廠商亦有在一定限度內發展經濟與增加財富之自由，並且考量目前社會發展方針，綜合二者，本文以為未來水質標準之訂定皆可以飲用水標準訂定之，即是以乙類水體標準訂之，如此可確保該集水區居民之健康，亦給予流域廠商再不超過環境承载力下，一個經濟發展的生存空間，若是地方居民對於如此之分配結果依然不滿意，未來亦可透過流域污染的排放權交易方式達成其額外目的，例如要求某些流域河段達到甲類水體標準，發展流域親水功能等；當然，從另一角度，流域的廠商如果未來對於其所分配到的最大污染量覺得不足或多餘時，亦可透過排放權交易之方式購買額外的排放權。

讓流域的地方居民也能像其周遭的廠商一樣，並合理地分配到應享有之污染排放權，則總量管制與污染排放權分配之制度應該建立在土地單位上，而不只是根據該工廠在河川的位置、產業性質、污染程度給予不同程度的最大污染排放權。當排放權建立在集污區土地上，該建設在該集污區中所擁有的土地面積越大時，就可以擁有比別人更多的污染排放量，因此，當一工業廠商期初規劃知道其污染排放量較

多時，就可以在該集污區中藉由購買額外土地之方式，增加其初始分配的可容許污染排放量。同樣地，在此制度下，地方民眾由於在集污區也有土地方面的置產，因此也能分配到其應有的最大污染排放量。

當然，污染排放量的分配也要與土地利用建立出不同比例分配關係，例如：土地分類為工業區土地與土地分類為農業用地，兩者土地應該會有不同的污染負荷比例。最後，地方民眾可藉由集結污染排放量之方式，或是集資購買集污區內土地之方式，加深擴大居民對於流域水質之影響，亦可將結集的污染排放量交由地方環保團體管理，變成未來與政府與其他流域廠商協商的籌碼。

最後，地方民眾該如何藉由排放權交易提高河川水質，以滿足其需求與願景呢？在排放交易的制度保護下，地方民眾可以藉由資金集結的方式，跟廠商與政府購買足夠的排放權，廠商在考量市場經濟效益下，也願意減少污染，釋放出部份排放權，此時民間團體即可購買排放權，並且選擇不排放污染物，如此即可讓進入河川的污染量減少，在流量不變的情況下，河川水質自然就能獲得提昇，地方民眾對於流域的水質願景也就能達成。

5.2 總量管理制度落實時本身之問題

本研究之永續性水質總量管理制度，以流域污染不超過河川涵容能力為主要考量，在河段符合公告之水質標準下進行可容許的污染總量之規劃分配，流域中之集污區依據其所在的位置、產業型態與不同的公平性考量下，將可分配到不同的污染分配量。但可容許的污染總排放量並不是固定的，此污染總排放量為根據水質模式與最佳化模式演算得到，並且水質模式中需要輸入河段的水質參數、集污區排污口之污水量、源頭流量與水溫等參數，雖然河川流量以超越機率 75% 的 Q_{75} 流量作為不確定性之考量，但集污區污水流量的改變，亦會使容許的污染分配量發生改變，若該集污區依然使用原本分配的分配量進行污染排放，將會使河段超過水質標準。舉例來說，在本研究中，枯水時期頭前溪流域之南河排水集污區在流域總量規劃下，若只考量總量最佳化，則能分配到每天約 348 公斤的 BOD 污染排放量，但此分配量乃是在該集污區污水排放量為 $0.206\text{m}^3/\text{s}$ 時，且其他集污區污水排放量各為某一定值下所模擬優化出來的結果，若假設南河排水的污水排放量減少（例如回收污水再利用等因素），但每天還是產生 348

公斤的污染量排入河川時，此時將會使原本符合水質標準的河段超過水質標準。

綜合以上所述，總量管理制度未來若只監測與管制每個集污區或是開發者的污染量是否有超過既定規劃之分配量，而無同時管制污水排放量，仍然會使流域有河段水質超過環境標準之風險。若要避免此一風險，則未來總量管理制度應先確實調查集污區排水口每天的污水量，再將經風險評估過後，合適之污水量帶入模式中優化求得集污區每日的污染分配量，則未來除了需積極管制與監測集污區產生的污染量是否有超過總量規劃分配的污染量，還需監測污水量的變動是否在可接受的範圍之內，或是將集污區污染容許量經由污水量轉換為污水濃度，並對此濃度與污水量進行監測。為達永續發展之目的，經由總量規劃分配的集污區排污口濃度、污水量與污染量，應在三個項目中至少取其中兩項進行監測，才能確保河段水質不超過公告之水質標準。

目前台灣放流水標準之規定以產業作為區分，即不同產業有不同的放流水標準，但如前面所述，此一管制措施即使是開發者所排放的污水都符合放流水標準，還是有可能使污染量超過環境承载力。因此本研究建議，若流域實行總量管理制度，除了需對污水排放量進行監測外，亦可管制放流水之濃度需符合標準，但此一放流水標準並非以產業作為區分，而是以總量管理制度規劃下所換算出來該集污區於某一污水量下，所容許排放的污水濃度，不同的集污區有不同的污水量與不同的容許污水濃度，不是流域中所有產業不論在哪一個集污區，都使用相同的放流水標準來管制，而是需要因地制宜，對於不同集污區不同產業都要有不同的放流水標準，並監測管制其污水量。

5.3 排放交易制度輔助總量管理制度

本研究所建立之總量管理制度為在符合規定的水質標準限制下，評估各集污區最佳允許之污染排放量，使污染量不超過河川涵容能力，再根據集污區內該種土地利用面積大小計算其單位面積負荷，開發者則可依據其所擁有的土地分配到一定的污染排放權，同一種產業於相同集污區中，開發者所擁有的土地面積越大，則可分配的污染排放量（權）越多。排放權交易則是在總量管制分配制度下，開發者或是流域的居民分配到污染排放權後，將其所擁有的排放權與其他開

發者交易或是購入額外的排放權以供生產或其他目的使用。

排放交易的污染量由於污染傳輸與空間累積性等因素，在不同集污區之間並不能以 1：1 的方式直接進行排放權交易，因此本研究於第二年計畫中，評估了排放權交易中交易比計算的方式，並且以頭前溪為實際案例說明與分析，如表 5.1。

表 5-1 頭前河流域各集污區之 BOD 污染排放交易比

集污區	油羅溪	南河排水	竹東排水	崁下排水	關東六號橋	湳雅排水	東大排水	上坪溪分區	大隘排水	花園溪
上坪溪分區								1.0		
大隘排水								1.1	1.0	
花園溪								1.2	1.1	1.0
油羅溪	1.0									
南河排水	1.0	1.0								
竹東排水	1.7	1.7	1.0					3.0	2.7	2.6
崁下排水	1.8	1.7	1.0	1.0				3.1	2.8	2.7
關東六號橋	4.5	4.3	2.6	2.5	1.0			7.9	7.2	6.7
湳雅排水	6.6	6.3	3.8	3.7	1.5	1.0		11.4	10.4	9.7
東大排水	19.5	18.7	11.3	10.9	4.3	3.1	1.0	34.1	31.0	29.0

排放交易制度的運作應在事前總量管制污染分配為公平之前提下，排放權的交易才有意義。若是總量分配的過程中，只以流域整體總量最大化為最佳化分析考量，則每個集污區所能分配的容許污染排放量可能並不公平，單位面積負荷也會有大的差異，此情況會造成流域中某些集污區之開發者在一開始的分配中分配的允許污染排放量就比其他集污區開發者分配的污染量少，迫使該集污區污染排放較高的廠商被迫需要長期的交易與購買排放權，而期初即分配到較高排放權之廠商總是有餘裕可以賣出多餘的污染排放權，此分配不公平的現象，將導致排放權交易的過程出現瑕疵，或是排放交易的價格將由少數可釋出多餘排放權的提供者壟斷與操控。因此在初期總量管制階段，污染排放量的分配除了考量總量最大化以外，也需要考慮公平性

問題，如何在符合區域公平性下規劃出最佳的容許排放總量，制度建立後，才能更深入的討論排放權交易的問題。

通常排放交易的啟動乃是因為經由總量管制污染分配後，開發者或是其他流域組成居民對於現有所分配的排放量仍不滿足，或是因為開發者在生產過程中的季節性調配需要額外或有多餘的污染量可供交易，因此在同一個流域中，排放交易之每單位的污染量價格應由市場機制決定，過程必須透明、公開與正義，並且本研究以為政府雖然在排放交易的過程中主要只是提供一個交易的平台，但政府單位仍應在初始總量管制污染量分配的過程中，保留一些污染的排放權，如土地中的保育地也可計算單位面積負荷，以藉由土地取得部份的污染排放權，保留之排放權除了可以進行季節性的調配外，當流域的排放交易市場價格失靈時，政府單位也有部份保留的排放權可以調控價格，維持合理的排放交易市場。

5.4 地下水調配輔助流域水質管理

於本研究中，污染排放之總量管制基本上是以河川之 Q_{75} 流量建立反應矩陣，進而訂定在此標準下，各污染源能夠排放之污染量。但如逢枯水期，河川流量常會低於 Q_{75} ，在此情況下，各污染源之污染排放如仍依照以 Q_{75} 流量為標準下所訂定之污染排放量，勢必會造成放流水之污染濃度過高，違反放流水標準，且一旦污染之排放不符合放流水標準，環境品質將會在短時間內急速惡化，因此，如何解決當河川流量低於 Q_{75} 時，仍能維持相同之污染排放標準，實為一迫切待解決之議題。

地下水資源除了具有相當程度穩定之出水量外，也具有一定之水質標準，若地下水可符合使用水質標準，且能合理的開發利用，實為一良好之水資源調配來源，如能針對一流域中之地下水資源，運用第四章之方法，建立區域中地下水可用水量之空間分佈，便能藉由地下水調配輔助流域水質管理。當於枯水期河川流量偏低時，便可依照區域內地下水可用水量之分配，視情況抽取地下水，將污染加以稀釋使得各污染源之污染排放能符合放流水標準。再者，利用地下水調配輔助流域水質管理的另一項優點為，並不需要針對較低流量，改變反應矩陣之係數。以頭前溪為例，其各水文測站所測量到之 Q_{75} 流量約在 2.5 至 3.5 cms 之間，以此流量資料作為依據，如果頭前河流域之地

下水可提供 0.3 至 0.5 cms 之穩定出水量，即使因枯水期使河川流量減少達 Q_{75} 之 10% (0.25~0.35 cms)，那麼便可抽取地下水補足不足之流量，使得各污染排放仍能維持法定之放流水標準，此外，於非枯水期時，仍然可利用地下水可用水量之評估結果，適當的抽取地下水以提高污染可排放量。由此可見，藉由地下水之調配，能夠於流域水質管理上，一定程度的增進河川的涵容能力或降低水質超過水體標準之風險。

第六章 結論與建議

本研究計畫包括幾個主要研究重點，其一在探討環境承载力與累積性衝擊評估中可能帶來不確定性之因子與其影響，亦探討污染排放交易之內涵與實際施行之可能性，並提出相關建議。其二，針對地下水總量管制部份，本研究所提出地下水可使用量空間分佈之研究流程，嘗試以簡例說明之方式，探討不同地下水抽水方案下，地下水可用水量之差異。最後，探討落實永續性環境管理措施可能遭遇之問題或困難，提出了因應與解決之可行方案。本研究之詳細相關成果已於前述章節描述，此章節針對本研究所探討累積性影響與總量管制評估等不確定性所得的結論與建議依序條列如下，供後續相關研究參考。

6.1 結論

依據本研究所進行之敏感性分析，可得知對於河川水質而言，各集污區之污水排放流量與排放濃度對於河川水質的影響甚大，然而對於各集污區而言，其污染排放資料並不易確定，僅能靠加強污染監測之方式，取得充足之排放資料，方能進一步透過不確定性分析，加強對於政策上的輔助。

- (1) 本研究透過建立水質污染反應矩陣的方式，來推求河川對於污染物之承載能力，而監測點的數目與位置，會影響河川分段數目與水質參數的推求，進而改變反應矩陣，此外最佳化模式中的限制式也會因而改變，間接造成環境承载力推估上的變化。
- (2) 進行水質模式參數反推的過程中，當河川之分段數過高，然水質監測點數不足時，容易因為自由度過高，使得水質參數的反推具備高度之不確定性，甚至出現參數未落在合理範圍內的情況。以本研究而言，在保留原有八個水質監測站下，又另外增加三個設計監測站，再以河川分段原則的方式反推水質參數，可發現其優選結果與原先設計參數相接近，且模擬之水質項目與觀測值趨近相同。
- (3) 本研究以頭前溪為研究地區，以集污區分區管制之方式，藉由 Gini coefficient 評估推估其流域可容許排放總量與公平性，並應用資料包絡分析法分析不同分區方式下分區結果與效率之優

劣。以研究案例而言，分區 123_45 之分區方式下，總量為每天 946 公斤，Gini coefficient 為 0.24，雖然 DEA 之相對效率較其他方案略低，若決策者可接受分配相對均等之結果，不要求分配非常均等，則分區 123_45 之分區方式，應是較好的替代方案。

- (4) 根據本研究之模擬結果，進行地下水可用水量評估時若將土地利用型態納入考量，會造成地下水可用水總量下降，然而隨著抽水時期之延長，兩種情境下之地下水可用水總量的差異卻逐漸減少。不同抽水時期之每日平均可抽水量之差異由 10 日的每日 2937.60 噸，下降至 30 日的每日 1434.24 噸。相較之下，考慮區域公平性進行模擬，對於地下水可用量的影響較大，以本研究案例為例，考慮區域公平性將會使農業區之地下水可用水量每日減少約 18,000 噸至 19,000 噸之出水量。

6.2 建議

本研究以探討建立總量管制與累積性衝擊評估管理決策支援系統所需為出發點，並進行相關研究與上述之結論，在此則針對永續環境管理決策支援之研究提出幾點建議。

- (1) 流域內各集污區排污量的變化，對於河川水質將造成直接的影響，若以本研究現階段之成果，進一步加以探討河川自身之流量變異對水質造成之影響，更可瞭解流域內在不同情況下水體中污染物濃度變化情形，進而規劃後續之管制措施與方案。
- (2) 水質模擬時需要許多輸入之水質參數測量較為困難而取得不易，因此在進行水質模擬時多半藉由相關資料的反推來獲得。這也造成了水質觀測點的數量與觀測資料是否足夠，對參數反推的結果會有相當程度的影響。因此，本研究針對河川水質監測點之探討，可實際應用於河川水質監測站的設點應用上，針對涵容能力推估之需求，可參考現有之監測點數量與位置，並依據河川水質模擬之分段原則，於適當的位置增設水質監測點，以獲取足夠且有效的監測資料，這將對於涵容能力的推估有相當大的助益。
- (3) 欲實際達成總量管制的理想，必須有賴於各方面研究成果之結合，而能否精確評估水體對於污染物的涵容能力，便是首要工

作。一旦能精確推估水體涵容能力時，後續的污染排放分配方案才能具備實質上的效益。

- (4) 污染排放交易為降低流域總量管制所需成本的一個可行方式，但仍需建構於污染總量的分配為公平公正的前提下，本年度的計畫中，雖然各章節中的關注項目不一，最終仍需進行相互間之整合，方可達成最終之理想。
- (5) 對於地下水洩降量而言，一段時間內之集中抽水對於觀測井洩降影響較大，往後之研究可針對均勻抽水及集中抽水，分別進行相同區域內之地下水資源可使用量之評估，進而決定較適合該區域之抽水型態。

本研究以水資源的角度更深入地整合分析環境承载力、累積性衝擊與總量管制間的相互關係，除了建立流域總量管制之最佳分配策略與探討水質監測站點對規劃結果之影響外，並進一步探討流域總量分配公平性之基準建立，對於地下水總量管制問題進行研究分析，進而提出上述之結論與建議，此外，本研究團隊將多年之研究成果編列永續性水資源管理之相關教材於附件，期能提供建立永續性水資源管理制度規劃之參考。

參考文獻

1. 王世為，2006，「永續性水質管理系統受氣候變遷影響之脆弱度評估」，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
2. 李庭鵬，2007，「氣候變遷衝擊河川水質永續管理之長期預警機制」，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
3. 陳韻如，2006，「永續性河川水質管理系統之發展」，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所博士論文。
4. 張乃斌、蕭代基，1999，「事業廢水管理制度研究-流域污染源削減最佳化策略與管理制度之研究」，EPA-88-U1G1-03-001，行政院環境保護署。
5. 張乃斌、蕭代基，2000，「事業廢水管理制度研究-流域污染源削減最佳化策略與管理制度之研究」，EPA-89-U1G1-03-002，行政院環境保護署。
6. 葉俊榮，1992，「『出賣環境權』：從五輕設廠的十五億『回饋基金』談起」，國科會研究彙刊：人文與社會科學，第二卷，第一期，十七至三十四頁。
7. 顏本琦，徐享崑，郭振泰，1992，「水資源風險與可靠度分析簡介」，台灣水利季刊，第40卷，第4期。
8. 康晉展，1996，「新店溪水質模擬及不確定性分析」，碩士論文，國立台灣大學土木工程研究所。
9. 郭耀程，1994，「基隆河鹽分分佈之風險分析」，碩士論文，國立台灣大學土木工程研究所。
10. Alexander I. Shiklomanov, Tatyana I. Yakovleva, Richard B. Lammers, Iosiph Ph. Karasev, Charles. J. Vörösmarty and Ernst Linder, 2006, "Cold region river discharge uncertainty—estimates from large Russian rivers", Journal of

Hydrology, Volume 326, Issues 1-4, p. 231-256.

11. American Public Health Association, Inc., 1985, "Standard methods for the examination of water and wastewater", American Public Health Association(16th edition).
12. Beck, M. 1987,"Water Quality Modeling: A Review of the Analysis of Uncertainty", Water Resources Research, Vol. 23, No.8, p.1939-1942.
13. Burden, Richard L.; J. Douglas Faires, 2000, Numerical Analysis, 7th Ed., Brooks/Cole. (ISBN 0-534-38216-9)
14. Chapra, S.C., 1977, Surface Water-Quality Modeling, McGraw-Hill. Churchill, M.A., H.L. Elmore and R.A. Buckingham, 1962, "The prediction of stream reaeration rates", International Journal of air and water pollution, v. 6, p.467-504.
15. Charnes, and W. W. Cooper, and Rhodes, E., 1978, Measuring The Efficiency of
16. Decision Making Units, European Journal of Operational Research, 2(6), 429-444.
17. Corrado, G, 1921, Measurement of Inequality of Incomes, The Economic Journal,31(121), 124-126.
18. David, L. M. and Daniel, S., 2002, Environmental Compliance Costs and the
19. Distribution of Emissions in the U.S., Journal of Regional Science, 42(1), 87-105.
20. Doyle, J. and Green, R., 1994, Efficiency and Cross-Efficiency in DEA: Derivations,
21. Meanings and Uses, The Journal of the Operational Research Society, 45(5), 567-568.
22. Demsetz, H., 1967, Toward a Theory of Property Rights, American Economic Review, Vol. 57, pp.347-359, 1967.
23. Eheart, J. W., 1980, "Cost efficiency of transferable discharge permits for the

- control of BOD discharges”, *Water Resour. Res.*, v.16, p.980–989.
24. Elyasiani, Median, and Rezvanian, 1994, An Empirical Test of Association Between
 25. Production and Financial Performance The Case of the Commercial Banking Industry, *Applied Financial Economics*, 14, 55-59.
 26. Farrell, M. J., 1957, The Measurement of Productive Efficiency, *Journal of Royal*
 27. *Statistical Society*, 120(3), 253-281.
 28. Jarvie, M., B. Solomon, 1998, “Point-nonpoint effluent trading in watersheds: a review and critique - Nonpoint source pollution demonstration project on lower Boulder Creek, Colorado”, *Environmental Impact Assessment Review*, 18(2), p.135-157.
 29. Marglin, S., 1967, *Public Investment Criteria: Benefit-Cost Analysis for Planned*
 30. *Economic Growth*, Cambridge, Mass.: MIT Press.
 31. Major, D. C., 1969, Benefit-Cost Ratios for Projects in Multiple Objective
 32. Investment Programs, *Water Resources Research*, 5(6), 1174-1178.
 33. Melching, C. S. and Bauwens W. , 2001, “Uncertainty in Coupled Nonpoint Source and Stream Water-Quality Models”, *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 127, No. 6, p.403-411.
 34. Melching, C. S. and Sharath Anmangandla, 1992 ,“Improved First-Order Uncertainty Method for Water-Quality Modeling”, *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 118, No. 5, p.791-805.
 35. Ng, T. L. and J. W. Eheart, 2005, “Effects of Discharge Permit Trading on Water Quality Reliability”, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 131(2), p.81-88.
 36. Seiford, Lawrence M., 1996, *A Bibliography of Data Envelopment Analysis*

- (1978-1990), *The Journal of Productivity Analysis*, 7, 99-137.
37. Streeter, H. W. and E. B. Phelps. 1925, "A study of the pollution and natural purification of the Ohio River". *Public Health Bulletin* 146, U.S. Public Health Service.
 38. Thomann, R.V. and Muleler J.A., 1987, *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*.
 39. Yue Piyu, 1992, *Data Envelopment Analysis and Commercial Bank Performance: A Primer with Applications to Missouri Banks*, Federal Reserve Bank of St. Louis,
 41. Zadeh, L. A., 1963, *Optimality and Nonscalar-Valued Performance Criteria*, IEEE
 42. *Transactions on Automatic control*, 8(1), 59-60.

附錄 A 永續流域管理教材

永續流域管理

Sustainable Watershed Management



***Sustainable Development Laboratory
Bioenvironmental Systems Engineering
National Taiwan University***

國立台灣大學生物環境系統工程學系永續發展研究室

永 續 流 域 管 理

Sustainable Watershed Management

Copyright 2007 ©

國立台灣大學生物環境系統工程學系
永續發展研究室
童慶斌 教授

國立台灣大學生物環境系統工程學系永續發展研究室

編撰緣由

本團隊負責執行行政院國家科學委員會所屬永續會之研究計畫「水資源面向環境承载力、累積性衝擊評量及政策環評與總量管制之相關性研究」。該計畫為三年度之計畫，執行期間民國為 93 年～96 年，整體計畫主要則是整合政策環評、總量管制、承载力與累積性衝擊相互間之關係，建立完整性水資源環境管理架構及決策支援系統，以提供未來管理者進行政策環評與計畫環評之參考。

本計畫第三年度之預期成果中，將計畫之研究成果彙編為環境管理講義專書，因此本團隊整合過去於相關領域之實務經驗，以及此次三年度之計畫成果，編整為永續流域管理講義，一方面作為相關經驗與成果之彙整，亦期盼作於教學目的，達到推廣總量管制理念之目標。在本講義內容之編撰上，除根據本次所執行三年度計畫之成果與經驗外，並以童慶斌教授過去於台灣大學生物環境系統工程學系之所開授「永續流域管理」課程之上課講義作為基礎，一方面針對既有之講義內容進行更新與編排之外，並加入後續對於永續發展與總量管制的新概念與研究案例，使得該講義除承繼原有之內容外，亦增添了新的風貌。

最後，對於未來有機會閱讀此講義的讀者，本團隊衷心期盼各位皆能因此講義而有所獲得、啟發，甚至進一步加入相關研究的行列，一起為台灣的環境進一份心力，達到永續發展的最終理想。

永續流域管理講義

目錄.....	IV
表目錄.....	VI
圖目錄.....	VII
第一章 永續發展與總量管制	1
1.1 永續發展定義	2
1.2 永續發展評量	4
1.3 永續發展指標	6
1.4 永續發展評量工具	13
1.5 國內外永續發展研究	16
1.6 內容安排	20
第二章 累積性影響與總量管制	21
2.1 總量管制方法	22
2.3 永續性願景與目標	29
2.4 永續性水質管理策略	30
2.5 永續性水質管理方法探討	31
2.6 永續性水質管理準則	32
2.7 水質監測	34
第三章 系統動力模式	36
3.1 系統動力學發展與歷史	36
3.2 系統與動力	37
3.3 系統動力模式建構	38
3.4 系統動力模式建構原則	44
3.5 簡例說明	45
第四章 層級分析	47
4.1 前言	47
4.2 層級分析法	47
4.3 模糊層級分析 (Fuzzy Analytic Hierarchy Process).....	53
4.4 案例分析	55
4.5 小結	61
第五章 多目標規劃	63
5.1 介紹	63

5.2	單目標規劃與簡例	65
5.3	多目標規劃與簡例	67
第六章	水資源善用評估-新店溪與大漢溪	79
6.1	前言	79
6.2	研究區域	81
6.3	水源調配方案	83
6.4	系統動力模式	84
6.5	模擬方案與評估指標	87
6.6	結果討論與分析	89
第七章	水質問題：河川總量管制基準之建立	92
7.1	水質模式之選擇	92
7.2	水質模式之建立	93
7.3	集污區分區與河川分段	101
7.4	集水區污染量之推估	102
7.5	水質與水理參數之推估	106
7.6	設計水溫與設計流量	111
7.7	水文與水質模擬檢定與驗證	116
第八章	地下水總量管制	121
8.1	地下水模式選擇及總量管制架構之建立	121
8.2	研究案例設計	126
8.3	各情境地下水可用水量評估研究成果與討論	128
8.4	小結	132

表目錄

表 3.1 系統動力模式簡例原件對照.....	40
表 4.1 AHP評量尺度.....	51
表 4.2 參加問卷人員統計表.....	56
表 4.3 AHP權重分析結果.....	60
表 4.4 各類群組由AHP分析之權重大小順序排列.....	60
表 5.1 多目標案例 (Cohon, 1978)	67
表 5.2 可行解空間與目標函數值空間之端點值.....	70
表 6.1 民國 90 年台北區與板新石門區各淨水廠設計出水量統計表 (林俊宏, 1999).....	82
表 6.2 不同方案下各用水區缺水天數比例.....	90
表 6.3 不同方案下各用水區供水設備平均善用率.....	90
表 6.4 不同方案下各用水區供水設備善用率分布.....	91
表 7.1 各類工業廢水水質與單位面積廢水量建議值.....	105
表 7.2 新竹地區各鄉鎮總污染廢水量與BOD污染量	105
表 7.3 頭前溪各集污區各類污染之BOD污染量	106
表 7.4 頭前溪各河段之水質參數率定表.....	110
表 7.5 頭前溪各河段水力參數.....	111
表 7.6 溫度修正係數 θ 值.....	112
表 7.7 頭前溪流域測站之設計水溫.....	116
表 8.1 設計案例相關參數設定.....	128
表 8.2 未考量地表土地利用與區域公平性各分區地下水可用水量空間分佈... ..	131
表 8.3 考量地表土地利用之分區各分區地下水可用水量空間分佈.....	131
表 8.4 考量地表土地利用與區域公平性各分區地下水可用水量空間分佈.....	131

圖目錄

圖 1.1 沿海地下水超抽導致地層下陷，進而造成積水不退與土壤鹽化，影響沿海生產、生活、與生態機能.....	4
圖 1.2 綜合永續發展指標圖示—雷達圖.....	11
圖 1.3 Four sided pyramid model.....	11
圖 1.4 Elliptical indictor cluster model.....	12
圖 1.5 Compass of sustainability.....	12
圖 1.6 Dashboard of sustainability.....	13
圖 2.1 水質永續性總量管制之評估架構.....	29
圖 2.2 累積衝擊與環境承载力之關係.....	32
圖 3.1 鯉魚潭水庫系統.....	38
圖 3.2 系統動力模式簡例圖示.....	39
圖 3.3 線性變化系統動力原件組合與變化型態.....	40
圖 3.4 指數變化系統動力原件組合與變化型態.....	41
圖 3.5 S型態變化系統動力原件組合與變化型態.....	42
圖 3.6 Overshoot and Collapse變化型態與其系統動力模組 (Deaton and Winebrake, 1999).....	43
圖 3.7 跳動式變化系統動力模組範例 (Deaton and Winebrake, 1999).....	44
圖 3.8 鯉魚潭水庫系統動力模式.....	46
圖 4.1 焚化爐位置層級分析架構圖.....	48
圖 4.2 完整層級與不完整層級架構.....	49
圖 4.3 模糊相對重要性.....	54
圖 4.4(a) 參加問卷各學院學生人數統計長條圖.....	57
圖 4.4(b) 參加問卷各學院學生人數百分比.....	57
圖 4.5 集水區永續發展指標架構圖.....	58
圖 4.6 FAHP分析集水區水土資源永續發展指標權重隸屬度函數.....	61
圖 5.1 線性規劃簡例與圖解法.....	65
圖 5.2 雙目標規劃最大值問題之可行目標函數值空間與非劣解.....	68
圖 5.3(a) 簡例可行解空間.....	69
圖 5.3(b) 簡例可行目標函數值空間.....	69
圖 5.4 無異曲線與非劣解之切點為最佳妥協解.....	70
圖 5.5 線性多目標規劃以權重法決定非劣解.....	72
圖 5.6 以權重法可能決定到劣解A.....	72
圖 5.7 利用限制條件法產生一個非劣解.....	73
圖 5.8 限制條件法產生非劣解.....	73
圖 5.9 以目標函數值之最大值與最小值決定置於限制式中之 Z_2, \min 與 Z_3, \min 可	

能導致模式不可行。	76
圖 5.10 簡例可行解空間與加入第二目標函數值下限後之可行解空間與最佳解	76
圖 5.11 以限制條件法決定之近似非劣解集合	77
圖 6.1 新店溪&大漢溪水資源系統示意圖	81
圖 6.2 新店溪水資源系統動力模式示意圖	85
圖 6.3 大漢溪水資源系統動力模式示意圖	86
圖 6.4 新店溪歷史&模擬逐月流量	86
圖 6.5 大漢溪歷史&模擬逐旬流量	86
圖 7.1 多點源線性疊加概念圖(摘自 Thomann and Muller, 1987)	96
圖 7.2 解析解與數值解於混合點之差異(摘自 Chapra, 1997)	98
圖 7.3 QUAL2E數值解與解析解模擬BOD之差異(低流量)	99
圖 7.4 QUAL2E數值解與解析解模擬DO之差異(低流量)	100
圖 7.5 QUAL2E數值解與解析解模擬BOD之差異(高流量)	100
圖 7.6 QUAL2E數值解與解析解模擬DO之差異(高流量)	100
圖 7.7 頭前溪集污區劃分圖	102
圖 7.8 頭前溪河段分段與污染負荷示意圖	103
圖 7.9 應用SA法反推水質參數之流程	107
圖 7.10 內灣站流量歷時曲線圖	114
圖 7.11 上坪站流量歷時曲線圖	115
圖 7.12 竹林大橋站流量歷時曲線圖	115
圖 7.13 經國大橋站流量歷時曲線圖	116
圖 7.14 頭前溪主流之流量檢定(1996)	117
圖 7.15 頭前溪主流之流量驗證圖(1998)	118
圖 7.16 頭前溪主流之BOD檢定(1996)	118
圖 7.17 頭前溪主流之BOD驗證圖(1998)	119
圖 7.18 頭前溪主流之DO檢定(1996)	119
圖 7.19 頭前溪主流之DO驗證圖(1998)	120
圖 8.1 各抽水分區之反應矩陣係數	123
圖 8.2 不同土地利用之間之權重分佈示意圖	124
圖 8.3 地下水可使用量空間分佈之研究流程圖	126
圖 8.4 研究區域示意圖	127
圖 8.5 (a) 抽水時期為 10 日之反應矩陣	129
圖 8.5 (b) 抽水時期為 20 日之反應矩陣	129
圖 8.5 (c) 抽水時期為 30 日之反應矩陣	129
圖 8.5 (d) 各觀測井最大水位洩降值	129

第一章 永續發展與總量管制

自工業革命以來，人類社會快速發展，在自然資源之需求與污染排放均對生態與環境造成嚴重衝擊，隨著生態系統退化，實際上屬於生態系統一環之人類社會也開始受到自然之反撲，實即自食惡果，因此環境保護與生態保育遂漸漸受到重視。自 1970 年代以來，一些屬於全球性之環境變遷問題也使各國逐漸擬具共識，各國開始關心如何確保可持續發展。永續發展之議題是 21 世紀演變過程中，能夠跨越國界以及不同領域的情況下，全球大多數人所認同之環境主流。在近幾十年來，由於氣候變遷、環境破壞等全球或地區性之議題，環境與人類之互動關係遂成為全球所共同關心的話題，永續發展之觀念也逐漸成為全球所共同關心及研究之重要主題。其實在人類的發展演進史上，有許多文化中均隱含有永續發展的概念，其透露著人類與社會、環境及經濟之間的和諧共存之觀念，而在現今工業化社會中，永續發展的觀念則在近幾十年中正式成為重要並獲全球重視的觀念。

“When the history of natural resource management during the last quarter of the 20th century is written, sustainability may well prove to be the major unifying concept that was advanced, discussed, promoted and accepted, even at the highest levels of government throughout most of the world. This is rather amazing, given the fact that as yet there is no consensus on its precise meaning or even how to measure it.” --- ASCE, 1998

過去各國在永續發展理念上已有相當共識，也是大家共同努力的目標，然有趣的是，自今為止，恐無任何定義與量化評估方法可達成國際間之共識，因此，留給科學家許多可發揮之空間。

台灣是一個海島型的國家，以水資源的環境而言，台灣是屬於缺水型的國家之一，因水文、地理條件特殊而受到限制，且水文不確定性高，每人平均所能分配的水源並不多，此外，亦經常遭受颱風暴雨侵襲而造成嚴重災害。在社會經濟環境快速發展與極度開發下，造成台灣單位人口用水量飛快飆漲、地下水超抽、地面水嚴重污染，土地超限利用等問題。為了確保水資源的供需能夠得到合理的調配；為讓水資源的利用不僅能夠滿足現代人的需求，同時也讓後代子孫能夠擁

有相同的資源可利用；且為使社會經濟的發展與水資源的保育利用得到平衡的重視，勢必要採取符合永續發展的手段來拉近供需之間的差距與水質品質維持等，來創造人類社會與環境生態之可持續發展。

由於人口的持續擴增、資源的耗竭且隨污染排放導致環境品質的不斷惡化，人類的文明終究會走向自我創造性的環境危機當中。有許多的統計資料也顯示，地球上的環境資源正被人類以極快的速度消耗，水、空氣及土壤污染正向地球每一個角落擴散中，溫室效應氣體的大量排放引起全球的地球增溫效應，大片面積的森林遭受摧殘砍伐，數以萬計的生物以極快的速度銳減中。如果不積極去改變目前的現狀，去化解惡化的環境所引發的不利影響，將留給後代子孫一片污濁不堪的環境。

然永續發展之觀念並非為限上綱之環境保護，而是要經濟社會、生態系統、與環境保護均能和諧的發展。Brundtland Commission 亦曾提出經濟發展與高品質環境不一定是相互衝突，Bruce (1992)在下文中也提到上述之觀念。

“First, development must not damage or destroy the basic life support system of our planet earth: the air, the water, the soil, and the biological systems. Second, development must be economically sustainable to provide a continuous flow of goods and services derived from the natural resources, and thirdly it requires sustainable social systems, at international, national, local and family levels, to ensure the equitable distribution of the benefits of the goods and services, and of sustained life supporting systems.”

1.1 永續發展定義

在近幾十年來，由於氣候變遷、環境破壞等全球或地區性之議題，環境與人類之互動關係遂成為全球所共同關心的話題，永續發展之觀念也逐漸成為全球所共同關心及研究之重要主題。永續發展在不同的領域，針對不同的對象，其所被賦予之意義均不盡相同，但針對永續發展的最基本定義，各領域的相關研究幾乎均會引用 1987 年聯合國「世界環境與發展委員會」(World Commission on Environment and Development, WCED)發表的「我們共同的未來」(Our Common Future)

中提出之定義。

「永續發展應追求當代公平的發展，同時不損及後代子孫追求其發展的權利」。

“Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.”- Our Common Future in 1987.

Barbier (1989)則是由承载力觀念探討永續性(Sustainability)，其述及資源使用及環境污染將影響永續性，有限資源及環境可承受污染將決定發展之承载力 (Carrying Capacity)，若超過承载力則將失去永續性。

於 1991 年國際自然與自然資源保護聯盟(IUCN)、聯合國環境規劃署(UNEP)及世界野生動物基金會(WWF)等三個國際組織又共同出版的「關心地球」(Caring for the earth)報告書中，則進一步將永續發展定義為：

「在生存於不超過維生生態系統承载力之情況下，持續改善人類生活品質。」

“Sustainable development is improving the quality of human life while living within the carrying capacity of supporting ecosystems.”- IUCN/UNEP/WWF, 1991.

往後各領域之研究均以此上述永續發展之定義為基礎，進行進一步之研究，然而隨著應用領域的擴展，針對各領域之特性，永續發展也隨之有進一步之定義與解釋。而隨著這方面研究的不斷發展，針對永續發展之解釋與描述也隨之欲趨完整而詳細。在流域環境管理方面，童慶斌(2001)就永續發展定義如下

「永續發展為在不超過環境承载力下可持續滿足現在與下一世代之需求；採取之措施必須是社會可行、經濟可行、及技術可行。」

廖述良與黃琬淇(2005)要真正落實永續發展原則，以確保環境永續性的達成，必須建立一個系統化與制度化的永續發展管理或永續環境管理架構與機制，並基於公平、節制及持續改善三項重點原則，以開發、調配、利用、保護及保育有限的自然資源。

由上述定義可知永續發展係既能改善人類生活品質，同時也能保存未來環境資源潛力之發展策略。在永續發展的世代公平性及人類須知所節制的原則下，環境保護策略已由傳統的污染管制方式，逐漸轉而成為以達成經濟社會可持續發展為目的、保護環境永續性為目標的環境資源管理問題。

1.2 永續發展評量

由於未來世代需求無法預測，因此，在永續發展管理上，至少必須確保滿足現在需求，並不造成環境退化，則以後世代至少可享有目前同等之環境與資源。何謂環境退化？如山坡地災害、開發後集流增快與增多而導致淹水、土石流、河川污染等。如何不造成環境退化？即開發所造成之影響不超過環境承载力，因此，要評量是否具有永續性，首先必須瞭解何為承载力？其次為開發之累積影響為何？接著累積影響是否超越承载力。



圖 1.1 沿海地下水超抽導致地層下陷，進而造成積水不退與土壤鹽化，影響沿海生產、生活、與生態機能

承载力為環境可承受之改變驅動力，承载力可能因環境條件不同而不同，也可能因為人為因素訂定不同基準而導致不同的承载力。河川污染涵容能力即為河川忍受污染排放之承载力，此承载力可能因水文條件不同而不同，如流量較大河川可承受較多污染排放才會達到流量較小河川可承受之污染濃度，因此，承载力可能隨空間變動，亦可能隨時變動；此承载力亦會受到人為影響，河川涵容能力在規劃管理上是以水質標準作為訂定污染濃度之依據，進而分析最大可排入污染量而不違反此濃度限制，此最大可排放污染量即為涵容能力，即為河川污染排放之承载力。水資源供水系統之供水能力亦為一種承载力，

然供水之多寡與水資源系統之供水設備有關，如一河川平均日流量 864 萬 CMD，但引水能力只有 300 萬 CMD，則其供水承載力只有 300 萬 CMD，但若淨水廠淨水能力只有 200 萬 CMD，則承載力只有 200 萬 CMD。有時河川流量枯旱，空有引水或淨水能力，而無可用之水亦不可能提高承載力，因此水庫之興建可儲豐濟枯以達調配之目的。從以上可見人為建設水利設施可增加承載力，然是否就可無限之擴展？永續水資源管理與過去管理之不同在於如何發展與保育間取得平衡點。

不造成退化則發展不可超越環境承載力，環境承載力指的是整個系統所能承受發展所帶來改變之驅動力。因此空間上需考慮系統中不同區域之累積影響，在時間上必須包括過去、現在與可預見未來之衝擊。永續發展是要取得經濟發展與環境保育間之平衡，並確保社會公平性，目的在經濟得以持續發展，而環境承載力不因發展超限利用而得以持續支持發展。經濟發展對環境需求主要包括資源供給及污染排放，要確保環境可持續支持經濟發展，則必須評量資源供給及污染排放之承載力。

Barbier (1989)在永續性探討上分成資源使用與污染兩方面探討。在探討資源使用是否具永續性時，又將資源分成可再生與不可再生資源，可再生資源如農業、魚類、水資源及森林資源等，而不可再生資源如石油、煤等礦物。Barbier 定義三種永續性條件條列如下

1. 可再生資源利用率不大於資源再生率；
2. 廢棄物排放不大於環境涵容能力；
3. 不可再生資源利用率不大於其替代可再生資源之產生率。

Crabtree and Bayfield (1998)就操作角度來看上述三項永續性定義缺乏空間性與尺度性之探討。Pearce et al. (1989) 將永續性分成「弱永續性」(weak sustainability)及「強永續性」(strong sustainability)。「弱永續性」主要之精神在說明損失之自然資源可與人類生產及資金所得交換；而「強永續性」(strong sustainability)之觀念在於說明自然資源或有一些重要元素是無法交換。如何界定集水區管理之永續性、如何評量、評量指標為何？為後續章節探討之重點。

1.3 永續發展指標

為了瞭解環境之永續狀態，不論是現在或是未來，藉由量化的數據及判定標準之定義，可以清楚地瞭解環境之永續性，而藉由指標的利用，可以將環境中各狀態的量化數據明顯地表示出來，並容易讓人瞭解，因此藉由永續指標之建立，環境狀態之量化，可以幫助我們去迅速瞭解環境之永續狀態並據以調整所欲採取之策略。

指標是將大量的資訊加以濃縮成人類能夠瞭解且認同的標示，我們生活環境中的經常出現的指標，如微笑代表親切；灰色天空表示即將下雨；紅燈代表可能相撞的危險；手錶的指針代表一天的時間；失業率的上升則可能造成社會問題，我們若想評估目前社會的情況與進行的程度，因此我們必須學習觀測指標，指標不但可以提供關於現在與未來可能發展的相關資訊，我們所生存的環境。

指標最主要功能是希望能對於正在發展的系統的改變能有及時的警告，以進行及時的控制與對抗。所選擇的指標應該要能配合系統的進度，以提供我們關於系統的及時資訊。

Wiggering & Rennings 提到，永續發展的議題所牽涉和涵蓋的範圍非常的廣泛，所以參與的成員也來自各個不同的領域，也因為各領域的專業不同，所以對同一議題常會有不同的觀點出現。一般而言，國際間對於永續發展的定義大致上已有一個一致的看法：在滿足現在的需求的同時，也不會破壞未來對滿足需求所應有的能力。然而在建立相關的指標評估體系時，生態和經濟兩領域的學者則仍然充滿了歧見。

經濟學家認為，環境問題產生的主要原因在於對自然資源的無效率的使用，因此主張將焦點集中在價格的評定上，也就是說以貨幣價值來評估永續指標的永續性。生態學家則專注於整個生態系統的穩定性和所保有的彈性，所以傾向於以物理性量化的方式量評估永續指標的永續性。兩者的觀點具有互補的效果，但卻缺乏橫向聯繫的管道和方式。

