

# 行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

## 子計畫二：環境承載力、總量管制與政策環評之研究 水資源面向 (III)

計畫類別：整合型計畫

計畫編號：NSC92-2621-Z-002-002-

執行期間：92年08月01日至93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

共同主持人：廖朝軒，李漢鏗

計畫參與人員：陳韻如、陳思璋、楊奕岑

報告類型：完整報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 93 年 11 月 4 日



## 中文摘要

本報告書建立水質與水量之總量管制之方式，為在考量累積性衝擊之影響下，建立合理分配總量（承載力）之管制方法，最後並將此方法應用於新竹縣市的頭前溪流域作為研究案例說明。

在水量部分則是建議以系統動力模式作為主要分析的模式，以評估水資源的供需情況，並藉由缺水指標作為承載力推估之依據，其中公共用水則是以年缺水指標（SI）為 1，而農業用水則是以另一缺水指標（ASI）為 0.8，作為推估最大可供水量之依據，水量之累積性衝擊則是評估不同產業的用水需求量。本研究目前只分析水資源供應總量與可能需求關係，未來可藉由優化模式的權重評估不同產業可供水量之分配。於水質總量管制評估，則是依據公告水質標準，藉由模式評估考量累積性衝擊之影響，進而結合多目標優化模式推得最佳之污染分配量。

本研究建議將各項環境資源負荷建立於單位面積上，以利於後續環境管理。且由政策環評評估各區域的單位面積負荷，作為計畫環評之審查依據，並將 SEA 與 EIA 加以結合應用，使環境管理能上下一致，減少計畫環評相同程序的重複審查。研究中依據總量管制之分析，建立政策環評之評估流程，並根據現有的政策環評矩陣，建議修正以環境承載力與累積性衝擊影響因子作為評估項目。

## **Abstract**

The major task of this report is to establish the method of the total mass control of water quality and quantity. The total mass control method is to allocate the total mass (carrying capacity) based on considering the cumulative impact. The Tochen creek watershed is used as a case study.

In the aspect of the water quantity, a system dynamic model is developed to assess the capacity of water supply. Shortage Index (SI) with the value of 1 and agricultural shortage index (ASI) with the value of 0.8 are used as standards to determine the capacity of water supply for public and agriculture, respectively. Then, cumulated water demands are estimated from different users to test whether water supply is sufficient. This study currently only evaluates the relationships between potential water supply and possible water demand. In future, an optimization model will be developed to determine the best allocation of water supply. In the aspect of the water quality, the cumulative impact and optimal allocation of allowable pollutant discharges are included in developing total mass control method. The cumulative impact is simulated by QUAL2e model and the optimal allocation of allowable pollutant discharges is determined by a multiobjective optimal model.

This research suggests that environmental resources and assimilation capacity can be allocated to land and expressed as unit area load for future environmental management. Besides, strategic environmental assessment (SEA) is applied to evaluate the impacts of police, program, or plan on unit area load, while project environmental impact assessment (EIA) is applied to assess whether a developing project violates the standard of unit area load. Thus, SEA and EIA are linked together by using unit area load. The study also analyzes the process of SEA and modifies the evaluation matrix of SEA by considering factors to influence carrying capacity and cumulative impacts.

# 環境永續性評估、管理程序與方法之建立—子計畫二 環境承载力、總量管制與政策環評之研究—水資源面向 (III)

## 目錄

1. 前言 .....	1
2. 文獻回顧 .....	4
2.1 政策環評 .....	4
2.2 水資源 .....	7
2.3 點源與非點源污染 .....	8
2.4 總量管制、承载力與累積性衝擊 .....	10
3. 水量總量管制 .....	16
3.1 水資源環境承载力與累積性衝擊 .....	16
3.2 水資源系統與系統動力模式 .....	20
3.3 水量總量分配之規劃模式 .....	21
3.4 水量總量管制策略 .....	24
3.5 雨水貯集系統 .....	27
4. 水質總量管制評估 .....	29
4.1 水質承载力與累積性衝擊 .....	29
4.2 水質模式 .....	38
4.3 水質多目標規劃 .....	42
4.4 水質總量管制策略 .....	47
5. 政策環境影響評估 .....	50
5.1 建立政策環境影響評估之標準流程 .....	50
5.2 政策環評矩陣表修正 .....	55
5.3 整合其他面向之承载力 .....	61
6. 案例說明 .....	63
6.1 水量承载力、累積性衝擊總量管制策略 .....	63
6.1.1 流域簡介 .....	63
6.1.2 缺水指數(SI)與農業供水指標(ASI) .....	64

6.1.3 水資源系統單元 .....	66
6.1.4 參數設定與模式驗證 .....	70
6.1.5 最大可供水量與環境承载力分析 .....	72
6.1.6 後續研究 .....	77
6.2 水質承载力、累積性衝擊總量管制策略 .....	77
6.2.1 BOD 之單位面積污染負荷 .....	78
6.2.2 氨氮單位面積污染負荷 .....	84
6.2.3 總磷之單位面積污染負荷 .....	90
6.2.4 水質參數優選與流達率之評估 .....	96
7. 結果與討論 .....	104
8. 文獻回顧 .....	109