因此 Wiggering & Rennings 針對目前永續發展的定義和評估提出了兩項建議：weak sustainability 和 strong sustainability，weak

sustainability 的觀點認為藉由工業活動的產出所產生的產值可以彌補因為工業活動對自然環境資源所造成的損害，而 strong sustainability 的觀念則不加以認同，認為兩者不能等量觀之。而作者本身則傾向認同 strong sustainability 的觀點。就 weak sustainability 而言，有一例子可以說明一些實質上的問題：國際上關於溫室氣體排放量的管制訂有一緩衝的方式，即是可藉由排放權買賣和綠化來增加自己的排放量，以總量管制的觀點是沒什麼變化，但若是我們縮小觀察的區域範圍的話呢，區域性的影響則是無法忽視的。

當我們在討論永續性的課題時，常會提到關於永續指標的建立問題，希望能建立永續指標系統來評估監測我們所關心的各方面的永續發展領域。因此包括自然資源資源的經營者、環境保育團體和政府機關等不同角色都對永續指標的量測、建立、優先順序評估、、、等等充滿了興趣。這不單單是科學技術上就可客觀評估的問題，也牽扯到社會、經濟、政治等涉及主觀判斷的問題，因此也衍伸出各種解決方案。

有鑑於此，Lautenschlager 提出了“Identify the specific”的觀念，並提出運用專家的專業來評估測量、確立優先順序，以及從區域的小範圍開始，逐步擴大至整個欲評估的系統。本文最大的貢獻，就是將關於永續性的發展的討論，從精神層面、口號式的宣示帶入實質的討論，提出實際有用的方法和流程，而非過去常看到的文章內容，觀念很多，也很重要，但卻極少提及執行層面的進程序和方法技術。不過，雖然 Lautenschlager 提出了整個進程序，相關的參與團體和所需考慮的領域範圍也有所界定，但若要依據本文進行一項永續指標建立的研究，僅能幫助尋找哪幾類的團體，但接下來要細找那個領域的，則仍會有所困難。

Cornforth 在評估永續土地管理所需選取的文章中提到，建立永續土地管理的架構時，必須依據下列五個目標，維持與提高生產力、降低生產的風險、保護自然資源，且必須是經濟與社會可行。並指出當生產系統無法增加其長期之利益，且市場拒絕該產品時，或是當地人民因某因素如地形或社會福利等無法接受該產品時，此生產系統將呈現不永續的情形，故永續發展的指標除了能生態系統的衝擊性，亦必須建立非生態系統的指標，如經濟、商業與社會因素對系統的影響，才能提供決策者一及時與合適的方向，而進行改善。針對永續土

地管理之指標提出必須一定之靈敏度，以反應管理行動而造成的變化，也必須有明確的門檻值以評斷該指標是否達到永續。國科會永續發展研究委員（2000）所建議採用建立永續發展指標，其體系的基本準則為需具有代表性、區別性、可行性、精確度與整合性。

永續發展的決策者就如同坐在駕駛艙的飛行員，駕駛艙的設備所傳達的訊息幫助飛行員瞭解飛行的路徑與狀態，早期飛行員只能依靠油壓計監測引擎的狀態與燃料計得知尚可使用的資源，以及一個羅盤來瞭解所在的方向，現在的駕駛艙已經有許多測量儀器與警示燈，且利用電腦整合所有重要的儀器，藉由這些設備飛行員可迅速得知飛機是否有產生錯誤，以便即時採取矯正的行動。

因此我們所要建立的永續發展指標必須能反映環境與經濟社會的狀態，就如同以油壓計便得知飛機的引擎是否正常，而指標的表示方式亦相當重要，如何讓決策者能夠迅速且精確的瞭解即將可能產生的威脅與問題，對於呈現不永續的地區能即時提出管理與應映措施，換言之指標必須提供警示的訊息給決策者，藉由視覺化模式作為表達的方式將是一相當不錯的方式，可使決策者能更明確瞭解永續發展的進程。駕駛艙的儀表版便是提供飛行員最多、最簡單與最明確資訊的表現方式。因此可藉由儀表版之形式於綜合永續指標的表現方式，這方面加拿大已發展模式可評估之。

於過去研究報告中曾提出三種不同綜合指標之表達方式，分別為雷達圖、扇型圖與長條圖，都希望以簡單的圖示來表示各個指標的永續的狀態。在雷達圖中每個一個維度代表一項指標，並將指標值點出，進而予以連結成如圖 1.2 灰色部分。灰色面積越大越趨近整體永續性。但由雷達圖無法馬上由圖上可得知警示的訊息，決策者無法由數值的方式得知其不永續的嚴重程度，以便快速提出管理策略。

CGSDI在過去三年完成了四種以視覺化來表現的綜合永續發展指標的模式，(<http://www.iisd.org/cgsdi/visuals.htm>) 簡單介紹：其中前三種模式是針對永續發展指標的四個集合研究為建立基礎，並且已發展成可利用網路技術的連結，以獲得更多詳細的資訊與資料。而最後一種儀表版模式，是由加拿大所提出用以表示各方面指標永續性的模式。

(一) 四面的金字塔模式 (four-sided pyramid model)

圖 1.3 表示該模式包含的四個方面所集合的指標，其分別為：社會之價值觀、環境及自然、民主制度及人權、物質資產及經濟發展。並以顏色來表示其永續性狀態，綠色代表成良好之永續性，藍色代表近乎接近良好之永續性，黃色代表中等程度，紅色則代表不具永續性。此模式在環境與自然的方面其中又分為空氣品質、土壤品質及土壤數量、自然資源之多樣性及資源之保護四大部分，各大部分又細分其評估項目，詳述如下：

(1) 空氣品質

1. 空氣品質
2. 大氣平溫層之臭氧

(2) 土壤品質及土壤數量

1. 土壤品質
 - A. 有機質
 - B. 鹽度
2. 土壤沖蝕

(3) 自然資源之多樣性

1. 物種歧異度及生態環境歧異度
2. 植物及動物之物種數量
3. 瀕臨絕種及受到威脅之物種
4. 受農業活動影響之濕地
5. 整合性之保育計畫

(4) 資源之保護

1. 於夏季進行休耕之土地
2. 人工林之復育
3. 地主參與保育之興趣
4. 地方政府明顯進行保育工作之比例

(二) 橢圓形指標群集模式 (Elliptical indicator cluster model)

圖 1.4 利用多個橢圓形分別表示不同層面的指標，並亦以顏色區

分其達到永續性的程度，其顏色表示方式與金字塔模式相同。其主要評估的層面包含人類生活、社會資源、人類所製造的資源與自然資源等四項，其中自然資源方面主要分析下列四項：

- (1) 土壤品質及土壤數量
- (2) 空氣品質
- (3) 資源的保存
- (4) 自然資源的多樣性
 1. 植物及動物之物種數量
 2. 瀕臨絕種及受到威脅之物種
 3. 完整的保護計畫
 4. 農業對濕地的影響

(三) 永續性的羅盤模式 (Compass of sustainability)

圖 1.5 是永續性的羅盤模式的圖示，羅盤的中心即是永續發展的指標。羅盤的東南西北四個方向分別有一個儀表版，表示該項目的永續性，其中東面 (E) 的儀表版表示經濟方面之永續性、南面 (N) 儀表版表示社會方面之永續性、西面 (W) 儀表版表示人類生活的福祉之永續性，北面 (N) 表示自然方面之永續性。此模式提供了決策者關於朝向永續性邁進的相關資訊並有明確定量與定性的方式表達。

(四) 永續性的儀表版模式 (Dashboard of sustainability)

加拿大自 1996 年開始已開始設計關於評估永續性的模式，圖 1.6 是在 2001 年三月所最新開發的儀表版評估模式 2.0 版，其中考慮了環境、社會與經濟等層面，藉由顏色的代碼可以得知其指標的強弱，儀表版上除了以顏色表示之外，在儀表版的中間並將指標目前狀態的數值表現出來。

上述三種指標評估模式 (圖 1.3 至圖 1.5) 雖可以清楚由圖形及顏色看出其經濟、社會與環境各方面的永續性狀態，但該地區整體的狀態不易看出，尚需要一個綜合指標值，明確的表達其永續發展的進程。圖 1.6 儀表版模式中，圖形的上方便有一指針與顏色表達整體的

永續性。這是未來發展綜合指標評估模式可學習之處。且應與顏色的表達方式結合，使決策者清楚的瞭解該環境的狀態及不永續的程度。

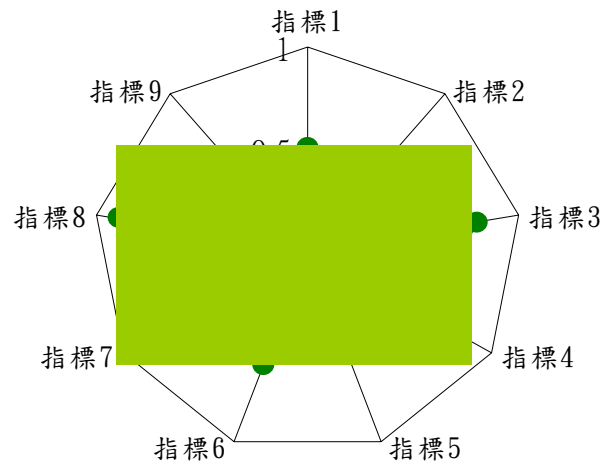


圖 1.2 綜合永續發展指標圖示—雷達圖

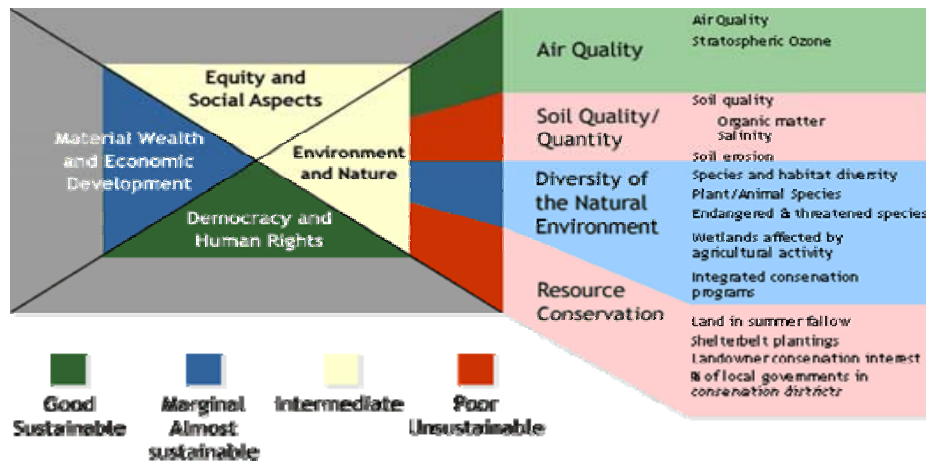


圖 1.3 Four sided pyramid model

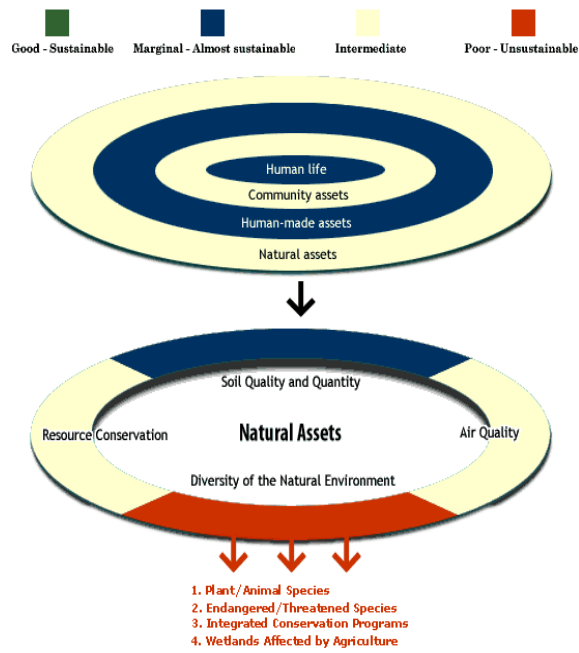


圖 1. 4 Elliptical indicator cluster model

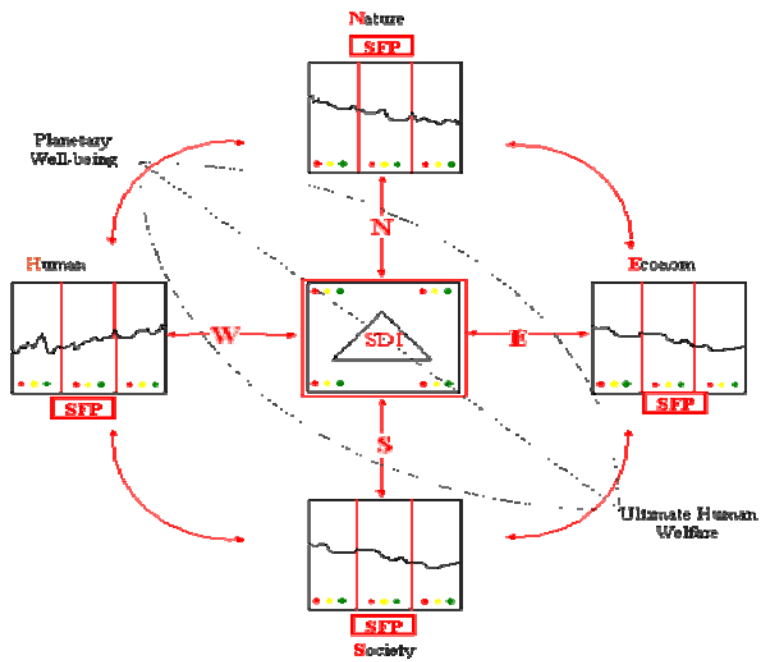


圖 1. 5 Compass of sustainability

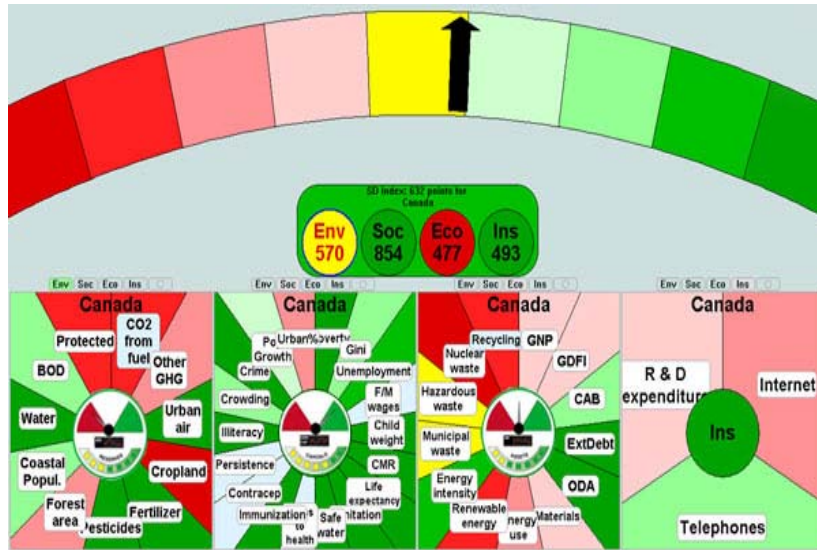


圖 1.6 Dashboard of sustainability

1.4 永續發展評量工具

1.4.1 系統動力學

系統動力學之應用範圍及領域已不斷在擴大，不論是在社會科學領域或是自然科學領域，均獲得極佳之成效，並且克服了過去一些傳統研究方法所面臨之問題及瓶頸。其能同步反應出模式隨時間之變化之特性，及可彈性調整之模式架構，對於動態問題之研究有其優勢所在。

Meadows et al. (1972)應用系統動力模式分析探討全球未來一世紀人口成長與工業發展之關係。其結果顯示目前世界之系統並無法承受現行之經濟發展，若持續目前之發展速度將導致無法控制之環境與人口衰退，即不永續之發展。

Francisco Perez-Trejo 等(1993)利用系統動力模式來進行環境政策的評估與研究。Francisco Perez-Trejo 等運用扇形連結及系統動力模式將經濟系統及環境影響彼此的動態變化結構關係連結起來，並以 Crete 島 1971 至 1987 年之經濟結構為驗證對象，並對於其至 2001 年之經濟變動做評估。結果顯示，此跨領域的方法突破以往傳統方法論等方法之限制，更能有效得面對及解決整體之環境與經濟的問題，並有助於以整體之角度來思考環境政策之發展。

Guo et al. (2001)利用系統動力模式分析中國大陸雲南省之 Lake Erhai Basin 之地區性環境計畫及其環境管理策略。其利用系統動力模式建立八個子系統，分別為人口、農業、工業、觀光、水資源、污染控制、水質和森林，並將此八個子系統加以整合成一完整之環境系統動力模式，用以分析該地區之經濟、社會發展對於環境之影響衝擊。其結果顯示，若採取鼓勵工業發展的策略，雖然增加了河川水資源污染的風險，但因為大幅增加的工業產值和經濟收益可以提供足夠的防制基金，用來解決污染問題及提高廢水處理的效率，反而減輕了環境所受到的壓力。若是限制了工業的發展（以進行工業廢水的污染控制），反而增加了因農業活動的擴大所產生的非點源污染，並同時降低了經濟上的收益。

詹麗梅(2001)由陳建志(1999)所建構之永續水資源指標體系中，選取與供水系統相關之指標及由供需分析所衍生之評價指標作為供水系統永續指標，以此兩個不同指標體系分別評價大基隆供水系統之永續性。

1.4.2 層級分析法

Saaty(1980)提出之層級分析方法 (Analytic Hierarchy Process, AHP)在永續發展評量中可將應用於決定指標篩選與權重決定。層級分析之應用十分廣泛，一般常用於協助決策之決定，即透過問卷調查分析各項因子對目標層之相對重要性而決定其權重，再透過權重排序挑選政策。

層級分析方法，首先透過問卷調查建立成對比較矩陣；再求取矩陣之最大特徵值與特徵向量；利用最大特徵值分析調查結果是否具有¹一致性，若不符合一致性，則必須重新調查，若符合則可利用特徵向量進行權重決定。層級分析方法理論可參考相關文獻，於第四章中描述基本理論與如何利用 Microsoft Visual Basic 6.0 發展之層級分析應用軟體。

1.4.3 多目標規劃

前面在探討涵容能力時，以總排放量為目標函數，其優選結果容易導致社會不公平性，此外，如成本效益資料可取得，則經濟效益亦應列入，高正忠（1992）曾於環境管理問題上利用多目標規劃同時考量上述目標函數。除此之外，在永續管理中，如環境資源與生態往往目標互相矛盾，環境資源提供希望盡量維持供需平衡，當需求量大時相對供給壓力增強，然其將對生態產生衝擊，要同時考量不同面向亦必須藉助多目標規劃。

傳統的數理規劃模式皆為單一目標，此單一目標規劃模式賦予每個規劃問題唯一的最佳解（亦即最大值或最小值），然而在真實的狀況裡，許多問題皆有多個目標，且此多個目標之間甚至互相衝突，必須在決策過程中同時考慮。多目標規劃方法不同於傳統的單一目標規劃方法，可同時考慮多個目標，提供不同的替代方案，比單一目標規劃更能表現真實問題的特性，更符合問題本身的實際要求。

多目標規劃廣泛應用於決策的問題。多目標顧名思義表示問題本身同時具有多個目標，必須在決策過程中同時考慮，舉例來說，出去旅行走高速公路，可以節省時間與油錢，然而卻同時帶來空氣污染以及噪音的衝擊，反之，繞路而行可以減輕污染不過卻花費了更多的時間與油錢，此時經濟、時間與環境三方面互相衝突無法同時滿足，而其間的權衡與斟酌則可用多目標規劃方法加以解決，提供較滿意的方案。此外，一般而言，分析者的職責在於模式的設計與規劃，而由決策者下決定，在單一目標規劃中，分析者提供唯一的最佳方案，而決策者無法從其結果當中了解此最佳解與其他可行方案之間的關係，而只是負責接受或是拒絕此方案。然而在多目標規劃中，分析者提供多種替代方案，再由決策者根據需求狀況、資源限制以及經濟考量等多方面的評估，決定較優的方案，因此，多目標規劃在角色的定位上亦更符合實際的問題。

同一個問題在環境的考量上著重於污染削減與總量管制、在經濟的考量上強調成本與效益比重，在政策的考量上則在於是否有利於政府與人民，而實際上並無法同時兼顧三方面的要求。在真實世界裡，許多問題皆同上述具有多目標特性，且其目標相互衝突，無法以單一目標方法表示並解決。儘管顧此失彼在所難免，但多目標規劃方法可

提供較多選擇的替代方案，在決策過程中，決策者權衡得失之後，可從中挑選最接近理想程度的滿意解，得到最大程度的需求。

1.5 國內外永續發展研究

1.5.1 國內永續發展之推動

國科會推動永續發展研究是以「永續台灣願景與策略研究」為主軸，包括三個主軸議題：(一) 永續台灣 2011；(二) 永續台灣的評量系統；及(三) 永續發展資訊系統。

(一) 永續台灣 2011

主要是建構預估台灣永續發展、情境模擬能力，並提出政策建議是以經濟、社會、環境與資源四個面向，經濟組的研究是編制台灣綠色社會會計帳，從平衡經濟發展與生態體系的完整角度，持續修建永續發展的經濟模型，社會組則是藉由調查過去台灣環境意識，以尋找推動綠色社會的新興社會力，探索台灣民眾對環境議題的關懷與價值轉變，環境組則從政策法規，工程技術及執行管理的角度出發，評估政府部門水、空氣、廢棄物政策，並提出修正意見，生態組將重新清查及解讀目前的台灣生態系統來說明台灣目前自然資源消耗量，環境負荷量及土地資源的利用。

(二) 永續台灣的評量系統

提供政府永續發展的決策預警、決策檢討及決策引導工具，透過選定一些具有代表意義的環境參數作為指標，先行界定指標系統背後所追求的目標，再提出完整之架構，如生態資源、環境污染、土地利用、理念與制度、經濟活動、社會結構等方向，開發永續台灣評量系統。永續台灣的評量系統規劃出「島嶼台灣」(Island Taiwan) 共五大領域(環境污染、生態資源、社會壓力、經濟壓力、制度回應)，下細分十八項範疇，共計 83 個指標；另外，「都市台灣」(Urban Taiwan) 共 28 個指標。在經過三年的研究後，此永續指標系統僅具雛形，但仍需更進一步強化指標內涵，並加強與政府及政策的連結，才能夠對台灣的永續發展狀況持續進行檢核，成為真正的「永續台灣的評量系統」。

(三)永續發展資訊系統

目的是將現階段國內產、官、學界之環境基本資料，加以系統化的整合與整理，使環境資料發揮其應具備之功能與效用，並藉本計畫研究過程，對各子計畫研究成果加以整合、建檔，以供作未來建構環境資料庫之重要參考基礎。此系統可作為支援「永續台灣評量系統」與「永續台灣 2011」兩個相關計畫所需的基本資料與資訊，最後將成立國家型的環境資料庫管理權責單位，以長期維護管理繁雜的環境資料與環境資訊，並能提供政府管理決策、學術研究與一般民眾查詢使用，讓環境資料庫的建置作業永續推動下去。

此外，國立台北大學龐元勳教授，根據台灣永續發展進程中必須立即面對的發展課題為考量，採取目標導向由下而上的方式，循著「課題→目標→策略→指標」的程序完成指標架構。在其指標系統中，針對擬定的 14 項具體目標與各主要範疇，分別策定出重點策略，再針對每一項策略研擬出總計 207 項建議指標。

國科會另有一研究群體，由中央大學廖述良教授領導之研究群體，針對集水區水土資源建立永續發展指標體系與評量方法，該研究群體採用由上而下 (Top Down) 之方法，即在集水區永續之目標下，選擇主要之評估項目並建立指標與評價方法。

1.5.2 國外永續發展之推動

聯合國永續發展指標(Indicators for Sustainable Denelopment)

聯合國永續發展委員會 (UN Commission on Sustainable Development, UN CSD) 自 1995 年起，依據二十一世紀綱領 (Agenda 21) 建立一套指標系統來評估各國的永續發展狀況。在橫向結構上，分為社會、經濟、環境與制度指標四個主要群組；縱向上則分為壓力 (driving force)、狀態 (state) 與回應 (response) 三個類型 (DSR 系統)。UNCSD 並結合了其他部門，為這套指標系統發展出相應的「方法表」(methodology sheet) 提供了每一個指標有關的定義、方法與現有資料等資訊。現已有十二個國家自願試行這套指標，並且向 CSD 報告其運作情形。此系統共約一百四十個指標，對於實際的運作與政

策決定而言稍嫌太多。且大多數只能評量一地的現狀，而無法表現出一地的進/退步動態。雖企圖全面性掌握的指標系統，卻無法反應個別地區的特色與需求。

加拿大國家指標(National Environmental Indicators of Canada)

目前在加拿大國家層級的指標有兩個系統，一為由 EC(Indicators, Monitoring and Assessment Branch of Environment Canada, EC) 主持，另一則由 NRTEE(National Round Table on the Environment and Economy, NTREE)主持。EC 藉由整合性的國家級指標報告，負責定期地報告加拿大環境現狀並衡量永續發展的進度。其負責的主要是在國家層面（有時也涉及全球議題）的永續發展議題。其並且參與了 UN CSD 的永續發展指標的建立。EC 的指標建立與 CSD 的架構相似的 PSR (pressure-state-response) 的架構上。其中不同之處主要是：
1. 壓力 (pressure): 包括驅使力 (driving force, 如人口與科技的改變)、人類活動 (如自然資源的使用) 以及環境壓力 (stress, 如有毒廢棄物的排放)。
2. 回應 (response) 則包含了生態上對於環境壓力的反應 (如生態多樣性的喪失) 以及管理層面的回應 (如各種管制措施)。

Lawrence 提到，在環境管理上，環境影響評估是一個被廣泛採用的方法。“環境影響評估”本身是一個綜合性、牽涉範圍非常廣泛的一個評估程序，因為他所涵蓋的範圍不單單僅止於我們一般觀念中狹義的環境範圍，其所涉及的領域包含了科學、人文、經濟、社會和生態、、等等不同的範疇。也正因為如此，在評估的時候難免彼此不同領域之間會有所抵觸和衝突，造成評估尚難度的增加，環境影響評估可資運用的範圍非常的廣泛，包括公眾的及私人的行為，均被列入了環境影響評估的實行範圍，因此其實行的對象和需評估的項目皆非常廣泛。

Lawrence 提出了以“永續性”作為整個環境管理的中心思想，也就是將永續性的觀念整合至環境影響評估裡面，做為環境影響評估在運作時的指標依據，並且以加拿大政府為例，證明了永續性在整合環境影響評估中各項程序範圍的潛力。

Lawrence 在 sustainability (永續性) 和 EIA (環境影響評估) 的整合上，提出了非常詳盡的說明，也提到了非常多可資利用的領域和

範圍，其中特別強調了在經濟、社會層面的影響。因為經濟及社會層面屬於人文領域，而人文領域的各種現象較難使用科學的方法加以量化和評估，卻又是與我們（人）最息息相關的重點之一，因此以 sustainability 作為一評估衡量的大標準的確是個很不錯的方法，然而，sustainability 雖然成為最高的指導方針，但對於 sustainability 的定義卻仍然沒有一個最終的答案，在環境影響評估內負責各領域評估工作的專家，因其對 sustainability 見解的不同，所導致的評估結果也將會產生差異，但若能把 sustainability 這個觀念順利而成功的導入 EIA，其所獲致的成果和影響將更大。

Lewandowski (1999) 對永續農業作了以下的定義和敘述：對於農業之生態系統之利用與管理，需兼顧生物多樣性、生產力、再生的能量、能力及生命力。在現在及未來，其必須有效地滿足生態、經濟和社會各方面，且不論地區尺度、國家尺度或全球尺度均不危害其他的生態系統。除此之外，本篇論文作者並提出了八個步驟來評估農業生產的永續性。

楊啟仁 (1995) 結合工程經濟分析、環境經濟學和資源經濟學等領域所發展出來的觀念和方法，並從自然生態層面、經濟層面及社會制度層面來探討水資源永續發展的意義。其從技術可行性、經濟可行性來評估，及從需求面之管理著手，來檢討現行水資源使用之永續性，並提出可達到永續發展的原則之替代方案建議，諸如自來水管線檢漏、雨水儲留設施、廣域或社區污水處理後之再利用、以及節約用水設施等。

Gleick et al. 曾為水資源之永續利用下了註解，他們認為永續性的水資源利用就是要能夠持續繁榮人類的社會直到永遠。他們為水資源之規劃設定七個永續性的準則：

- 1、 保證提供給所有的人基本水量需求，以維持人類健康，
- 2、 保證提供給生態系統基本水量需求，以維持及修復及正常之運作。
- 3、 水質必須符合某種最低標準之要求。此標準因地點不同及使用方式不同而所差異。
- 4、 人類的各項活動應以淡水資源儲存(stocks)及流通(flows)之更新(renewability)為原則。

- 5、 收集水資源供需及水質資料，並且能夠開放給社會大眾參考。
- 6、 建立制度上的機制，以避免且解決因水而引起的紛爭。

1.6 內容安排

本講義內容安排上分成三大部分，第一部分包含第一、第二章，主要在介紹永續發展之基本理念以及河川總量管制之流程介紹，第二部份為主要分析工具與基本原理，包括第二至第四章之系統動力學、層級分析、多目標規劃等方法；最後一部分為永續觀念與分析方法在集水區管理之應用，議題包括水資源供需、累積性衝擊，流域總量管制等，最後並探討如何整合相關議題，並說明如何結合政策環境影響評估與計畫環境影響評估，以確保環境之永續性。

第二章 累積性影響與總量管制

近年來，人類積極推動科技、經濟、社會發展，因而加速自然資源開發與利用及污染排放，也因此對環境帶來嚴重破壞。環境支持生態族群之發展是有其限度，其資源可提供一定族群數量之所需，其污染涵容能力可承受一定污染排放。初期因為環境資源豐富，可提供族群快速成長之所需，但隨著數量增加，資源消耗漸形快速而超過自然回復能力，同時快速發展亦伴隨增加之污染排放而超過環境自淨之承受能力，因此對環境帶來變遷與退化之壓力。如 Meadows et al. (1972) 在「The Limits to Growth」中描述，無限制成長終將達到環境能支援發展之極限，而失去永續發展之能力。

為了持續滿足現在與下一代之需求，對於污染排放乃必須進行總量管制的措施，避免對環境的破壞超過環境資源可自行修復的能力，以有效的控制環境品質的水準。總量管制是藉由承載力與累積性衝擊評估作為管制依據，使可持續發展的各項活動所帶來的累積衝擊，不超過環境承載力。環境承載力為自然環境不發生退化前提下所能提供生態系統之能力；而累積性環境影響(Cumulative Environmental Effects)，乃指區域上過去、現在及未來可能的開發活動所衍生的遞增性影響(Incremental Impact)。傳統計畫導向型(Project-oriented)的環境影響評估，通常忽略二個和二個以上個別或相關的開發案所造成潛在的組合性影響(Combined Effect)，以及間接或次級的影響(Indirect or Secondary Effect) (Council on Environmental Quality, CEQ, 1997)。

累積性影響評估之目的為分析在時間軸上所有相近空間可能之累積影響，並分析累積之影響是否有超過環境承載力之虞，以確保環境永續性。累積性影響應評估之活動行為包括：

1. 過去開始之活動，但其仍影響現在及未來
2. 目前開發行為之影響
3. 未來可能活動之影響

上述三者中，第二項目前開發行為之影響評估，可遵循個別計畫環境影響評估(Environment Impact Assess, EIA)程序完成，因此，相對容易完成。而評估累積性影響之困難在過去之活動影響目前有多

少、還有多少會影響以後；未來可能有哪些計畫，及其未來可能之影響為何，則是較困難的一部份。

因此如何將永續發展精神整合於環境管理制度中，以利用總量管制方法，避免累積性衝擊超過環境承载力，可合理分配與使用環境承载力，為未來永續性環境管理重要之議題。

2.1 總量管制方法

總量管制是指為維持一特定空間範圍內系統品質，而對相關自然因子或經濟量的累積總量進行管制，並以該系統得以維持在設定品質水準下所能承受該因子的最大量為管制標準(於幼華，1998)。因此總量管制觀念為如何在設定的環境品質目標下，妥善應用與分配該系統所能承受之最大承载力，在水質方面，此承载力便是水體之涵容能力，因此各項污染衝擊不可超過水體之涵容能力。下文中分別說明過去國內外在建立總量管制方法之相關研究。

國內

在流域總量管理制度之研究方面，國內於 1988 年楊萬發與張鎮南以基隆河為研究區域利用 QUAL2E 水質模式，分別計算上游及中游在河川歷時流量為 75%與 65%情況下之涵容能力。其計算方式還未加入最佳化模式，依據水質標準先求出上游之涵容能力，再依據中游之水質標準計算涵容能力扣除上游涵容能力，即為中游涵容能力。進而計算現有污染量必須削減多少，以符合上游與中游之涵容能力，當現有污染削減更多時，才可額外接受新進的污染源排放量。

黃俊仁(1992)考量環境管理應為多目標的問題，因此建立以水質、成本、公平性以及 BOD (Biochemical Oxygen Demand)曲線下之面積等四個目標函數之總量管制方法，並以最大總容許污染負荷法、均一等去除率法、分區等去除率法及依污染源大小成比例去除等五種總量管制方案，建立管理數學模式。研究中並將此總量管制分析程序結合 QUAL2E 模式，應用於東港河流域。

包祥甫(1993)針對點源污染建立季節性總量管制方法，以東港溪

為例，選擇最大總容許負荷法、均一等去除率法為總量分配之方案，探討各方案容許之污染排放總量，並利用蒙地卡羅模擬分析採用分季總量管制之風險。該研究中並利用 AGNPS 模式模擬寶山水庫之非點源污染量，以多目標總量管制模式探討水庫總磷，其中依據排出源的空間分佈狀況及污染潛勢，建立集水區、小集水區及等運移路徑長度三種分區管制策略，並以成本、水質、公平性三大決策目標建立多目標線性規劃數學模式。

張鎮南與張保興(1995)則是回顧過去各國廢水管理制度，建立一總量管制流程，其主要著重於行政執行之程序，研究中並利用 ELECTRE I& II 與 AHP(Analytic Hierarchy Process)法兩種決策分析方式，評選需進行總量管制之主要河川與地區性流域。

廖述良(1996)建立一水質管理與總量管制管理程序之規劃流程，探討污染總量分配方法，其中採用最大污染負荷法、等去除率法、分區等去除率法以及分類分區等去除率等四種方法，以中港溪流域為研究區域。研究中說明若執行污染總量分配程序後，所有河段之削減率達到最高程度時，還是無法達到既定水質標準，則必須重新檢視水體水質標準是否修正之必要。此總量管制之程序，以削減現有污染為訴求，因此對於現有污染削減技術無法改善之情況下，則必須修正公告之水質標準。

林裕彬等人(2005)針對山坡地及海岸地區環境影響評估建立總量管制基準，其中分析計畫區內總量管制在開發行為環境影響評估審議過程中之應用，分別針對空氣品質、水資源供給、河川水質、環境敏感地、土壤品質及土地使用適宜性等環境因子進行總量管制分析，以研擬山坡地與海岸地區的環境資源總量評估與管制策略。研究中顯示部分環境因子可以流域作為環境管理之範圍，但部分因子其管理方式是依據空品區或用水區，導致以流域為研究範圍，在總量管制執行上遭遇問題，因此在各面向的整合上可進一步探討。

過去總量管制規劃較常應用於進行決策之相關因子，為水質、成本與公平性。因此總量分配與管制方案之數學模式之目標函數，多主要以最小成本法、最大污染負荷法、等去除率法、分區等去除率法、分類分區等去除率法及分區等濃度法等方法作為決策目標，其各方法之原則與假設如下所述(陳奎麟，1996)。

張乃斌、蕭代基(1999)以總污染防治成本最小化為目標函數，在使各河段符合河川流量平衡、污染物質平衡、污水處理能力、水體水質標準等限制式下，以各集污區的污染削減量為決策變數，進行分區等去除率及全區等去除率之最佳化分析。

國內過去在評估總量管制研究之構想，多是著重於成本考量或是污染物的削減分配，依據各河川涵容能力特性，針對現有各個污染源計算總負荷量，進而加以限制，並實施消減措施，以改善水體水質，甚至是以削減過後的污染量視為可允許排放之污染分配量。但此方法會遭遇兩個主要問題，其一為涵容量推估將受污染量推估之影響，污染量推估又具有相當之不確定性；其二為雖可使現有的污染量經過處理與消減過後符合水體水質標準，然對於未來或是新進開發案並無法獲得與現有污染有相同的污染排放權利，對於後續開發者其公平性考量欠佳，而無法符合永續發展之目標。有學者建議保留一定比例給後代子孫，但需保留多少才符合世代公平，且不造成涵容能力閒置浪費，在總量分配的取決上是不容易的。因此，導致過去的評估方法往往難以實際推動與落實，甚至造成該區域發展的限制。考量污染分配世代公平性，是本研究在建立總量管制方法上需進一步改善。

國外

國外在水污染管制上，各有著不同的名詞，但都是希望提出一管理策略，控制總污染產生量，使水體水質符合要求的水質標準，在美國就是以 TMDL (Total Maximum Daily Loads) 作為管理依據，而在歐盟則是提出一 WFD (Water Framework Directive) 指導方針，要求各盟國參照此指導方針，進行水污染之管制。以下分別說明美國、歐盟、大陸與日本所採用之總量管制方法。

(1) 美國

美國在清水法案 (Section 303 of the Clean Water Act) 中明文規定各項水質之標準，且對於污染嚴重之水體必須執行總量管制。TMDL 主要依據現有之點源與非點源來源推估總污染量，再依據 TMDL 分配的負荷量進行消減。TMDL 是將所有點源污染與非點源污染對單一污染物的分配負載的總和，因此美國將 TMDL 分成主要分成三個部分，點源、非點源及預留一部份模式可能推估錯誤的保留項三項，在水質

標準之下，各項排放的污染量不可超過分配的污染負荷量，其超過的部分則需消減，計算當中亦需評估水質在季節性的變化(US EPA, 2001)。

$$TMDL=WLA+LA+MOS$$

其中 WLA(Wasteload Allocation)是指分配給點源污染負荷的量，LA(Load Allocation)則是分配給非點源污染的負荷量，MOS(Margin of Safety)是保留(安全)分配量，因水質模式推估與資料來源等都隱含著不確定性，因此這一部份分配量相當於是安全係數的保留，也是預留一個安全範圍，若是點源或非點源污染量因特殊狀況而超過原分配的允許排放量，至少第三個部分的分配量是尚未使用到的排放量，所以對於第一與第二部分的排放量超過，並不會造成河川的嚴重污染，河川的污染量是在可控制範圍。亦有文獻指出這一部份將預留給未來的使用者。

(2)歐洲

歐盟在 2000 年國會與政務會議建立一水資源政策的指導方針架構(European Commission, 2000)，依據此架構指導方針(EU Water Framework Directive, WFD)規範各國的水資源問題。WFD 中指出對於水資源管理的最佳模式，是著重於以河川流域為研究區域，而不是以行政區作為管理區域。對於所有污染排放的設備或工廠，必須通過審核才允許操作。而是否可通過審核的允許準則是依據最佳可利用技術 Best Available Techniques (or BAT)，BAT 被視為環境改善的根本。

歐盟在針對來自農業所造成的水質污染提出營養鹽的指導方針(Commission of the European Communities, 2002)，要求各加盟國每四年提出相關報告，報告中必須訂出目前遭受硝酸鹽影響的區域(Nitrate Vulnerable Zones, NVZs)，以及水質監測結果與對於遭受影響的區域所提出的相關對策與活動，以此方針藉以改善與消滅來自農業的硝酸鹽的水污染衝擊影響，並預防未來有類似的污染發生。其方針中有幾項主要的對策對於污染的控制，如在降雨季節，進行農作輪作，在冬天時覆蓋土壤與控制農作物等，以限制營養鹽藉由滲淋的作用將污染傳輸或擴散到土壤中。

(3)大陸

大陸在實施污染物總量控制，是希望能達到環境保護目的、促進經濟成長的方式轉變、保障環境安全。大陸國家環境保護總局依據主要污染物排放總量控制計劃和實施方案的要求，控制污染物排放量，實現“增產不增污”或“增產減污”。在完成第一期污染物總量控制指標的基礎上，制定並實施新的一期污染物總量控制指標，每一期以五年重新審核的年限，推估近五年可能增加的污染量，再進一步提出改進措施。

大陸所採取的污染管制，是以總量控制為管理依據，將各地區的污染物容許排放總量“凍結”在 1995 年的現狀排放量上，這樣雖然較為方便簡單，但實際上相當認同了各地區的在 1995 年的污染狀態，這也表示其政府限制了各地區的經濟活動與發展，這樣的總量分配方法無法針對環境對經濟規模和產業結構再進行調整，對於總量分配的起點公平性問題尚有欠缺待需進一步考量。楊玉峰與傅國偉(2001)指出目前實施總量控制是以“達標排放”為主要政策手段，但由於達標排放仍然是一種“命命-控制”型的“管道末端法”，這對於大陸方面環境管理部門的監督與檢查等工作是相當繁重與複雜的，因為區域大，雖然對部分城市與鄉鎮都訂定了明確的達標排放準則，但尚有許多城市污水與污染排放的廢水都未達到要求。

(4)日本

日本已經針對空氣與水污染提出總污染量控制(Total Mass Pollutant Control)的計畫(資料來源：<http://www.env.go.jp>)。政府對於各縣市區域已指定需要進行控制的區域與其所分配排放量的限額。這個系統首先必須要提出總污染負荷削減的基本政策，此政策主要由日本的環境省(Ministry of the Environment)對特定的水資源區域規定其必須削減的目標量的政策。進而再提出相關計畫進行總污染負荷的消滅，包含訂定排放的污染負荷規則、削減污染負荷的指導準則與相關污水系統改善計畫的執行等。

日本環境省對於一些必須進行污染控制的水體(如 Tokyo Bay, Ise Bay, and the Seto Inland Sea)，設定每五年對於 COD 項所必須要消滅目標污染負荷量以及訂定使水體符合要求之標準所需之目標年限。其總污染負荷規定的標準主要是應用於排放量為 50m³ 或更多的工業，在總污染負荷下進行污染消滅。日本環境省針對 232 工業公布其基本

的負荷標準的污染濃度範圍值。日本對於工業的總污染負荷控制已執行四個階段(1984, 1989, 1994, 1999)，每個階段執行五年，對於小型的工業與商業所造成的污染不受水污染控制法的規定，因此透過管理的消減指導方針希望這些工廠以自願的方式進行污染削減。目前日本環境省也在 2000 年已經要求中央環境委員會(Central Environment Council)進行第五階段(2000-2004 年)總污染負荷控制規劃的政策研究。

過去國外已有相當多之研究利用最佳化模式，推求最大涵容能力與最佳之污染消減與改善措施等。Loucks et al. (1967) 提出污染分配問題可利用最佳化模式求解，以各點源污染排入之污染處理效率為決策變數，在符合水質標準之限制式下，並以最大經濟效益為目標函數。過去的水質污染管制最佳化研究中，最小的污染削減成本常用來作為此類研究之目標函數。如早期的 Sobel(1965)、Liebman(1966)、Bayer (1977) 與 Lohani (1979)都是以污染削減成本最小為目標函數，提出相關改善水質之策略。而污染排放分配的公平性，則是後續受到重視的污染管理重點之一。Brill(1976)提出以每污染排放單位污染削減率差異最小為目標函數，並提出三種公平性定量的方法，一是為採偏離平均去除率大小的偏差總和；一為採最大與最小去除率間之差距；第三個是以最大去除率的大小衡量。Ellis(1987)考量污染傳輸過程中其水質之隨機特性，而以機會限制序率規劃(Chance-constrained stochastic Programming)建立水質污染分配之最佳化模式。其中以 BOD 污染處理最小成本為目標函數，以河川最大溶氧不足量之機率作為限制式。