## 圖目錄

圖 2.4.1 開發案在時間與空間上累積性衝擊示意圖 .....	14
圖 2.4.2 過去、現在及未來所造成之累積性衝擊 .....	15
圖 4.1.1 BOD 承载力評估步驟 .....	30
圖 4.1.2 氮氮總量推估程序 .....	36
圖 4.1.3 水庫總磷承载力評估流程 .....	37
圖 5.1.1 SEA 與 EIA 之關係 .....	55
圖 6.1.1. 頭前河流域範圍圖 .....	64
圖 6.1.2. 頭前溪水資源系統圖 .....	69
圖 6.1.3. 頭前河流域系統動力模式圖 .....	70
圖 6.1.4. 經國橋測站 1993~2002 旬平均流量模擬結果 .....	72
圖 6.1.5. 經國橋測站 1993~2002 各旬流量模擬結果 .....	72
圖 6.2.1.1 頭前溪集污分區 .....	78
圖 6.2.2.1 頭前河流域小集水區分區 .....	85
圖 6.2.2.3 頭前溪流量站之超越機率圖 .....	86
圖 6.2.3.1 寶山水庫水位—面積—容量曲線表 .....	91
圖 6.2.3.2 寶山水庫歷年之水質變化 .....	93
圖 6.2.4.1 模擬退火法之退火過程示意圖 .....	97
圖 6.2.4.2 模擬退火演算法之求解流程圖 .....	98
圖 6.2.4.3 簡歷河川之分段示意圖 .....	99
圖 6.2.4.4 迭代次數與目前最佳解之關係圖 .....	101
圖 6.2.4.5 DO 實測值與模擬值比較圖 .....	102
圖 6.2.4.6 BOD 實測值與模擬值比較圖 .....	102
圖 6.2.4.7 不同流達率對水質之影響-油羅溪與頭前溪 .....	103
圖 6.2.4.8 不同流達率對水質之影響-上坪溪 .....	104
圖 6.2.4.9 變動流達率對 BOD 濃度之影響 .....	105

## 表目錄

表 2.1.1 各國在 SEA 上之研究 .....	6
表 2.3.1 氮與磷總量管制相關研究 .....	9
表 4.1.1 QUAL2E 參數建議值 .....	32
表 4.1.2 各項計畫對各河段所造成衝擊之反應矩陣 .....	33
表 5.2.1 政策環評之項目與內容 .....	56
表 5.2.1 政策環境影響定性評估列舉修正項目建議 .....	60
表 6.1.1. 新竹地區民生工業淨水廠出水能力 .....	67
表 6.1.2. 作物生長期劃分(連宛渝, 2000, 本研究整理).....	73
表 6.1.3. 一期作與二期作之生長期旬別 .....	73
表 6.1.4. 公共用水最大可供水量變化表 .....	75
表 6.1.5. 農業用水最大可供水量變化 .....	76
表 6.1.6. 頭前河流域水資源環境承载力分析 .....	76
表 6.2.1.1 頭前河流域集污區名稱及代號 .....	78
表 6.2.1.2 頭前溪各集污區各類污染之 BOD 污染量 .....	79
表 6.2.1.3 頭前溪各河段之水質參數率定表 .....	79
表 6.2.1.4 頭前河流域不同水體分類各集污區之涵容能力 .....	82
表 6.2.1.5 頭前河流域不同方案各集污區允許之單位面積污染負荷 .....	83
表 6.2.2.1 頭前溪各子集水區之土地利用面積 (km <sup>2</sup> ) .....	85
表 6.2.2.2 頭前溪各子集水區之土壤特性所佔面積 .....	86
表 6.2.2.3 頭前溪各子集水區不同風險下氮氮產生量 .....	87
表 6.2.2.4 頭前溪各河段之水質參數率定表 .....	88
表 6.2.2.5 頭前溪各分區不同風險下允許排入之點源氮氮污染量 ....	90
表 6.2.2.6 頭前溪各子集水區不同風險下氮氮之單位面積污染負荷 ..	90
表 6.2.3.1 寶山水庫歷年平均水位、水庫體積與水庫面積 .....	91
表 6.2.3.2 寶山水庫歷年水質之氮磷比 .....	92
表 6.2.3.3 寶山水庫歷年平均之 TSI 指標值 .....	93
表 6.2.3.4 不同風險下上游排入之污染量 .....	94
表 6.2.3.5 不同風險下允許排入之單位面積總磷量 .....	95



表 6.2.4.1 河段 1 與河段 3 之源頭設定資料表： .....	99
表 6.2.4.2 優選參數之範圍與表示型態設定 .....	99
表 6.2.4.3 各區參數之假設值 .....	100
表 6.2.4.4 擬退火演算法之相關參數設定表 .....	100

## 第一章 前言

永續發展為人類本世紀重要目標。在上一世紀，人類由於科學技術快速進步，促使經濟社會也有長足的發展。發展過程中不免自環境萃取資源與排放污染，人類在享受快速發展帶來之榮景同時，由於無限制萃取資源與排放污染，也一步一步導致環境退化與生態系統摧毀，生態環境開始反撲，而衝擊經濟社會發展。

永續發展為具有系統性之規劃管理課題，因此，以系統分析角度來看，永續發展是以自然生態環境系統之承载力（涵容能力）為主要限制條件，進行規劃經濟社會發展，以期達到持續改善人類生活品質、維持公平正義原則的整體發展目標。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，可無限制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。Meadows et al. (1972) 在「The Limits to Growth」研究成果敲響了人類的警鐘，文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，終究導致系統崩潰。

永續發展管理首要工作是願景規劃，願景會決定環境承载力，進而限制經濟社會發展。如未來溪流環境願景為流過城市水流仍然清澈見底、魚蝦成群的親水環境，則相對水質要求將相當高，因此流域染排放限制也將相當高，則經濟社會發展規模將受到限制，或必須有有效率之污染減量、處理與管理措施；在土地利用願景上，希望將來家家戶戶之戶外如花園，則土地開發密度與建築高度就必須加以限制。訂定願景後，必須有對應之管制手段，以確保發展往永續發展目標前進，主要手段即為政策環境影響評估（Strategic Environmental Assessment, SEA）與個別計畫環境影響評估（Project Environmental Impact Assessment, EIA）。SEA 主管高層決策系統性影響評估，而 EIA 則主管執行計畫對系統單元之衝擊評估，上下分工，以確保系統整體之永續性。

雖然目前國內已同時有政策環境影響評估法與針對開發計畫之環境影響評估法，但目前環境評估主要注重於個別計畫之環境影響評估 (Environmental Impact Assessment, EIA 簡稱個別計畫環評)，個別計畫環評往往只能針對一項計畫獨立評估，忽視在時間與空間上，和這項計畫同在一個地區，過去、現在、且包括未來進行的其他計畫可能產生累積性之環境影響 (Cumulative Environmental Effects)，因此無法評估發展是否有超過環境承载力。要藉由 EIA 由下而上評估系統影響相當困難，如未來發展計畫可能帶來之衝擊難以或無法預測，則在時間軸上整體累積衝擊無法評估，且在目前評估計畫之時間點上亦難評估要預留多少承载力給後代子孫之未來發展。為達到可持續發展則各項發展不可超過環境承载力，要確保發展不超過環境承载力，則必須由上而下透過總量管制方法，以合理分配與使用環境承载力；然要有效進行環境管理，則自高階決策過程即需進行環境影響評估，因此，必須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 (Strategic Environmental Assessment, SEA 簡稱政策環評) 中。

總量管制是藉由考量累積性衝擊，建立合理分配承载力之管制手段。目的在確保環境資源的開發利用所帶來的累積衝擊，能在其環境可容受的範圍內進行之，期能降低不當之開發行為所導致之環境問題與災害，並維持社會正義與世代公平原則。永續發展為可持續滿足現在與下一代之需求，確保資源永續利用與避免對環境的破壞超過環境可自行修復能力，以有效的控制環境品質的水準。環境承载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。Barbier (1989) 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。因此在考量環境的承载力之下，進行合理的開發，以維護人類生存的環境品質；而對於自然資源的利用，應衡量其供給能力，以期自然資源的永續利用，是一相當重要的環境議題。

要確保永續性不退化則必須採取主動式將承载力依累積特性於以分配，再依分配量探討削減或管制新開發案，而非被動發生污染後再予

以消滅至承载力。此外，過去個別計畫環評（EIA）往往耗費開發者相當多之成本，雖有相關評估技術，然難以系統性之整體考量，本研究希望由承载力評估、總量管制與政策環評方法之建立，以簡化個別計畫環評之分析程序，並可確保環境整體承载力不被超用。研究中分別評估水質與水量之承载力與累積性衝擊，水質總量管制部分，本研究分析河川受到點源污染對 BOD 的累積影響與污染最佳分配，與非點源污染中氮與磷對水庫的累積影響及水庫對非點源污染之涵容能力。就水量方面，水量之總量管制以供給為限制，累積影響則是不同產業的累積需水量，可供的水量便是水資源的環境承载力。並藉由建立優化模式將總量最佳分配以作為未來 EIA 之評估依據。

本研究群目標在建立環境承载力模式與總量管制策略，本研究現階段是以流域為分析之空間尺度。配合總計畫目標，此子計畫研究重點工作包括建立水質與水量承载力模式，以評估環境承载力，並建立累積性衝擊之評估方法，做為環境影響評估之依據，及環境管理決策支援。

本報告書於第二章回顧過去國內外相關的研究，作為本研究之基礎，於第三章說明水量總量管制累積性衝擊評估等之方法建立，第四章則是說明水質總量管制評估方法，包含評估 BOD、氮氮與總磷等水質項目，第五章則是介紹政策環評之評估程序與環評矩陣表之修正建議，第六章則是將前述建立之水質與水量總量管制之方法應用於新竹地區之頭前溪流域，於最後一章將本研究相關結論進行討論說明。

## 第二章 文獻回顧

本章節主要回顧過去國內外政策環評的界定與評估流程，並介紹過去相關水資源系統評估方式，以及點源污染與非點源污染之特性，並列出過去曾做過相關的氮與磷的總量之評估方式。於最後一節說明總量管制、承载力與累積性衝擊之定義，與過去國內外評估方式，藉由過去的文獻作為本研究方法建立之參考。

### 2.1 政策環評

政策環境影響評估(Strategic environmental assessment, SEA)，能扮演將環境考量融入政策、計畫及方案制定過程中，可協助永續發展的推動(Sadler and Verheem, 1996)。SEA 對於開發行為具有補充、互補，並促使導向永續發展的作用(Therivel and Partidario, 1996)，也可協助研提累積性及非直接影響的減輕對策，及選擇與界定各種替代方案。

政策環境影響評估針對政策與方案(Policies, Plan & Program, PPPs)對環境影響進行評估，除了評估原提出政策外，亦分析替代方案。PPPs是具有層序性，政策是行為最終的依循準則；方案是執行政策的短程目標和行動；而計畫是一特定領域上的各種開發行為(Wood, 1991)。在歐洲已有越來越多政策環評(SEA)之經驗可供參考，為有效建立與應用政策環評，不同制度與案例之分析是重要工作。European Commission 支助計畫進行歐盟國家 SEA 之比較，主要分析目的在

- ◆ 導引未來 SEA 與指導資料之編撰
- ◆ 透過資訊交流與整理加強國家系統並改善 SEA 之品質

政策環評主要兩種不同的影響國家級的決策過程的機制種類。對於某些國家而言，政策環評(SEA)是將現有的環境影響評估(EIA)，提升至更高的國家決策階級，如果該國沒有環境影響評估系統，那政策環評將是涵蓋所有發展計畫的環境影響評估系統，簡單的說，就是政策環評其

實是高階層與涵蓋範圍廣泛的環境影響評估。另外一種為計畫導向的環境影響評估(EIA)，這類環評多半為計畫級階層，一般而言多半分開獨立執行。到目前為止沒有特別有效的證據證明哪一種比較有效率。