Takyi and Lence(1999) 以機會限制試法評估在維持一定可接受的水質標準下，於污染處理成本與水質可靠度兩個目標之間之交易曲線。Burn and Yulianti (2001)利用遺傳演算法(Genetic Algorithms,GA)結合 QUAL2E 水質模式求解污染分配問題。其中建立三種多目標最佳化模式以求解污染分配量，其中一模式是優選各個點源污染最佳削減率，以最小成本與違反水質標準最少為目標函數，另一模式是最小成本與污染處理效率公平性之目標函數，第三個模式則是著重於操作策略之評估，依據第二個模式之最佳化模式架構，以較彈性的設計的流量與水溫，進行模擬以推求各點源污染之分配量。最後依據不同之模式提供決策者多目標規劃下之交易曲線(Trade-off)，以作為考量相互衝突目標決策參考。

由上述國外相關總量管制方法，發現美國 TMDL 的總量管制中第三個部分保留分配量(MOS)，此項規劃雖預留了未來使用者的排放量，但此保留的部分將造成資源不善用的情況。而在大陸採用零排放的要求，將可能造成經濟上的衝擊，且研究中也顯示對於非點源污染嚴重之地區，要求點源污染零排放，對整體污染改善有限。而日本則是採用分階段的方式，進行污染逐步消滅。由此看來國內外之研究多數考量現有污染的分配，雖有的國家考量保留污染排放量，但合適的預留量，是可進一步探討修正，以提供新開發者與現有污染排放者擁有相同的權力，以符合世代公平是之永續發展精神。

2.2 永續性水資源總量管制架構說明

永續發展為在不超過承载力下可持續滿足現在與下一世代之需求。因此為達到永續發展目標，其環境管理的方式，應將世代公平性與承载力兩項重要因素，納入永續性環境管理架構中。以環境管理的位階衡量的話，永續發展為較高位階之管理原則，故將此納入於政策環評階段，而較低位階的計畫環評管理準則，則應依據高位階的政策環評之評估結果作為管理之依據。並且應將政策環評之結果轉為量化準則，以作為低位階的計畫環評管理者之環境管理之審查依據。因此應將上述的觀念，作為建立一環境管理制度的中心原則。

過去環境管理制度中未將政策環評與計畫環評相互承接的問題、污染排放超過承载力而不符合世代公平性原則、及無相同環評審查基準等問題納入考量，且因缺乏合理審核基準及具有一定信賴度的分析流程，導致無法使環境資源使用符合永續發展，環評的審核結果引起不必要紛爭，對政策擬定者、開發者、環境保護人士常帶來困擾。因此如環境承载力的估算與管理等，與相關評估項目若都建立合理環境管理制度，方可提升環評之公信力並達到環境永續性之目標。本研究提出永續性河川水質總量管制之架構，如圖 2.1，以永續發展為願景，考量世代公平性且由上而下系統性的連接政策環評與計畫環評，將各區域允許污染排放量合理且有效分配於區域內之土地單元，以此作為環境管理審查之基準，審核該使用者是否超過環境承载力。

永續性河川水質總量管制架構，在政策環評階段，以永續發展為

願景，確立水質目標與管理策略後，利用水質模式評估區域內在可承受風險下其環境承载力與相關的污染排放累積性衝擊，再利用最佳化模式推估各土地單元合適的污染允許排放分配量，將此分配量視為單位面積負荷，以作為水質管理之準則。此評估的準則將應用於計畫環評階段，以作為環評審查委員評估計畫環評之審查基準，並藉由第三者審核其資料與模式正確性，以避免環評過程中，發生過於主觀或評估基準不同的問題。而水質監測追蹤檢查亦是由計畫環評階段實行。

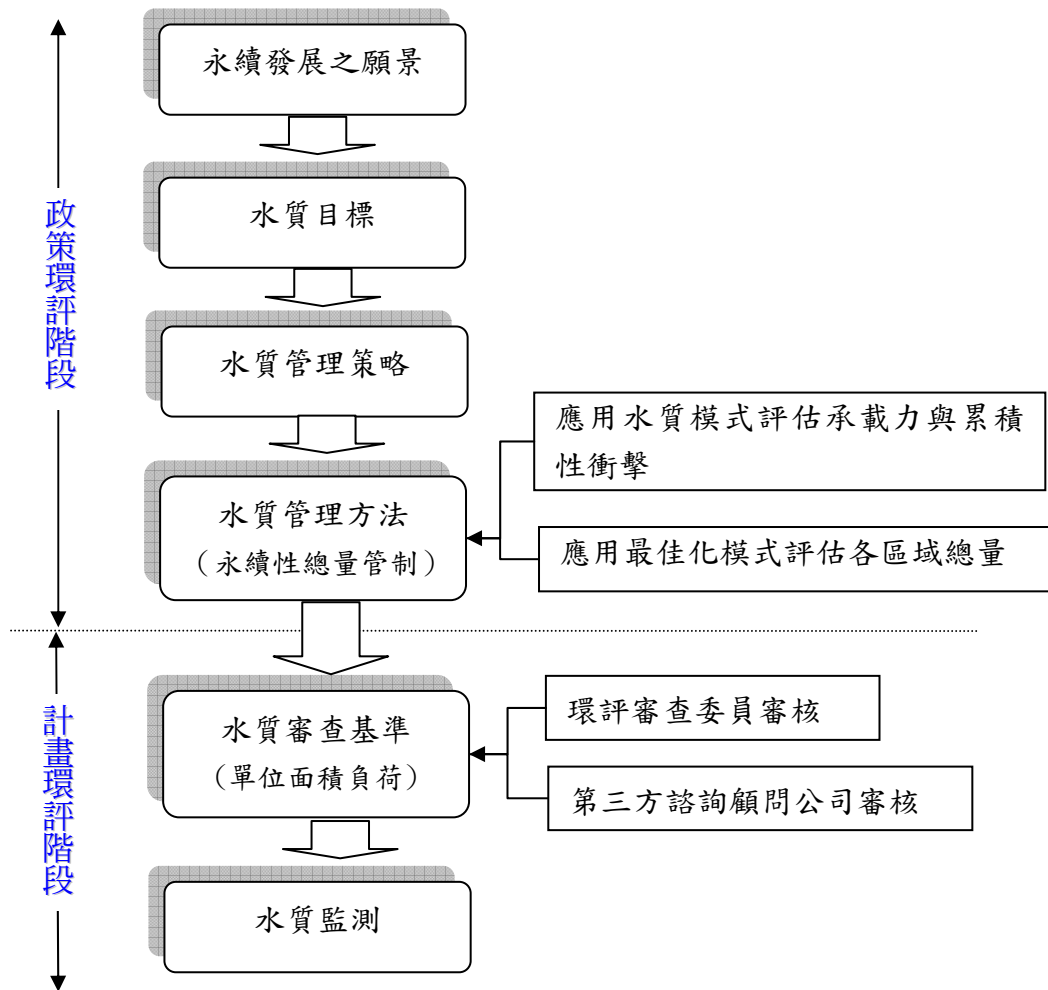


圖 2.1 水質永續性總量管制之評估架構

2.3 永續性願景與目標

在永續性水質總量管制架構中，將永續願景與目標納入較高位階的環境管理政策環評階段，以針對政府的各項政策實施前，可能造成的衝擊能盡早評估，確保污染的排放不超過環境承载力，保護自然環

境並維護生態平衡，且將永續發展之世代公平性原則納入管理架構中，使未來的土地使用者也有相同的污染排放權利，而非只是承擔污染削減的責任，或是因現在土地使用者因排放過多的污染，而導致新開發者無法取得開發許可權的不公平性。

進而依據永續發展願景進一步訂定水質目標，由量化的數據，作為環境管理原則。未來政府可依據民眾對環境的訴求，訂定永續發展的願景。由民眾與相關利益所有人(Stakeholder)參與決定對環境的訴求願景，政府進一步考量此願景之可行性，作為永續性環境管理之參考，以訂定合適的永續發展願景。例如若該區域之民眾對於該環境的訴求是希望能成為經濟發展之重要區域，政府則可參考此訴求，進行國土與區域的規劃，將該區域規劃為工業區或是高科技產業區等，進而將水質目標降低，規劃該區域之允許污染排放量，以提供較多允許污染排放權，供該區域未來發展時所需要的負荷量。但相反的若是民眾的訴求為擁有較多生物的乾淨的水質環境之願景時，則必須訂定較高之水質標準，才可達到此永續發展之願景。

2.4 永續性水質管理策略

確立流域的永續發展之願景與水質目標後，管理者可依據不同之管理策略，以符合永續發展之管理目標。此管理策略尚屬於政策環評階段，由高位階的政府決策者決定管理策略。

永續性水質總量管制架構中其管理策略相當於最佳化模式，管理者可考量在符合水質目標下，訂定不同的管理策略。如可以最大允許的污染排放為管理策略，使區域內各集污區的污染可允許排放量為最大、或區域間污染排放之公平性為管理策略，使各區域間允許污染排放相近，或依據產業分類的允許污染排放量之公平性為管理策略，使相同產業允許污染排放量相同，或以產業可獲取之最大經濟效益為管理策略，使較有經濟效益的產業給予較多允許污染排放量。管理策略可以是單一原則，或是考量多個原則，如同時考量允許排放最大與區域間公平性兩個管理策略，以作為環境管理之原則，建立永續性總量管制方法。

上述之管理策略必須採用不同的目標函數，利用最佳化模式評估

在符合水質標準下區域之允許排放總量。若採單一管理策略，則可利用單一目標函數之規劃模式便可評估，若採用多個管理策略原則時，則必須以多目標規劃模式評估，甚至可將多個管理策略，給予不同權重的方式，以推求較合適允許污染排放量。採用的管理政策不同，其流域之允許污染排放之總量將不同。於下一節中描述依據此管理策略，應考量的相關因素，以建立永續性水質管理方法。

2.5 永續性水質管理方法探討

當確定環境願景、目標與管理策略原則後，必須建立一管理方法，以達到訂定的目標。目前的排放水濃度管理方法，無考量水體承载力因素，而無法改善水質惡化之問題，而傳統的總量管制方法，則是無考量污染排放之世代公平性，而不符合永續發展原則。因此本研究依據前述的永續性管理策略，提出永續性總量管制方法，作為水質管理之方法。

本研究建立之永續性總量管制方法，是在高位階的政策環評階段，由政府評估各區域允許污染排放量，評估所得之結果再作為計畫環評的評估準則與審查基準，藉由此管理方法將政策環評與計畫環評制度上下相連結，而不是像過去的環境管理制度，將政策環評與計畫環評分別評估，各自成為一個獨立系統。

永續性總量管制方法評估承载力之過程中，將累積性衝擊觀念納入考量，因時間與空間的累積衝擊將可能造成環境嚴重惡化無法維持環境永續性，如上游污染排放點之位置不同，對於下游所造成的空間累積性衝擊將不同。且過去通過環評審查的開發案的污染排放量，與目前的開發案的污染排放量以及未來可能的開發案的污染排放量，於不同時間其所造成的累積衝擊亦將不同。因此累積性之環境影響考量除了不同個別計畫之累積外，亦包括時間之累積。如下圖 2.2 中各個小方塊分別是環境背景值的污染與各個個別開發計畫的衝擊在時間軸上之影響，而 a 線為隨時間累積之影響、b 線則為環境承载力。藉由永續性總量管制方法，以確保下圖中的 a 線的累積衝擊不超過 b 線的環境承载力，以維持環境永續性。

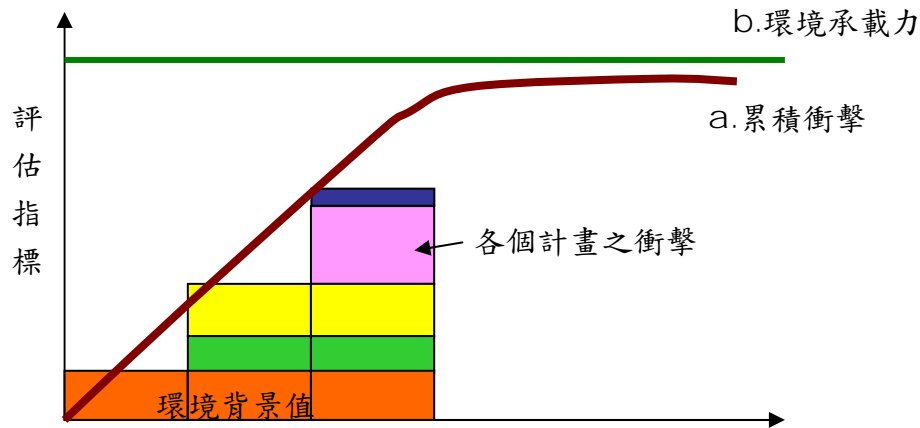


圖 2.2 累積衝擊與環境承载力之關係

本研究建立永續性總量管制方法，在考量世代公平性與環境承载力不超過累積性衝擊之影響之原則下，藉由水質模擬模式與最佳化模式評估流域各集污區允許最大污染排入量，而將各集污區的允許污染排放量加總後，便是該流域之允許污染總量。此評估方法所採用之水質模式與最佳化模式與評估流程，將於第四章詳細描述。

因目前整合性的環境管理多是以土地利用為管理目標，因此永續性總量管制方法，依據集污區之面積劃分為數單位面積土地管理單元，進而將各集污區之允許排放量轉換成各土地管理單元之屬性，視為單位面積污染負荷量。相當於該土地單元允許污染排放量，可透過空間各個單元之污染排放量累積以瞭解整體環境狀態，以及時間上土地單元的污染排放屬性改變對環境造成之累積影響。未來開發者可由開發計畫屬性（土地利用面積、污染排放量等）與該土地單元允許的污染負荷瞭解是否開發案會造成嚴重環境衝擊。

2.6 永續性水質管理準則

由永續性總量管制方法推得單位面積負荷，未來可公告於各個區域，以作為後續進行現有污染削減或審核新開發案的環境管理依據。應用單位面積污染負荷於計畫環評階段之環評審查時，開發者可藉由輸入污染排入量與削減率（處理過後實際排入河川之污染量），及開發案的面積與所在集污區的單位面積污染負荷等資料，便可知該開發案是否可通過審查。如下式

開發案實際排放污染量 \leq 開發案的面積 \times 單位面積負荷

利用單位面積負荷作為環評審查依據時，環評委員與開發者可藉由上述的判斷式，評估開發案的污染排放量是否可符合該土地單元允許排放量，以評估是否可通過審查取得開發權。過去計畫環評審查時，開發者必須再由模式評估該開發案是否會違法水質與環評委員必須審核其採用模式正確性等繁雜的審查工作，此單位面積負荷之審查的方式相對簡化了計畫環評之審查評估程序。

單位面積負荷提供環評審查一相同的審查基準，避免像過去環評審查因採用不同的評估模式或不同顧問公司，而導致評估其結果不同之情形發生。甚至是可避免發生各案件因審查委員支持程度不同，而其審核結果有所不公等情形發生，而無法客觀的審核評斷其開發案的衝擊影響。後續新進的各個開發計畫，只需查詢其污染排放是否符合公佈的允許排放量即可，將不用進行水質模擬分析，亦也不至於發生資料欠缺或採用資料或模式不同，造成分析結果不一致的情形。

利用單位面積負荷作為計畫環評的審查基準，對可取得土地進行開發者，便擁有該土地面積之允許排放權，如此可避免因現有土地使用排放之污染過高，而不允許新的開發者進入該區域中，造成取得土地的開發者卻無允許污染排放量可取得開發權。永續性總量管制將允許之污染排放建立單位土地面積上，由該土地使用者自行負擔污染消滅，而不是將污染削減之問題，轉嫁至新的開發者，如此，新的開發案則有機會可以進入該系統中，可減少不公平性之問題。

單位面積污染負荷相當於該土地單元的排放許可權，未來可作為污染排放交易。對於欲取得較多污染排放權的開發者，可藉由取得較多土地面積的方式，以增加允許排放權或取得其他土地污染負荷之使用權。詳細的排放交易方法的說明將於後續第五章描述。

將上述描述的永續性管理準則，其本研究建立之單位面積負荷之特性彙整如下

1. 單位面積負荷將政策環評的評估結果作為計畫環評之審查基準，而達到政策環評與計畫環評上下相連結之目的。

2. 單位面積負荷之管理準則簡化計畫環評之評估程序。
3. 單位面積負荷之管理準則符合世代公平性。
4. 單位面積負荷可進一步作為污染排放交易權。

建立此環評審查基準的同時，除了開發者與環評審查委員，可藉由第三者的專業諮詢顧問公司(Third Party Consulting Firm)，在進入環評審查會前，仔細審核其環評案所採用的資料是否符合基準，與是否正確提供審核的資料，再將第三者的專案諮詢顧問公司初步審核的結果，供環評委員決策參考，以決定此開發案是否允許開發。如此藉由審查會前的事先審核，不但可避免開發者提供的資料不實或不符合審查基準等問題，也可以較公平的審查機制與量化的數據進行環評審查，避免發生環評委員因偏袒，而影響環評審查通過與否。但若開發案規模大到足以影響原有評估的環境承载力時，則需重新評估允許排放的總量時，該開發案為取得允許排放權，而提出重新進行水質模擬與最佳化評估的流程的，評估此開發案可能對環境之衝擊與區域的單位面積負荷量時，為確保評估其評估程序與報告的正確性，在此環評審查過程中，便可委託第三方專業諮詢顧問公司開發審核工具，審核該項模擬使用資料與分析結果是否一致與評估可能產生之不確定性，由於此諮詢顧問公司是屬於第三者，對此開發的通過與否無相關利益問題，可以公平的審核，此審核的結果便可提供環評委員審查該開發案是否可通過之參考。

2.7 水質監測

監測計畫是持續對環境品質進行監測與調查，以提供管理者瞭解環境狀態。管理者將可由監測資料中，發現此環境惡化的警訊，則可儘速提出相關的改善措施。因此，環境監測計畫是環境管理制度不可或缺的工作之一。

而水質之監測計畫可分為短期與長期針對水質狀況提出相關改善措施，短期監測由每個月水質觀測站量測水質的資料，評估目前的污染排放是否超過允許排放量，對於污染嚴重區，確保各個污染排放者有持續進行污染消滅工作，以及追蹤各項開發案通過後，其污染排

放符合標準。並藉由短期的監測評估河川水體，是否因非法業者因偷排放污染而發生水質變異等問題以及時改善。

藉由長期的水質監測計畫，瞭解水體水質特性的長期變化的趨勢，以分析環境的變遷問題。如若原分配的污染允許排放量，無法負荷經濟與人類成長的速度時，造成環境品質狀態下降。可重新推估允許排放之總量或修正管理目標與策略，以提早進行相關的因應措施，避免環境持續惡化，且可由變化的趨勢，事前提出相關的管制策略並提早對環境可能的變遷問題作準備。如氣候變遷之衝擊並非是一時性之衝擊影響，是長期的氣候型態改變而造成環境之變遷，此衝擊可能導致環境承载力下降，並非是開發者增加污染排放所造成的衝擊時，將使得原有規劃的允許排放量超過環境可負荷量，此環境變遷之衝擊必須由長期的水質監測資料，以瞭解整體水質變化的趨勢，以提出因應衝擊的改善措施。如藉由大氣環流模式評估未來因經濟發展使得溫室氣體增加，其可能導致氣候可能的變化，進而評估環境可能之衝擊，提早瞭解可能發生之衝擊，以重新進行永續性之總量管制規劃，改變管理之策略，建立新的單位面積負荷之管理準則。

第三章 系統動力模式

3.1 系統動力學發展與歷史

系統動力學發展源於 Forrester 與他同僚於 1961 年在美國麻省理工學院(Massachusetts Institute of Technology)，應用回饋控制理論(feedback control theory)分析工業系統。

在 1960 年代最有名之應用為 Forrester (1969)所進行都市動力(Urban Dynamics)之研究，該研究探討一個都市人口如何成長及衰退，其建構系統動力模式分析工商發展、居住與人口之相互關係，初始因為條件適合工商發展、居住條件舒適，因此人口迅速成長；但隨人口成長，一區域內耗用有限資源、都市老化、工商發展停滯，逐漸導致人口衰退。

在 1972 年 Meadows et al. 發表最著名之研究報告—”The Limits to Growth”。他們應用系統動力模式分析探討全球未來一世紀人口成長與工業生長關係。其建構電腦模式模擬需要維持成長所需之資源生成與食物供給，並模擬過去以來所累積之環境污染。Meadows et al. 根據其分析結果說明，目前世界系統無法承受現行經濟發展，持續目前發展將導致無法控制之環境與人口衰退—不永續發展。雖然 Erkson et al. (1999)提到 Meadows et al.研究忽略社會與經濟發展之回饋效應，然其研究成果確提供重要警訊。

近年來系統動力模式應用益形廣泛，包括環境資源與污染管理、生態系統分析、工商業管理、及其他離散性模擬(discrete simulation)分析(如交通號誌系統管制及大樓電梯停著樓層使用管理等)。應用課題列舉包括

- 模擬地表水污染
- 模擬水庫供水系統
- 生態系統族群變化
- 大氣化學與污染傳輸

- 溫室氣體與全球暖化
- 資金流問題 (cash flow)

3.2 系統與動力

本節將介紹何謂系統及動力，並利用簡單水資源系統加以說明。

3.2.1 系統 (System)

如何將一實際物理現象定義為一組彼此間相關聯單元之集合，此相關聯之集合即為系統，而過程謂之系統分析。系統分析即是要將複雜的物理及環境等現象加以分析，找出其組成單元及各單元彼此間之關聯，以作為解決問題之工具，在系統分析更重要的一環，是如何以數學來描述。因此，不僅是一定性之說明，更需要定量之分析（童慶斌，1999）。進行系統分析必須考慮下列幾項原則：

- a. 系統分析目的之確定
- b. 系統範圍之界定
- c. 系統單元間關係之建立

系統簡例 — 鯉魚潭水庫系統

鯉魚潭水庫座落於大安溪支流景山溪上，引景山溪與大安溪進入水庫，其供水對象包括下游景山溪下游農業用水、大安溪與景山溪匯流點下游農業用水、及台中地區部分都市用水，其系統圖如圖 3.1。

圖 3.1 將自然河川系統、人工結構物、與水資源需求者予以單元化，並利用線段標示單元間相互關係。鯉魚潭水庫系統上包括台灣電力公司於士林攔河堰與鯉魚潭水庫興建之電廠，若以水資源開發單位考量，鯉魚潭水庫興建目的在維持原有農業用水下增加台中地區民生用水，並不考慮發電效能，因此電廠並不包含於圖 3.1 系統中；然若

欲分析台灣電力公司電廠發電效能，則上述系統必須加入兩個電廠。因此系統組成必須視問題特性與管理目的而定。

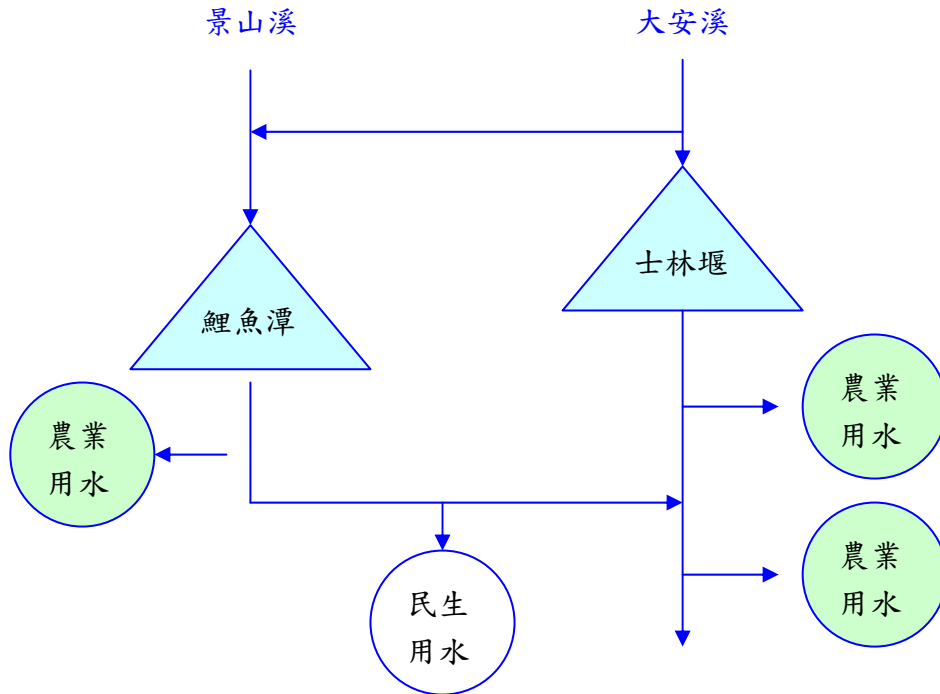


圖 3.1 鯉魚潭水庫系統

3.2.2 動力 (Dynamics)

動力是指隨時間而變，而靜態則不隨時間而變。動力系統中「變化」是分析所關心之重點，其常見變化型態包括指數成長(exponential growth)、指數衰退(exponential decay)、規則性跳動(oscillation)等。這些變化機制均有其物理、化學或生理上之意義，可以數學方程式加以描述，在系統動力模式中則代表特定系統單元間關係。

幾乎所有環境系統均是屬於動力系統，例如地下水資源隨時間補注增加或抽取與櫻花鉤吻鮭族群數目變化等，均屬於動力變化。因此環境問題可利用系統動力學建構模式，做為電腦模擬試驗之工具，分析環境變化、政策影響等。

3.3 系統動力模式建構

系統動力模式建構是利用基本原件加以堆疊串接成以大系統，因此要瞭解系統動力模式建構就必須先知道瞭解系統動力模式之原件。此外，系統變化往往有一特定型態，若瞭解特定變化型態其原件架構，則將有助整體模式建構。系統動力模式原件、系統動力變動型態、及系統動力模式建構原則將分別在此介紹。

3.3.1 系統動力模式原件

系統動力模式中包括之三個主要原件為儲存(stock or level)、流量 (flow or rate)、以及助動(converter or auxiliary)原件，而原件間則以具有箭頭線段鍵結，表示原件間相互關係。儲存用以描述系統中資源量、污染量、魚群數目等。而儲存量之變化則受流量之影響，流量可能是入流量以增加儲存量、亦可能是出流量以減少儲存之量；而助動原件則應用於輔助描述儲存或流量。下圖為兩個簡單例子，用以說明三者間關係。

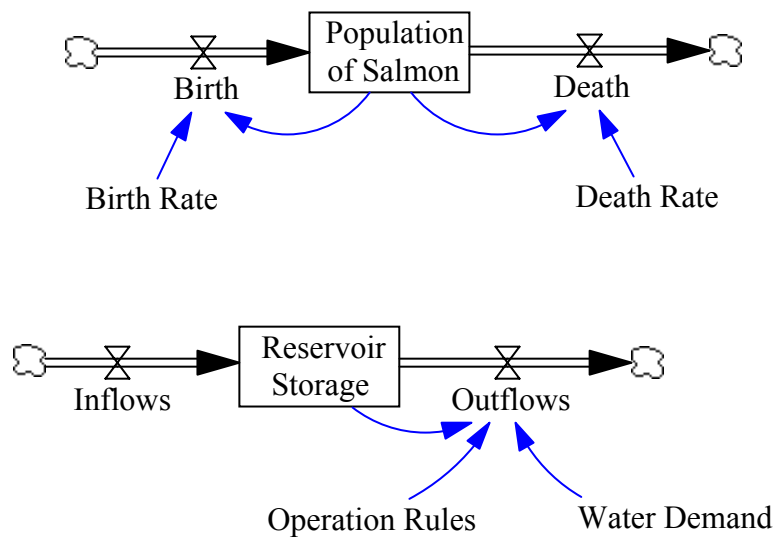


圖 3.2 系統動力模式簡例圖示

表 3.1 系統動力模式簡例原件對照

原件	Case I	Case II
Stock	Population of Salmon	Reservoir Storage
Flow	Birth, Death	Inflow, Outflow
Converter	Birth Rate, Death Rate	Demands, Operation Rules

3.3.2 系統動力變動型態

線性成長或衰退

線性成長或衰退在物理意義上為數量隨時間變化為一定值，及其流入與流出均為常數，因此淨變化量為一定值。其數學式及解析解可表示如下

$$\frac{dS}{dt} = I - O = r$$

$$S = S_0 + rt$$

其中 r 為常數，當為正數則為線性成長，若為負數則為線性衰退。當一物理量為線性變化時，其變化情況與系統動力模式之模組如下圖所示：

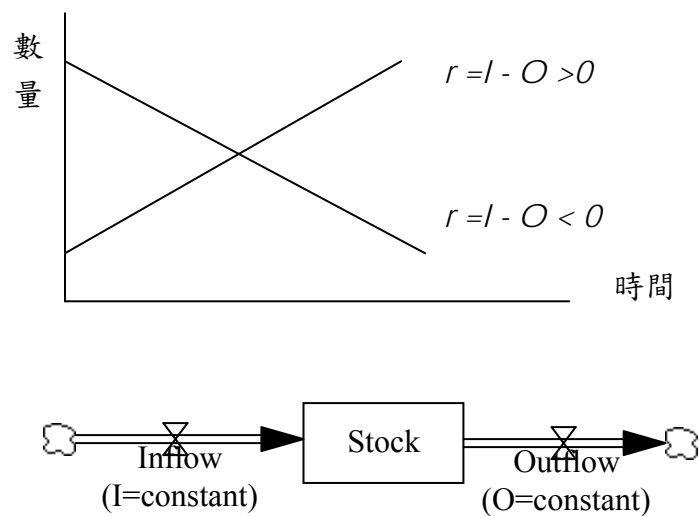


圖 3.3 線性變化系統動力原件組合與變化型態

指數成長與衰退

指數成長或衰退在物理意義上為數量隨時間變化與族群數量成線性比例關係，為比例為一定值。及其流入與流出均為現有數量乘以一變化率常數。其數學式可表示如下

$$\begin{aligned}\frac{dS}{dt} &= I - O = k_i S - k_o S \\ &= (k_i - k_o)S \\ &= kS\end{aligned}$$

其中 k_i 與 k_o 分為流入與流出量之變化率且為常數， k 則為淨變化率。上述方程式之解析解可表示如下

$$S = S_0 e^{kt}$$

當 k 為正數則為指數成長，若為負數則為指數衰退。當一物理量為指數變化時，其變化情況與系統動力模式之模組如下圖所示：

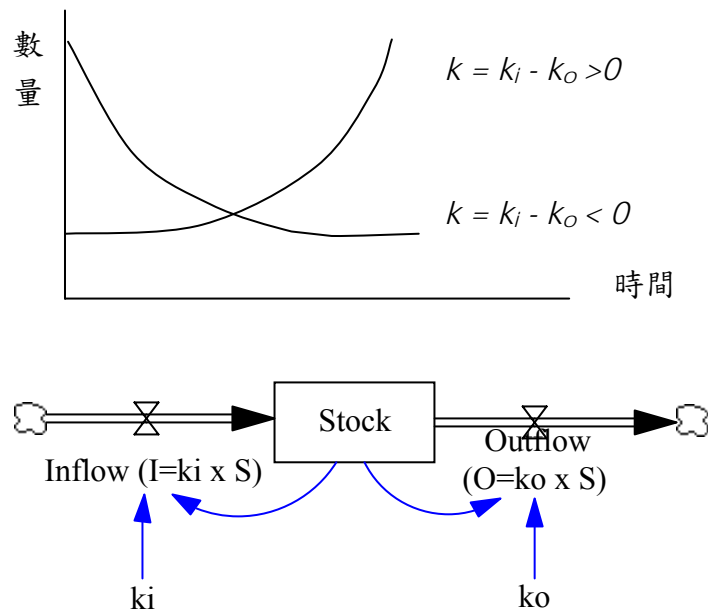


圖 3.4 指數變化系統動力原件組合與變化型態

Logistic Growth

具有 S 型態成長其數學關係與指數成長相似，惟其變化率不再是一個定值，而是隨時將而變化，如下式：

$$\frac{dS}{dt} = k(t)S(t)$$

S 型態成長主要描述一系統具有一最大成長上限或承載力，此上限可能來自資源限制，在此承載力惟一定值。當初期資源豐富，族群數量較小時，數量成類似指數成長，當逐漸接近成長上限，成長趨緩，流入率逐漸等於流出率，最後終將停止成長；亦即族群與承載力之差值與 k(t) 有關係。其數學式與解析解表示如下：

$$\frac{dS}{dt} = k_0 \left(1 - \frac{S}{S_{\max}}\right) S$$

$$S = \frac{S_{\max}}{1 + c \times e^{-k_0 t}}$$

$$c = \frac{S_{\max} - S_0}{S_0}$$

其中 k₀ 與 c 均為一常數。當數量成 S 型態成長時，其變化曲線及系統動力模組可如下圖所示。

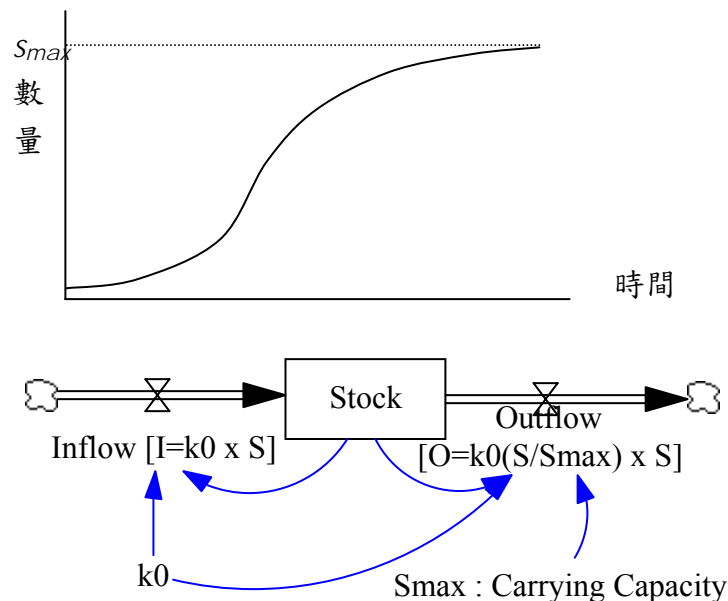


圖 3.5 S 型態變化系統動力原件組合與變化型態

Overshoot and Collapse

S 型態在於資源雖有上限，當並不會消滅，因此承載力維持一定值。然當資源為一不可再生資源，且資源會應消耗而逐漸減少，因此，其承載力會隨資源減少而減弱。初始階段族群數量少，耗用資源遠小於環境資源可承載量，族群呈指

數成長，但資源卻隨之減少；當資源消耗到一階段，無法再支持族群數量增加，反而導致族群加速衰退，最後可能因為資源耗盡而導致族群滅絕。族群及資源變化關係及此變化型態在系統動力模組表示如下圖：

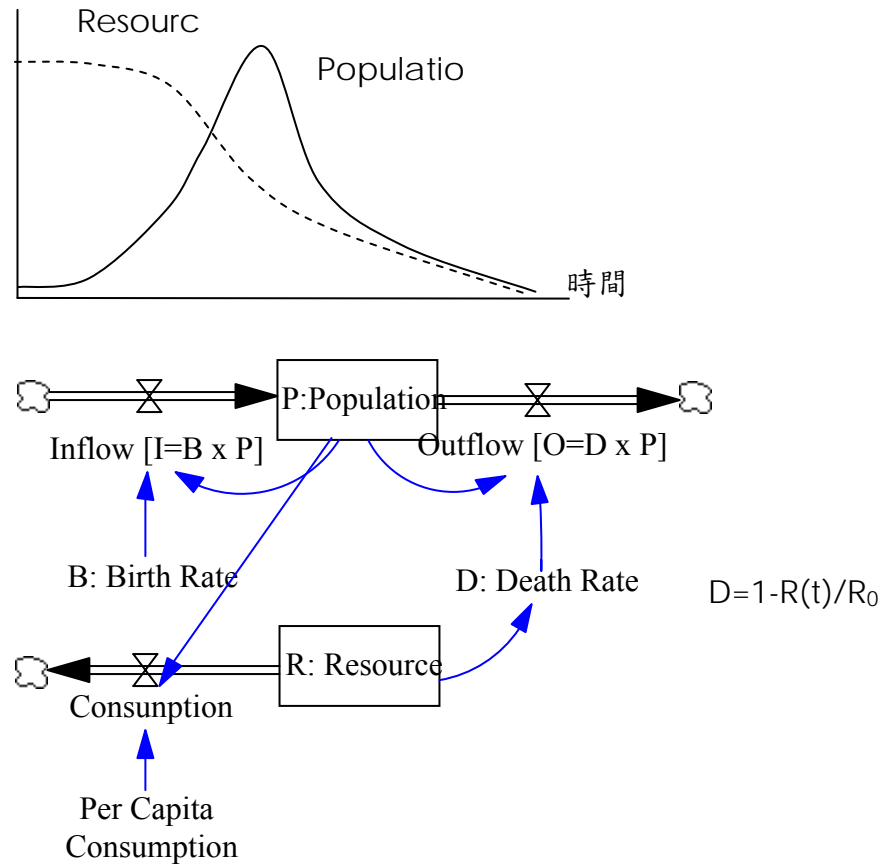


圖 3. 6 Overshoot and Collapse 變化型態與其系統動力模組 (Deaton and Winebrake, 1999)

族群與資源變化關係可由下列方程式表示

$$\frac{dP}{dt} [B - (1 - \frac{R}{R_0})] \times P$$

$$\frac{dR}{dt} = -C \times P$$

其中 B 為族群生長率，C 為每單位人口消耗資源量。由上式說明，當族群增加則死亡率逐漸增加，終至死亡率大於生長率，而使人口變化率變成負數，當資源繼續耗用至遠小於原有資源 R_0 時，D 將到達接近 100%，即族群全部死亡。

跳動式變化

當資源為一可再生資源時，在上述之變動關係可能因為資源生成增加，使其承载力回升，導致族群停止減少並反向開始增加；當族群又增加到一定數量後，消耗資源大於資源生成，可用資源量逐漸衰退，又導致族群數量減少。資源與耗用者呈彼消此長之跳動式變化。此變動方式之系統動力模組與其方程式描述如下：

$$\frac{dP(t)}{dt} = G \times R(t) - D$$
$$\frac{dR(t)}{dt} = W - Q \times P(t)$$

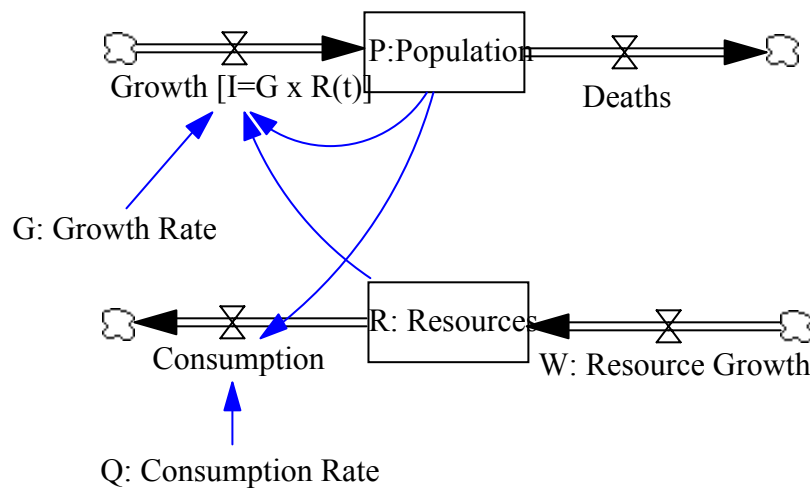


圖 3.7 跳動式變化系統動力模組範例 (Deaton and Winebrake, 1999)

3.4 系統動力模式建構原則

3.4.1 系統動力模式之建立規則 (Deaton and Winebrake, 1999)

1. Keep the systems diagram (and hence the model) as simple as possible. Add complexity only as it is needed.
2. Use common-sense mathematical expressions to define the relationships between elements in system.
3. If a credible mathematical expression is not readily available, define relationships by using graphs.

4. Make sure you identify the units of measurement used for each element in the system.
5. Start from building stock.
6. Be sure that only system entities that directly affect the values of a particular reservoir are the inflows and outflows associated with that reservoir.

3.4.2 模擬之步驟 (Ford, 1999)

1. Get Acquainted with the System
2. Be Specific about the Dynamic Problem
3. Construct the Stock-and-Flow Diagram
4. Draw the Causal Loop Diagram
5. Estimate the Parameter Values
6. Run the Model to get the Reference Mode
7. Construct Sensitivity Analysis
8. Test the Impact of Policies

3.5 簡例說明

鯉魚潭水庫座落於大安溪支流景山溪中游，其為一離槽水庫，本身集水區小，水源有限，所以從大安溪的攔河堰越域引水，該攔河堰稱為士林攔河堰。其第一期工程於民國 74 年 7 月開始興建，於民國 81 年 11 月完工，而第二期工程於 81 年開始預計民國 91 年完工。預計第二期完工後將可正式開始由大安溪引水，使得鯉魚潭水庫可利用水資源大增。鯉魚潭水庫滿水位標高 300 公尺，呆水位標高 243.2 公尺。其洪水洩洪是經由無閘門控制的溢洪道，所以並無法預先洩放蓄

水以供儲存洪水量，故不具有防洪功能。

鯉魚潭水庫系統圖如圖 3.1 所示，則其系統動力模式初步可建構如圖 3.8。其中主要之 Stock 為鯉魚潭水庫與士林攔河堰；接著加上兩者之 inflows 與 outflows；最後加上影響 flows 支各項輔助原件。

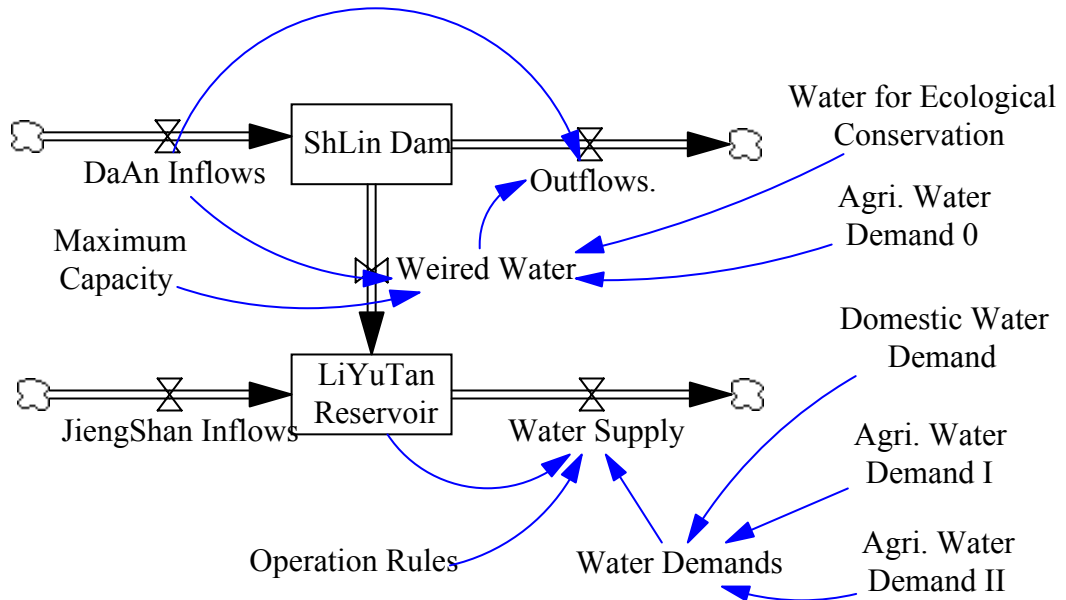


圖 3.8 鯉魚潭水庫系統動力模式

上圖中一些輔助原件可與政策連結，例如農業用水需求與農業面積與合理單位面積有關，又如都市供水與人口與每人每日用水量有關，因此圖 3.8 仍可加以擴充。此外，大安溪與景山溪流量可利用歷史流量紀錄，亦可利用歷史流量紀錄之統計特性，再由系統動力模式產生亂數合成，可進行敏感度分析等。圖 8 根據圖 1 系統架構一初始系統動力模式，可依需要再加入必要原件。

第四章 層級分析

4.1 前言

工程分析只要針對物理性、統計性等等理論方法進行演算，就能進行設計。然在永續發展之研究中，在進行決策時，考慮尚包括社會屬性。相關問題有的為質的分析、有的為量的分析，有的更只是定性描述。如何將技術、經濟、社會、及環境各項因素綜合評估，並做成決策，成為重要挑戰。近十年來，層級分析受到廣泛應用，其以層級架構拆解複雜之決策問題，提供決策者系統方法以決定最適方案。層級分析之目的在將複雜問題系統化，由不同的層面給予層級分解，並透過量化的判斷，覓得脈絡後加以綜合評估，以提供決策者選擇適當方案的充分資訊，同時減少決策的錯誤的風險性(鄧振源、曾國雄，1989)。

聯合國 CSD 根據 DSR 架構提出許多參考永續發展指標，世界各國在建立國家尺度之永續發展指標體系時多依循 CSD 建議之工作表單。然此操作準則下所建立之指標體系將過於龐大，雖然提供充分資料，然過多資訊卻亦失去關心焦點。在流域尺度上尤不適過多之指標，因此，透過分析進行指標篩選以降低數量是必須之過程。指標篩選分成兩步驟，即候選指標建立與指標篩選。現代流域管理強調是分享觀點(Shared Vision)，即不同角度相關人員分享觀點並凝聚共識，候選指標建立宜透過多次座談，結合相關領域之專家意見以建立流域永續發展候選指標。建立候選指標後，可透過層級分析或模糊層級分析方法篩選指標。另當建立指標體系後，如第二章所述需要決定權重建立綜合指標，層級分析法可再進一步應用於決定此權重。

4.2 層級分析法

Saaty 在 1970 年代提出之層級分析方法 (Analytic Hierarchy Process, AHP) 將應用於決定指標之權重。層級分析之應用十分廣泛，

一般常用於協助決策之決定，即透過問卷調查分析各項因子對目標層之相對重要性而決定其權重，再透過權重排序挑選政策。最早應用於

- ◇ 美國國防部應變計畫
- ◇ 各產業電力合理分配 (1972)
- ◇ 「No Peace, No War」對埃及經濟、政治及軍事之影響 (1972)

4.2.1 層級分析法架構

建立層級的優點在於自然系統可以層級的方式組合而成，而且是一種有效的方式，藉由層級架構建立對整個系統的結構面與功能面能詳細的描述，並有助於描述高層級要素對低層級要素的影響程度。如下述焚化爐位置之選定，則可將問題以下列架構建立。包括最終目標層：焚化爐位置的決定；評估準則層：羅列主要影響決定之因素；替代方案層：包含可能之替代方案。

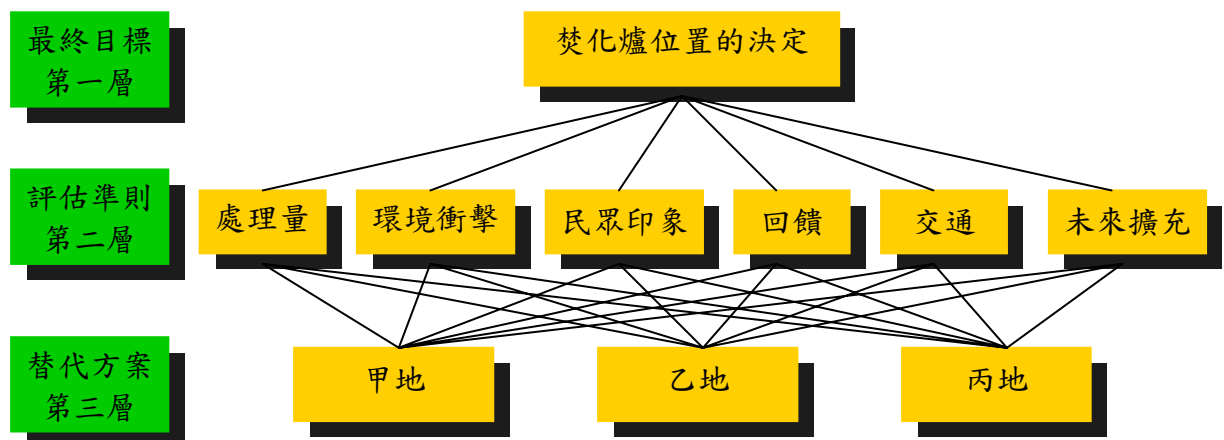


圖 4.1 焚化爐位置層級分析架構圖

層級分析法基本上是以種類(Classes)或成分(Components)形成網路層級結構；每一層級的要素均假設具獨立性(Independence)；每一層級內的要素，可以用上一層級內某些或所有要素作為評準，進行評估；比較評估時，可將絕對數值尺度轉換成比例尺度(Ratio Scale)；成對比較(Pairwise Comparison)後，可使用正倒值矩陣(Positive Reciprocal Matrix)處理。

層級分析偏好關係滿足遞移性(Transitivity)。不僅優劣關係滿足遞移性行(A 優於 B，B 優於 C，則 A 優於 C)，同時強度關係也滿足遞移性行(A 優於 B 二倍，B 優於 C 三倍，則 A 優於 C 六倍)。完全具遞移性不容易，因此容許不具遞移性的存在，但需測試其一致性行(Consistency)的程度。要素的優勢程度，經由加權法則(Weighting Principle)而求得。任何要素只要出現在階層結構中，不論其優勢程度是如何小，均被認為與整個評估結構有關，而並非檢核階層結構的獨立性。

層級種類包括完整層級與不完整層級。完整層級之架構中 k 層與第 k+1 層內的要素間均有關聯，即有完整的連線（如圖 4.2a）；而不完整層級架構中第 k 層與第 k+1 層內的要素間，並不是都有關聯，即沒有完整連線（如圖 4.2b）。

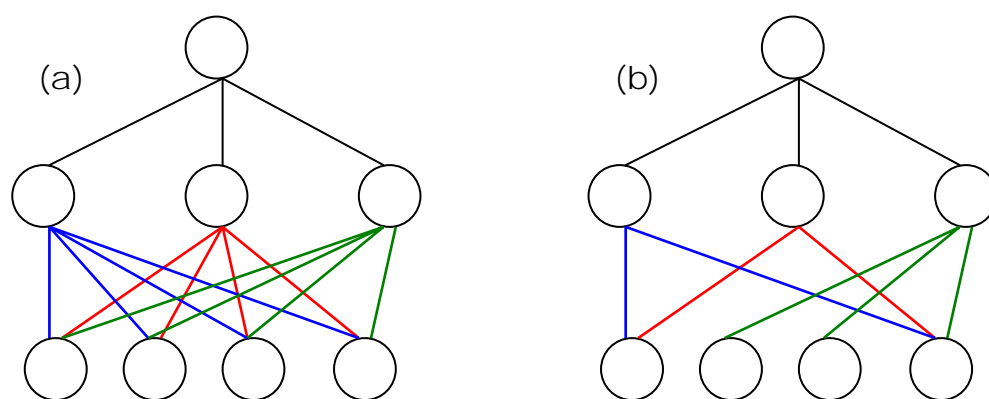


圖 4.2 完整層級與不完整層級架構

建構層級可包括利用腦力激盪法、明示結構法、階層結構分析法、結構模型化群體法等。

4.2.2 層級分析法評量

層級分析是利用特徵向量法求取其要素間的權重。若有 n 個評量項目，其權重為 (W_1, W_2, \dots, W_n) ，則可表示如方程式(4.1)。下式中，矩陣 A 為兩兩權重比值之矩陣、 W 為權重行向量、 n 為項目數目。

$$\begin{bmatrix} W_1/W_1 & W_1/W_2 & \dots & W_1/W_n \\ W_2/W_1 & W_2/W_2 & \dots & W_2/W_n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ W_n/W_1 & W_n/W_2 & \dots & W_n/W_n \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ \vdots \\ W_n \end{bmatrix} = n \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ \vdots \\ W_n \end{bmatrix} \quad (4.1)$$

$$A \bullet W = n W$$

由於在實際評量過程中矩陣 A 為未知，因此層級分析步驟首先透過問卷調查建立此成對比較矩陣；再求取矩陣之最大特徵值 (λ_{max}) 與特徵向量 (W) ；利用最大特徵值分析調查結果是否具有的一致性，若不符合一致性，則必須重新調查，若符合則可利用特徵向量進行權重決定，說明如下。

建立成對比較矩陣

由於方程式(4.1)中 A 矩陣為未知，因此必須藉由問卷調查建立，如下成對比較矩陣，其中 a_{ij} 為項目 i 相對於項目 j 之重要性，且 $a_{ji}=1/a_{ij}$ 。

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ 1/a_{12} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{1n} & 1/a_{2n} & \dots & 1 \end{bmatrix}$$

在建立成對比較矩陣過程中，以每一層級的上一層要素作為對下一層要素評估之準則，就是將某一層級內之任二個要素，以上一層的要素為評準，分別評估該二個要素對評準的相對貢獻度或重要性。以 X 為評準，分別做 $(X1,X2)$ 、 $(X1,X3)$ 、 $(X2,X3)$... 等。

要素成對間比較為設計問卷建立相對重要性，可訂定評量尺度如表 4.1，從 1~9 分別代表兩相比較重要性由「同等重要」到「絕對重

要」，其他介於之間之評量尺度是容許的，但建議提醒填調查表者，盡可能分出其差異性。

表 4.1 AHP 評量尺度

評估尺度	定義	說明
1	同等重要 (Equal Importance)	兩比較方案的貢獻程度具同等重要性等強(Equally)
3	稍重要 (Weak Importance)	經驗與判斷稍微傾向喜好某一方案稍強(Moderately)
5	頗重要 (Essential Importance)	經驗與判斷強烈傾向喜好某一方案頗強(Strongly)
7	極重要 (Very Strong Importance)	實際與顯示非常強烈傾向喜好某一方案極強(Very Strong)
9	絕對重要 (Absolute Importance)	有足夠證據肯定絕對喜好某一方案絕強(Extremely)
2, 4, 6, 8	相鄰尺度之中間值 (Intermediate values)	須要折衷值時

當調查者為 1 人時，A 矩陣可根據受調查者意見建立，但當調查者多於兩人時如何建立成對比較矩陣？每一個人意見可能均不同，因此根據每一個人意見所建立之成對比較矩陣均不同；或者說，每個人對項目 i 對應項目 j 之相對重要性均不同，如何建立綜合之相對權重？取算術平均數？如果某甲認為 a_{ij} 為 3，而某乙則認為 a_{ij} 為 1/3，若取算術平均數則 \bar{a}_{ij} 為 5/3。讓我們試試幾何平均，則 $\bar{a}_{ij} = \sqrt{3 \times 1/3} = 1$ 。那個合理？當群體調查時，成對比較矩陣 A 中每一項均需以幾何平均計算。

計算最大特徵值與特徵向量

當藉由問卷調查建立成對比較矩陣 A 後，可將其帶入方程式(4.1)後如方程式(4.2)，然後解最大特徵值(λ_{max})與特徵向量(W)。

$$\begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ 1/a_{12} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{1n} & 1/a_{2n} & \dots & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ \vdots \\ W_n \end{bmatrix} = \lambda \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ \vdots \\ W_n \end{bmatrix} \quad (4.2)$$

檢驗一致性

當 $a_{ij}=W_i/W_j \quad \forall i \& j$ ，則最大特徵值(λ_{max})會等於成對比較矩陣 A 之維度 n ，該現象可藉由以下簡例說明：

簡例說明：

假設成對比較矩陣 A 之維度為 3(即 $n=3$)，則式(4.2)可寫為式(4.3)

$$\begin{bmatrix} 1 & a_{12} & a_{13} \\ 1/a_{12} & 1 & a_{23} \\ 1/a_{13} & 1/a_{23} & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix} = \lambda \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix} \quad (4.3)$$

當 $a_{ij}=W_i/W_j \quad \forall i \& j$ 條件成立時，則

$$\begin{aligned} & \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & a_{13} \\ 1/a_{12} & 1 & a_{23} \\ 1/a_{13} & 1/a_{23} & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix} \\ &= \begin{bmatrix} 1 & W_1/W_2 & W_1/W_3 \\ W_2/W_1 & 1 & W_2/W_3 \\ W_3/W_1 & W_3/W_2 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} W_1+W_1+W_1 \\ W_2+W_2+W_2 \\ W_3+W_3+W_3 \end{bmatrix} = 3 \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix} \end{aligned} \quad (4.4)$$

將式(4.4)之結果帶回式(4.3)中，即可得

$$3 \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix} = \lambda \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \end{bmatrix}, \lambda=3$$

此時最大特徵值(λ_{max})即等於等於成對比較矩陣 A 之維度 n 。

然人往往並不非常理性，因此對事物喜好優先順序，不具有一致性。AHP 容許些微不一致性，但當不一致性過高，則必須重新問卷調查建立成對比較矩陣 A，再進一步分析。一致性指標可訂為

$$C.I. = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (4.5)$$

當一致性指標小於或等於 0.1，則可視為符合一致性。

權重標準化

利用(4.2)式決定特徵向量(W)，必須透過標準化，使權重和為1。如方程式4.6。

$$w_i = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (4.6)$$

多層層級分析權重之決定

當層級架構如圖4.1所示，則最後三家公司權重如何決定？如圖4.1之案例，但第三層有m個方案，第二層有n項考量因素，首先分別以第二層項目為準則，建立m個方案之權重，則形成m×n矩陣，如方程式4.7。

$$\begin{bmatrix} w_1^1 & w_1^2 & \cdots & w_1^n \\ w_2^1 & w_2^2 & \cdots & w_2^n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ w_m^1 & w_m^2 & \cdots & w_m^n \end{bmatrix} \quad (4.7)$$

接著根據最終目標為準則，建立評估準則第二層之權重 $[w^1, w^2, \dots, w^n]^T$ ，最後m個方案最終權重決定如方程式4.8。

$$\begin{bmatrix} w_1^1 & w_1^2 & \cdots & w_1^n \\ w_2^1 & w_2^2 & \cdots & w_2^n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ w_m^1 & w_m^2 & \cdots & w_m^n \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w^1 \\ w^2 \\ \vdots \\ w^n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_m \end{bmatrix} \quad (4.8)$$

4.3 模糊層級分析 (Fuzzy Analytic Hierarchy Process)

Saaty 提出層級分析方法 (Analytic Hierarchy Process, AHP)，Buckley (1985) 則將模糊之觀念引入而提出模糊層級分析方法 (Fuzzy Analytic Hierarchy Process, FAHP)，主要差別在利用模糊集合描述分析因子之重要性，而非如傳統方法中只給予一個定值。本研究擬利用 FAHP 來分析不同因子之權重，以進一步應用於選取永續發展指標。

模糊層級分析方法包括五個主要之步驟，分別為決定層級架構、問卷調查建立成對比較矩陣、計算特徵值向量、一致性檢定、最後決定權重，說明如下。

建立成對比較矩陣

Saaty(1980)年建議採用 0 到 9 作為評定之量度，Buckley 引入模糊集合並利用一梯形隸屬函數 $(\alpha, \beta, \gamma, \delta)$ 描述因子之重要性如下

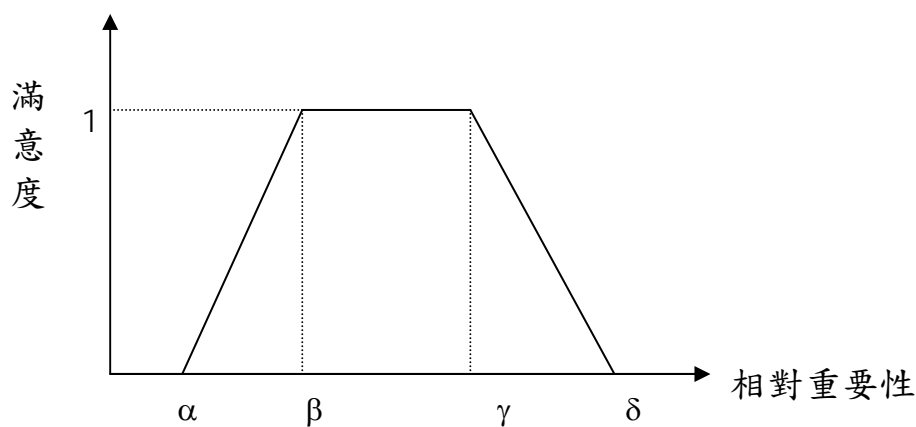


圖 4.3 模糊相對重要性

α 代表相對重要性小於此值將完全無法被接受，滿意度為 0；重要性在 β 至 γ 之間時完全可被接受，滿意度為 1； δ 則代表重要性大於此值將完全無法被接受，滿意度為 0。當 $\beta=\gamma$ 則隸屬函數變成為三角形，其詳細描述可參考 Buckley(1985)或施勵行(1998)。

建立成對比較矩陣必須利用問卷調查，要求專家學者及政府決策者針對同一層級之指標，進行兩兩比較，如問卷回答之重要性為 5，則其可以(4,5,6)所構成之三角隸屬函數表示。亦可直接要求被訪者給定 α 、 β 、 γ 、 δ ，惟一般民眾較不耐於回答此類問題。若有 k 個人回答可如 Buckley(1985)利用幾何平均加以計算。則 n 個指標兩兩比較可得一成對比較矩陣 $\tilde{A} = \begin{bmatrix} \tilde{a}_{ij} \end{bmatrix} \quad i, j = 1, 2, \dots, n$ 。

計算特徵值向量及權重之計算

在完成對比較矩陣完成後，可利用特徵值(Eigen Value)法決定最大特徵值 λ_{\max} ，如下列方程式

$$\tilde{A}\tilde{W} = \lambda_{\max} \tilde{W}$$

特徵值 λ_{\max} 可進一步應用於探討成對比較矩陣之一致性，若一致性不能滿足則必須重新進行問卷調查，以重新建立成對比較矩陣。此外，特徵值 λ_{\max} 可再進一步用於決定模糊權重向量 $\tilde{W}_i = (W_{Li}, W_{Lm}, W_{Rm}, W_{Ri})$ 。模糊層級分析可參考許錫美(1994)。

在應用層級分析與模糊層級分析方法進行指標篩選時必須注意，在同一層級指標個數不宜過多，最多不應超過九個，主要原因在此方法中必須建立兩兩成對比較矩陣，過多個數進行兩兩比較易形成不一致性。若個數無法小於九個則可先進行分組，使每組個數均小於九個，再進行層級分析。

4.4 案例分析

本案例之主要目的在建立集水區水土資源永續發展指標體系之程序，利用 AHP 決定權重，利用 FAHP 篩選指標。採用 AHP 方法，將所有指標用兩兩比較方式，建立成對比較矩陣，以求得權重。本文當中，以台灣大學學生實施的問卷調查為主要分析資料，進行試驗性分析，以發覺相關問題。

資料分析依學生所學背景，將其分成「理工醫農」(理學院、工學院、醫學院、公衛學院、農學院)、「文法商社」(文學院、法學院、管理學院、社會科學院)，依性別分成「男生」、「女生」等群組，由問卷中得到成對比較矩陣，經 AHP 軟體分析，得到不同群組的權重，再比較其差異。

4.4.1 AHP 權重分析

為初步統計國內民眾對永續發展觀念的了解，本研究於台灣大學針對修習「水資源概論」通識課程之大學生實問題卷調查，共計有男

生 41 人、女生 42 人，分別來自不同學科領域：農學院 32 人、工學院 4 人、理學院 2 人、醫學院 11 人、公衛學院 3 人、管理學院 6 人、社會學院 12 人、法律學院 5 人、文學院 8 人，為比較不同專長、不同性別的人對於永續發展認知的差異性，本研究將問卷人員區分如下表 4.2，並分別表示如圖 4.4(a)與圖 4.4(b)，分析各學院學生人數分佈及其百分比。

本案例所進行之主題為「水土資源永續指標之研究」，主要工作在建立台灣水土資源永續指標體系及其評量與評價方法之建立，希望能藉由本次的問卷調查結果，利用「層級分析法(Analytic Hierarchy Process, AHP)」去決定指標間的相對權重，進而建構水土資源永續發展綜合指標評估之方法。

表 4.2 參加問卷人員統計表

	男	女	總計
農學院	14	18	32
工學院	4	0	4
理學院	2	0	2
醫學院	8	3	11
公衛學院	2	1	3
管理學院	3	3	6
社會學院	2	10	12
法律學院	4	1	5
文學院	2	6	8
理工醫農	30	22	52
文法商社	11	20	31
總計	41	42	83

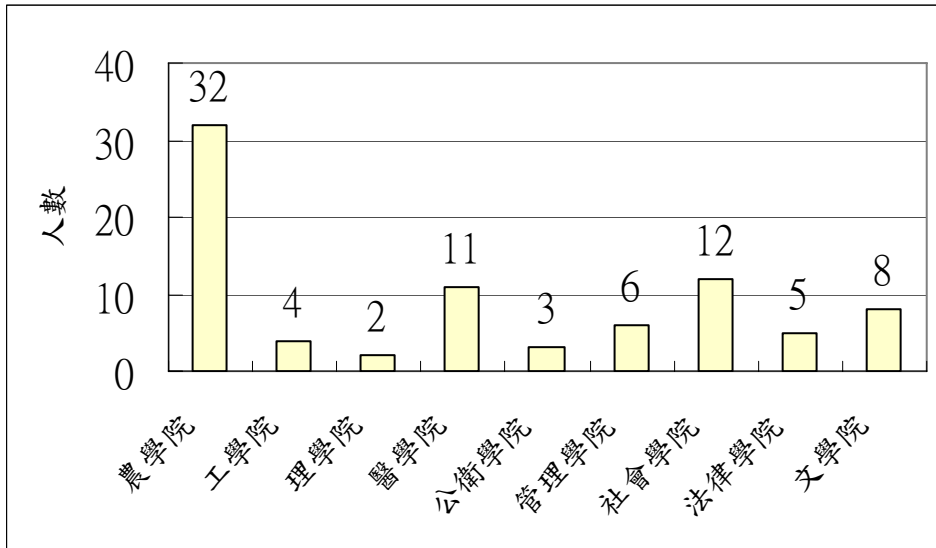


圖 4.4(a) 參加問卷各學院學生人數統計長條圖

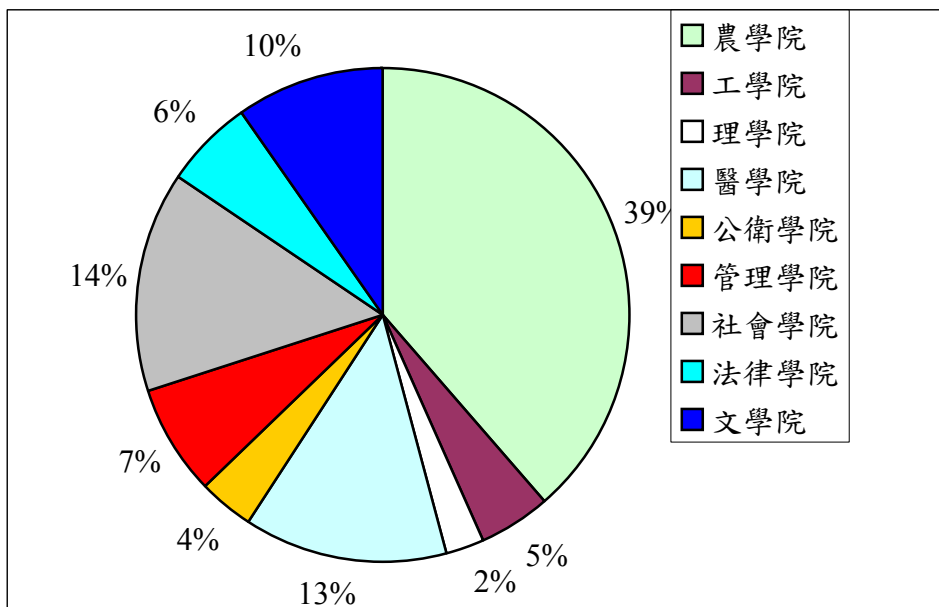


圖 4.5(b) 參加問卷各學院學生人數百分比

本研究共提出 9 個永續指標，作為本次的問卷調查指標，分別為：水資源供需平衡、洪水災害指標、地下水善用率土壤流失指標、土壤品質指標、河川水質指標、森林覆蓋率、土地利用管制區、生態指標，如下圖 4.5 所示：

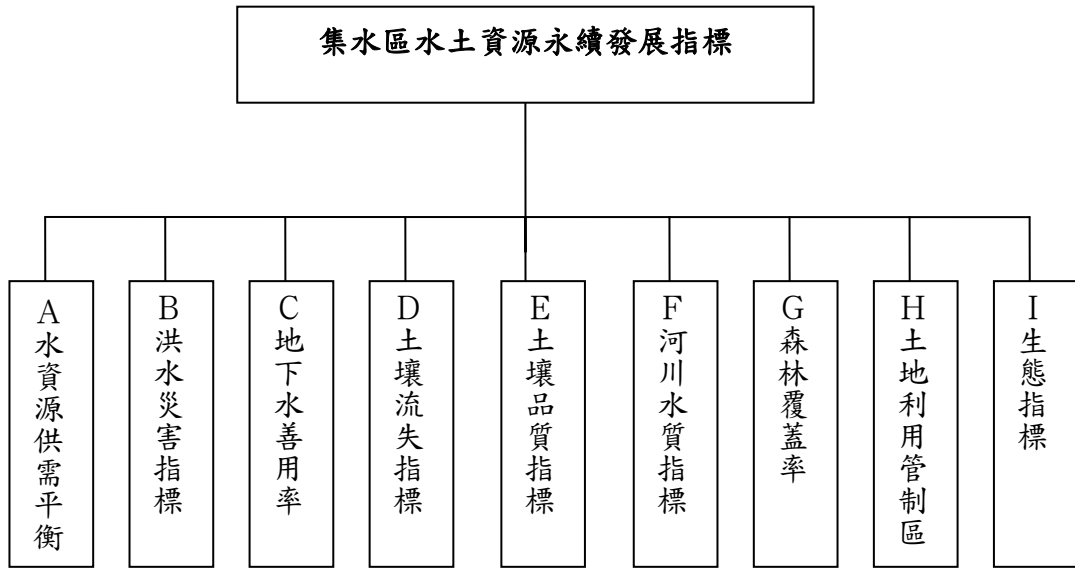


圖 4.6 集水區永續發展指標架構圖

本研究將參加問卷人員分為五個群組做分析：「全部」表示由參加問卷總人數 83 人一起分析之結果，另外又分別針對所學背景的不同，區分為「理工醫農」和「文法商社」，與性別的不同，區分為「男性」和「女性」，加以分析，所得權重如表 4.3 所示。再進一步將本研究中各群組分析出的權重由高至低依序排列如表 4.4 所示。由表 4.3 及表 4.4 可以發現，本研究中無論分析的對象為全部、理工醫農、文法商社、男性或女性，生態指標的權重分別為 0.192、0.177、0.218、0.207、0.177，皆是各群組中最高，表示在此問卷訪問中的各部份或各領域之成員都認為生態指標是影響永續發展最重要的一環。

此外，例如洪水災害指標方面，當洪水來臨若未善加防範，則必造成重大的社會、經濟與生態上的傷害，但各群組的權重皆非常低，值得一提的是，在本次問卷當中，水資源供需平衡指標權重偏高，顯示國內民眾對水資源的重要性有更進一步的認知，不再存有水資源是取之不盡用之不竭的觀念。

永續發展的真正意義為『能滿足當代之需要，又不損及未來世代滿足其需要之發展』（布朗特蘭報告，1987）、『保護和加強環境系統的生產和更新能力』（國際生態學聯合會，1991）、『生存於不超越維生系統的負荷力之情況下，改善人類的生活品質』（關懷地球——一個永續生存的策略，1992 年），其理念涵蓋所有的社會價值、經濟發展

與環保教育，甚至包含時空觀念維繫過往、現在以及未來。事實上，永續發展即為可持續發展，表示人類必須在不破壞生存系統、不耗盡資源的前題下，追求發展及進步，如此一來才符合永續的觀念，而生態保護只是所有達到永續發展途徑中的一個，森林覆蓋率、土地品質也是如此，而洪水災害反而有可能是所有指標中影響永續發展最大的致命傷，因為它可能破壞自然生態、危害人民生命財產、付出嚴重的社會成本、進而造成社會動盪不安等等，誠如「921大地震」就是一個最慘痛與明顯的例子。

一般民眾對永續發展的認知造成偏頗，通常將永續發展與生態保育相提並論，本研究之主要目的即在建立社會大眾正確的「永續發展」的觀念，並且匯集產、官、學各方之意見，以模式分析(AHP)方式建構完整之台灣水土資源永續指標體系及其評量與評價之方法，進而整合成一個綜合性指標。此外，AHP 模式亦可應用於指標的篩選，舉例來說，本研究共列舉九個永續指標，在以模式評估之前，並無法得知學生(或者是一般民眾)認為那些指標較為重要，會有較高的權重，故在進行模式分析之前，可以列舉多項與主題相關的永續指標，再由分析結果挑選較為重要也就是權重較高的指標，以當成爾後此永續指標架構的主要指標項目。例如在本研究中，由各群組所得之權重當中，「土壤品質指標」與「土地利用管制區指標」皆偏低，因此在爾後的指標挑選上，若要擇其七，則可去除此二項。

表 4.3 AHP 權重分析結果

項目	全部	理工醫農	文法商社	男性	女性
A.水資源供需平衡	0.141	0.135	0.149	0.124	0.158
B.洪水災害指標	0.070	0.068	0.071	0.061	0.079
C.地下水善用率	0.099	0.097	0.099	0.092	0.104
D.土壤流失指標	0.100	0.103	0.094	0.096	0.104
E.土壤品質指標	0.072	0.076	0.065	0.067	0.076
F.河川水質指標	0.120	0.109	0.139	0.112	0.127
G.森林覆蓋率	0.133	0.158	0.098	0.163	0.107
H.土地利用管制區	0.072	0.076	0.066	0.076	0.068
I.生態指標	0.192	0.177	0.218	0.207	0.177

表 4.4 各類群組由 AHP 分析之權重大小順序排列

全部	理工醫農	文法商社	男性	女性
生態指標	生態指標	生態指標	生態指標	生態指標
水資源供需平衡	森林覆蓋率	水資源供需平衡	森林覆蓋率	水資源供需平衡
森林覆蓋率	水資源供需平衡	河川水質指標	水資源供需平衡	河川水質指標
河川水質指標	河川水質指標	地下水善用率	河川水質指標	森林覆蓋率
土壤流失指標	土壤流失指標	森林覆蓋率	土壤流失指標	地下水善用率
地下水善用率	地下水善用率	土壤流失指標	地下水善用率	土壤流失指標
土壤品質指標	土壤品質指標	洪水災害指標	土地利用管制區	洪水災害指標
土地利用管制區	土地利用管制區	土地利用管制區	土壤品質指標	土壤品質指標
洪水災害指標	洪水災害指標	土壤品質指標	洪水災害指標	土地利用管制區

4.4.2 FAHP 分析結果

本研究考慮表 4.3 所列之水土指標項目，利用模糊層級分析進行指標篩選之試驗研究。基本上指標篩選應考量專家之意見，因此本項分析以具水土資源學識背景及相關之台灣大學農業工程學系教職員及學生共約 25 人為調查對象，剔除 4 份不合理回答之問卷，共 21 份問卷進行分析。

分析結果權重之隸屬函數如圖 4.6，若依隸屬度為 1 之最大權重值或最小權重值來排序，則其順序相同為「水資源供需平衡、河川水質指標、森林覆蓋率、洪水災害指標、土壤流失指標、生態指標、土壤品質指標、土地利用管制區、地下水善用率」。因此，若決定選定七項指標，則土地利用管制區及地下水善用指標可予以刪除。

此分析結果雖然是根據具有水土資源認知對象進行分析，台灣大學農業工程學系主要研究領域在水土資源保育與管理，其分析結果顯示在滿足人類發展之水資源供需平衡為優先選擇指標，而在前一節 AHP 分析權重排名第一之生態指標，在此只列為第六，可見工程人員與一般背景之調查意見可能有顯著不同。篩選指標所進行之問卷調查對象會影響篩選結果，或應加入其它非專業意見，以避免選出專家之永續發展指標，而失去其社會一般性。如只選五個指標，則生態指標將被刪除，則一般大眾在看此指標系統時卻看不到其最關心之指標。

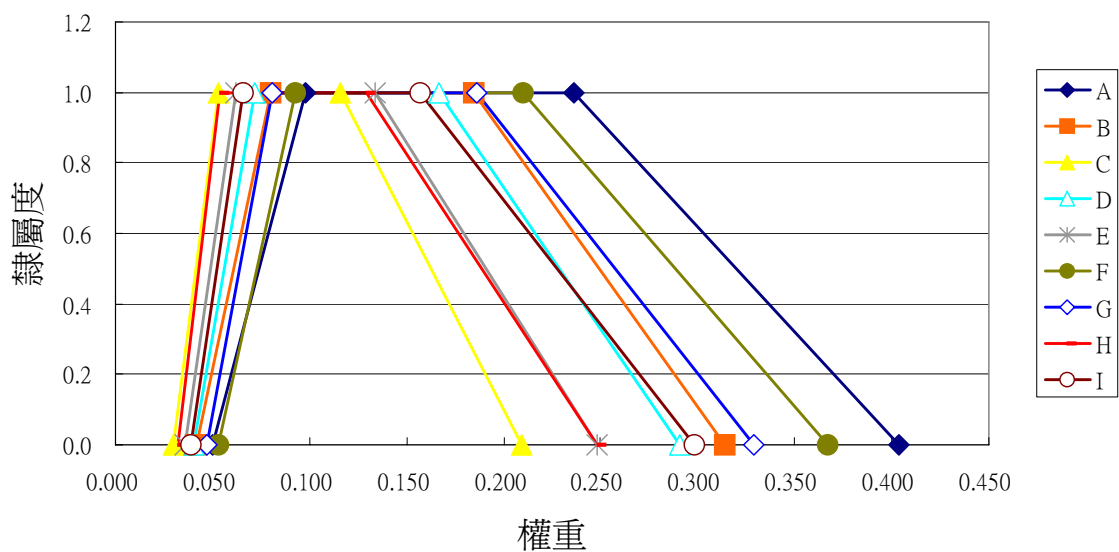


圖 4.7 FAHP 分析集水區水土資源永續發展指標權重隸屬度函數

4.5 小結

本章分別介紹 AHP 與 FAHP，其可應用於方案優先順序或權重之決定，在永續發展管理之應用上，可用來篩選指標，亦可用來決

定指標之權重，以進一步計算綜合指標值。本章最後透過兩組獨立問卷調查分析 AHP 及 FAHP 在應用上可能遭遇之問題。在指標篩選過程中以具水土資源背景之學生為主要調查對象，其關心之指標與台灣大學各學院學生綜合調查關心重點不一致。其反映的現象為將來應用於台灣大學以外之專家與一般社會大眾亦將遭遇相同問題。為避免指標系統只是專家觀點之系統，則在篩選階段加入適量一般民眾或非此專業領域之專家意見有其必要，但不需多到與此領域專家相等數量。然在權重決定階段應平均調查各領域專家或一般社會意見，如此才能使大眾接受永續發展指標體系所顯示之永續性。

第五章 多目標規劃

前面在探討涵容能力時，以總排放量為目標函數，其優選結果容易導致社會不公平性，此外，如成本效益資料可取得，則經濟效益亦應列入。高正忠（1992）曾於環境管理問題上利用多目標規劃同時考量上述目標函數。除此之外，在永續管理中，如環境資源與生態往往目標互相矛盾，環境資源提供希望盡量維持供需平衡，當需求量大時相對供給壓力增強，然其將對生態產生衝擊，要同時考量不同面向亦必須藉助多目標規劃。

5.1 介紹

傳統的數理規劃模式皆為單一目標，此單一目標規劃模式賦予每個規劃問題唯一的最佳解（亦即最大值或最小值），然而在真實的狀況裡，許多問題皆有多個目標，且此多個目標之間甚至互相衝突，必須在決策過程中同時考慮，尤其當考慮公共決策時。在單一目標規劃中，分析者提供唯一的最佳方案，而決策者無法從其結果當中了解此最佳解與其他可行方案之間的關係，而只是負責接受或是拒絕此方案。然而在多目標規劃中，分析者提供多種替代方案，再由決策者根據需求狀況、資源限制以及經濟社會等多方面的評估，決定較優的方案，因此，多目標規劃在角色的定位上亦更符合實際的問題。

多目標規劃廣泛應用於決策的問題。多目標顧名思義表示問題本身同時具有多個目標，必須在決策過程中同時考慮，舉例來說，出去旅行走高速公路，可以節省時間與油錢，然而沿途枯燥無味；反之，繞路走鄉間小道，可以欣賞沿途風光，不過卻花費了更多的時間與油錢，此時經濟時間與欣賞美景兩者互相衝突無法同時滿足，而其間的權衡與斟酌則可用多目標規劃方法加以解決，提供較滿意的方案。又以水資源而言，水利設施往往可提供更多水資源及減少水災害，但對河川生態系統卻不可避免造成破壞，在永續流域管理上，希望水資源供需平衡及減災與防災以可持續發展，因此必須有適當水利設施，但

在生態角度，則希望生態系統永續性盡量不被破壞，這永續管理之決策最後分析不可避免必須藉由多目標規劃。

同一個問題在環境的考量上著重於污染削減與總量管制、在經濟的考量上強調成本與效益比重、在政策的考量上則在於是否有利於政府與人民，而實際上並無法同時兼顧三方面的要求。在真實世界裡，許多問題皆同上述具有多目標特性，且其目標相互衝突，無法以單一目標方法表示並解決。儘管顧此失彼在所難免，但多目標規劃方法可提供較多選擇的替代方案，在決策過程中，決策者權衡得失之後，可從中挑選最接近理想程度的滿意解，得到最大程度的需求。

傳統的數理規劃模式皆為單一目標函數（如 M1 模式），此單一目標規劃模式賦予每個規劃問題唯一的最佳解（亦即最大值或最小值），然而在真實的狀況裡，許多問題皆有多個目標，且此多個目標之間甚至互相衝突，必須在決策過程中同時考慮。多目標規劃方法不同於傳統的單一目標規劃方法，可同時考慮多個目標函數（如 M2 模式），以提供不同的替代方案，比單一目標規劃更能表現真實問題的特性，更符合問題本身的實際要求。M1 模式有單一目標函數及 m 個限制條件，而 M2 模式則有 n 個目標函數與 m 個限制式。

M1： 單一目標優化模式

$$\begin{aligned} & \text{Max(Min) } Z = f(\mathbf{X}) \\ & \text{S.T.} \\ & \quad G_1(\mathbf{X}) \leq(=, \geq) b_1 \\ & \quad \vdots \\ & \quad G_m(\mathbf{X}) \leq(=, \geq) b_m \\ & \quad \text{All } \mathbf{X} \geq 0 \end{aligned}$$

M2： 多目標優化模式

$$\begin{aligned} & \text{Max(Min) } Z_1 = f_1(\mathbf{X}) \\ & \text{Max(Min) } Z_2 = f_2(\mathbf{X}) \\ & \quad \vdots \\ & \text{Max(Min) } Z_n = f_n(\mathbf{X}) \\ & \text{S.T.} \\ & \quad G_1(\mathbf{X}) \leq(=, \geq) b_1 \\ & \quad \vdots \\ & \quad G_m(\mathbf{X}) \leq(=, \geq) b_m \\ & \quad \text{All } \mathbf{X} \geq 0 \end{aligned}$$

5.2 單目標規劃與簡例

本章有關規劃問題將以線性模式為例，以簡化求解過程，本節將簡述線性規劃模式與常見之用已求解線性規劃模式之簡形法。

所有系統分析之決策問題都必須有目的，藉由最佳決策以達到目的。不同決策有不同之效果，要評估哪一個決策好，則必須建立目標函數以量化分析不同決策對達成目的之成效；有哪些決策可下，則取決於系統相關條件之限制，因此有限制條件，用以限制可行之決策方案。數理模式中包含兩部分，分別為

目標函數 (objective function)

限制式 (constraint)

而目標函數與限制式均為**決策變數**之函數，則單目標規劃模式如前 M1 模式。

下圖為線性規劃簡例與幾何圖解法，決策變數為 X_1 與 X_2 ，目標函數為 $Z = X_1 + 3X_2$ ，並包括兩個限制式以限制 X_1 與 X_2 之變動範圍。將兩個限制式與 X_1 與 X_2 均大於等於零之要求畫於圖上，則圍成所有可行之解集合（綠色區域），稱為可行解區，即區內任意一點均為可行決策方案，有多少個方案？**無限多！！**何者為最佳決策？？

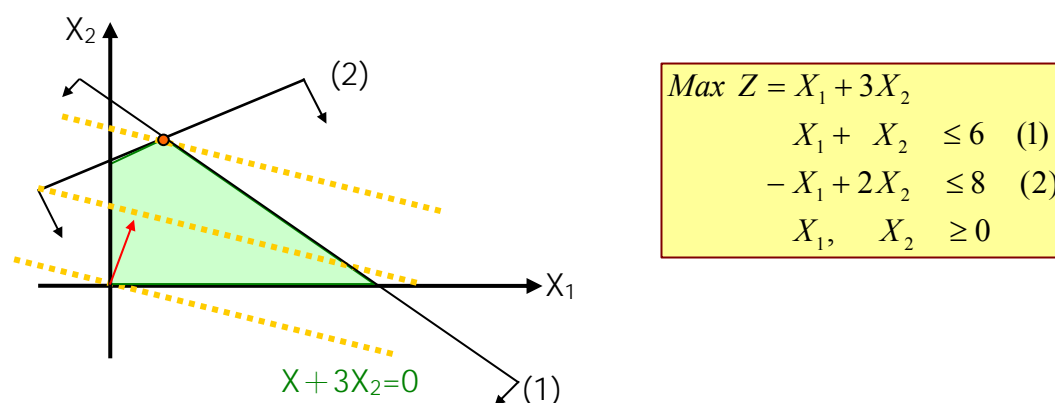


圖 5.1 線性規劃簡例與圖解法

何者為最佳決策必須由目標函數來決定，首先令目標函數值為 0，將其畫於圖上，則為通過原點之直線，上述目的是希望目標函數值越大越好，則通過原點直線越往圖 5.1 紅線方向移動則目標函數值越佳，則最佳方案可決定在 $X_1 = 4/3$ 與 $X_2 = 14/3$ ，即兩個限制條件相交之端點上，**Why?**