不同形式之 SEA 細部特性可能截然不同，但如果詳加剖析環評法制體系組成程序單元，可以推論：理想的 SEA 制度也應涵括「篩選」、「範疇界定」、「預測」、「諮商」、「公眾參與」、「減輕影響及監測」等作業程序（UN Economic Commission for Europe, 1992）。對於評定或界定不同「替代方案」及「影響之顯著性」，可能不同於個案 EIA 僅固定在某些行動層次，SEA 可在不同之政府部門層級間或規劃行動層級間進行評估。

SEA 為 EIA 之上位評估工作，其除了確保政策不影響永續力外，亦可簡化 EIA 工作。達成上述目標工作包括推理機與模式庫、及資料庫與知識庫之建立。SEA 評估流程第一步驟在判別那些政策需要逕行那些項目環境影響評估，可由推理機結合評量矩陣判斷；第二步驟提出可能之後續計畫；第三步驟根據選定項目針對個別計畫進行預測性評估；第四步驟為建議替代方案與建立個別 EIA 之限制條件。下表為各國 SEA 之方法。

根據表 2.1.1 目前世界各國有提出 SEA 之架構與方法來看，仍有許多國家並無標準方法，有採用之方法中除了美國與紐西蘭採用計畫 EIA 方法外，大部分利用專家建立 Checklist or Check matrices。然 Checklist or Check matrices 為定性評估，其評估結果無法為後續 EIA 之依據。

實施 SEA 可能遭遇之問題，首先在技術層面上，由於政策或策略之未來走向存有發展空間，且涉及之課題層面複雜，在性質、程度、區位上可作為背景之資訊或預測之參數數據可能嚴重不足，並且成功之案例或經驗模式也甚稀少。其次另一層面，由於政策或策略決定過程中所具有之動態特性，時空不易設定、範疇不易界定、政策間之相互影響不易詮釋，民眾參與更將使決策分散化與多元化等問題，也為研擬制度時需面對之課題增添許多變數，且中外皆然（環保署，1995）。

表 2.1.1 各國在 SEA 上之研究

	Application	Procedure	Methodology
Canada (federal)	Policies and Programs	Discretionary	No guide
USA (federal)	Programs Plans	PEIS	Project EIA
Netherlands	Programs Plans Policies Other gov't Proposals	EIA  E-TEST	Project EIA  Checklist SD criteria
Britain	Programs Plans Policies	Guide	Checklists/Matrices Consistency analysis Economic approach
Denmark	Programs Plans Bills and Other gov't Proposals	Planning EIA SEA	Checklist SD criteria
Sweden	Programs Plans Policies	Planning EIA	No guide
Germany, France	Programs Plans Policies	EIA	No guide
New Zealand	Programs Plans Policies	RMA	No guide
Australia	Programs Plans Policies	EIA	No guide

Adapted from Partidario (1995)

E-TEST: Environmental test; RMA: Resource Management Act; SD: Sustainable development.

EIA is used in this table to be consistent with the formal terminology adopted in the country.

## 2.2 水資源

在水資源系統方面，水資源的問題通常屬於會隨時間性變化的，並非靜態系統，因此在分析上其系統是非常龐大以及複雜的，系統動力學便是解決動態問題最佳工具之一，由於系統動力學架構簡易又具有效率，不需要很多複雜的數學式子，加上以圖形來建構整個系統，使得整個系統是非常一目了然。

因此近幾年來對於水資源系統的問題，不論是國外或國內都有很多研究報告，是利用系統動力模式作為架構，例如 Palmer and Palmer et al. 之河川流域管理計畫 (Palmer 1994; Palmer et al. 1993, 1995)、Keyes and Palmer (1993) 之乾旱研究計畫、Matthias and Frederick (1994) 探討沿海地區海平面上升之情況、Fletcher (1998) 針對水資源缺乏時之管理系統、Simonovic et al. (1997) and Simonovic and Fahmy (1999) 在埃及針對 Nile River 作長時間水資源之規劃及水資源政策的分析、陳明業 (2002) 「淡水河水資源系統動力模式與永續管理策略之研究」、詹麗梅 (2001) 「區域供水系統系統動力模型建立與策略評估-以大基隆供水區為例」，都採用系統動力模式來建構水資源系統，可見系統動力學近年來受到重視之程度。

另外針對水資源系統供水潛能分析，一般常以缺水指數 (SI) 等於 1 作為供水標準，經濟部水資源局 (1998) 委託中興工程顧問股份有限公司所作之「台灣地區南部區域水資源綜合發展計畫專題報告[四]地表水資源運用現況及其供水潛能」即採用 ARSP (Acres Reservoir Simulation Package) 模式為水資源調配模式，缺水指數 (SI) 等於 1 作為其供水規劃準則，計算台灣南部地區水資源系統可供水量。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。



## 2.3 點源與非點源污染

有關環境污染問題在水體方面通常分為點源污染和非點源污染，點源污染主要包括城市生活廢水和工業廢水污染，通常有固定的排污口集中排放。非點源污染是相對點源污染而言，是指固體和溶解的污染物，其來源可為農業迴歸水、山坡地開發、土地不當利用、都市公路之人類活動、空氣汙染等，從非特定的地點在降水或融雪沖刷作用下，透過逕流過程而流入所受納水體（包括湖泊、河川、水庫和海灣等）並引起水體的優養化或其他不同形式的污染。農業非點源污染是一種間歇發生，隨機性，不確定性很高的複雜評估過程，估算其發生負荷的難度大，且由於非點源污染空間差異大，分佈範圍廣，且影響因子複雜等，難以有效的監測與控制。因此在非點源污染的總量管制上不確定性極高，此研究希望加入風險評估，提供管理者有一明確的參考依據以管理水體的水質。