當目標函數係數改變，則決策變數 X_1 與 X_2 優勢將不同，即圖 5.1 紅線之最佳移動方向會不同，但不論最佳移動方向為何，最佳解必定發生於端點上。總而言之，在線性規劃問題中，**若存在最佳解，必有一端點為最佳解**。因此，若有最佳解，只要在端點中尋找必可找到最佳解，而端點一般為有限個，所以線性規劃可在有限步驟找到最佳解。

簡形法為解線性規劃模式之主要方法，其基本精神即在透過代數運算，沿端點尋找最佳解。以下列為例

$$\begin{aligned}
 \text{Max } z &= 230x_1 + 120x_2 \\
 0.9x_1 + 0.5x_2 + s_1 &= 600 \\
 x_1 + x_2 + s_2 &= 1000 \\
 x_1, x_2, s_1, s_2 &\geq 0
 \end{aligned} \tag{5.1}$$

(1) 初始解 $x_1=0, x_2=0, s_1=600, s_2=600$

	x1	x2	s1	s2	RHS
z	230	120	0	0	0
s1	0.9	0.5	1	0	600
s2	1	1	0	1	1000

(2) 選擇往 X_1 增加方向走，則 S_1 與 S_2 均會減少， S_1 減少到 0 時容許 X_1 增加到 $2000/3$ 。

	x1	x2	s1	s2	RHS	
z	230	120	0	0	0	
s1	0.9	0.5	1	0	600	$2000/3$
s2	1	1	0	1	1000	1000/1

(3) 增加 X_2 或 S_1 只會降低目標函數值，並沒有好處，因此最佳解為 $X_1=2000/3$ 與 $X_2=0$ ，此時目標函數為 $460000/3$ 。即最佳解由原點移至右邊端點後找到。

	x1	x2	s1	s2	RHS
z	0	$-70/9$	$-2300/9$	0	$-460000/3$
x1	1	$5/9$	$10/9$	0	$2000/3$
s2	0	$4/9$	$-10/9$	1	$1000/3$

上述為簡形法之表格解法，目前有許多軟體可提供線性規劃求

解，如”Lindo”、”Lingo”、”MatLab”或 Excel 中之規劃求解功能等，可不需自行做代數運算。

5.3 多目標規劃與簡例

5.3.1 非劣解 (Noninferior Solution)

在單目標規劃問題之求解目的在從可行解中尋求可使目標函數最優之最佳解，當最佳解存在則最佳解目標函數值為唯一。但在多目標問題中，每一目標函數均具有最佳解，但多目標規劃問題其各目標間大多互相衝突，某一目標函數下求得之最佳解未必能使其他目標函數亦為最優，在此必須引進非劣解 (Noninferiority) 之觀念，非劣解為一解結合，將多目標問題之可行方案由無限多加以限制在較小之範圍，以提供決策者所需之決策資訊。何謂非劣解？

當一可行解做任何修正均會造成至少一個目標函數值變差，則可稱之為非劣解。

從另一角度來看非劣解之定義，劣解 (inferior solution) 是指可行解空間中存在至少一個解其導致之所有目標函數值均較劣解為優。以下表 5.1 為例，有三個目標函數，5 個可行解。其中方案 C 往方案 A 與 D 改善其三個目標函數值均可同時改善，即存在改善方案 C 而不使任一目標函數值變差，因此，方案 C 為劣解。再來看方案 A，若欲改善 Z2 之目標函數值，則可將方案 A 以方案 B、D、E 取代，但其 Z1 均比方案 A 差，因此，方案 A 為非劣解，白話一點—方案 A 也不差啦！同理，方案 B、D、E 亦為非劣解。

表 5.1 多目標案例 (Cohon, 1978)

方案	Z1	Z2	Z3	
A	5	8	7	Noninferior
B	4	9	2	Noninferior
C	3	4	4	Inferior
D	3	10	6	Noninferior
E	2	9	8	noninferior

再從圖 5.2 來看，其為兩個目標函數之多目標規劃問題，請注意圖 5.2 與圖 5.1 之主要差別

1. 圖 5.1 橫軸與縱軸為變數 X_1 與 X_2 ，而圖 5.2 橫軸與縱軸為目標函數
2. 圖 5.1 所圍成區域為滿足所有限制條件之可行解空間，而圖 5.2 所圍成區域為所有可行解帶入兩個目標函數所形成之可行目標函數值空間。

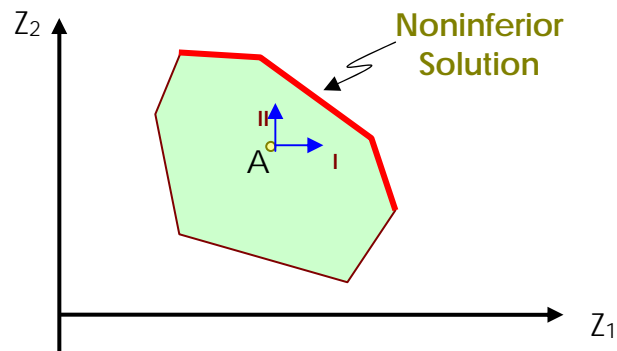


圖 5.2 雙目標規劃最大值問題之可行目標函數值空間與非劣解

任意一組可行解其帶入兩個目標函數於圖 5.2 可對應於綠色之可行目標函數值空間中一點，如點 A。點 A 可向右移動改善目標函數 Z_1 而不降低 Z_2 之值，亦可向上移動以改善目標函數 Z_2 而不造成 Z_1 值降低。事實上，當移動方向介於圖中移動方向 I 與 II 之間，均可改善解 A 而不造成任一目標函數值變差，因此，A 當然為劣解。圖 5.2 中只有紅色線段為非劣解，其他均為劣解，以此圖特性，若有一求解最大值之多目標規劃問題，其非劣解必存在於可行目標函數值空間之東北角之邊界上。上述規則僅是用於目標函數值空間，在可行解空間並不適用。

在以下列 Cohon (1978) 書中簡例說明，模式如 (5.2) 可行解空間與可行目標函數值空間分別繪於圖 5.3(a) 與圖 5.3(b)，端點值列表於表 5.2。從圖 5.3(b) 是否可看到其端點與 5.3(a) 之對應關係？圖 5.3(a) 為可行解區，且 X_1 與 X_2 均需大於或等於零，因此在第一象限，但圖 5.3(b) 則擴展到第二與第四象限。圖 5.3 中紅色線段為非劣解。

$$\begin{aligned}
 & \text{Max } Z_1 = 5X_1 - 2X_2 \\
 & \quad Z_2 = -X_1 + 4X_2 \\
 \text{s.t.} \quad & -X_1 + X_2 \leq 3 \\
 & X_1 + X_2 \leq 8 \\
 & X_1 \leq 6 \\
 & X_2 \leq 4 \\
 & X_1, X_2 \geq 0
 \end{aligned}
 \tag{5.2}$$

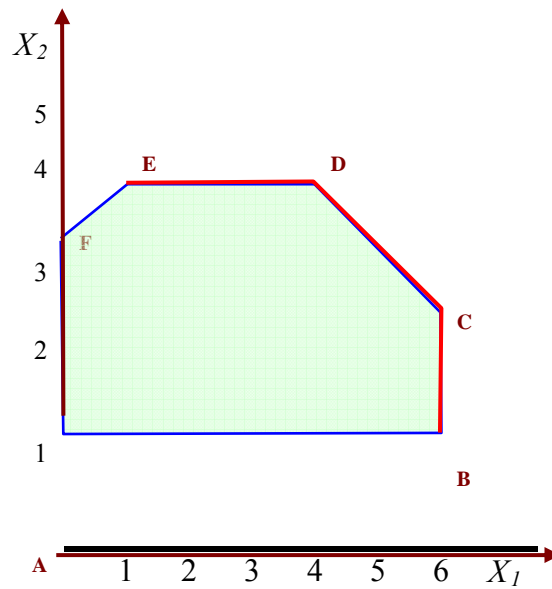


圖 5.3(a) 簡例可行解空間

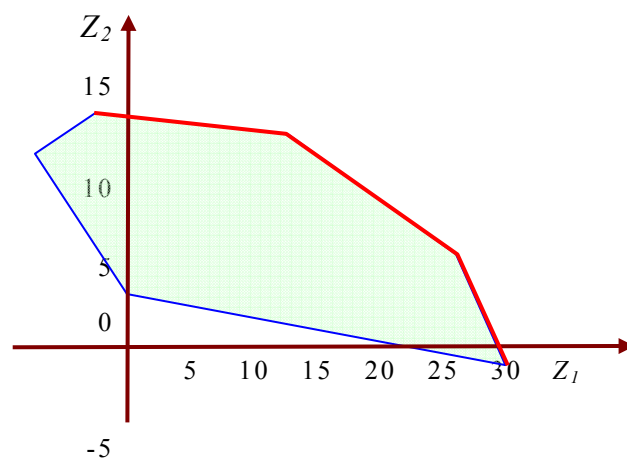


圖 5.4(b) 簡例可行目標函數值空間

表 5.2 可行解空間與目標函數值空間之端點值

端點	X1	X2	Z1	Z2
A	0	0	0	0
B	6	0	30	-6
C	6	2	26	2
D	4	4	12	12
E	1	4	-3	15
F	0	3	-6	12

當系統分析者在決策者對目標函數之喜好程度未知下，其主要之工作即在建立非劣解，並將非劣解以表格或圖示等方式提供給決策者。多目標規劃並非如單目標規劃求單一目標函數之最佳解值，而是在尋找不同目標間最佳妥協解。系統分析者提供非劣解後，決策者可定義無異曲線函數 (indifference curve)，即在目標函數值空間以一函數描述如何由不同目標函數組成相同之效用 (utility)，如圖 5.4 中綠色曲線為無異曲線之等值線，即在同一曲線上，對決策者而言 Z_1 與 Z_2 所組合之效用相同。無異曲線越往某一方向移動則效用越大，但可行目標函數值空間會限制無異曲線之移動，則無異曲線與非劣解之切點極為最佳妥協解。注意，無異曲線往那個方向移動可增加效用與其函數有關。

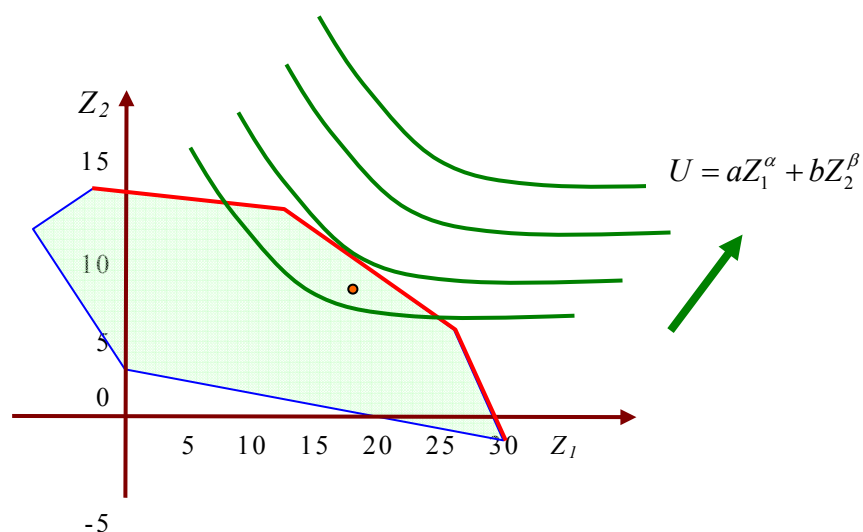


圖 5.5 無異曲線與非劣解之切點為最佳妥協解

5.3.2 決定非劣解

求取非劣解主要包括權重法 (the weighting method) 與限制條件法 (the constraint method)，Cohon(1978)書中尚介紹 the noninferior set estimation method 與 the multiobjective simplex algorithm。本章將以介紹前兩項方法為主。

(一) 權重法

當給定一組權重給目標函數，則多目標函數可整合成單目標函數，如方程式 (5.3) 經由權重整合成單目標函數如方程式(5.4)。

$$\begin{aligned} \text{Max} \quad & Z_1 = F_1(X_1, X_2, \dots, X_m) \\ & Z_2 = F_2(X_1, X_2, \dots, X_m) \\ & \vdots \\ & Z_p = F_p(X_1, X_2, \dots, X_m) \end{aligned} \quad (5.3)$$

$$\text{Max} \quad \omega_1 Z_1 + \omega_2 Z_2 + \dots + \omega_p Z_p \quad (5.4)$$

當決策者事先給系統分析者權重，則多目標問題可簡化為單目標問題，並以常見簡形法等求解得到決策者權重考量下之最佳解。然一般分析者在求解多目標問題時往往不知道決策者對不同目標函數之喜好，因此，可假設許多權重之組合，並分別求取每組權重下之最佳解，則對應不同權重所求得之最佳解所組成之集合即為非劣解。事實上方程式(5.4)即為一無異曲線或效用函數，已知在可行目標函數值空間中，經由無異曲線所決定之最大效用必定屬於非劣解。因此，權重法是藉由不同無異曲線，求取其最大效用，分別尋得不同之非劣解。

由於系統分析者在給定權重時，權重為離散值，因此其決定之非劣解可能為近似集合，如圖 5.5，為一雙目標函數之限性規劃問題，給定不同權重可決定 A、B、C、D、E 五個最佳妥協解，則其連線組成非劣解結合。

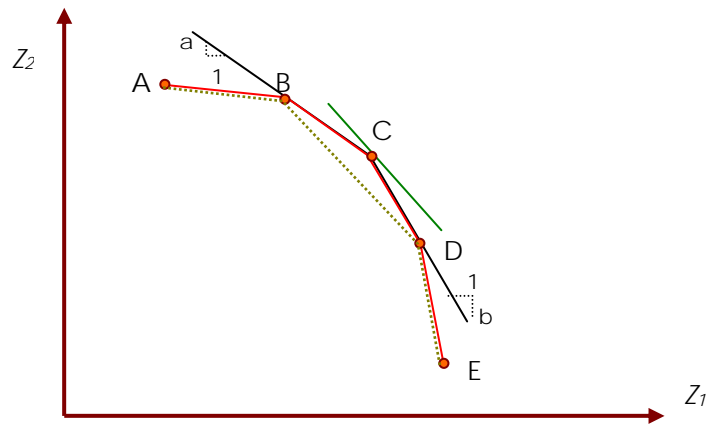


圖 5.6 線性多目標規劃以權重法決定非劣解

圖 5.5 中綠色線為線性無異曲線($U = \omega_1 Z_1 + \omega_2 Z_2$)，當 ω_1 與 ω_2 比值在一定範圍內($a \leq \omega_1/\omega_2 \leq b$)則其最佳妥協解均為 C 點，但當其權重比值恰巧略過 a 與 b 之間，則利用權重法決定之非劣解如圖 5.5 中之虛線，其與真正之非劣解將有落差，在應用權重法時宜注意。

此外，利用權重法求取非劣解，並非所有權重決定之解均為非劣解。已知可行目標函數值空間如圖 5.6，若給定權重比值大於 0 則將可決定 C、D、E 三個端點，但當權重比值(ω_1/ω_2)為 0 時，隨著 ω_2 不同，求解權重後之單目標規劃，其解介於 A 點與 B 點之間，然根據非劣解之定義，A 與 B 間線段僅有 B 點為非劣解，因此，當某權重為 0 時，可能找到的解為劣解。

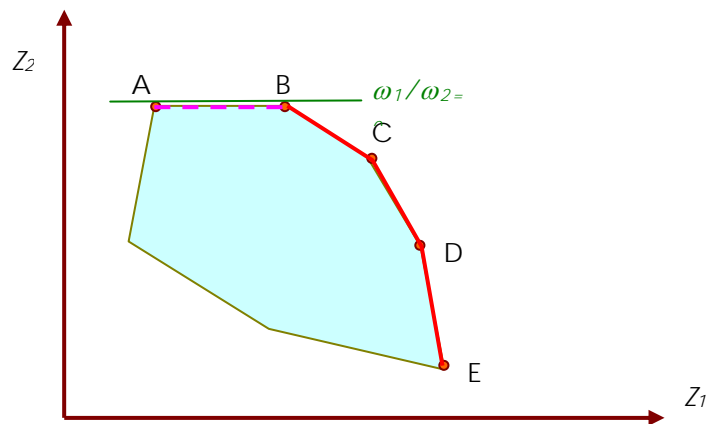


圖 5.7 以權重法可能決定到劣解 A

(Note:本圖中 A 與 B 間為水平線)

(二) 限制條件法

基本觀念

利用限制條件法來產生非劣解很直觀，其含意在當其他目標函數滿足最低要求下，去最佳化其中一目標函數，其最佳解即為一個非劣解。如圖 5.7，為兩個目標函數均為最大值之問題，綠色範圍為可行目標函數空間，當第二目標函數被要求必須滿足 $Z_2 \geq Z_{2,min}$ ，則可輕易找到 Z_1 最佳解在 A 點，由圖上可見，A 點即為一個非劣解。

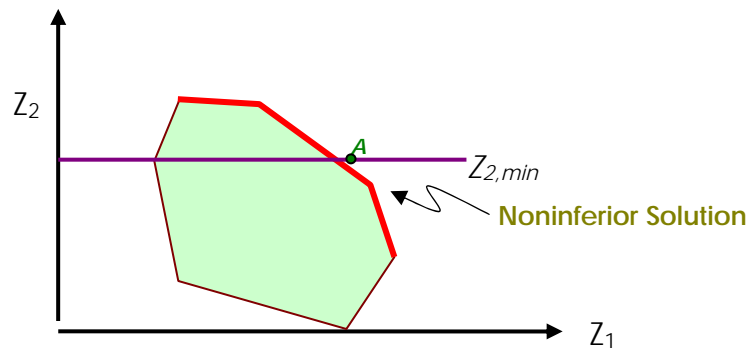


圖 5.8 利用限制條件法產生一個非劣解

當變動目標函數值 Z_2 之下限，則 Z_1 之最佳解值亦會隨之變動，如圖 5.8， Z_2 之下限 $Z_{2,min}$ 增加到 $Z'_{2,min}$ ，則可發現另一個非劣解 (B 點)；或將 Z_2 之下限 $Z_{2,min}$ 減少到 $Z''_{2,min}$ ，可發現另一個非劣解 C 點 (為何不是 C' 點?)。因此，透過適當調整 Z_2 之下限 $Z_{2,min}$ ，即可決定圖 5.8 中紅色折線之非劣解集合。注意：當 $Z_{2,min}$ 增加超過目標函數可行解區，則無法找到任何非劣解，甚至無任何可行解，如圖 5.8 中 $Z_{2,min}$ 增加到 $Z'''_{2,min}$ ，要求 $Z_2 \geq Z'''_{2,min}$ 為不可行。

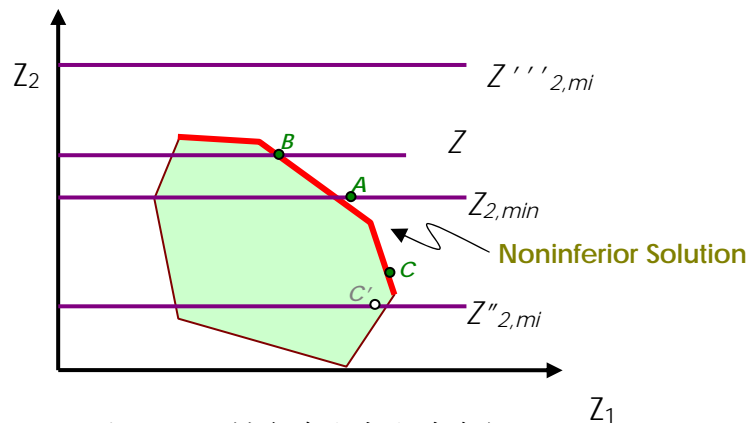


圖 5.9 限制條件法產生非劣解

數學表示

假設有一具有 p 個目標函數之多目標規劃問題如方程式(5.5)，欲利用限制條件法產生一個非劣解，則選某一目標函數，並給定另外 $p-1$ 個目標函數下限值，則改寫成方程式(5.6)，求解此模式之最佳解，即可得到一個非劣解。[注意：求得最佳解時， $p-1$ 個目標函數符合下限之不等式必須等號全部成立，否則求得之最佳解不為非劣解？Why? How to know? *Think before go to next page for answers!*]

$$\begin{aligned} \text{Max} \quad & Z_1 = F_1(X_1, X_2, \dots, X_m) \\ & Z_2 = F_2(X_1, X_2, \dots, X_m) \\ & \vdots \\ & Z_p = F_p(X_1, X_2, \dots, X_m) \end{aligned} \tag{5.5}$$

s.t.

$$(X_1, X_2, \dots, X_m) \in \text{Feasible region}$$

$$\text{Max} \quad Z_k = F_k(X_1, X_2, \dots, X_m)$$

s.t.

$$(X_1, X_2, \dots, X_m) \in \text{Feasible region}$$

$$\begin{aligned} Z_1 &\geq Z_{1,\min} \\ &\vdots \end{aligned} \tag{5.6}$$

$$Z_{k-1} \geq Z_{k-1,\min}$$

$$Z_{k+1} \geq Z_{k+1,\min}$$

$$\vdots$$

$$Z_p \geq Z_{p,\min}$$

試想當在限制條件中，某一目標函數 Z_q 之限制不緊制，即等號不成立 $Z_q > Z_{q,\min}$ ，方程式(5.6)所求得之最佳解 $(X_1^k, X_2^k, \dots, X_m^k)$ 不受限制條件 $Z_q \geq Z_{q,\min}$ 之影響，將 $Z_{q,\min}$ 增加可能使方程式(5.6)產生相同之最佳解，即可找到一組解使 $Z_{q,\min}$ 增加，而其他目標函數均不退化（變差），根據非劣解之定義，則此解為劣解。

如何得知利用條件限制法所決定之解為劣解或非劣解？將方程式(5.6)中目標函數下限限制式化成等式，則必須加入餘變數 $S_1, \dots, S_{k-1}, S_{k+1}, \dots, S_p$ (slack or surplus variable) 而形成方程式(5.7)。根據線性規劃特性，當方程式(5.6)中目標函數下限限制式等號成立 $Z_i = Z_{i,\min}$ ，即餘變數 S_i 為 0，則最佳解目標函數 S_i 之係數為 $Z_{i,\min}$ 之邊

際效益，即減少微量 $Z_{i,min}$ 可提高目標函數值，相反，若 S_i 之係數為 0，則可能表示 $Z_i \geq Z_{i,min}$ 等號不成立。因此，當所有 $S_1, \dots, S_{k-1}, S_{k+1}, \dots, S_p$ 最佳解時目標函數係數均為 0，則求得之解方為非劣解。

$$\begin{aligned}
 & \text{Max} \quad Z_k = F_k(X_1, X_2, \dots, X_m) \\
 & \text{s.t.} \\
 & \quad (X_1, X_2, \dots, X_m) \in \text{Feasible region} \\
 & \quad Z_1 - S_1 = Z_{1,min} \\
 & \quad \quad \quad \vdots \\
 & \quad Z_{k-1} - S_{k-1} = Z_{k-1,min} \\
 & \quad Z_{k+1} - S_{k+1} = Z_{k+1,min} \\
 & \quad \quad \quad \vdots \\
 & \quad Z_p - S_p = Z_{p,min}
 \end{aligned} \tag{5.7}$$

要決定所有非劣解則必須給定不同之 $Z_{i,min}$ ($i=1, \dots, k-1, k+1, \dots, p$)，若每個 $Z_{i,min}$ 均有 r 個可能的值，則最多可決定 r^{p-1} 個非劣解集合。如前所述，若 $Z_{i,min}$ 大於可行 Z_i 之最大值，則無可行解；又若 $Z_{i,min}$ 小於可行 Z_i 之最小值，其結果與利用可行 Z_i 之最小值相同。因此再設定 $Z_{i,min}$ 之變動範圍時，必須先分析可行 Z_i 之最大值與最小值。How? 分別以 p 個目標函數進行單目標規劃求解最佳解，以第 i 個目標函數求得之最佳解表示為 $\mathbf{X}^{i*} = (X_1^{i*}, X_2^{i*}, \dots, X_m^{i*})$ ，將其帶入 p 個目標函數可得 $Z_1(\mathbf{X}^{i*}), \dots, Z_p(\mathbf{X}^{i*})$ ，當 p 個最佳解均分別代入 p 個目標函數後可得下列之對應矩陣，其中同一欄為同一目標函數對應 p 個最佳解值，取矩陣中第 i 欄最大值與最小值，即在限制條件法方程式(5.7)或(5.6)中 $Z_{i,min}$ 之變動範圍。

$$\begin{bmatrix}
 Z_1(X^{1*}) & Z_2(X^{1*}) & \cdots & Z_p(X^{1*}) \\
 Z_1(X^{2*}) & Z_2(X^{2*}) & \cdots & Z_p(X^{2*}) \\
 \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\
 Z_1(X^{p*}) & Z_2(X^{p*}) & \cdots & Z_p(X^{p*})
 \end{bmatrix} \tag{5.8}$$

利用上表各目標函數值可能之範圍，組合方程式(5.7)或(5.6)中目標函數值限制條件仍可能形成不可行解，以下圖 5.9 為例，三個目標函數之最小值均為 0，而其目標函數可行解區為圖中綠色區域，若目標函數保留 Z_1 ，然後根據 Z_2 與 Z_3 上下限給定 $Z_{2,min}$ 與 $Z_{3,min}$ 求解非劣解，則圖 5.9 顯示五個紅點位置為不可行解。

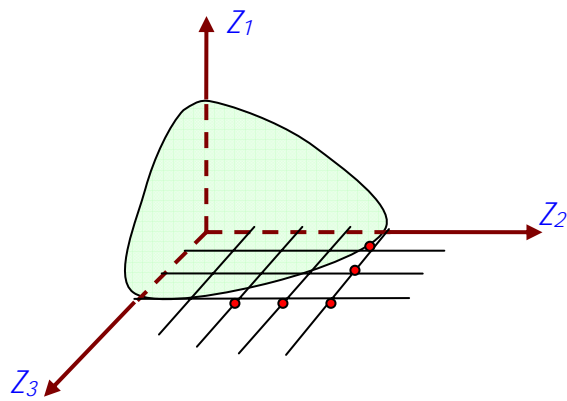


圖 5.10 以目標函數值之最大值與最小值決定置於限制式中之 Z_2, \min 與 Z_3, \min 可能導致模式不可行。

簡例：

以方程式(5.2)為例，其可行解空間重繪於圖 5.10，並分別以兩個目標函數求解，完成方程式(5.8)之矩陣。

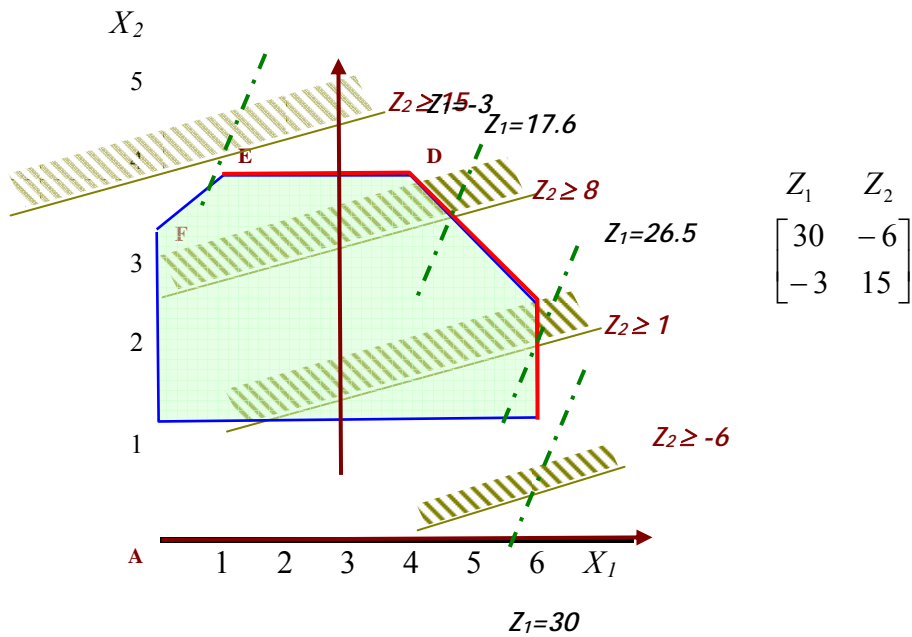


圖 5.11 簡例可行解空間與加入第二目標函數值下限後之可行解空間與最佳解

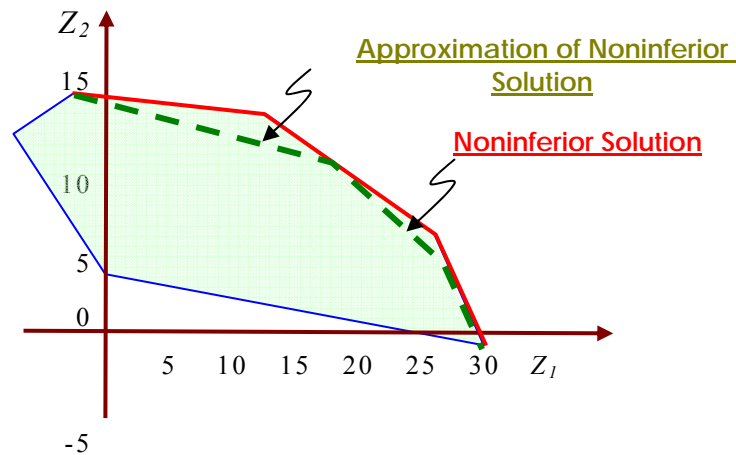


圖 5.12 以限制條件法決定之近似非劣解集合

5.3.3 效用函數

效用函數在表示決策者對不同目標之綜合效用，效用函數以目標函數值為變數，因此其函數形式如方程式(5.9)

$$U(Z_1, \dots, Z_p) \quad (5.9)$$

效用函數可為任何形式，可為線性或非線性，若為線性效用函數，則各目標函數前之係數即為決策者對該目標函數之權重。在公共決策或個人決策問題中，權重可利用第四章介紹之層級分析法決定。

效用函數應用於多目標規劃，常將其等值線畫於可行目標函數值空間，如圖 5.4，此等值線稱為無異曲線，即無異曲線上不同目標函數值組合在決策過程中其效用均相同。當無異曲線與非劣解集合之切點，即具有最大效用之可行目標函數值組合。此若效用函數為協商下之結果，則最大效用目標函數值組合所對應之解亦可視為最具共識之決策。

5.4 小結

在流域管理問題將不可避免遭遇多目標之決策問題，必須藉由多目標規劃方法加以解決。尋求多目標規劃之最大效用或最具共識之解必須分別決定非劣解集合與訂定效用函數。本章在產生非劣解方法上介紹權重法與限制條件法，然此兩種方法找到之非劣解均可能只是近似解，如圖 5.5 與圖 5.11，因此，應用權重法必須小心選擇權重，而限制條件法則必須注意目標函數下限值之使用。產生非劣解尚有其他發法，如線性多目標問題有多目標簡形法(Multiobjective Simplex Method)可完整呈現非劣解，留待各位自行進修。

第六章 水資源善用評估-新店溪與大漢溪

本章提出架構說明如何考量水資源永續管理，評估模式中包括永續指標及系統動力模擬模式。並以新店溪及大漢溪水資源系統所涵蓋之台北、板新、石門供水區為研究區域，針對未來之供需水狀況，進行各項規劃方案之永續評估。永續發展在滿足發展需求且不造成環境退化，本章訂定平均缺水天數與設備平均善用率兩項指標，分別代表是否滿足需求與是否善用設備以減少新水源開發之壓力，用以評估水資源之永續性。

6.1 前言

我們共同未來 (Our Common Future) 文中曾就永續發展定義為滿足現在的需要且不影響未來滿足需要的能力。而要不影響後代，則必須不造成環境退化。需求背後常常代表開發壓力，而開發往往為環境退化之趨動力。因此，要維持資源永續性，簡單而言即要善用資源，意即對於我們所需使用之資源，不單只是去利用以避免缺乏，更需同時兼顧善用以避免浪費，經由現有之設備改善工程及非工程之管理手段後，是否能夠一樣滿足未來之用水需求，進而減少新建工程之需要及其對生態環境之衝擊，在永續發展之目標下，此為一值得評估與討論之方向。

台灣地區水資源開發計畫以往多是以滿足需求為出發點，常常在有經濟開發計畫後，再尋找水資源供給，因此，水資源規劃往往僅以減少缺水為目標，將水資源中央主管機關隸屬於經濟部即可見一般。然環境承载力是有限，水資源供給亦然，環境無法承受不斷之水資源開發計畫，因此，除了分析水資源供需外，現有及規劃新增之水利設施是否能予以有效之利用，達到資源善用之永續要求，也是必須加以考量。

本章中建立水資源系統動力模式，並評估規劃中之水資源調配方案。現階段以新店溪及大漢溪為分析區域。藉由相關管理方案之檢討，在兼顧台灣政經中心之長期發展及環境之永續利用下，將更能凸顯其整體之優勢。本章訂定平均缺水天數與設備平均善用率兩項指

標，分別代表是否滿足需求與是否善用設備以減少新水源開發所造成之環境壓力，用以評估水資源之永續性。

新店溪及大漢溪流域所處位置為台北市及台北縣所組成之大台北地區，為台灣之政經中心，隨著工商業發展、人口大量向都市集中、經濟持續成長等影響，未來之用水需求經預測將逐漸上升，因此在過去有許多相關之研究在進行相關之探討，期能滿足未來潛在之用水需求。

林榮璋（1984）採用模擬的方式，建立石門水庫與翡翠水庫並聯運轉模式，模擬自民國 80 年至民國 119 年在聯合營運互相支援之情況下，各個階段之缺水狀況，並分析出大漢溪流域及新店溪流域在未來新增水利設施之潛力。林義仁（1985）亦針對淡水河流域之各水庫進行並聯及串聯模擬，期能分析出大漢溪流域及新店溪流域在未來持續供水之潛力。經濟部水資源統一規劃委員會（1994、1995）將新店溪及大漢溪之水源進行並聯利用之規劃研究，重點係在整個流域水資源之綜合利用，期能達成水源最佳之調配使用。楊淑敏（1998）以淡水河流域地區中未來所規劃的水資源開發計畫為方案，利用水資源綱領計畫模式（WRPC）中的 RIBASIM 模式來分析攔河堰、淨水廠集水庫增建計畫在各目標年時不同方案組合之最大供水量，並試以找出一組最佳之聯合調配方案，使得淡水河流域地區在未來一、二十年內免於面臨缺水之苦。林俊宏（1999）則嘗試利用地理資訊系統建構區域水資源供水調配之空間決策系統，並以北部淡水河流域之新店溪流域及大漢溪流域為研討區域，輔以線性規劃優選方式，建立區域供水規劃模式，協助決策者進行水資源規劃之決策。經濟部水資源局（1999）亦委託巨廷工程進行台灣地區北部區域水資源綜合發展之研究，期能配合國土綜合開發計畫，合理調配運用水資源，促進經濟產業繁榮發展，並兼顧維護自然環境生態、提升國民生活品質並落實水資源永續利用政策。

雖然相關水資源供需議題之研究不少，但其觀點與角度多在於從需求面出發，所因應之各項水資源開發方案均在於優先滿足需水之要求，而這些成長之需求是否符合永續性以及新增加之供水設施是否過多則反而不是關心之重點，意即水資源之利用與開發雖然不少，但水資源是否達到善用之效能則需要進一步加以討論，亦即本章所要關心之重點。

6.2 研究區域

河系分佈

淡水河為台灣第三大河川，全長 159 公里，流域面積 2726 平方公里，有三條主要支流：大漢溪、新店溪、基隆河。大漢溪於江子翠會和新店溪後始稱淡水河。基隆河則於關渡附近納入淡水河主流，經淡水出海。大漢溪全長 126 公里，流域面積 1163 平方公里，三峽河為其主要支流之一。新店溪全長 90 公里，流域面積 916 平方公里，其主要支流為北勢溪與南勢溪。其中南勢溪河長 40 公里，流域面積 331 平方公里；北勢溪長 50 公里，流域面積 310 平方公里。

供水系統

台北區之負責供水單位為台北自來水事業處，其供水區域以台北市為中心，兼及台北縣所轄三重、中和、永和、新店四個縣轄市與汐止鎮部分地區。石門及板新兩供水分區，則分別隸屬於台灣省自來水公司之第二及第十二區管理處；石門區包含台北縣林口、泰山鄉，桃園縣大部分地區以及新竹縣之湖口、新豐鄉；板新區包含台北縣西南區和桃園縣龜山鄉。水資源系統及淨水廠供水能力如圖 6.1 與表 6.1。

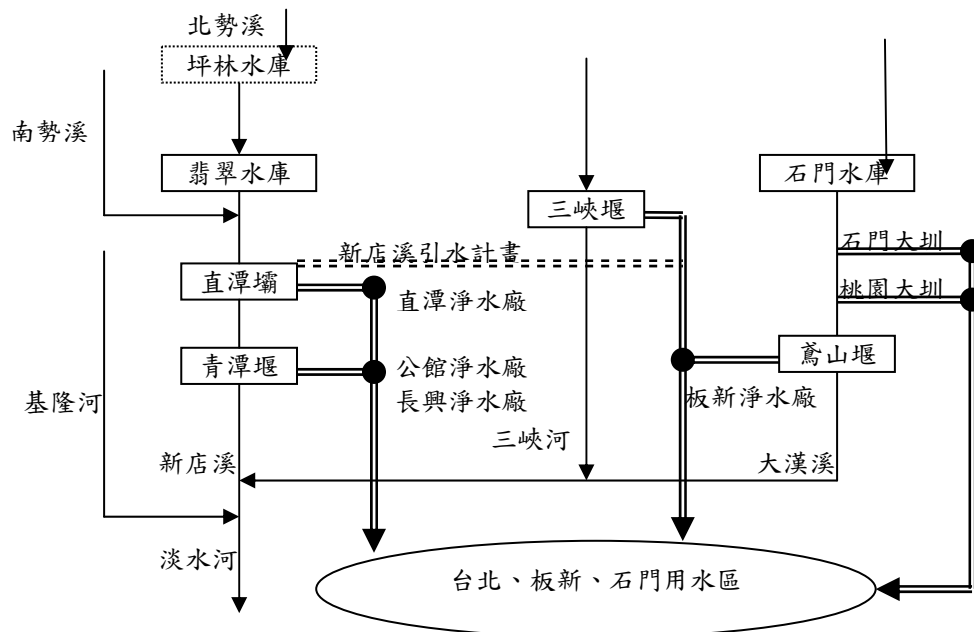


圖 6.1 新店溪&大漢溪水資源系統示意圖

台北區

台北自來水事業處目前共有長興、公館、直潭、雙溪及陽明等五座淨水場，其中以新店溪為水源之長興、公館及直潭淨水場，出水量佔總供水量之 97%；而出水量僅佔 3% 之雙溪及陽明淨水場，則負責高地之供水。台北自來水事業處並自民國八十年七月起開始執行台北區自來水第五期建設工程，當直潭第五座淨水設備完工使用後，直潭之設備供水能量將可達到 395 萬立方公尺。

板新石門區

板新地區之自來水系統以地表水為主要取水水源（95.5%），板新淨水廠為本區域僅有之地表水淨水廠，其水源為大漢溪鳶山堰及三峽河三峽堰（新增設施）；石門地區包括石門、復興及龍潭三個自來水供水系統，以地表水為主要之取水水源（99%），其中石門供水區之出水能量即佔本區供水能力之 93%，本供水區之地表水水源為大漢溪石門水庫。

表 6.1 民國 90 年台北區與板新石門區各淨水廠設計出水量統計表
(林俊宏，1999)

水系	區域	淨水廠名稱	淨水廠設計出水量		取水來源	取水工	取水工設計流量	
			(cms)	(萬 cmd)			(cms)	(萬 cmd)
大漢溪	石門板新區	龍潭廠	0.579	5	石門水庫	石門大圳	0.579	5
		平鎮廠	6.944	60	石門水庫	加壓專管	7.87	68
		石門廠	1.389	12	石門水庫	石門大圳	1.389	12
		大湳廠	5.787	50	石門水庫	桃園大圳	2.894	25
					鳶山堰	加壓專管	2.894	25
		板新廠	13.889	120	鳶山堰	加壓箱涵	6.944	60
					鳶山堰	重力箱涵	11.574	100
					三峽攔河堰	加壓專管	5.787	50
新店溪	台北區	直潭廠	28.934	270	直潭壩	導水隧道	31.25	270
		公館廠	13.194	114	青潭堰	導水管道	13.194	114
		長興廠						

6.3 水源調配方案

在預期台灣北部區域未來二十年將因工商業發展、人口大量向都市集中、經濟持續成長等影響，對於生活與工業用水之需求將大幅上升下，現有之供水設施能量將不足以應付未來持續成長的用水需求，所以相關之政府主管單位便進行相關之研究，並提出各項水資源開發方案，以期滿足未來可能之用水需求，綜合過去所提出之各項水資源開發計畫，計有大型之水利開發建設、利用現有水工構造物增加取水能量及改善現有管網之聯絡系統，茲述如下。

新店溪引水工程

板新及石門地區原為大漢溪流域水源供水區，近年來由於工商業蓬勃發展，建設突飛猛進，加上外來就業人力投入，以致人口迅速成長，用水量急遽增加，現大漢溪水源已不足以供應該區用水需求，而新店溪水源供應台北地區用水尚有餘裕。新店溪與大漢溪水源應聯合調度供應台北、板新及石門地區。

新店溪引水工程為新店溪與大漢溪水源聯合調度供應台北、板新及石門地區之水源調度工程方案，依引水方案之不同可區分為第一方案與第二方案。其中第一方案為於新店溪粗坑堰（屈尺堰）取水，設導水隧道將原水引至板新淨水廠處理，引水長度 22.3 公里，引水容量為 20 秒立方公尺，施工期長達十年。而第二方案則自新店溪青潭堰上游，取粗坑電廠發電尾水，於潭灣處興建每日處理能力 120 萬立方公尺之淨水廠進行處理，再將清水沿新店市、永和市、中和市至板橋市，全線為 18.5 公里，引水容量為 13 秒立方公尺，施工期為 6 年。

管路之改善

利用現有台北自來水事業處供應接水點設施，改善及擴建兩事業單位部分自來水供水系統管路，新建第二原水幹管引取翡翠水庫調配水量，並擴建直潭淨水設備，由既有清水幹管輸送，完成區域自來水源調度，此意即所謂之『板新地區供水改善計畫』。除直潭淨水廠第五座七十萬噸設備工程已於民國九十年十二月十七日開工外，並已預留第六座七十萬噸設備所需之土地。