根據國內外許多相關報告顯示，河川總污染量的 50% 至 70% 的來自於非點源污染，所以河川中的非點源污染相對比點源污染來的重要，且農業施肥對水體影響越來越嚴重，因此各國對於氮與磷也都分別提出管制策略。非點源污染為牽涉到水資源保育和土地資源管理的重要課題，長期以來對水資源的關切常著重在開發或利用上，污染防治策略則偏重點源污染的探討，忽略非點源污染的潛在影響，使許多水源保護和河川整治的工作遭遇瓶頸。因此應針對本土地區儘速了解非點源污染的特性，及其在水資源規劃管理中的重要性。電腦模擬模式為估算非點源污染程度和界定污染可能來源的有利輔助工具。（杜慧莘，1997）

非點源汙染控制方法可分為兩大類，預防方案及治理方案。預防方案是以減低輸入水體之外來污染源為主，但是這些經由暴雨產生的逕流所輸送的分散性污染物，產量及延時相當不規則而難以預測，所以非點源汙染的控制，最好在污染源就加以減少或消除，也就是所謂「源頭控制」的策略（高正忠，83）。表 2.3.1 為過去相關研究中對氮與磷之總量管制研究。

本研究中分別將以 GWLF 與 QUAL2e 模式，推估集水區中可能產

生之非點源污染量與非點源污染在河川中傳輸情形。評估在符合水質標準下，各個子集水區所能分配到的污染產生量，進而計算單位面積的污染負荷，作為環境影響評估審查之基準。

表 2.3.1 氮與磷總量管制相關研究

編號	模式名稱	模擬區域	評估項目	備註	資料來源
1	WASP5	Transquaking River (Maryland)	這個 TMDL 的目標是希望能降低葉綠素 A 的濃度，維持 DO 的濃度在要求的標準上。	該河川因過多的營養鹽造成水藻生長過於茂盛，無法達到溶氧標準。	Water quality modeling for wasteload allocations and TMDLs
2	Vellenweider	水庫	此案例是用來說明對水庫造成影響的總磷，點源與非點源污染分配的說明。	此案例是以假設可控制非點源污染消滅 33%，推估點源必須進行的消滅。	United States Environmental Protection Agency, Protocol for Developing Nutrient TMDLs, 1999
3	GIS 結合簡單的污染傳輸數學模式	漢江中下游	農業非點源污染的氮與磷負荷	農業的磷肥所造成的河川水質嚴重污染。	Acta scientiae circumstantiae, Vol.22, No.4, 2002.
4	WARMF	水庫	總磷的 TMDL	評估火力發電計畫對水庫總磷的影響	Environmental Science & Policy, 2000
5	AGNPS 與 Vellenweider	寶山水庫	總磷的 TMDL	評估上游農業施肥對離槽水庫優養化之衝擊。	高正忠，1994，總量分析模式之建立 (I)，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。
6	LAQUA	Bayou Boeuf river	營養鹽之 TMDL	主要是針對溶氧與營養鹽的問題進行改善，評估在不同季節各污染源所允許的污染排放量	Bayou Boeuf TMDL for Dissolved oxygen and nutrients including point source wasteload allocation and watershed nonpoint source load allocations. 1999.
7	AVGWLF	集水區	總磷的 TMDL	將 GWLF 結合地理資訊系統之模式	*Barry M. Evans etc., AVGWLF users guide, 2001.

## 2.4 總量管制、承载力與累積性衝擊

總量管制係指基於容受力觀念下，某一地區於一定期間內，在不影響其環境與生活品質的情況下，所能容納的最大人口(汙染)增量，並就此一人口(汙染)增量透過管理策略與開發許可，加以管制其環境(土地)開發之區位、汙染排放總量及品質之謂。總量管制之目的在於導正過去可發展用地之計畫供給量(排放汙染許可量)過大所形成之資源浪費(汙染過量)問題。

容受力觀念之運用便是說明環境開發有其極限，此一極限反映地區在不違反自然能力與實質條件下，所能確保環境品質與環境保育免受破壞之最大服務人口門檻與活動量。換言之，容受力便是提供估算限制面因素能承受人口成長(汙染增量)及開發活動的最大總量。

總量管制目前在水汙染方面運用，依水汙染防治法第九條規定，水體之全部或部分，有下列情形之一，省(市)主管機關應依該水水體之涵容能力，以廢(污)水排放之總量管制方式管制之：一因事業密集，以放流水標準管制，仍未能達到該水體之水質標準者。二需特予保護者。

總量管制便是藉由系統分析的優化原理，藉由目標函數與限制式訂定將環境承载力做最佳之分配，在水質方面便是在水質標準之限制下，考量公平性與效率等因素，將涵容能力最佳分配。國內外對於總量管制過去有部分相關之研究將於下面文章中分別介紹之，以作為後續研究中進行總量分配模式建立之依據。

謝毓玲(2001)發展一個模式來分析工業區汙水處理廠與河川水質的關係。此模式分為三個部份：(1)利用「灰預測」來估計工業區廢水的成長，(2)採用一個水質模式來計算所選之河川各支流及各汙染源(含工業區所排放的廢水)對該河川水質的影響，並利用「灰色規劃」來求在符合河川涵容能力下的汙染量，(3)分析工業區內公共汙水處理廠處理容量在總量管制下的極限(及可擴充的年限)。

目前水汙染防治法未就總量管制策略規劃及評選之流程與準則加以規範界定，所以李奎麟(1996)發展一套系統化的河川流域總量管制

流程及是否實施總量管制之篩選與排序準則，並根據所規劃出之流程發展與建立一套擴充性佳之交談式河川流域總量管制管理系統，在 Windows 作業環境下結合 MapInfo 地理資訊系統與 Excel 試算表之功能，其可用來做為研擬河川流域總量管制策略之工具。系統並提供之五種污染負荷分配方法，此五種方法分別為「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」與「分區等濃度法」。然如何將過去、目前、未來活動之累積影響列入考慮，為本研究將加強之部分。