坪林水庫

坪林水庫為民國 81 年時為解決台北縣（板新地區）及桃園縣（石

門地區)等之長期公共水源不足而規劃完成之水庫。坪林水庫計畫壩址位於新店溪支流北勢溪，坪林村上游約 4 公里處，位於翡翠水庫上游，相距約 28 公里，因此兩水庫可形成串聯系統，聯合運轉以調蓄天然流量，依供水需要，由坪林水庫發電放水後存於翡翠水庫，再由翡翠水庫發電放水以供應公共給水。坪林水庫其所規劃之內容包含水庫工程、發電工程及公共給水下游工程。水庫工程為建造庫容為 1.62 億立方公尺之大壩。發電工程為建置發電容量 2.73 萬瓦的水力電廠。公共給水下游工程則自直潭引 11.6 秒立方公尺的原水至板新地區新建淨水廠，原水輸水隧道長約 13 公里。

6.4 系統動力模式

透過系統動力學理論，本章將新店溪 & 大漢溪水資源系統轉換成水資源系統動力模式，以進行系統之模擬與評估，而該系統動力模式之介紹及圖示則詳見如後。其中顏色較淺且字體成斜體字之元件為計畫中之水資源開發方案，其他字體呈正體字之元件則為現在已經存在之水資源系統。

新店溪水資源系統動力模式包含有北勢溪上游之翡翠水庫，翡翠水庫下游之取水工直潭壩、青潭堰以及負責供應台北地區自來水用水需求及不定期支援台北縣不足自來水量之直潭、長興、公館三座主要淨水廠。如下圖 6.2 所示。大漢溪水資源系統動力模式則包含有大漢溪上游之石門水庫，石門水庫下游之取水工後池堰、鳶山堰，三峽之三峽堰以及負責供應板新地區自來水用水需求之板新淨水廠和負責供應石門地區自來水用水需求之龍潭、石門、平鎮、大湳等四座主要淨水廠。如下圖 6.3 所示。

為確定系統動力模式之正確性，需進行模式之驗證，由於歷史資料取得之關係，台北區（新店溪系統）及板新石門區（大漢溪系統）茲分開予以驗證。

驗證資料說明

台北區之模擬驗證年份為 1992-1999 年，以日為模擬之時間計算單位，所需之需水量相關參數資料以台北自來水事業處統計年報所記錄之資料為準。而板新石門區則由於記錄資料缺漏之關係及流量資料取得之限制，故模擬年份為 1996-1997 年，並以旬為模擬之時間計算單位，其所需之需水量相關參數資料以台灣省自來水公司統計年報所

記錄之資料為準。

流量資料部分，北勢溪採用翡翠水庫入流量，南勢溪採用福山流量站之流量。大漢溪上游則採用石門水庫入流量，石門水庫，側流量則以面積比值修正。驗證用之流量部分，新店溪係採用位於各取水口下游之秀朗站流量，大漢溪則採用位於各取水口下游之三鶯橋站流量，因此模擬流量為考量引水後之河川流量。

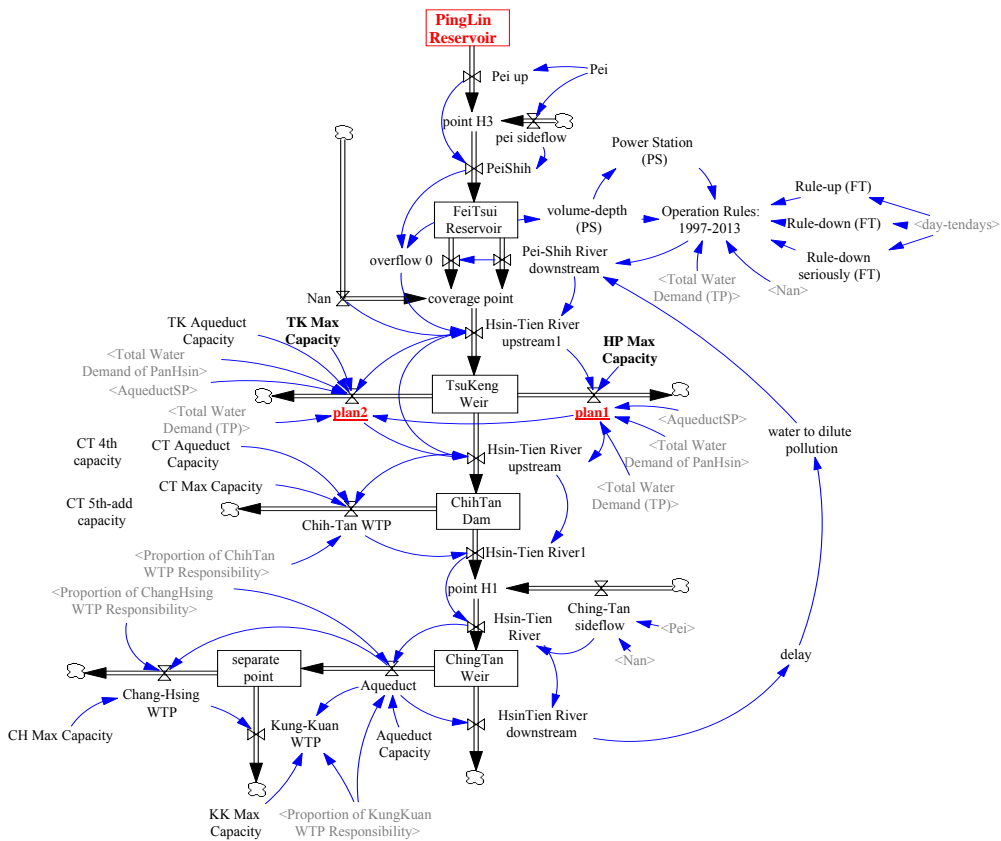


圖 6.2 新店溪水資源系統動力模式示意圖

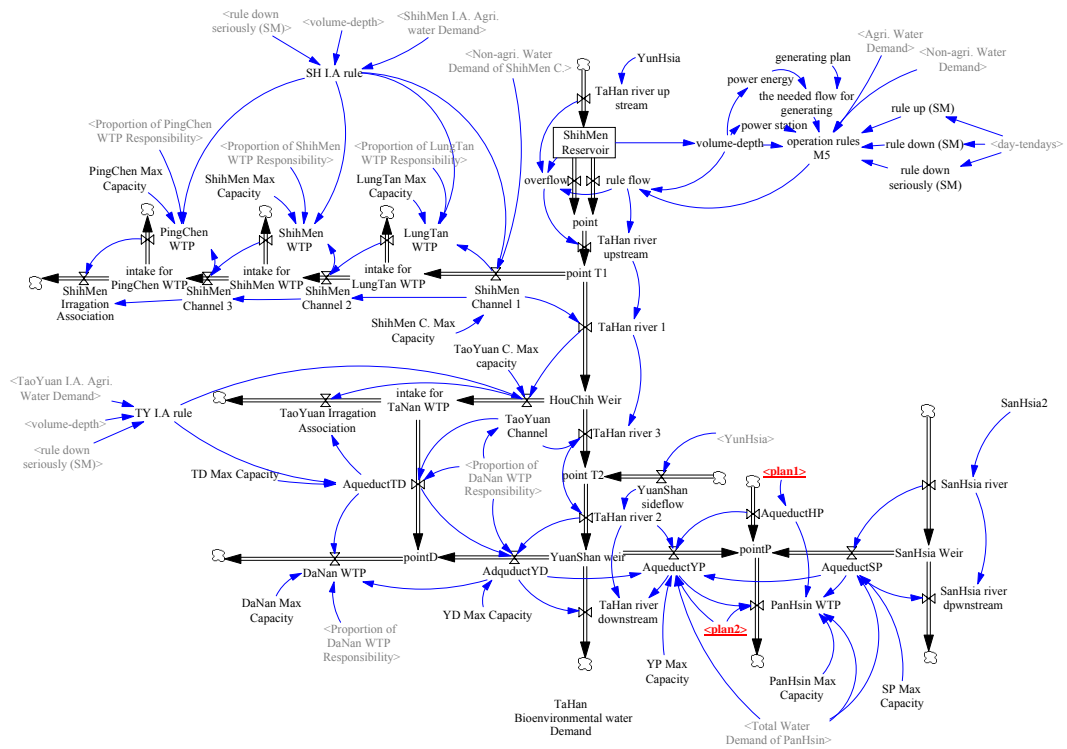


圖 6.3 大漢溪水資源系統動力模式示意圖

驗證結果

新店溪與大漢溪模擬之日流量結果經整理成月資料，大漢溪由於其模擬年份較短，故直接將模擬結果以旬資料呈現。圖 6.4 與圖 6.5 分別為兩區水資源系統之分析結果，因真實水資源系統包括如防洪之緊急放水及其他人為操作之影響，因此模擬與實際資料略有偏差，然模擬結果尚屬合理，惟後續研究仍將在改進精度。

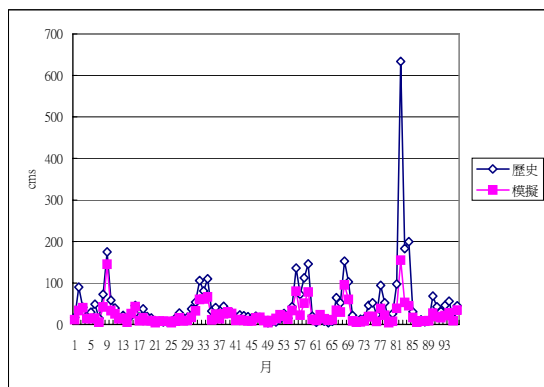


圖 6.4 新店溪歷史&模擬逐月流量

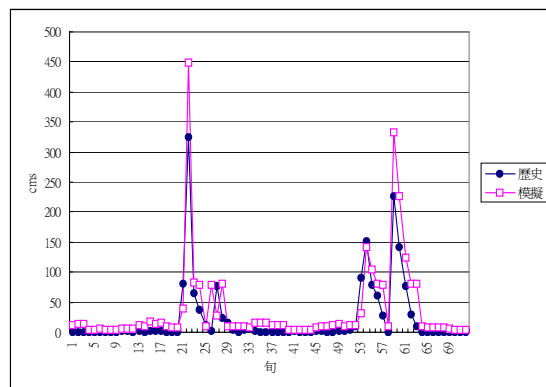


圖 6.5 大漢溪歷史&模擬逐旬流量

6.5 模擬方案與評估指標

6.5.1 模擬方案

由於坪林水庫尚屬於規劃階段，仍未有詳細之營運操作規則，及新店溪引水工程第二方案缺乏淨水廠相關處理能量數據，加以新店溪引水工程之第一方案所涉及之建設規模及環境衝擊較小，因此本章先以新店溪引水工程以及正在進行之『板新地區供水改善計畫』為主要之模擬操作計畫，據以進行各種綜合操作方案之模擬比較，各種操作方案詳述如下。

原案

以現行各用水區之供水方式為之，意即台北區之用水由台北市自來水事業處之供水設備提供，板新區由台灣省自來水公司第十二區管理處負責，而石門區由台灣省自來水公司第二區管理處負責；若以河川流域劃分，即新店溪水源負責供應台北區，而大漢溪和三峽河負責供應板新區及石門區。在系統中，台北區之各淨水廠依其設備設計能量負責所佔比例之供水量，自新店溪引水之先後順序按其所位處之上下游相對位置，依序為直潭、長興、公館；板新區唯一之板新淨水廠負責板新區所有之用水需求，引水方式為優先由三峽堰攔引三峽河水源，並受相關設備之限制，不足之部分則透過鳶山堰攔引大漢溪水源，並受相關設備及上游水量之限制；石門區之各淨水廠依其設備設計能量負責所佔比例之供水量，自大漢溪引水之先後順序按其所位處之上下游相對位置，依序為龍潭、石門、平鎮、大湳，並受相關設備及農業水權之限制。

方案一

將新店溪越域引水工程第一方案納入考量，是故雖然各區供水方式相同，但板新區之板新淨水廠所需原水改由新店溪為主要供應水源；若以河川流域劃分，即新店溪水源負責供應台北區和板新區，板新區不足之水源再由大漢溪流域之三峽河和大漢溪補充，石門區仍由大漢溪供應。在系統中，台北區及石門區之各淨水廠引水方式與原案相同；板新淨水廠之水源引水方式則三峽河優先、新店溪越域引水工程第一方案之原水渠道次之，最後不足之水量再自大漢溪引水，並受

相關設備之限制；另雖然第一方案原水渠道之新店溪引水口位於直潭壩上游，然為顧及下游原引水單位之權力，故雖翡翠水庫之放水係依據下游總需求量，但新店溪之原水需優先保留下游所需水量，剩餘方可供第一方案引水之用，並受相關設備之限制，亦即雖然翡翠水庫按放水規則給水，但下游取水方式則以台北區優先。

方案二

將板新地區供水改善計畫納入考量，意即台北區與板新區之間之自來水連通管路獲得有效之改善，彼此之供水可互相支援，故本方案假設台北區及板新區用水需求主要由台北市自來水事業處之供水設備負責，板新淨水廠則為備援設備，原水來源則與原案相同，石門區供水方式則不變，此方案之考慮亦與『台北縣市共飲翡翠水』之理想極為接近。系統中，台北區之各淨水廠引水方式與原案相同，但其所需供水量則包括了台北區及板新區之用水需求，而由於淨水廠所供應之清水將先經台北區之自來水管路後，再透過兩區管路之連接點進入板新區，是故台北區將優先使用台北區淨水廠所供應之清水，板新淨水廠則負責補充板新區不足之用水，引水方式與原案相同；另當考慮緊急用水部分時，則由各區淨水廠自行負責各區之緊急用水；石門區引水方式與原案相同。

方案三

將板新地區供水改善計畫與新店溪越域引水工程第一方案一併納入考量，由於水源相同且管路互通，故將台北區與板新區視為一整體，台北區之直潭、長興、公館淨水廠與板新區之板新淨水廠，依其設備能量按比例並連供應台北板新區用水需求，其中板新淨水廠之水源仍包含大漢溪流域之三峽河和大漢溪石門水庫，石門區供水方式則不變。在系統中，石門區及原台北區之各淨水廠引水方式與原案相同，台北板新區中之板新淨水廠之水源引水方式則三峽河優先、新店溪越域引水工程第一方案之原水渠道次之，最後不足之水量再自大漢溪引水，並受相關設備及下游水權之限制，其中新店溪越域引水工程第一方案之引水規則與方案一相同。

方案四

將新店溪越域引水工程第二方案納入考量，納入每日處理能力120萬立方公尺新增之淨水廠，以新店溪為水源，供應板新區所需之

用水，不足之部分再由板新區之板新淨水廠供應，故雖然各區供水方式相同，但所需原水改由新店溪為主要供應水源；若以河川流域劃分，即新店溪水源負責供應台北區和板新區，板新區不足之水源再由大漢河流域之三峽河和大漢溪補充，石門區仍由大漢溪供應。在系統中，台北區、石門區各淨水廠與板新區板新淨水廠之引水方式與原案相同；板新區新淨水廠之引水方式與限制則與方案一之原水渠道相同。

6.5.2 評估指標

依據永續發展之目標，需同時兼顧資源之利用以避免缺乏及資源之善用以避免浪費，因此缺水天數之比例以及供水設備之善用率是我們同時需加以關心之重點，定義如下。

缺水天數比例

出現缺水狀況之天數比例。公式為：
 $(\text{發生缺水天數} / \text{總模擬天數}) \times 100\%$

供水設備平均善用率

供水設備實際使用比例之平均值。公式為：
 $[(\text{模擬時期累計各天之設備實際總使用量} / \text{模擬時期累計各天之設備總設計處理量}) / \text{總模擬天數}] \times 100\%$ 。

6.6 結果討論與分析

本章係模擬 2002~2020 年之需水量情境，以日為模擬之時間單位，需水量之趨勢預測係依據台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫（II）（經濟部水資源局，1999）所做之預測資料。模擬分析中假設未來集水區之水文、地文及氣候狀況與現況一致，本模式所需之北勢溪、南勢溪、大漢溪及三峽河之流量係採用 1963 年至 1981 年之福山站、乾溝站、霞雲站及三峽(2)站之流量資料。依照原設定之情境，即各情境條件均依據台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫（II）等相關資料所預測之成長速度，其模擬結果如表 6.2 至表 6.3 所示。

表 6.2 不同方案下各用水區缺水天數比例

%	原案	方案一	方案二	方案三	方案四
台北	3.83	0.19	0.00	4.47	0.00
板新	13.86	4.32	3.44		4.73
石門	13.84	6.18	5.27	6.14	6.17

表 6.3 不同方案下各用水區供水設備平均善用率

%	原案	方案一	方案二	方案三	方案四
台北	54.98	55.26	75.77	59.72	55.26
板新	68.32	74.28	8.04		37.23
石門	76.19	77.81	77.99	77.82	77.81

由數據中可以發現，不論是方案一、方案二或方案四，板新區水源改以新店溪為主、大漢溪為輔後，因其所獲水源量增加，且引水來源增加彈性，皆可有效改善板新地區之缺水狀況；另因石門水庫不必再負擔所有板新區之用水需求，而僅以石門區為主，負擔減輕後，亦改善了石門區之缺水狀況，且效果顯著；而翡翠水庫之供水因加入板新區而負擔增加，然因仍優先由台北區使用翡翠水庫之供水，因之台北區之缺水狀況亦有所改善；另方案三之台北區、板新區視為同一區，與原案相比亦改善了整體之缺水狀況，石門區之缺水亦有效改善。

供水設備之善用率部分，台北區供水設備之善用率除方案二因需負擔板新區用水而大幅提昇外，其餘方案之平均善用率均同樣在 55% 左右；石門區之平均善用率則均自 76% 左右小幅提昇至近 78%；板新區之平均善用率在方案一中因水源增加而自 68% 提昇之 74%，方案二則因改由台北區供應清水且為備用設備而大幅下降至 8%，方案三則因淨水設備增加，比較基準擴大，而使得平均善用率下降至 37%。

若從分佈觀之（如表 6.4），分析發現不論是台北、板新、石門用水區之設備善用率，皆未達 100%，超過 90% 之機率亦極小，似有設備資源閒置之情形，但另一方面而言，也預留了可增加緊急用水供應或支援其他供水區之彈性；石門區之部分，設備善用率超過百分之六十之機率接自近 90% 上升至近 95%，顯有所改善；台北區部分，在方案二中，設備善用率超過百分之六十之機率大幅提昇至近 99%，超過百分之七十之機率亦提昇至 81% 左右，而在其他方案中則僅有

小幅度之提升，然其設備善用率超過百分之八十之機率甚小，是故其設備仍有大量支援其他用水需水之能力；板新區部分，在方案一中，設備善用率超過百分之六十之機率自 86% 上升至 95% 以上，但在方案二及方案四中，因設備成備援設施或設備能量擴增，故其設備善用率幾乎未曾達百分之六十以上，造成設備之大量閒置。上述結果為台北供水區售水率改善後。供水設備平均善用率分析結果雖仍須進一步驗證，但目前結果說明如何善用設備增加支援其他跨區域之水資源調配，仍為值得探討之重點。

表 6.4 不同方案下各用水區供水設備善用率分布

% \ %	原案			方案一			方案二			方案三			方案四		
	台北	板新	石門	台北	板新	石門	台北	板新	石門	台北	板新	石門	台北	板新	石門
設備善用率	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	90	0	0	3.9	0	0	3.9	3.0	0	3.9	0	3.9	0	0	3.9
	80	0	25.9	43.8	0	27.7	46.5	25.2	0	46.4	0	46.5	0	0	46.4
	70	2.2	73.1	78.9	3.4	82.3	85.5	81.6	0	85.7	4.6	85.5	3.5	0	85.4
	60	23.6	86.2	89.1	25.0	95.7	94.7	98.8	0.1	95.6	44.2	94.7	25.0	0	94.8

6.7 結論與建議

上面分析結果為在台北區售水率之提升（即自來水管線之改善等）及淨水設備之擴增必須同時進行，缺乏任一項則分析結果將不同。然在實際執行各項方案時，將會面臨各種制度性及技術性之問題，此則有待相關主管單位之決心與魄力，及社會學者和民眾之參與，予以進一步之解決。另外，本章之指標雖可反映出系統之部分永續性，然若能透過群體專家之意見，並加入社會、政治、環境、生態等其他考量，再透過層級分析法來篩選具代表性之指標與其權重，建立一完整之永續指標系統，相信將更能有效且真實反應系統之永續狀態，並更兼具客觀性及實用價值。

本章提出架構說明如何考量水資源永續管理，評估模式中包括永續指標及系統動力評估模式。然此架構僅為一雛形，更完整評估模式應整合其他永續指標，如缺水量、水質、生態、及社會經濟指標等，此外資料庫與知識庫建立以提供模擬分析輸入資料及分析結果決策支援，亦為必要之元素。最後，如何提出綜合指標，以提供決策參考或大眾教育宣導，亦為重要課題。

第七章 水質問題：河川總量管制基準之建立

依據第二章所述的永續性水質總量管理架構，永續性總量管制基準需藉由水質模式評估水體中污染的傳輸與物理與化學反應過程，以分析各個排放點排放污染對水質控制點之影響。本章節將先說明水質模式選擇之依據與本研究所採用之水質模式，進一步應用於評估流域水質濃度變化。其應用水質模式評估其事前工作包含集污區與河段的劃分、污染量推估、設計流量與設計水溫，研究中並利用優選法進行水質參數檢定與驗證，其相關評估方法都於下文中說明。此研究以頭前溪流域，作為研究案例說明，其模擬過程與結果分別於下文各小節所述。

7.1 水質模式之選擇

河川水質污染整治規劃與評估，多數是透過現成水質模擬模式之應用，以物質不滅定律推導水質反應式，再由學理上的假設簡化模式之結構，用以模擬推求水體水質狀態。水質模式利用相關方程式，以反應水質項目相互間之關係與水體之特性與行為，如 BOD、DO、氮、磷反應等。由於近年來經濟發展快速且人口增加，使得污染排放增加，甚至因為高濃度的 BOD 廢水集中排放至河川中消耗溶氧，導致河川遭受污染與 DO 濃度過低等水質問題。因此於選擇模擬水質項目上，本研究以 DO 與 BOD 兩項作為主要研究探討之水質項目，進而利用水質模擬模式瞭解河川污染特性，以進行污染總量管制評估。

過去國內常應用國外現成之水質模式進行點源與非點源污染之評估，如 QUAL2E 與 HSPF 等模式，但經常遇到模式所需參數過多而研究區域無足夠資料推估或是該模式特性不適用於台灣地區等問題，導致應用上之不便。本研究主要著重於河川水質點源污染之管理與控制，評估在低河川流量情況下，各區域的允許污染排放量，故假設河川流量較小且穩定的情況下，水質模式可採用穩態模式，且穩態水質模式所需參數資料較少，可避免過於複雜之模式增加流域總量管制之不確定性。QUAL2E 模式早期經常用以作為水污染規劃與整治時之水質評估模式，此模式除可評估 BOD 與 DO 系統外，亦可評估氮循環與磷循環等。但因 QUAL2E 模式無法在較新的 Windows XP 或是 Linux 等作業系統下運作，因此現在美國環保署改以利用 Microsoft EXCEL 的 VBA 所撰寫的 QUAL2K 模式，此模式保有 QUAL2E 模式

之特性，並增加部分模擬機制，但模擬過程中需耗用較大的電腦記憶體與花費的時間也較長，且對於後續結合模擬退火法(Simulated annealing algorithm, SA)優選參數較不易。

本研究主要分析以 BOD 與 DO 兩項水質項目進行水質環境規劃，為使用程式平台的方便性，以及避免因採用過於複雜的水質模式所需參數過多而增加不確定性之問題，與考量結合 SA 演算法進行水質參數優選等因素，故本研究參考 QUAL2E 模式之部分假設，以最普遍被採用來描述水體 BOD-DO 關係之解析解方程式(Street and Phelps,1925)之水質模擬模式作為總量管制規劃之工具。

7.2 水質模式之建立

本研究依據 Street and Phelps (1925)的 BOD 與 DO 於河川傳輸之數學方程式(下文以 Streeter-Phelps 模式表示)建立水質模式，配合給定之邊界條件與排入污染源資料，評估河川各河段之水質濃度分佈於下文中說明水質模式之理論與假設，且為確認建立的解析解模擬結果之正確性，進一步將模擬結果與 QUAL2E 模式模擬結果比較其差異。

(一)水質模式之假設與理論

研究中之水質模式所採用之基本假設如下：

- 河川水質管理主要係針對水體水質違反水質標準風險較高之時期，由於水質受河川流量大小影響很大，低流量時自淨能力差，故一般都是考量枯水期的污染管制，而此時河川流量較為穩定變動不大，故在此假設水中污染濃度不會隨時間改變，以河川軸向的濃度變化較明顯，故本研究僅考量一維穩態之情況；
- 河川流域視為一個完整系統，因此系統適用質量守衡定律；評估範圍不考慮感潮河段；
- 依據河川地理、水文特性等河川背景條件，將河川合理的分段，假設同一河段內之河川斷面、流速、水溫、BOD 去除係數(K_r)、DO 再曝氣係數(K_2)，以及飽和溶氧(DO_{sat})等均維持不變；
- 假設該河段污染物排入河川中與上游河段流入之污染物，瞬間完全混合；

- 河川中 BOD 消滅與 DO 之再曝氣作用皆屬於一階反應，反應速率為穩態，河川中的 DO 耗氧來自 BOD 與底泥的耗氧，DO 的增加則是來自水體表面與空氣接觸之曝氣作用。

研究中之水質模式理論基礎，因假設河川水流為一維水體，且遵循質量守衡定律，故描述物質傳輸之對流擴散方程式可寫成下式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - K_r C \quad (7.1)$$

式中 C 為傳輸物質之濃度， U 為平均流速、 E_x 為縱向延散係數、 K_r 為傳輸物質去除係數(removal rate)， t 與 x 分別為時間與空間尺度。

由於河川之物質延散作用與傳輸作用相比，其對物質濃度分佈的影響小許多，因此多忽略延散項之影響，研究中假設河川水體濃度分佈為穩態而不隨時間變化，故可將(7.1)式簡化成下式：

$$U \frac{\partial C}{\partial x} + K_r C = 0 \quad (7.2)$$

式中平均流速(U)及去除率(K_r)於各河段內維持定值，不隨時間而變動，因此可以一階常微分方程式表示，如下式：

$$C = C_0 e^{-K_r \frac{x}{U}} \quad (7.3)$$

式中 C_0 為主、支流匯合或河段中污染排入後之濃度，河段傳輸物質之混合濃度。而利用質量守衡定律可計算得 C_0 之值。如下式

$$C_0 = \frac{Q_i C_i + q_i C_p}{Q_i + q_i} \quad (7.4)$$

式中 Q_i 代表該河段混合前之主流流量， q_i 則是該河段污染源或支流之流量。 C_i 代表河段混合前之物質濃度與 C_p 則是污染源或支流物質濃度。

而 Streeter and Phelps (1925) 由依據上述的理論假設，提出描述 BOD 與 DO 反應方程式，其方程式描述如下：

$$-U \frac{\partial DO}{\partial x} - K_d \times BOD_0 + K_a \times (DO_{sat} - DO) = 0 \quad (7.5)$$

式中 DO 為傳輸物質之濃度， BOD_0 為主、支流匯合或河段中污染排

入後之濃度， U 為平均流速， K_d 為溶氧去除係數， K_a 為再曝氣係數， DO_{sat} 為飽和 DO 之濃度， x 為距離。

為求解方便，通常將(7.5)式轉換成溶氧缺乏量(DO deficit)計算後，再推求溶氧量 DO 濃度。因此將(7.5)式改成下式

$$U \frac{\partial D}{\partial x} + K_a D = BOD_0 \times K_d \quad (7.6)$$

式中 D 為溶氧缺乏量等於飽和溶氧與河段 DO 濃度之差值 ($D=DO_{sat}-DO$)。

經由求解(7.6)可得

$$D = D_0 \exp\left(-K_a \frac{x}{U}\right) + \frac{K_d}{K_a - K_r} \left[\exp\left(-K_r \frac{x}{U}\right) - \exp\left(-K_a \frac{x}{U}\right) \right] \quad (7.7)$$

式中 K_r 為 BOD 祛氧率， D_0 為完全混合後之段落溶氧缺乏量，其計算方法與 C_0 式相同，只要將(7.4)式中的污染物質濃度 C 視為 D 即可。

上述 Streeter-Phelps 的水質模式，求解各段落 BOD 與 DO 濃度方法，乃針對河段只有單一個污染源或支流進入水體的情形。然而實際河川往往有多個污染源，而非只有一個單一污染排入，對於多個污染源排入河川的情況，可利用線性疊加的方式分析，如圖 7.1，當模擬河段只有單一 BOD 污染源排入時，其濃度分佈的反應式，可以指數型態隨流動距離增加而遞減的方式表示。由於此反應方程式為一線性常微分方程式，故其解具有可線性疊加的特性。若河川排入兩個以上之污染源時，各個污染源造成河段之濃度分佈的疊加，可代表當這些污染源同時排入河段之濃度分佈。所以當 W_0 、 W_1 、 W_2 同時排入河段時，其污染物質濃度分佈乃為 C_0 、 C_1 加上 C_2 之濃度，亦即曲線 C 所示 (Thomann and Muller, 1987)。

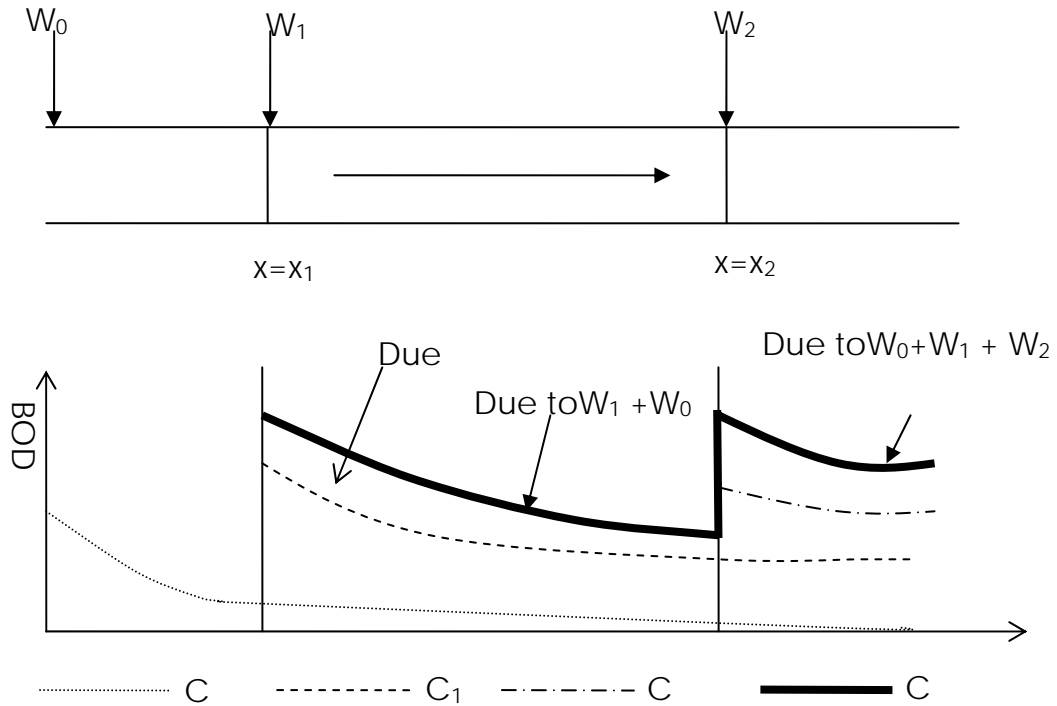


圖 7.1 多點源線性疊加概念圖(摘自 Thomann and Muller, 1987)

(二)修正 Streeter-Phelps 模式

為能使模擬結果較能與實際河川特性相符，在此修正 Street-Phelps 模式兩個部分，分別為分割成數個河段的修正與混合點的修正兩部分。因早期該模式是假設河川不分段，在源頭混合後整個河段採用相同之參數值，藉由參數反應推估下游的 BOD 與 DO 濃度，且該方程式無法考量多個支流的情形。但因研究區域內的河川的水力特性不太一致，假設相同參數可能造成模擬上之誤差，因此本研究為了能更適切的描述河川真實狀況，依據河川水力特性以及污染排入點以及抽水點等，將研究區域劃分成數個河段，假設在同一河段中具有相同水力特性，且支流的河川分段與污染反應過程則是另外模擬，最後將支流最末端的流量與 DO、BOD 濃度視為一個點源污染排入主流。

本研究所採用的 BOD 與 DO 反應式如下所示，利用下式可推求各個距離之 BOD 濃度。

$$BOD_i = BOD_{0i} \times e^{(-K r_i \times t_i)} \quad i=1 \sim n \quad (7.8)$$

式中 BOD_i 為第 i 河段在與排入污染的濃度混合前之 BOD 濃度， BOD_{0i}

為第 i 河段初始 BOD 濃度或已與該點污染排入量混合後之 BOD 濃度， K_{ri} 為第 i 河段河川 BOD 濃度去除係數，為水體中 BOD 之總去除率，為 K_{1i} 與 K_{3i} 兩參數之總合 ($K_{ri}=K_{1i}+K_{3i}$ ， K_{1i} 與 K_{3i} 分別為河川中第 i 河段的 BOD 祛氧係數與沈澱之速率常數)， t_i 為第 i 河段污染物之旅行時間， n 為切割河段總數。

各河段溶氧缺乏量，可以下式推得，求得溶氧缺乏量後，便可進一步推得各距離 x 之溶氧量。

$$D_i = D_{0i} \times e^{(-K_{a_i} \times t_i)} + \frac{BOD_{0i} \times K_{ri}}{K_{a_i} - K_{ri}} \left[e^{(-K_{ri} \times t_i)} - e^{(-K_{a_i} \times t_i)} \right] + \left[1 - e^{(-K_{a_i} \times t_i)} \right] \left(\frac{S'_B}{K_{a_i}} \right) \quad (7.9)$$

式中 D_i 為第 i 河段在與排入污染量的濃度混合前之溶氧缺乏量， D_{0i} 為第 i 河段初始混合後之溶氧缺乏量， K_{a_i} 為第 i 河段之再曝氣係數。 S'_B 為底泥需氧量(SOD)。

$$DO_i = DO_{sat,i} - D_i \quad (7.10)$$

式中 DO 第 i 河段未與排入污染濃度混合前之 DO 之濃度。 $DO_{sat,i}$ 為第 i 河段之飽和溶氧。而飽和溶氧則是以經驗公式(American Public Health Association, APHA, 1985)計算，如下式

$$\ln(DO_{sat,i}) = -139.34411 + \left(\frac{1.575701 \times 10^5}{T_i} \right) - \left(\frac{6.642308 \times 10^7}{T_i^2} \right) + \left(\frac{1.243800 \times 10^{10}}{T_i^3} \right) - \left(\frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_i^4} \right) \quad (7.11)$$

式中 T_i 為第 i 河段之凱氏溫度(K) ($T_i = ^\circ C + 273.15$)，其攝氏溫度必須介於 $0 \sim 40^\circ C$ 。

若切割之河段中有污染源之排入，在研究中假設污染排入後與河川 BOD 濃度瞬間完全混合，其混合後之 BOD 與 DO 濃度分別由(7.12)與(7.13)式表示。

$$BOD_{0i} = \frac{BOD_i \times Q_i + BOD_{Pi} \times q_i}{Q_i + q_i} \quad (7.12)$$

$$DO_{0i} = \frac{DO_i \times Q_i + DO_{Pi} \times q_i}{Q_i + q_i} \quad (7.13)$$

式中 BOD_{0i} 為第 i 河段與污染物混合後之 BOD 濃度，若無點源污染排入，其 BOD_{0i} 濃度將等於 BOD_i 或是源頭 BOD 濃度， Q_i 為該河段之河川流量， BOD_{pi} 與 DO_{pi} 分別為第 i 河段之點源 BOD 污染濃度與 DO 濃度， q_i 為第 i 河段的排入之點源 BOD 之廢水量。由(7.13)式可進一步推求 D_{0i} ($D_{0i}=DO_{sat,i}-DO_{0i}$)。

研究中並進一步修正 Street-Phelps 模式在混合點的濃度計算，原模式中其污染排入與上游污染只針對該點混合，而 QUAL2E 模式則是將河段劃分為數個網格，以有限差分的方式推估各網格點的水質濃度，因此在污染物排入與河川水體行混合作用時，則是假設該污染物於此網格中完全混合，但若該網格過大，污染物的動力反應將受影響，因此數值解的混合作用多了一項 BOD 污染物的消滅。若切割的網格小一點或是河川斷面不至於過大，其兩個模式的解應該差距不大，可參閱下圖 7.2，其中左圖是指 Street-Phelps 模式在點源排入處之質量平衡，而右圖則是 QUAL2E 模式在點源排入處之質量平衡。因本研究在污染排入段，以 0.5 公里作為切割的河段的距離，故考量了數值解的質量平衡方式，多增加一項整個網格體積的 BOD 濃度變化。因此將(7.12)式解析解加入體積內的進入與排出之影響，修正後混合之的質量平衡如下式

$$Q_i \times BOD_i + q_i \times BOD_{pi} - BOD_{0i}(Q_i + q_i) - \nabla BOD_{0i}(K_{1i} + K_{3i}) = 0 \quad (7.14)$$

式中， ∇ 為該網格之體積。

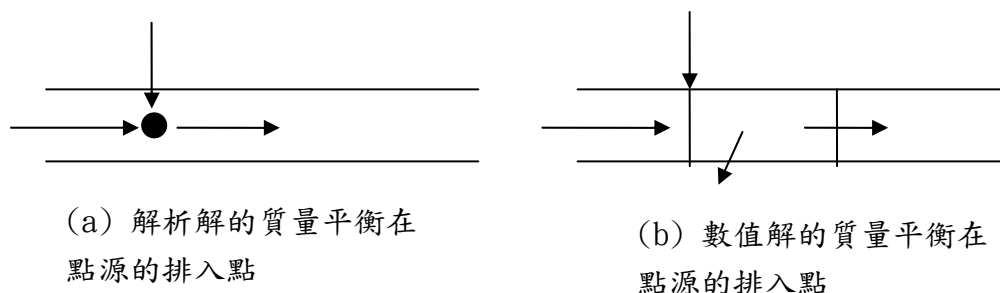


圖 7.2 解析解與數值解於混合點之差異(摘自 Chapra,1997)

(三)水質模擬結果與 QUAL2E 模式比較

本研究應用上述修正過後的 Streeter-Phelps 模式與 QUAL2E 模

式，將此兩個模式分別應用於模擬頭前溪流域 BOD 與 DO 濃度，以確認本研究建立的水質模擬模式之正確性。下圖 7.3 至圖 7.6 為兩個模式模擬之結果，由圖中可發現兩模式模擬的結果趨勢相同，數值也都很相近，只有在下游兩者模擬結果些許差異。

因本研究建立之水質模式除了多考量分段與體積混合，但 QUAL2E 模式中的延散作用的部分未納入方程式中分析，可能是與 QUAL2E 模擬結果有些許誤差原因之一。因延散係數必須要由足夠的資料加以判斷，因目前資料較不足，與其採用不確定性高的資料推估，不如選擇較可掌握的部分進行模擬，且延散係數在流速變化不大的河川中，其影響較小故在此忽略。另一部份可能產生的誤差來源為溫度的推估，本研究中採用的水質模式在溫度推估上，並無動態性的變化，在同一個河段中假設相同的溫度，而 QUAL2E 模式可依據各個計算單元進行熱平衡的計算，此部分可能是造成兩個模式可能產生誤差來源。

因兩個水質模式在數學運算方法上原本就不同，因此推估的結果有些許差異是可接受的。由兩個模式模擬結果差異不大，本研究建立之水質模式大致上可正確反應河川水質之濃度變化，對於之後應用在只考慮簡單的 BOD 與 DO 水質項目的水質環境規劃應是足夠的，且為後續進一步與優選模式、最佳化模式結合，採用本研究建立之水質模式將可減少模擬所需耗費的時間與模式結合之困難度。

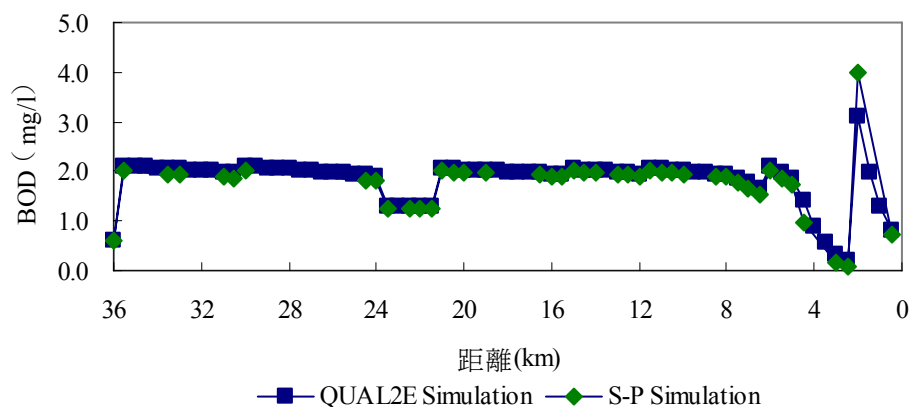


圖 7.3 QUAL2E 數值解與解析解模擬 BOD 之差異(低流量)

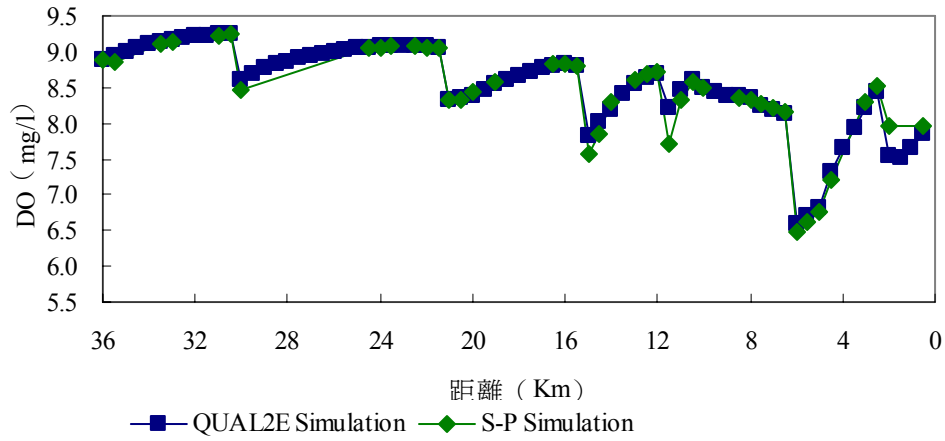


圖 7.4 QUAL2E 數值解與解析解模擬 DO 之差異(低流量)