過去高正忠教授（1992）則是利用 QUAL2E 模式進行水質模擬，亦是採用上述四種總量管制方案，以建立其管理數學模式，以東港溪為案例說明。研究中並以多目標規劃模式推求總量，其目標函數為水質、成本、公平性與 BOD 曲線下之面積等四大決策目標，以理想解之最短距離法之決策理論對於所得結果作進一步分析。另外高教授（1993）亦於利用 AGNPS 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。

過去高正忠教授（1992）則是利用 QUAL2E 模式進行水質模擬，亦是採用上述四種總量管制方案，以建立其管理數學模式，以東港溪為案例說明。研究中並以多目標規劃模式推求總量，其目標函數為水質、成本、公平性與 BOD 曲線下之面積等四大決策目標，以理想解之最短距離法之決策理論對於所得結果作進一步分析。另外高教授（1993）亦於利用 AGNPS 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。

在水污染防治管理與排放分配(Waste Load Allocation)的研究上，最重要的工作之一是如何在各項水質與社會限制條件下，創造最大社會利益。在過去的水質污染管制的優化研究中，最低削減成本一直都是此類

研究最常被採用的目標函數。從早期的 Sobel 在 1965 年以水質提升最小成本為目標函數，Liebman 也在 1966 年以最小污染削減成本為目標函數，另外在 Charles 等在 1968 年則是以污水處理廠的總處理費用最低為目標函數。在 70 年代，大多數關於污染管理的研究，也都是以最低污染削減成本為主要目標函數，Ecker 分別在 1971、1975 年的研究中，都還是為持以最低削減成本為目標函數為主，Glenn 在 1972 年要求在滿足各檢查點的 BOD 下，以 BOD 去除率最小成本為目標函數。之後的研究包括 David (1973)、Bayer (1977)、Lohani (1979) 等都是以污染削減成本最小為目標函數。在國內，張乃斌與蕭代基於 1999 年，同樣以污染防制成本最小為目標函數。另外，多目標規劃問題中，污染削減成本都是其中的重要目標項之一 (Neely (1975), Sakawa (1977), Lai (1994), Lee (1996))。另外，污染排放分配的公平性，是近年十分受到重視的污染管理重點之一，在 1976 年 Brill 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。Chadderon 在 1985 年提出 22 種不同的考慮公平性的方法。在國內方面，高正忠於 1997 年整理出 7 種的排放分配模式，並以公平性為目標函數。

累積性衝擊(cumulative impact)是由美國環境品質協會(Council on Environmental Quality ,CEQ)所提出，要求環境影響說明書中必須評估環境可能遭受之累積性衝擊，並於國家環境保護法案(NEPA)中明文定義累積性衝擊。評估累積性衝擊方法目前尚無明文規定或標準程式，過去評估累積性衝擊多著重於開發案計畫對濕地與水質等影響。

“累積性(cumulative)”與“累積性影響(cumulative effects)”都已廣泛的使用在環境衝擊評估。目前蒐集文獻中常見的累積性衝擊之定義，大多來自於美國環境品質委員會(CEQ)在國家環境保護法案(NEPA)與歐盟(EC)，過去之研究對累積性衝擊之定義大同小異，只有部份些許不同，下面分別列出目前所蒐集之各個文獻中，所提到之累積性衝擊說明。

### 美國環境品質委員會(CEQ)

不論哪一個機關組織(聯邦或非聯邦)或個人所執行的活動產生的

影響，加上來自其他活動不論過去、現在及可合理預見的未來，而增加其原來的影響稱之。累積性影響剛開始本身的影響較為是輕微，但經過一段時間的累積，則會變為顯著性影響的活動。(Section 1508.7 of NEPA 國家環境政策法, 1969) (黃光輝,1998)

### 歐盟 (EC)

歐盟的環境影響評估管理方針上已指出環境影響評估 (EIA) 需包含：在環境方面上提議的計畫案可能產生的顯著影響的描述，而且這項敘述應涵蓋計畫案的直接與任何間接、二次、累積、短期、中期與長期、正面與負面的影響。(Directive 85/337/EEC, Annex III) 歐盟在評估累積性衝擊時，同時考量了之間接性與相互間的衝擊的影響，這是在美國雖在 NEPA 中提及，但相關的環評研究中並無考量。

開發計畫的活動對資源所造成空間與時間性之累積影響，以下圖 2.5.1 說明之。圖中右邊示意圖在空間上之累積性影響是指在一特定範圍內 (集水區)，活動 1 的進行對範圍內位置 A 將產生衝擊，而另一項活動在同一範圍內但不同地點進行，將對位置 B 造成衝擊，雖此兩項活動位屬不同位置，但兩項計畫影響的都是特定範圍中的同一項資源 (水質或土地)，故對該項資源而言，便已產生累積性衝擊。而圖 2.4.1 的左邊描述在時間上累積影響則是指在一特定範圍內 (集水區)，活動 1 的進行對範圍內資源產生破壞，但經過一段時間後，資源所遭受的影響，因生態系統有自行修復的功能，而降地資源原本所遭受的衝擊，若此時又有新的開發計畫 (活動 2) 加入此特定範圍內，將使資源有遭受到另一次衝擊，將過去一段時間在此範圍內的活動計畫加上新的計畫，對相同資源所造成的衝擊便是時間上累積性影響。