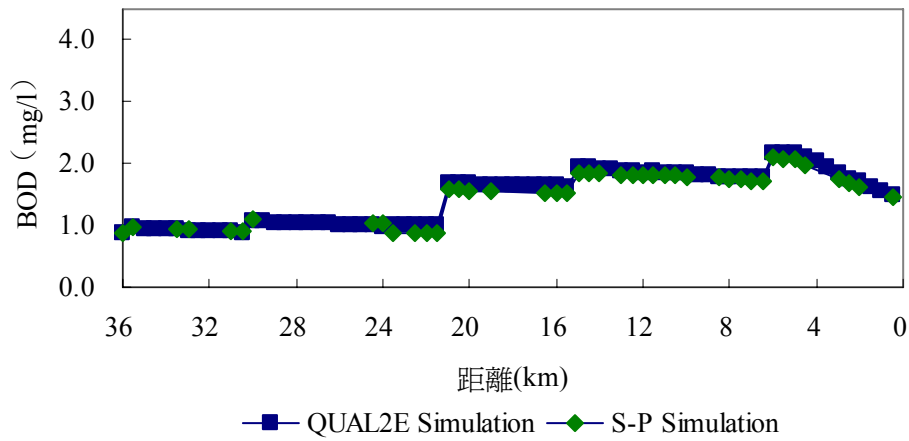


圖 7.5 QUAL2E 數值解與解析解模擬 BOD 之差異(高流量)

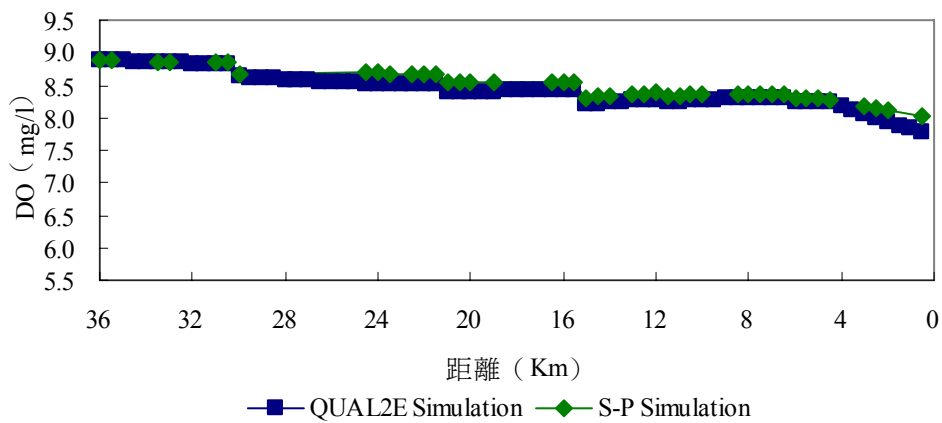


圖 7.6 QUAL2E 數值解與解析解模擬 DO 之差異(高流量)

7.3 集污區分區與河川分段

(一)流域集污區之劃分：

污染源排入水體的位置影響水質模擬是否合乎觀測值，故建立模式之前必須劃定集污區，以確定各污染源排入之位置，集污區的劃定必須參考實際地形、河川天然流向、支流或排水管的分布，以合理推斷劃分各類污染源集流範圍。劃定集污區基本原則大致如下(行政院環保署，2002)：

- 以水系流向為主(利用等高線判定其水流方向)，範圍儘可能配合行政區界(如村里鄰界)。
- 每一集污區內皆含一條大支流(或大排水路)。
- 中、下游都會區流域之集污區劃定，係以都市排水系統與灌溉排水系統資料為主。
- 考慮自來水水源水質水量保護區範圍。
- 考慮地面水體分類界線。
- 考量飲用水取水口位置。

進行集污區劃分時，可參考等高線地形圖(二萬五千分之一地形圖)、排水幹線圖、五千分之一航照圖、水質監測站位置圖、水源保護區圖、水體分類圖、現勘資料等資料以為輔助判定集污區界之依據。本研究依據上述特性將頭前河流域劃分成十個集污區，如圖 7.7。

(二)河段之劃分

水質模式之計算方式是將整個流域依水理特性切割成若干河段，並假設在相同河段內具有相同之水力特性及生物反應參數。河段劃分可依據污染源排入點之上與下游、支流匯流點或排水排入點之上下游、水源取水口之上游、設有水質採樣站處、水力條件(如流速、水深、河寬等)有較大改變處、平直河段每間隔若干距離處、感潮界限處、水體分類等原則進行河段劃分工作。依據上述特性將頭前河流域劃分成十個河段，如圖 7.8。

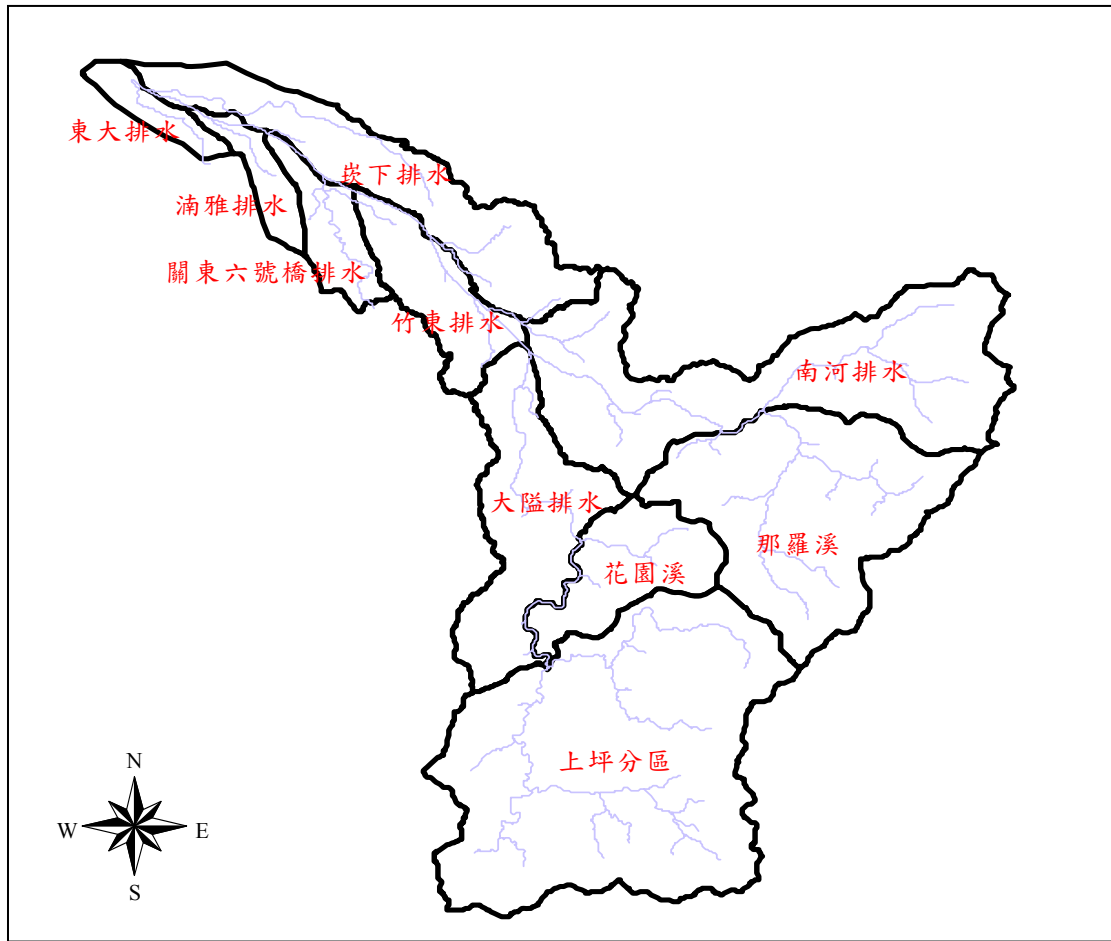


圖 7.7 頭前溪集污區劃分圖

7.4 集水區污染量之推估

若要準確推估河川污染源及污染量，必須先由地圖上研判污染源位置及其排放路線，再進行現地踏勘，確定污染源地點、安排現場調查準備事項，以便進行污染量及值之測定作業。過去幾年已有許多相關計畫進行評估頭前溪之河川污染防治時，皆有推估污染量，在此參考過去所推估之污染量進行評估。河川主要污染源為家庭污水、工業廢水、畜牧廢水。各污染源詳細之推估方法如下：

(一)家庭污水

家庭污水污染量推估主要是以人口來推估，參考國內相關之每人每日污水量、污染量資料與自來水用水量等資料，以每人每日污水量與污染量，推估家庭污水量與污染量。市鎮污水之污染濃度，常因居民不同的生活習慣與飲食習性而改變，但其變化不大。因此一般市鎮污水污染物濃度採一般相關文獻所常用的數據， $BOD=200mg/l$ 。由人

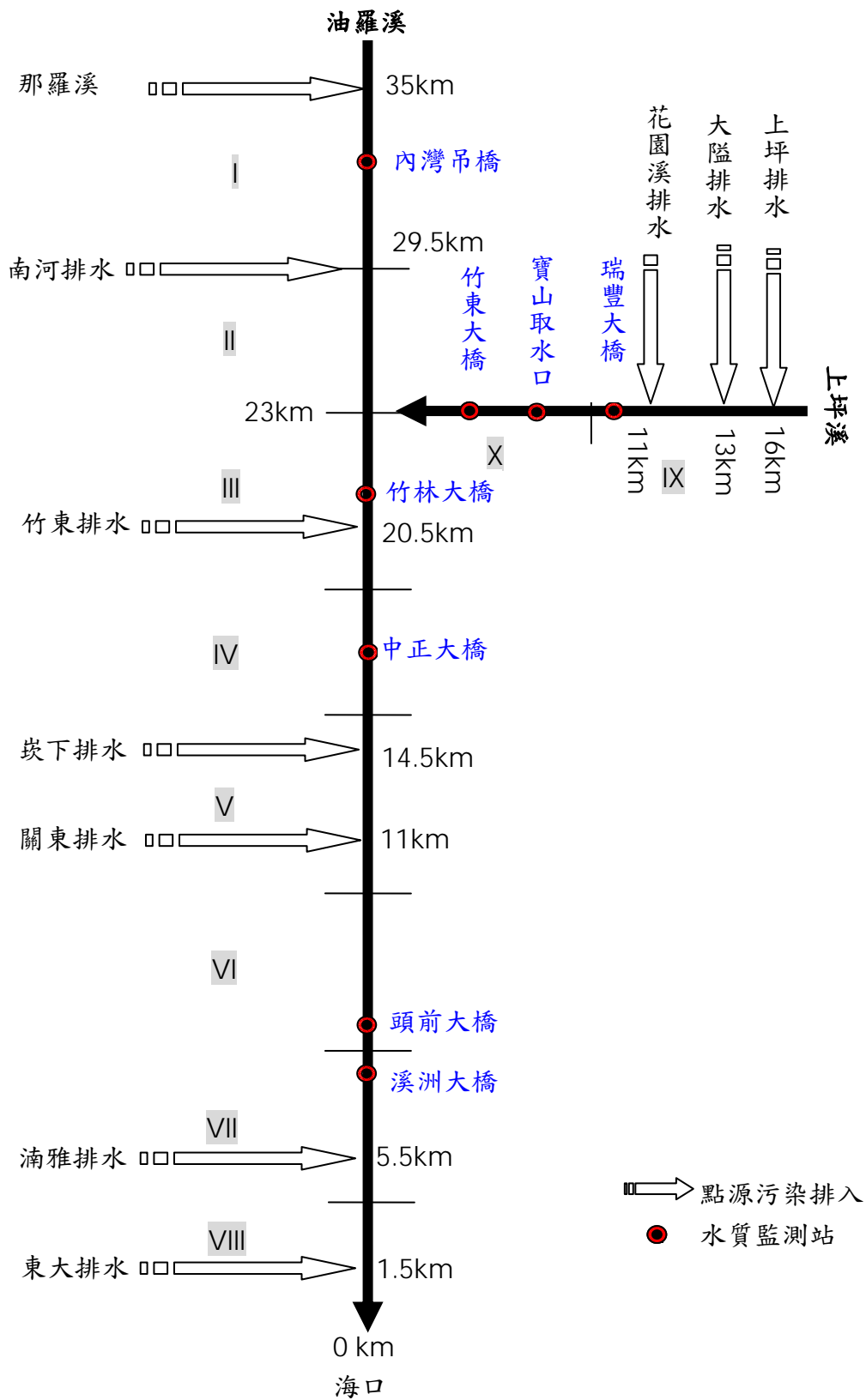


圖 7.8 頭前溪河段分段與污染負荷示意圖

口數與每人每日污水量推得該分區總污水量(單位為 CMD)，再乘上 200mg/l 便可得知家庭所排放廢水中 BOD 的量(單位為 kg/day)。若是推估目標年之家庭廢水則需推估未來之人口數量，推估人口的方法有算數增加法、幾何增加法、對數增加法等 (新竹縣環保局，1995 年)。

(二)畜牧廢水

畜牧業飼養種類包括雞、鴨、豬、牛、羊等家禽與家畜，家禽類如雞、鴨多為圈養式，因排泄量少大多可直接做為作物肥料，故家禽類產生之污染量予以忽略不計，而以飼養豬所產生之廢水為畜牧廢水之主要來源。而推估畜牧廢水之方法係由計劃區域內各河川流域各集流分區之養豬數量與每頭每日廢水量及污染量相乘而得。過去文獻中建議推估豬隻廢水量可以 25 升/頭.日計算，而每頭豬隻之污染濃度則以 BOD=100g/頭.日 (新竹縣環保局，1995 年)。

(三)工業廢水

工廠廢水之污染源，可分為大污染量的工廠與小污染量的工廠，由於小規模的工廠所排放之污染量較小濃度與家庭廢水相同，所以小工廠的污染量列入家庭污水之污染量的估計。而大工廠的污染量的污染量，則依據縣市政府所登記管制的數據。

污染產生量較大多屬於列管事業單位，故申報之廢水量及污染量應已佔工業廢水總量主要部分。未登錄則依作業手冊之各類事業廢水水質與單位面積廢水量建議值(表 7.1)作為估算依據，推估目前頭前溪各鄉鎮工業廢污產生量，並將此污染推算數乘以保守係數 1.25，因預估列管事業廢水污染量約為目前工業廢水污染總產生量的 4/5，可如此便可求得流域內各行政區工業廢水污染量現況總產生量。工業廢水 BOD 污染濃度以 110mg/l 來計算。推估目前工業廢污產生量，可調查河川流域內各集流分區之各類廠家數及用地面積，並將產品相似、廢水性質相近之工廠規為同一類，以便統計及估算之用 (新竹縣環保局，1995 年)。

(四)頭前溪之整體污染量

本研究依據上述推估廢水量與 BOD 污染量數據，推估各行政區家庭、畜牧與工業污染量如表 7.2。污染量推估因獲得之資料都是以行政區為單元，但水質模式評估時，是以集污區為評估單元，一個集污區可能包含兩個鄉鎮，或同鄉鎮跨越有兩個以上集污區，因此推估上十分不易，目前尚無足夠資料推估各集污區之污染量，故在此以台灣省政府環境保護處報告(1998)所推估之各集污區污染量如表 7.3，代入模式中評估其污染傳輸情形。

表 7.1 各類工業廢水水質與單位面積廢水量建議值

工業類別	單位面積廢水量	BOD ₅
食品與飲料	CMD/ha	mg/l
紡織	400-500	400-500
石化塑膠	100-150	200-300
金屬機械	150-200	200-300
皮革	50-70	50-400-600
電器電子	500-600	50
造紙印刷	50-100	200-300
其他	200	-

*資料來源：新竹縣環保局，1995 年。

表 7.2 新竹地區各鄉鎮總污染廢水量與 BOD 污染量

集水區 鄉鎮別	89 年廢水量(CMD)				89 年 BOD(kg/day)			
	家庭 廢水	畜牧 廢水	工業 廢水	小計	家庭 廢水	畜牧 廢水	工業 廢水	小計
新竹市	83463	106.44	11883	95,452	16693	266.1	1312	18,271
竹北市	24790	67.36	5793	30,650	4958	168.4	640	5,766
竹東鎮	24217	284.88	14060	38,562	4843	712.2	1552	7,107
橫山鄉	5020	226.44	2934	8,180	1004	566.1	324	1,894
芎林鄉	3632	142.28	7739	11,513	726	355.7	854	1,936
尖石鄉	1885	10.6	0	1,896	377	26.5	0	404
五峰鄉	939	1.72	0	941	188	4.3	0	192
總計	83463	733.28	42409	126,605	16693	1833.2	4682	23,208

* 本研究推估

表 7.3 頭前溪各集污區各類污染之 BOD 污染量

河川名稱	集污區名稱	家庭污水 kg/day	工業廢水 kg/day	畜牧廢水 kg/day	非點源污染 kg/day	總計 kg/day	總廢水量 ton/day
油羅溪	那羅溪	89.72	0	11.2	1.97	102.89	522.99
	南河排水	549.03	128.25	741.8	76.86	1495.93	17815.29
頭前溪	竹東排水	1882.12	28.35	491.9	67.36	2469.73	30003.87
	關東六號橋	593.33	0.3	351.6	44.02	989.25	12051.57
	浦雅排水	1140	391.84	119.1	34.01	1684.95	17663.59
	崁下排水	2670.35	253.38	860.5	182.66	3966.89	59240.51
	東大排水	509.18	2.7	26.5	14.82	553.2	5914.64
上坪溪	上坪溪分區	67.83	0	0.2	219.81	287.83	314.83
	花園溪	32.52	0	0.1	27.83	60.45	570.23
	大隘排水	816.94	57.48	214.4	81.02	1169.84	10004.1
總計		8351.01	862.29	2817.3	750.37	12848.06	154101.6

*資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)，台灣省政府環境保護處

7.5 水質與水理參數之推估

(一) 水質參數之推估

應用水質模式模擬河川 BOD 與 DO 濃度時，必須輸入 BOD 祛氧係數(K_1)、再曝氣係數(K_2)、BOD 沈降率(K_3)、底泥耗氧量 SOD (K_4) 等水質參數。上述水質參數除了 K_2 係數由流速與水深之經驗公式計算之。本研究應用模擬退火演算法(SA)進行水質參數 K_1 與 K_3 、 K_4 等參數優選。SA 方法詳細理論與分析流程，可參閱林嘉佑論文(2005)。此演算法應用於優選水質參數之流程如下圖 7.9。流程中之各項模擬退火法之評估要素如初始解、鄰近解、每一溫度階段之最大搜尋次數、初始溫度、最終溫度、降溫梯度與停止原則如下所述。

初始解

模擬退火法開始優選最佳參數前，需決定開始搜尋之初始解。在此本研究以隨機產生的方式，在參數範圍中任意定義一組解作為初始解。

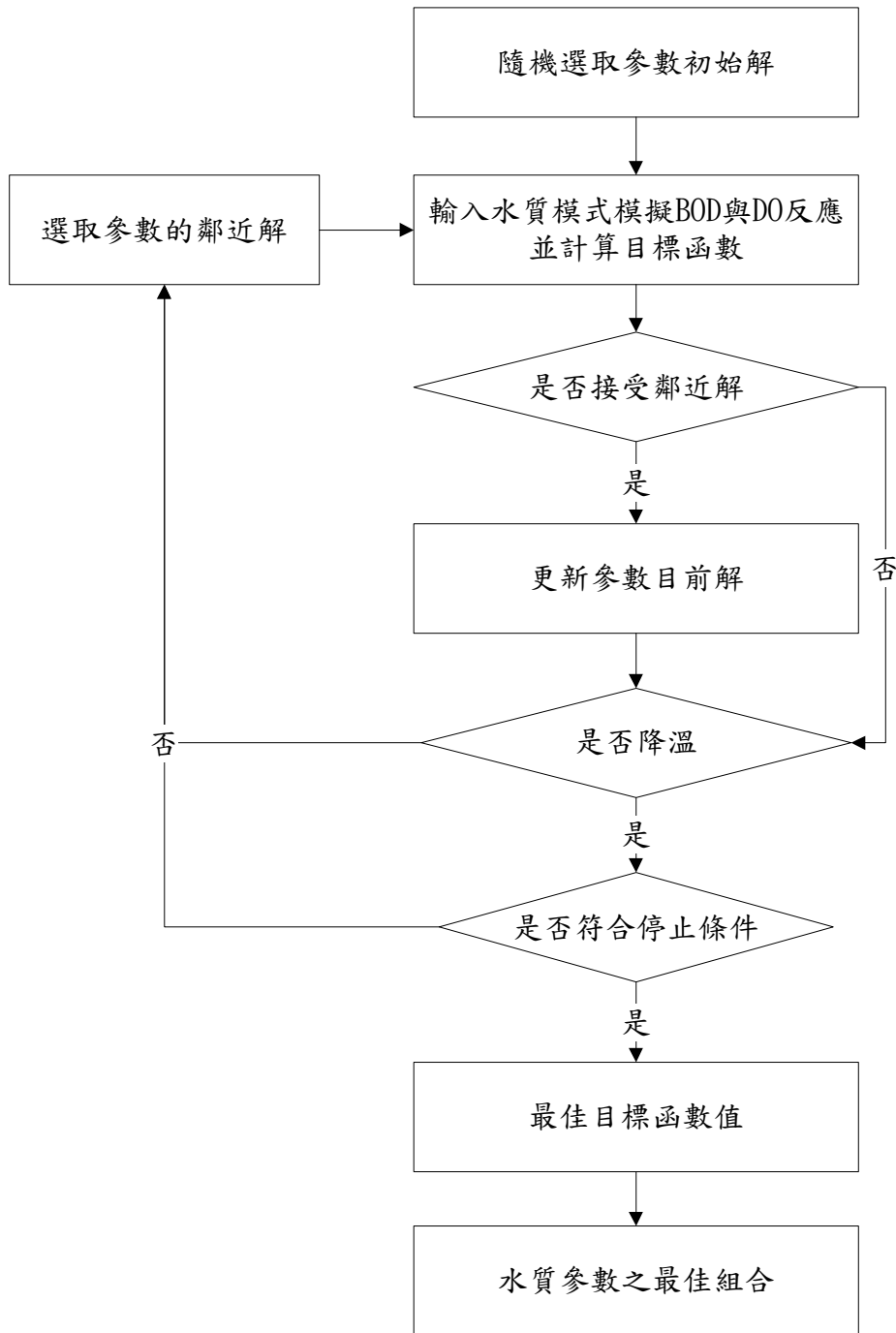


圖 7.9 應用 SA 法反推水質參數之流程

鄰近解

本研究對鄰近解的定義乃自目前解中任意選取解集中的一項參數進行移步。依據集污區數量與欲優選之參數，以得知欲優選水質參數量，將各參數增加或減少一個單位視為移步量，一次移動一個參數一步，例如，若有 7 區兩個參數欲優選則將有共有 28 個鄰近解可供選擇。其移步原則是藉由機率判斷式。

目標函數

於模擬退火演算法優選參數時，其優選最佳參數組合之目標函數之設定以模擬水質與觀測水質之誤差為最小，其目標函數式如下

$$\text{Min } Z = \sum_i \frac{|B_i^s - B_i^o|}{B_i^o} + \sum_i \frac{|D_i^s - D_i^o|}{D_i^o} \quad i=1,2,\dots,7 \quad (7.15)$$

其中 B_i^s 為第 i 水質監測站之 BOD 模擬值， B_i^o 為第 i 水質監測站之 BOD 觀測值；

D_i^s 為第 i 水質監測站之 DO 模擬值， D_i^o 為第 i 水質監測站之 DO 之觀測值。

每一溫度階段之最大搜尋次數

每一溫度階段的搜尋次數長短，不但影響到整個搜尋過程中的總搜尋次數，亦會影響最佳解之品質，Kirkpatrick et al. (1983)建議搜尋次數為決策變數個數的倍數；Dougherty and Marryott (1991)實際將每一溫度階段之最大搜尋次數(M)訂為決策變數個數的 100 倍。但每一溫度階段的搜尋次數尚未有一定共通的決定準則，必須依據問題的大小與特性而定。

初始溫度

起始溫度的設定，必須確保在搜尋初期時，對於所有鄰近解具有相同的挑選機率，以避免在最佳解搜尋過程中被限制在區域最佳解中。國外學者曾建議在初期鄰近解被接受率至少維持在 80% 以上 (Kirkpatrick et al., 1984)。當遭遇鄰近解空間過於龐大的最佳解求解問題時，可考慮將初始溫度設定為較高之值，在搜尋解的初期能夠對較廣範圍的可行解空間進行搜尋，避免解過快收斂於某一區域中，而增加搜尋到全域最佳解的機會。本研究是以初期鄰近解被接受率至少維持在 90% 以上訂定初始溫度。

最終溫度

最終溫度的設定關係搜尋過程何時停止，在其設定上與最初溫度之設定相似，需視優選問題中的目標函數差值設定。一般最終溫度之

大小是以接近 0°C 為原則，但不能設定為 0°C，由於模擬退火法所採用的降溫方式是以梯度(目前溫度×降溫梯度)的方式降溫，不可能降至 0°C。因此本研究在最終溫度之設定時，則是以與初始溫度之 0.1 倍設定。

降溫梯度

前人建議降溫梯度設定於 0.80~0.99 之間會是一個合適的數字 (Kirkpatrick et al.,1984, Aarts and van Laarhoven, 1985)，因此本研究採用將降溫梯度設定為 0.8。

停止原則

停止原則的決定方式有很多，本研究採用其中最基本的停止原則即依循降溫程序表的設定，讓系統在搜尋的過程中逐漸降溫，直到系統溫度已經降溫至最終溫度時，完成最終階段的搜尋次數後即停止整個搜尋過程。

頭前溪之水質參數

本研究主要模擬 BOD 與 DO 兩項水質項目，前述的利用退火模擬演算法 (SA) 優選水優選之參數包含 BOD 祛氧率 (K_1)、BOD 沉降率 (K_3) 與底泥耗氧率 (K_4) 等三個變數，而再曝氣係數 (K_2) 是依據流速與水深之經驗公式計算，由於本研究應用 1996 年與 1998 年檢定驗證之流量資料，顯示頭前溪之流速介於 0.59~2.04m/s 之間，而水深則是 0.61~2.68m 間，因此本研究主要採用 Churchill et al.(1962) 之經驗公式推估再曝氣係數，其各河段之水質參數值如下表 7.4。

(二)水理參數

水質模式中有多項參數都是流速與水深之函數，如再曝氣係數 BOD 衰減與沈降等。因此建立河川水質模式一項重要的先驅工作，為利用調查的資料找出河川的水理特性，如流速、水深與斷面等。本研究範圍為非感潮河段，其水理特性利用 Leopold and Maddok(1953) 所提出的流量(Q)、流速(V)與水深(H)經驗關係式。

$$V=aQ^b \quad (7.16)$$

$$H=cQ^d \quad (7.17)$$

$$A_c = \frac{Q}{V} \quad (7.18)$$

式中 V 為流速，H 為水深，a、b、c、d 為河況係數，河況係數根據每一條河川的特性不同均有不同的值。

表 7.4 頭前溪各河段之水質參數率定表

河川名稱	參數河段	BOD		DO	
		K ₁	K ₃	K ₂	K ₄
油羅溪	I	0.6	0.1	20.86	4.2
	II	0.6	0.1	2.17	4.2
頭前溪	III	0.3	0.1	12.21	1.2
	IV	0.4	0.1	15.72	0.2
	V	0.2	0.1	9.44	2.2
	VI	0.2	0.1	2.28	2.2
	VII	0.2	0.2	0.04	0.2
	VIII	0.2	0.2	0.92	0.2
上坪溪	IX	0.2	0.1	9.86	0.5
	X	0.5	0.2	20.86	10

台灣地區河川上下游斷面差異甚大，若單以一兩個斷面之特性值代表長度二、三十公里的河川特性平均值，其水理計算上的誤差可能會較大，而影響水質模擬正確性的之結果。經濟部水利署針對重要河川，從河口至上游，約每隔 500 公尺都有量測大斷面的高程資料，且每五年更新一次，其資料可信度較高。因此本研究採取水利署所提供之河川斷面資料，並利用美國陸軍工程師團水文工程中心(Hydrologic Engineering Center, 簡稱 HEC)所發展之河川分析系統(River Analysis System)的 HEC-RAS 模式，進行研究河段的水理計算，推估在各設計流量下，可能之各段面水深與流量關係、流速與水深關係，進行率定上述所需河況係數。

HEC-RAS 為目前水利署用以實施河道治理、規劃、設計的主要依據，尤其對於主要河川、次要河川接逐漸完成該模式之建立工作，其中包含河川斷面資料，此部分資料可經由水利署水利規劃試驗所取

得，因此 HEC-RAS 模式的輸入及輸出成果，皆可作為水質模式的重要參考依據。

研究中利用 HEC-RAS 模式進行河段之水理計算，推估各設計流量下，可能之各段面水深與流量關係以及流速與水深關係，以迴歸分析推得頭前溪各河口段之水力參數，如下表 7.5。表中 a、b、c、d 值為水理模式中 $V=aQ^b$ ， $H=cQ^d$ 之參數值，V 為平均流速 (m/s)，H 為平均水深 (m)，Q 為流量 (cms)。

表 7.5 頭前溪各河段水力參數

河川名稱	河段	a	b	c	d
油羅溪	I	0.8207	0.2835	0.2072	0.4251
	II	0.6286	0.4212	0.2205	0.3977
頭前溪	III	0.9469	0.2183	0.8604	0.3234
	IV	0.6227	0.2763	0.1932	0.4271
	V	0.4689	0.3288	0.1179	0.5131
	VI	0.5503	0.179	0.2243	0.3608
	VII	0.0733	0.6163	0.4646	0.2609
	VIII	0.074	0.616	0.4631	0.2632
上坪溪	IX	0.0716	0.2815	0.3144	0.391
	X	1.0179	0.1391	0.3149	0.366

*本研究推估

7.6 設計水溫與設計流量

設計溫度與設計流量，是應用在規劃河川水質涵容能力時，因河川水溫的變化將影響水中的生物與物理化學反應，而影響水體水質之特性。因此合理的設計水溫影響河川水體承載力(涵容能力)。對某固定污染量而言，河川流量大，其稀釋效果較佳，承載力較大，而相對的，河川流量小，其涵容能力則較小。因此需訂定一個合適的設計流量，以做為未來河川水質管理之依據。

(一)設計水溫

河川水體溫度變化，影響河川水生態系統與物理化學等反應。如

河川水溫增加，可能導致魚類死亡或是遷移等使水域的生態改變，且水溫的變化影響河川飽和溶氧之大小，且亦會影響水質模式中的 BOD 去除係數(K_1 與 K_3)、DO 再曝氣係數(K_2)與 SOD 底泥的耗氧率(K_4)等水質係數。

以河川 BOD 濃度而言，進行河川水質規劃與防制工作時，設計溫度越高，BOD 的反應速率越快，BOD 衰減的越快，越快能符合水質標準，但就 DO 濃度而言，設計溫度越高，因飽和溶氧越低，其水質則要求越高。設計水溫的決定並沒有固定的準則，因此多是依據觀測水溫決定，由於水污染防制規劃的設計流量，多是發生於枯水期，因此研究中以枯水期(11~4 月)的平均水溫作為設計流量。

水質模式中水質參數(如 $K_1 \sim K_4$)推估時，多數是以 20°C 作為標準水溫，因此水質係數則需隨溫度調整。當溫度不等於 20°C 時，各水質參數必須以溫度校正參數 θ 進行校正。水質參數的溫度修正的方式如下式

$$K_T = K_{20}\theta^{(T-20)} \quad (7.19)$$

式中， K_T = 該係數溫度為 $T^\circ\text{C}$ 時之值， K_{20} = 該係數溫度為 20°C 時之值， θ = 溫度修正係數，隨水質參數種類而不同，本研究參考 QUAL2E 模式中的溫度修正係數 θ 值，訂定其各水質參數之修正值。如下表 7.6。

表 7.6 溫度修正係數 θ 值

參數	θ 預設值
BOD 衰減(K_1)	1.047
再曝氣係數(K_2)	1.024
BOD 沉降(K_3)	1.024
SOD (K_4)	1.060

資料來源: QUAL2E 使用手冊(Brown and Barnwell, 1987)

(二)設計流量

水污染防治規劃之總量管制，乃是希望在可承擔的風險下，水質都能符合水質標準，藉以改善水質狀況。實際上河川流量之變動，為河川水體涵容能力之主要控制因素。由於當河川流量較小時，其稀釋作用較差，故一般選取河川之枯流量作為設計流量，其推估方法有兩種，一為流量延時曲線法，另一為頻率分析法。在國內常用的設計流量多是以流量延時曲線推求 Q_{75} ，而國外則是應用 7Q10 推求十年發生一次的連續七天之枯水期流量法。此兩種推估方法說明如下：
(Thomann and Muller, 1987)

流量延時曲線法(Q_{75})

1. 將流域內之流量站的觀測日流量資料，由大至小加以排序，並依序給定序號，日流量最大者其序號 1，以此類推。進而利用下式推求序號百分比。

$$P_n = \frac{n}{N + 1} \quad (7.20)$$

式中 P_n ：序號百分比， n ：資料點之序號， N ：資料點總點數。

2. 將日流量與序號百分比點繪成流量延時曲線。
3. 根據流量延時曲線，推求序號百分比等於 75%，其對應之日流量即為 Q_{75} 流量。

重現期距為十年的連續七天枯水流量法(7Q10)

1. 根據河川流量站的歷年觀測日流量，推求每年之連續七日最小流量。
2. 藉由統計方法分析連續七日最小流量資料的機率分佈型態。
3. 以低流量頻率分析的方法，推求出設計週期(10 年)之流量，即為 7Q10 之枯流量。

依據歷史流量的統計特性推求 Q_{75} 與 7Q10，以或然率表示， Q_{75} 為四年發生一次的低流量，而 7Q10 則是十年發生一次連續七天的低流量。換言之， Q_{75} 相當於是日流量有 75% 的機率會大於 Q_{75} 的流量值。台灣地區部分河川或集水區面積較小的流量站，枯水期流量幾乎

沒有流量，甚至有的流量站的紀錄時間較不長，若應用滯期頻率法則較困難，因此流量延時曲線分析法，較適合應用於分析台灣地區之河川的歷時流量，故在此研究中是利用流量延時曲線分析法推估設計流量。以流量延時曲線 75% 的枯流量作為設計流量。頭前溪各流量站所推估的 Q_{75} ，如圖 7.10 至圖 7.13。因設計流量多是發生在枯水期，因此其設計水溫則是以枯水期的觀測平均水溫訂定，如表 7.7。

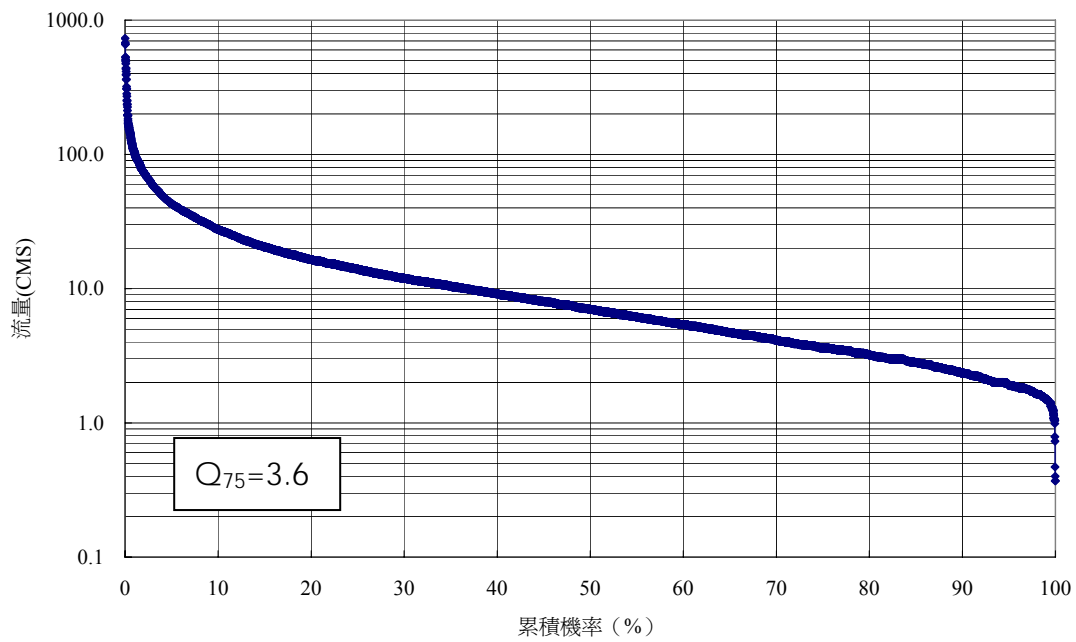


圖 7.10 內灣站流量歷時曲線圖

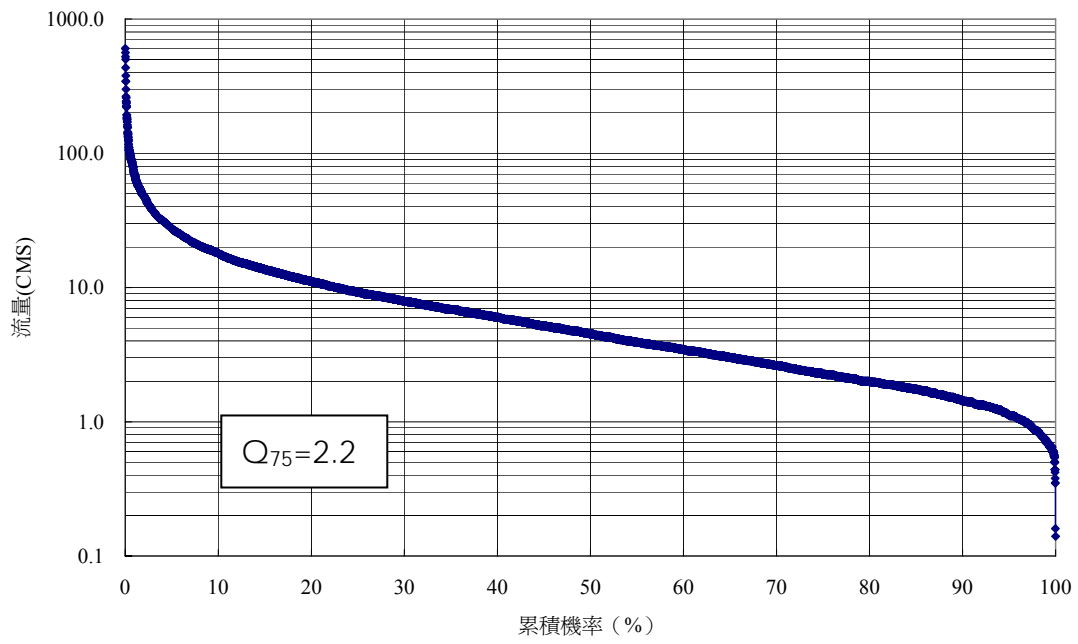


圖 7.11 上坪站流量歷時曲線圖

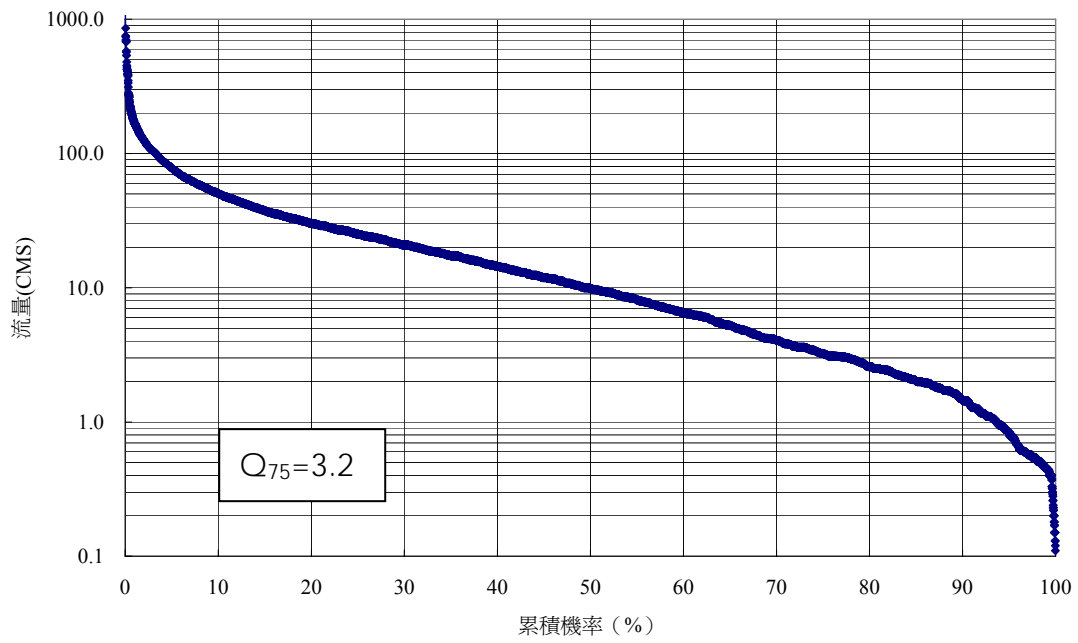


圖 7.12 竹林大橋站流量歷時曲線圖

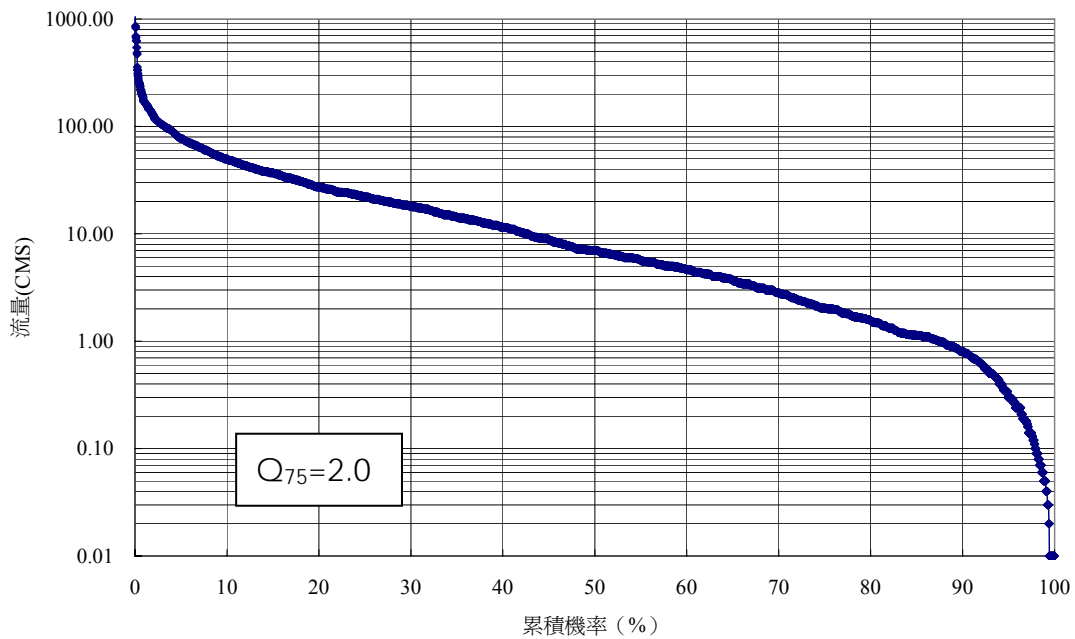


圖 7.13 經國大橋站流量歷時曲線圖

表 7.7 頭前溪流域測站之設計水溫

測站名稱	設計水溫	最高溫	最低溫	平均
瑞豐	18.56	30.5	9	21.57
寶山	18.46	30.5	6	21.82
竹東	19.21	30.5	12	22.3
內灣	18.87	30.5	12	21.78
竹林	19.76	31.5	12	22.95
中正	19.17	32	12.5	23.02
頭前	19.55	31	10.5	23.11
溪洲	19.51	31.1	12.5	23.11