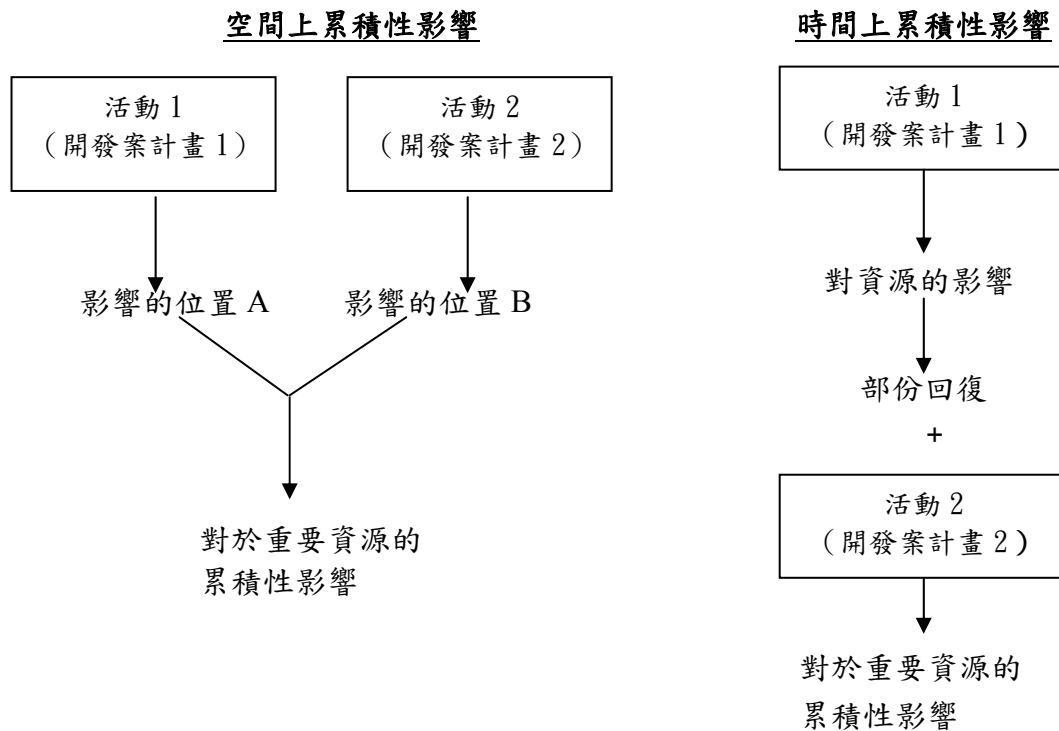


圖 2.4.1 開發案在時間與空間上累積性衝擊示意圖

本研究依據美國 CEQ 對累積性衝擊之定義，進一步應用評估頭前溪流域與客雅溪流域於河川水質方面所遭受到之累積性衝擊，本研究是以集水區作為評估範疇，對累積性衝擊之定義是指

“在一系統中過去、現在及可合理預見之未來，所有之開發行為與活動，由於資源使用與污染排放，在時間上或空間上對系統中之總和影響，稱之為累積性衝擊。”

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以推估涵容量，並可分析累積之影響是否有超過環境承载力之虞，以確保環境永續性。累積性影響應評估之活動行為包括：

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

當過去與現在之開發行為，影響著相同之資源，其對環境中該項資

源所造成的衝擊，將造成累積性之影響，如下圖 2.4.2，圖中 A 案例為新的現在與過去開發的行為，當加入新的行為，如 B 案例時，當新的開發行為加入、過去開發行為與未來開發行為，累加在一起時，因有直接性、相互間影響與累積性影響，而造成衝擊性相程度不單只是累加的衝擊性，可能產生的衝擊大於新舊開發案的衝擊，在案例 B 中因尚未超過承载力（涵容能力），故新的開發案加入此環境中尚可接受，在此情形下，各地區之開發案便可所分配到允許污染排放量，但案例 C 應原有的開發案就已相當接近承载力之界線，故新的開發案加入，將造成環境無法承擔嚴重之衝擊。在此情形下，各地區所分配到的則是污染削減量，各開發案必須進行污染削減計畫，以降低環境的衝擊性。圖中案例 D 案例相當目前台灣的河川水質情況，因過去與現在的過渡開發與工廠排放污染量過大且處理不當，而造成目前的水質已超過環境承载力，無法接受新的開發計畫所造成的衝擊。

因目前許多河川水質情形已超出承载力，故目前政府應針對現有的已開發的計畫進行污染削減的政策，降低污染的累積性衝擊，藉由河川可自淨的功能，使河川水質可容許未來開發案所排放之污染量，以達到世代公平性之原則。

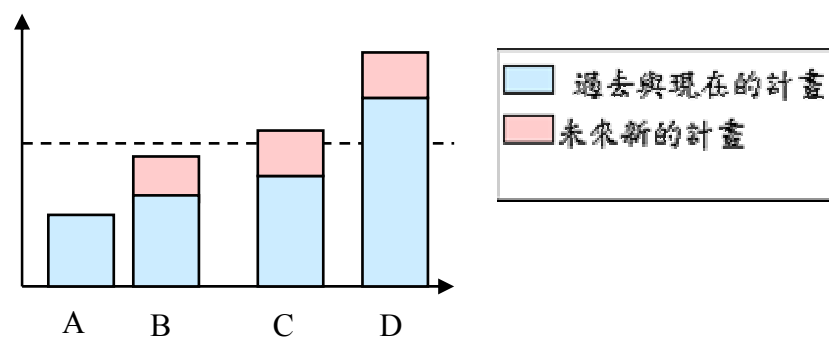


圖 2.4.2 過去、現在及未來所造成之累積性衝擊



## 第三章 水量總量管制評估

本章節主要介紹水資源承载力與累積性衝擊評估方式，進而應用系統動力模式建立水資源系統，並結合優化模式評估供需水量作為總量管制與分配之依據，3.1 節說明水資源之承载力與累積性衝擊，3.2 節則是說明系統動力模式於此研究上之應用，3.3 節則是水量分配之優化模式架構，3.4 節則是水量總量管制之策略。3.5 節則是考量未來雨水儲集系統加入，對可供水量之影響。