單位：℃

7.7 水文與水質模擬檢定與驗證

頭前溪流域設有四個流量測站，分別為內灣、上坪、竹林大橋以及經國橋。在河川模式驗證上，由歷年的流量資料得知 1996 年與 1998 年之流量較大同樣是豐水年，因此本研究以 1996 年之平均流量資料進行檢定，再以 1998 年之平均流量資料進行驗證。經過流量平衡後，其檢定與驗證模擬結果如下圖 7.14 與圖 7.15 所示。圖中橫座標為離

下游邊界(下游非感潮段河口)之距離，因此上游位於圖中 36km 處，頭前溪主流河川約 24 公里處是頭前溪支流-上坪溪之匯流點，故此處之流量有明顯攀升之趨勢。圖中的三點分別為內灣、竹林大橋與經國橋（上坪站位於支流上，故未表示在圖中），經由等比例增減的方式修正抽排水量，使流量平衡後，其各測站之實際值與模擬值比較，其數值與趨勢上皆能夠相符合。

頭前溪與其支流上坪溪之 BOD 與 DO 水質模擬之檢定與驗證圖，如圖 7.16~圖 7.19 所示。圖中並將觀測站之水質資料，利用該站分別是 1996 與 1998 年之觀測資料之平均濃度與 25%、75%超越機率濃度區間（以 $\left| \text{---} \blacklozenge \text{---} \right|$ 表示）以作為參考。以 1996 年資料，所檢定之水質參數，由模擬退火法所推求之參數，以 1998 年觀測水質驗證後，其 BOD 與 DO 濃度之變化趨勢與數值大致上相符。

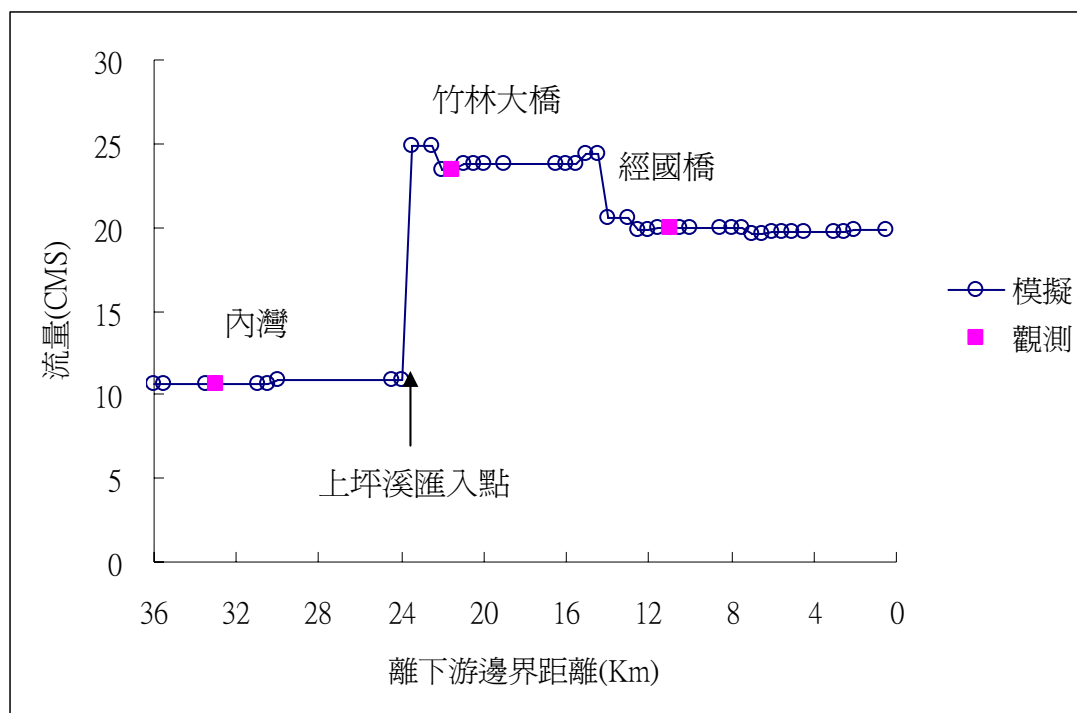


圖 7.14 頭前溪主流之流量檢定(1996)

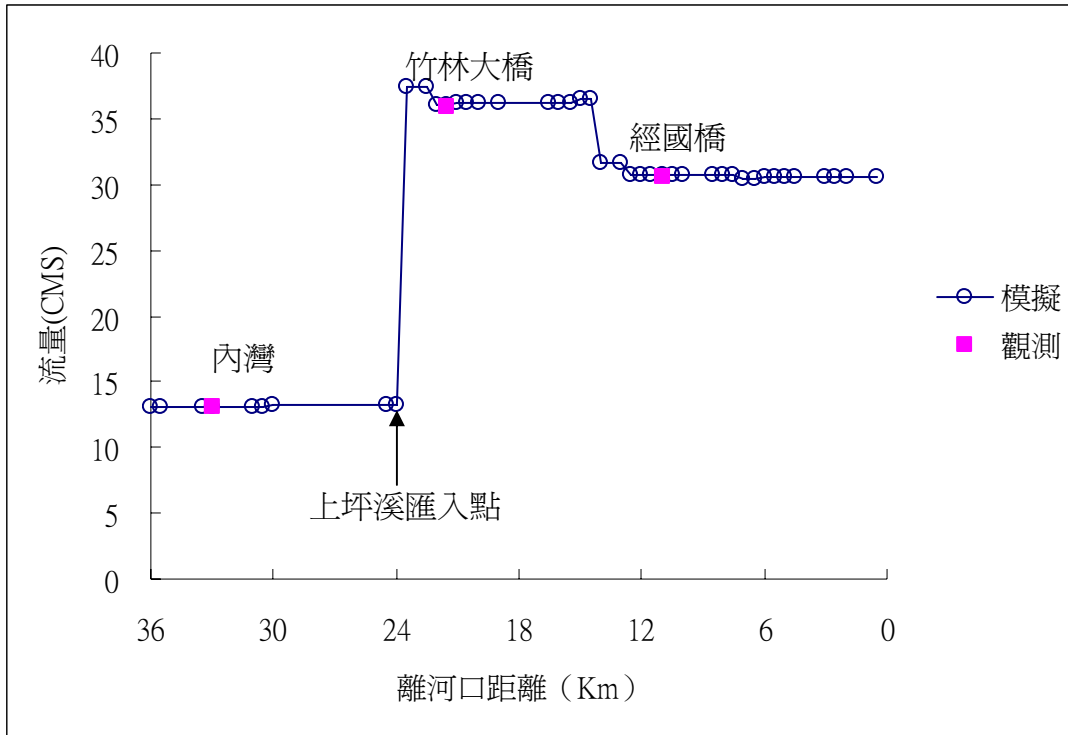


圖 7.15 頭前溪主流之流量驗證圖(1998)

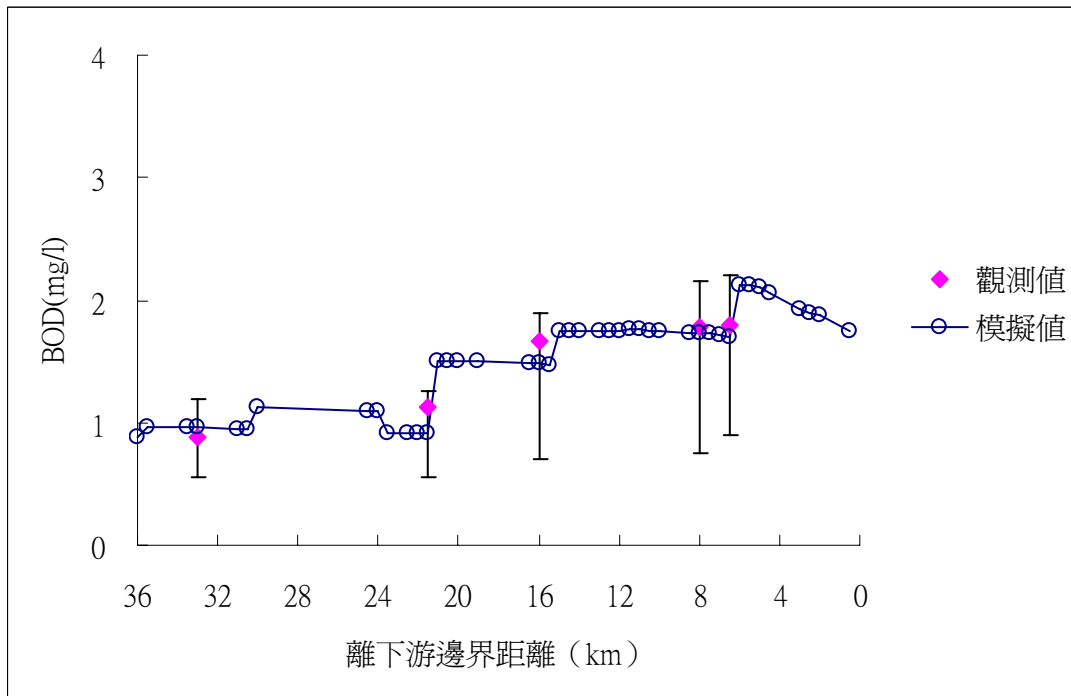


圖 7.16 頭前溪主流之 BOD 檢定(1996)

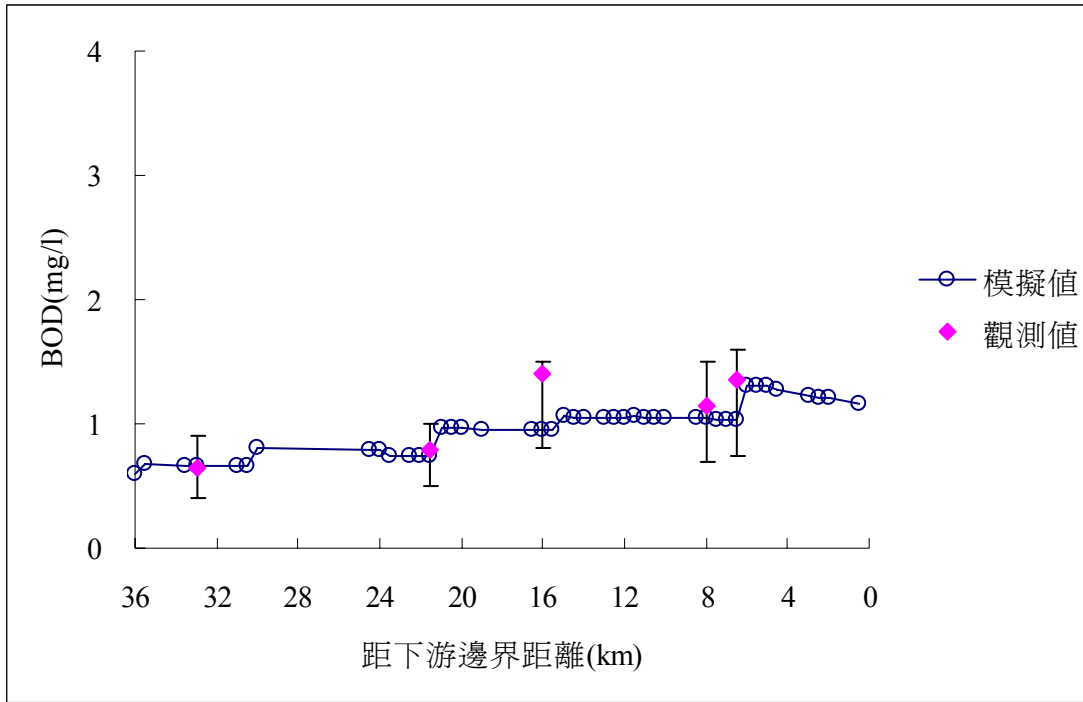


圖 7.17 頭前溪主流之 BOD 驗證圖(1998)

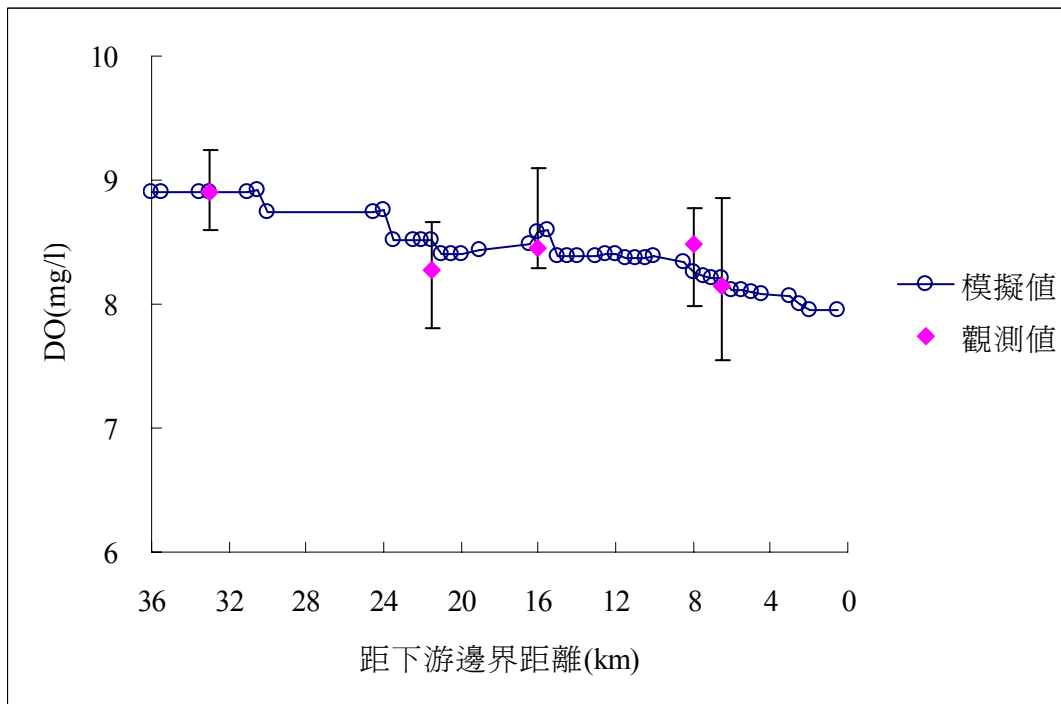


圖 7.18 頭前溪主流之 DO 檢定(1996)

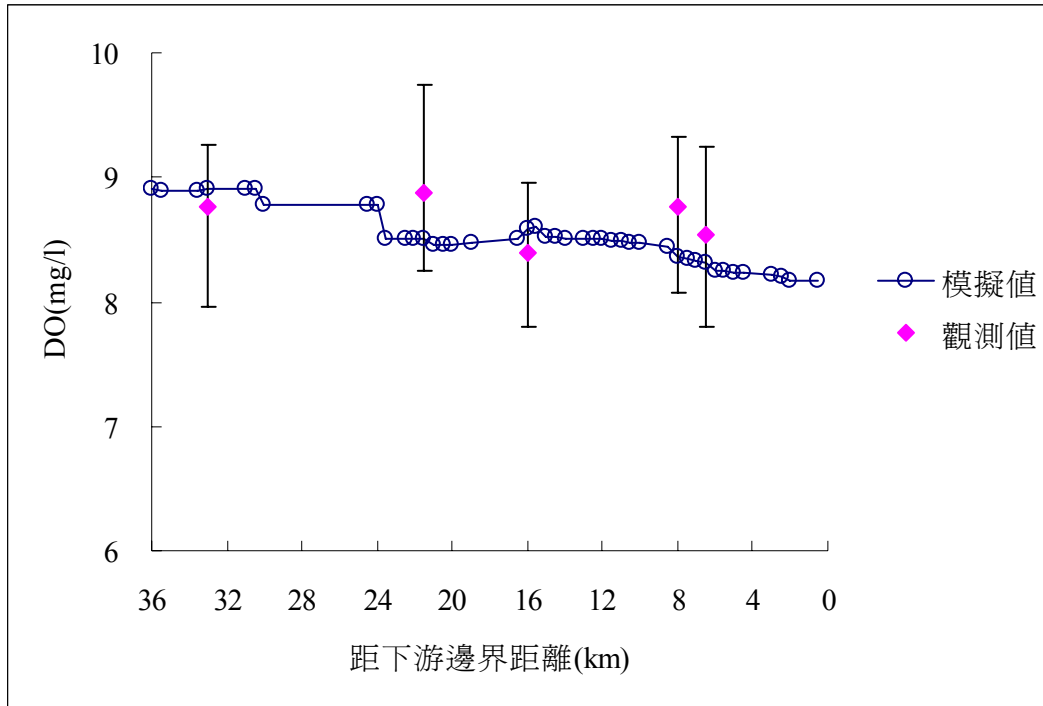


圖 7.19 頭前溪主流之 DO 驗證圖(1998)

第八章 地下水總量管制

本章中，將依據總量管制之觀念架構，利用地下水模式評估地下水抽水，對地下水位可能造成之累積衝擊影響，藉由反應矩陣推估地下水各區域之安全出水量，作為地下水最大可用水量之依據，以提供未來支援地表水不足量使用之參考。

為應用上述之研究流程，本研究將設計一案例研究區域，並將區域劃分為數個抽水分區，結合地下水模式模擬及限制觀測井之水位洩降量，推求各分區之最大可抽水量。此外，本研究將分別及綜合考量（1）不同抽水時期之地下水抽水總量管制計畫、（2）地表土地利用與抽水分區之關係、（3）相同土地利用之間於抽水總量之區域公平性，並於研究中建立反應矩陣與地下水可用水量評估模式，用以調節各區域之地下水可抽水量。

8.1 地下水模式選擇及總量管制架構之建立

地下水可用水量之空間分佈評估，主要為在確保區域內之地下水資源除供應維持生態環境正常運作之外，評估地下水資源可供人類使用或產業經濟發展之餘裕量。一般來說，進行地下水可用水量評估之過程中，除了觀測井之水位資料外，常需藉由地下水模擬模式，模擬抽水行為對於地下水位之影響。

進行地下水模擬時，主要係以控制方程式配合數值分析進行模擬，再利用有限差分法來求解地下水控制方程式，在地下水模擬之相關研究中，目前則以美國地質調查所發展出來之 MODFLOW 數值模式，MODFLOW (a modular three dimensional finite difference groundwater flow model) 較為被廣泛利用。MODFLOW 進行水位之數值模擬時，是將研究區域加以離散化，將研究區域以網格劃分，成為有限之參數維度，也就是一個網格可用一個參數值代表，離散後之網格再加以分區，劃定參數之有效範圍，如此不但可以有效降低參數之為度，提高演算的效率與效能，更能反映出實際區域中其參數擁有一定程度之地區性。

本研究中，地下水總量管制之研究架構，主要包含分區抽水反應係數矩陣之建立與分區地下水可用水量評估優化模式之建立。進行分

區地下水可用水量評估時，優化模式及反應係數矩陣之建立，主要考慮之環境限制條件為各抽水分區抽水造成各觀測井之洩降量須低於各自所限定之最低水位，以觀測井水位做為控制點，推求各分區地下水之最大可用水量。

(一) 分區抽水反應係數矩陣之建立

建立地下水可用水量評估模式之前，首先須建立一分區抽水反應係數矩陣，矩陣中描述各抽水分區進行抽水時，對其他分區觀測井水位洩降之影響，藉此反應係數矩陣及各觀測井最低水位之限制，應用於地下水可用水量評估優化模式作為限制條件。反應係數矩陣之形式如圖 8-2 所示，假設研究區域分為 n 個抽水分區，則圖 8-2 中之 α_{12} 則定義為當第二個抽水分區模擬抽取一單位之地下水時，第一口觀測井之洩降量，而其餘矩陣中之係數則以此類推，此反應係數矩陣可反映出各抽水分區抽水量變化對於各觀測井之影響，配合觀測井最低水位之限制，推求各抽水分區之最大可抽水量。此外，各模擬分區抽水之假設如下：

- (3) 於模擬分區抽水時，皆假設其抽水行為為一抽水時期內一固定抽水率之連續抽水，當決定單位抽水率之後，單位抽水率乘上抽水時期即為該時期內之總抽水量，不同長度之抽水時期，其單位抽水造成之抽水總量將會有所不同。因此面對不同長度之抽水時期，進行區域之地下水抽水總量管制時，需針對不同之抽水時期分別建立不同之反應矩陣。
- (4) 本研究中各抽水分區之抽水型態，是以集中抽水之方式表示，亦即一區域中之抽水行為假設集中於一個網格內，此網格之抽水總量代表整個抽水分區之抽水情形，此外，本研究中設定集中抽水網格位置為各抽水分區之中央區域。

$$\begin{bmatrix} \alpha_{11} & \alpha_{12} & \alpha_{13} & \cdots & \alpha_{1n} \\ \alpha_{21} & \alpha_{22} & \alpha_{23} & \cdots & \alpha_{2n} \\ \alpha_{31} & \alpha_{32} & \alpha_{33} & \cdots & \alpha_{3n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \alpha_{n1} & \alpha_{n2} & \alpha_{n2} & \cdots & \alpha_{nn} \end{bmatrix}$$

圖 8.1 各抽水分區之反應矩陣係數

(二) 地下水可用水量評估優化模式

此部分程包含兩個階段，第一階段為將研究區域分為數個抽水分區，分區之方式可採用均勻分區（將研究區域分為若干等分），或依照不同的地表土地利用方式作為分區之依據。第二個階段則是針對各抽水分區，進行地下水可抽水量之評估，觀察於符合各觀測井之最低水位之條件下，各分區所能允許之地下水可用水量。本研究擬針對此問題建立一最佳化模式，由於利用抽水反應係數矩陣做為優化模式之限制式，因此目標函數為推求各分區之最大允許抽水單位之數量和，如式（8.1），而限制式分為兩部分，第一部份為各分區抽水所造成觀測井之洩降不得低於各觀測井所限制之最低水位，假設研究區域被分為 n 個抽水分區，而研究區域中共存在 m 口觀測井，則第一部份之限制式如（8.2）式所示，而第二部份則是限制各抽水分區抽水單位數量之上限如（8.3）式所示，

目標函數

$$MAX \sum_{i=1}^n W_i \quad (8.1)$$

限制式

$$\begin{bmatrix} \alpha_{11} & \alpha_{12} & \alpha_{13} & \cdots & \alpha_{1n} \\ \alpha_{21} & \alpha_{22} & \alpha_{23} & \cdots & \alpha_{2n} \\ \alpha_{31} & \alpha_{32} & \alpha_{33} & \cdots & \alpha_{3n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \alpha_{m1} & \alpha_{m2} & \alpha_{m2} & \cdots & \alpha_{mn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ W_3 \\ \vdots \\ \vdots \\ W_n \end{bmatrix} \leq \begin{bmatrix} h_1^L \\ h_2^L \\ h_3^L \\ \vdots \\ \vdots \\ h_m^L \end{bmatrix} \quad (8.2)$$

$$0 \leq W_j \leq W_j^u \quad j = 1, 2, \dots, m \quad (8.3)$$

上述 (8.1) 至 (8.3) 式中，目標函數為推求各分區地下水可單位抽水數量總和之最大值， W_i 為第 i 個抽水分區之抽水單位數量， h_s^L 為經過各分區抽水之綜合影響後，第 s 口觀測井所限制之最大洩降量， W_j^u 為第 j 個抽水分區之抽水單位數量上限，而式中之 W_i 乘上所訂定之單位抽水率即為第 i 抽水分區於抽水時期內之總抽水量。

(8.1) 式中之目標函數，尚未加入考慮地表不同之土地利用對於抽取地下水資源需求量之差異，但一般來說，商業區及民生社區對於地下水資源之需求相較於工業區及農業區來的低許多，因此推求各分區地下水可用水量之前，可針對不同區域之土地利用，設法優先考慮對地下水資源需求較高之抽水分區，期待能達到善用地下水資源之目的。如下(8.4)式說明。

目標函數

$$MAX \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \quad (8.4)$$

研究中考量地表不同土地利用之地下水總量管制採取之方式為，給予 (8.1) 式目標函數中各分區不同之權重係數，係數較高者代表該分區對於地下水資源之需求較高，藉此導引優化模式提高工業或農業區之地下水可抽水量，示意圖如圖 8-3。納入地表土地利用後，地下水總量管制優化模式於限制式無更動之情況下，其目標函數 (8.1) 式經加入各分區之權重係數後將如 (8.4) 式所示其中 P_i 為各抽水分區之權重係數。

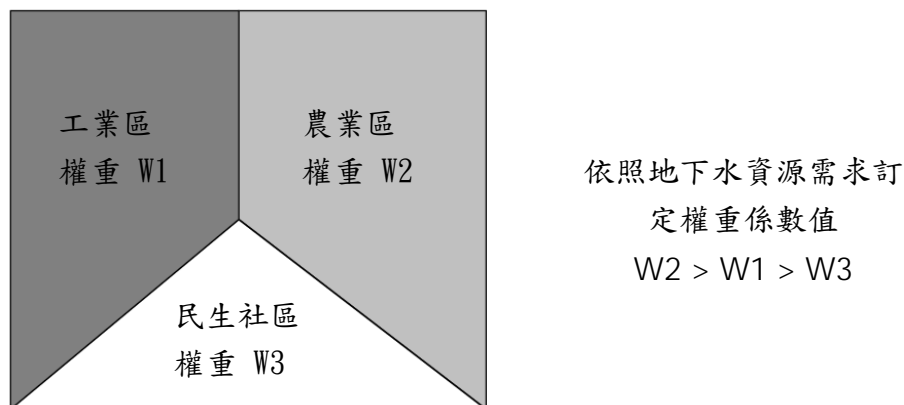


圖 8.2 不同土地利用之間之權重分佈示意圖

除考量地表不同土地利用對於地下水資源之需求差異外，本研究也將同時考慮區域內相同土地利用之間，對於各分區抽水總量之間之公平性，相同土地利用之間，各分區內地下水可用水量之差異期望能達到最小化。加入區域公平性考量將使地下水總量管制優化模式形成一多目標規劃之優化模式，其目標函數如（8.5）及（8.6）式所示

$$MAX \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \quad (8.5)$$

$$Min \sum_{Z=1}^T \sum_{R=1}^{m-1} \sum_{P=R+1}^m |W_R^Z - W_P^Z| \quad (8.6)$$

上述（8.6）式中，T代表區域中有T種不同之土地利用項目， W_x^Z 代表區域中第Z種地表土地利用的第x個抽水分區抽水單位之數量。

綜合以上所述，本研究針對地下水資源之開發，利用反應矩陣方法，配合總量管制之限制，架構地下水可使用量之空間分佈。因此，本研究以三種不同情境及三個不同之抽水時期進行地下水可用水量最佳化之評估，每一種情境將分別經過三個不同抽水時期之可用水量評估，圖8-4研究之流程示意圖，而各種情境之概述如下：

- （1） 未考量地表土地利用與區域公平性
- （2） 考慮地表土地利用與抽水分區之關係但未納入區域公平性之概念
- （3） 同時考量地表土地利用與區域公平性

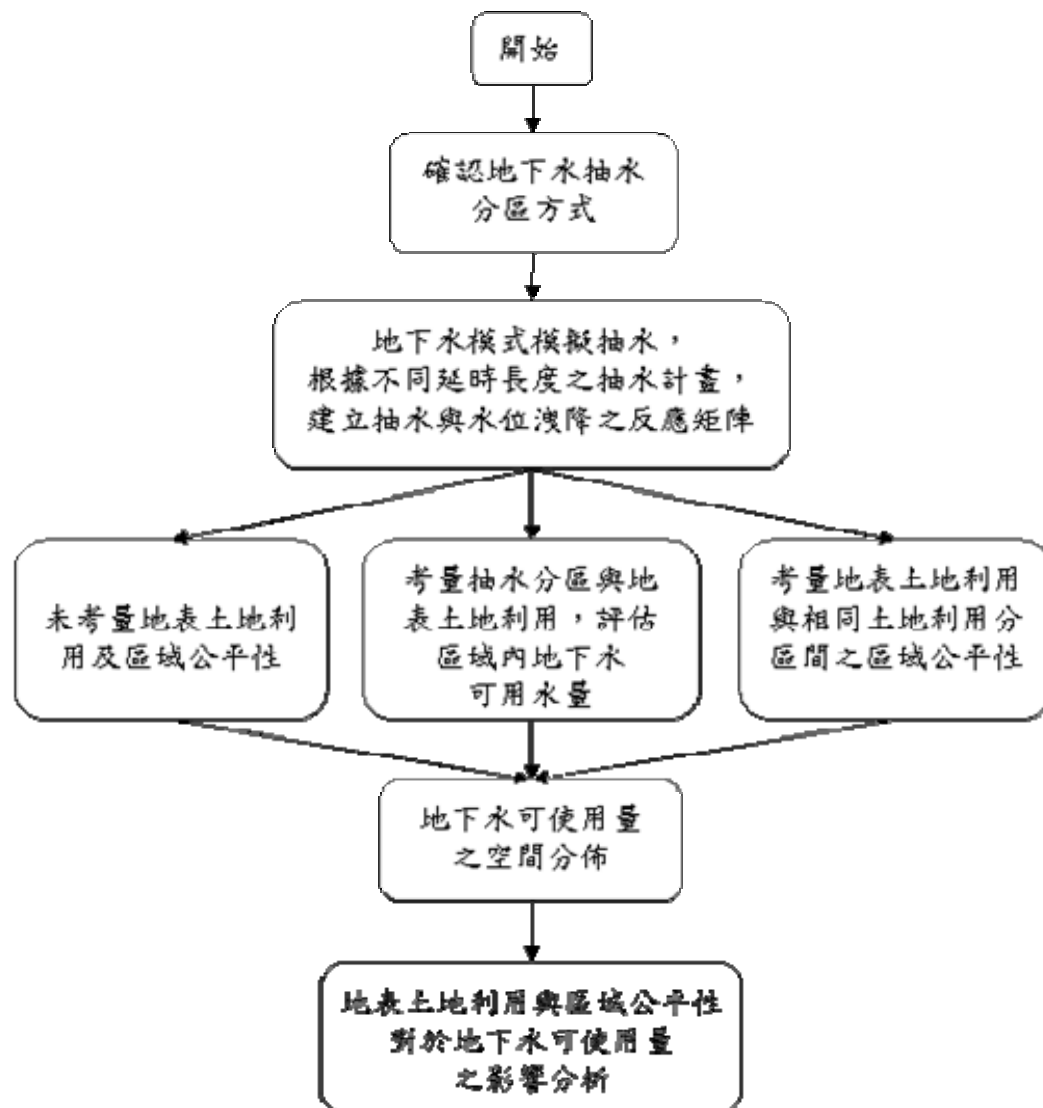


圖 8.3 地下水可使用量空間分佈之研究流程圖

8.2 研究案例設計

根據前節說明，本研究設計一簡單案例(圖 8-4)，案例中考慮在地表土地利用及區域公平性之情況下，合理的推求一區域內之地下水可使用量之空間分佈。此外，設計案例中包含六個抽水分區，圖 8-4 中六個紅色網格分別代表該抽水分區之集中抽水源，而研究區域之西側之上半部及東側之下半部為定水頭之補注邊界，其餘則為模式有效模擬之網格，每一個抽水分區中皆存在一口觀測井，作為環境限制條件之控制點，觀測井之編號也同時代表抽水分區之編號，區域內之水力傳導係數假設為均值以方便反應矩陣方法之表示。而每個模擬網格之大小為 200×200 公尺，總區域面積為 900 個網格相當於 36 平方公里。

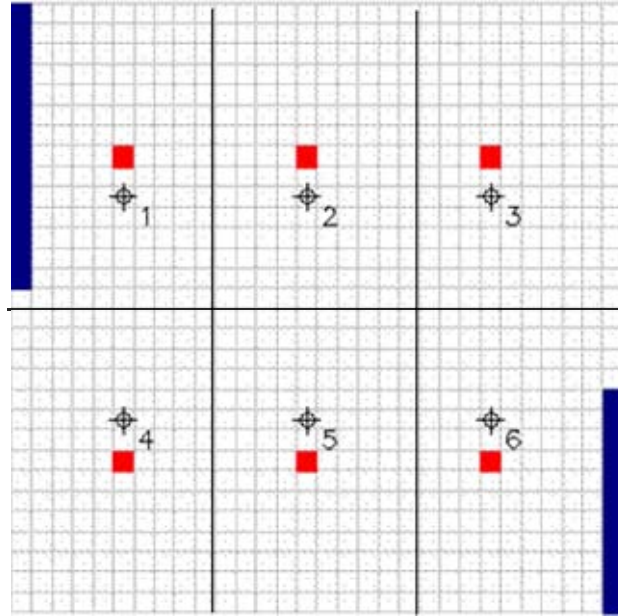


圖 8.4 研究區域示意圖

在地下水抽水分區與地表土地利用方面，本研究假設第 1、2、4 區為農業區，其餘各區則只需提供民生用水，因此 1、2、4 區於最佳化模式中之權重將會被提高。而在納入區域公平性考量時，則採用多目標規劃中之 ϵ -constraint method，將區域公平性之目標函數轉化為限制式，並給定一 ϵ 值，要求相同地表土地利用之抽水分區內之抽水單位數量需低於 ϵ 值，在此本研究限制相同之地表土地利用之分區內總抽水單位量之差異需低於兩個單位抽水之範圍內。此外，最佳化評估模式中限制式右端之觀測井水位洩降限制，本研究採用觀測井未發生洩降前水位之 10% 之值，作為觀測井因抽水導致洩降之洩降量最大值。建立反應矩陣時之單位抽水量設定為 0.01 cms，並考慮 10 日、20 日、30 日不同延時之連續抽水分別建立反應矩陣。關於設計案例之其他相關設定列於表 8-1。

表 8.1 設計案例相關參數設定

含水層高程	-30 (m)
含水層底程	-80 (m)
含水層型態	侷限含水層 (1 層)
網格尺度	200 × 200 (平方公尺/格)
模擬區域面積	36 (平方公里)
模擬時期	10 日、20 日、30 日
觀測井座標	(6, 10) (15, 10) (24, 10) (6, 21) (15, 21) (24, 21) 註：座標由左上至右下增加
抽水分區集中抽水位置	第一區 (6,8) 第二區 (15,8) 第三區 (24,8) 第四區 (6,23) 第五區 (15,23) 第六區 (24,23)
有效孔隙率	0.25
儲水係數	0.001
水力傳導係數	0.001 (公尺/天)
抽水率範圍	0.01 ~ 0.3 (cms)
考慮地表土地利用給予 不同抽水分區之權重	農業區：2 (第 1、2、4 區) 民生社區：1 (第 3、5、6 區)
考慮區域公平性之抽水單位 總量之限制	相同土地利用之間之抽水單位總量差 異需低於 2 個抽水單位
各觀測井洩降量限制	各觀測井穩態水位之 10%

8.3 各情境地下水可用水量評估研究成果與討論

本研究結合地下水模式之模擬，運用反應矩陣方法及區域分區之概念，建立一地下水總量管制之最佳化模式，並藉由改變模式中之目標函數，將地表土地利用與區域公平性之概念，納入優化模式中做綜合評估考量。

進行地下水可用水量評估前，需先建立不同抽水時期各分區抽水對各觀測井水位洩降之反應矩陣，圖 8-5 (a)、8-5 (b) 及 8-5 (c)

分別為抽水時期為 10 日、20 日、30 日之各分區抽水洩降反應矩陣，圖 8-5 (d) 則為進行評估各分區抽水總量時，各觀測井所限制之最大洩降量，其值由上而下分別為第一口至第六口觀測井穩態時水位之 10%。

0.051082	0.041384	0.011011	0.013146	0.010546	0.004966
0.020233	0.152354	0.033823	0.015768	0.019369	0.011945
0.010575	0.070905	0.092461	0.010807	0.016262	0.015348
0.010869	0.028901	0.010373	0.090599	0.034610	0.011782
0.009686	0.038489	0.017264	0.035217	0.076969	0.023462
0.004953	0.026183	0.018237	0.012430	0.024080	0.058343

圖 8.5 (a) 抽水時期為 10 日之反應矩陣

0.054815	0.026393	0.016427	0.018192	0.015202	0.007371
0.025844	0.088448	0.048807	0.023918	0.027869	0.017364
0.015404	0.048006	0.110413	0.018101	0.024827	0.021589
0.015087	0.021779	0.017837	0.103797	0.046123	0.017360
0.013927	0.027789	0.026537	0.047338	0.089446	0.030306
0.007629	0.019080	0.025734	0.018636	0.031278	0.063977

圖 8.6 (b) 抽水時期為 20 日之反應矩陣

0.056474	0.029156	0.019176	0.020731	0.017564	0.008932
0.028529	0.094362	0.055248	0.028124	0.032283	0.020026
0.018212	0.054180	0.118884	0.022061	0.029319	0.024896
0.017161	0.025622	0.021767	0.112846	0.051739	0.019999
0.016094	0.032162	0.031303	0.053174	0.095391	0.033445
0.009006	0.022214	0.029538	0.021816	0.034820	0.066442

圖 8.7 (c) 抽水時期為 30 日之反應矩陣

2.828495
2.607672
2.457106
2.652072
2.491693
2.268938

圖 8.8 (d) 各觀測井最大水位洩降值

三種不同情境下之最佳化結果如表 8-2~8-4 所示，比較表 8-2 及 8-3，可發現在土地利用對於該區內之地下水可用水量總量影響較為輕微，而兩種情境下於抽水時期為 10 日、20 日、30 日之地下水可抽水量差異分別為 3.40、2.56、1.66 單位之抽水，而換算成總抽水量則為 29376 噸（10 日）、44236.80 噸（20 日）、及 43027.20 噸（30 日）。此外，由研究結果可發現，雖然將土地利用形式納入地下水可用水量評估，會造成地下水可用水總量下降，但隨著抽水時期之延長，兩種情境下之地下水可用水總量差異將會逐漸減少，不同抽水時

期之每日平均可抽水量之差異，由 10 日的每日 2937.60 噸下降至 30 日的每日 1434.24 噸。

比較表 8-3 與表 8-4，在考慮土地利用的情形下，將區域公平性納入地下水總量管制中之地下水可用水量評估結果顯示，不同於考慮土地利用之情形，不論抽水時期之長短為何，區域公平性對於地下水可用水量總量均有相當顯著之影響。為了符合相同土地利用區域間地下水可抽水量之區域公平性，抽水時期為 10 日、20 日、30 日之地下水可用水總量分別會下降 21.29、21.99 及 21.46 個抽水單位，若乘上抽水時期長度及單位抽水率，則分別為 183945.60 噸（10 日），379987.20 噸（20 日）及 556243.20 噸（30 日），換算為每日則有考慮區域間之公平性將會使每日可抽水量分別相差 18394.50 噸、18999.30 噸及 18541.40 噸。

由研究中可以發現，考量相同土地利用間之區域公平性所造成總量之下降的主要原因為主要有二：

- (3) 因案例中設定抽水分區 1、2、4 為農業用水區（圖 8-4），在不考慮區域公平性時，由於抽水分區 1 及 4 離定水頭補注邊界較近，抽水行為造成觀測井洩降因受到補注邊界之影響相對的會顯較輕微；不論於情境 1 及情境 2 中，抽水分區 1 皆能達到所設定抽水率之上限（30 單位 \times 0.01 cms / 單位 = 0.3 cms）。然而，分區 4 雖也允許擁有 0.1 cms 以上之連續抽水率，但抽水分區 2 距離補注邊界較遠（圖 8-5），換言之，抽水分區 2 對於抽水行為造成之洩降是較敏感的，因此為了考慮區域之公平性，於此設計案例中，將會經由減少抽水分區 1、4 之抽水總量，使三個農業區之總抽水量差異減少至所限定之範圍內。
- (4) 案例中被設定為民生用水之抽水分區 5 及 6，由於分區 5 和分區 2 相似，為對抽水行為較敏感之區域，因此為了達到區域間之公平性，抽水分區 6 之可用水量於本案例中將會被大幅減少如同（1）中抽水分區 1、4 之情形。

表 8.2 未考量地表土地利用與區域公平性各分區地下水可用水量空間分佈

未考量地表土地利用與區域公平性 (情境一)							
井編號 天數	W1	W2	W3	W4	W5	W6	總量
10	30.00	0.00	15.4	16.92	10.17	23.65	96.20
20	30.00	7.54	7.61	12.37	5.11	20.42	83.07
30	30.00	6.17	6.13	11.08	3.93	19.54	76.87

表 8.3 考量地表土地利用之分區各分區地下水可用水量空間分佈

考量地表土地利用之分區 (情境二)							
井編號 天數	W1	W2	W3	W4	W5	W6	總量
10	30.00	6.39	11.76	18.93	0.00	25.71	92.80
20	30.00	12.11	0.00	14.34	0.00	24.04	80.51
30	30.00	16.67	0.00	16.54	0.00	2.00	75.21

表 8.4 考量地表土地利用與區域公平性各分區地下水可用水量空間分佈

考量地表土地利用與區域公平性 (情境三)							
井編號 天數	W1	W2	W3	W4	W5	W6	總量
10	10.67	8.67	12.49	10.67	14.49	14.49	71.51
20	20.10	18.32	0.00	18.10	0.00	2.00	58.52
30	18.54	16.67	0.00	16.54	0.00	2.00	53.75



8.4 小結

本研究利用地下水模擬及將區域劃分為各抽水分區之方式，建立抽水與觀測井洩降之反應矩陣，結合總量管制之概念，研究中運用設計案例，針對不同長度之抽水時期，分別進行三種情境之區域地下水可用水量之評估。而結果顯示，於本研究案例中，地表土地利用對於地下水可用水量評估結果之影響，相較於考慮區域公平性是較低的，以本研究案例為例，考慮區域公平性將會使農業區之地下水可用水量每日減少約 18,000 噸至 19,000 噸之出水量。

在此對於本研究後續工作提出相關建議，如於本研究所建立之地下水可用水量評估模式中，作為環境限制條件之各觀測井之水位洩降最大量，目前採用觀測井於穩態時水位之某固定百分比作為限制，未來對於如何尋找一更適當之方式決定觀測井洩降最大量，將為一值得討論之議題。再者，處理考慮區域公平性之多目標規劃問題時，本研究採用 ϵ -constraint method 評估所有目標函數之相對重要性後，留下相對重要之目標函數，其餘則轉為限制式作為限制條件，且於本案例中設定為相同土地利用之間，總抽水單位之差異需低於兩個抽水單位，但是其他多目標規劃之方法，例如權重法，對於最佳化結果之影響，是可再進一步探討的。

此外，本研究為方便反應矩陣方法之表示，區域內之水力傳導係數皆假設為均值，往後將朝向更複雜之案例發展，並討論於非均值區域中，反應矩陣方法是否會受到影響；於本研究之設計案例中，抽水分區之方式基本上是採用均值分區之方式，且抽水分區之型態設定為集中抽水，於未來之研究中，針對分區及抽水問題目前可由兩方面進行更進一步之探討，其一為是否能夠藉由系統分析之優選方法，以土地利用或是其他地質環境因素為依據，決定最佳之抽水分區後，以最佳分區之型態再進行地下水資源可使用量之評估，並觀察分區方式之不同，是否對於地下水可抽水總量有顯著之影響。其二為可改變抽水分區之抽水型態，由集中抽水轉變為抽水分區中各網格之均勻抽水。