### 3.1 水資源環境承载力與累積性衝擊

#### 一、環境承载力

環境資源在發展之初或可全數提供發展所需，然在快速發展之後，漸漸達到環境資源之再生能力之極限，結果不是造成環境退化，即是造成發展遲滯甚而崩潰。過去台灣在發展階段，中央最高水資源主管機關隸屬於經濟部，以作為經濟發展之幕僚單位，協助經濟發展計畫所需之水資源供給，水資源政策以需求領導開發。然隨著經濟社會快速發展，水資源供給已是捉襟見肘，目前許多工業區規劃均受水資源供給限制而發展遲緩，或水資源開發政策，如美濃水庫，引起環境保育疑慮而停擺。藉由總量管制與累積性衝擊評估，可作為管理層面的依據，可使決策者有效的掌握可用與妥善的分配水資源，水量之總量管制以供給為限制，累積影響則是不同產業的累積需水量，可供的水量便是水資源的環境承载力。

以永續發展精神看待水資源管理議題是相當清晰，水資源管理脫離不了環境承载力與累積性影響，而在管理層面仍是以總量管制為原則。水資源之環境承载力即是可供水量，而累積影響則是不同產業累積需水量，總量管制之精神在以供給為限制，訂定影響需求之發展計畫。而一個水資源系統之可供水量之界定，並非等同於河川流量、或是淨水廠處理容量之總和、或是水庫蓄存容量之總和，而是需考慮整個水資源系統

相關供水的方式，例如水文、氣候、水庫、攔河堰、淨水場等系統性整合，都會影響到水資源之可供水量。那要如何定出水資源之可供水量，即所謂之環境承载力，首先先建立一水資源系統動力模式，透過系統動力模式，模擬水資源系統真實情況，如此便能藉由此模式探討各種不同輸入下，現實生活中水資源系統會產生何種結果。一旦將模式建立起來，先以計畫供水作為需水量，將歷史流量代入水資源系統動力模式中，計算其缺水指數或相關服務準則指標基準，若指標未符合供水規劃準則，便將計畫供水作修改，再重新模擬，一直到其指標能符合預定之供水規劃準則，此計畫供水之值即為整個水資源系統可供水量，也就是此水資源系統之環境承载力。

水資源系統之供水規劃準則若採取非常嚴苛之條件，會使得可供水量非常低，並不符合經濟效益原則，發生缺水情形是普遍存在的，需要關心的是缺水情形是否在可容忍之合理範圍內，例如將供水規劃準則訂作是完全不發生缺水，也就是在真實情況下每一個時間點水量都能滿足計畫供水，這樣是不合理的，因為有可能在某一個時間點上其實水源是不足以符合計畫供水，但是由於其供水規劃準則訂作過於嚴格，導致需要修改計畫供水，調低計畫供水之值，而使得可供水量之值過於偏低，本研究在公共用水上依據過去規劃慣例，先使用年缺水指數作為供水準則。缺水指數定義如下

$$SI = \frac{100}{N} \sum_{n=1}^N \left( \frac{D_i}{S_i} \right)^2 \quad (3.1.1)$$

其中 SI 為缺水指數(shortage index)，N 為模擬總年數， $D_i$  與  $S_i$  分別為年缺水量與年計畫供水。

缺水指數主要是在描述年缺水量與年計畫供水間之關係，以缺水率(年缺水量/年計畫供水)的平方來呈現年缺水之程度，再將年缺水率平方，主要的目的是要將不同年間之缺水狀況平均化，對於較嚴重之乾旱狀況給予較高的權重；而一般常以缺水指數(SI)=1 之狀況下作為供水規劃準則(約 1 百年平均每年缺水 10%)；因此本研究將以缺水指數(SI)=1 之情形下，推估水資源系統整體之可供水量，也就是此水資源系統之環

境承载力。

然而由於各標的用水使用情形不同，對水質的要求也有所差異，農業用水所需為原水，而工業、民生用水則需經由自來水處理過後之清水，因此在評估水資源系統之可供水量上必須考量其差異；其用水特性之不同，在農業用水方面，若採用缺水指數(SI)來評估農業用水缺水情形並不適合，主要是缺水指數(SI)是採用累加的觀念來計算缺水量，在某一時期內缺水情形非常嚴重，用缺水指數(SI)累加的方式來計算缺水情形，會使得若有另一時期水量非常充沛，造成可彌補這其中的不足，然而農業用水在插秧時期時，若水源不足會嚴重影響其後的產量，並不能藉由下一時期之充沛水量來補其不足，因此採用缺水指數(SI)來評估農業用水無法反應農業用水之特性，因此本研究將定義一農業可供水指標(ASI)如下式，來作為農業用水之供水規劃準則。

$$ASI = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left[ \prod_{j=1}^n \left( \frac{D_{aj}}{S_{aj}} \right)^{\lambda_j} \times 100\% \right]_i$$

## 二、累積性衝擊評估

累積性影響評估在水量一項即是不同土地利用所累積之用水需求。一般用水量需求可分成農業、工業、與民生。農業需水量推估可利用氣象資料推算單位面積合理用水量；工業可依產業別計算單位面積合理用水；民生用水則可根據人口數與每人每日用水量計算。集水區之累積需水量即為三者之總和，其推求簡單說明如下。

### (1) 農業用水

水田為台灣主要農作物，其灌溉用水為農業用水之大宗，本研究針對水田灌溉特性說明灌溉用水評估模式，其他旱作可以相同程序進行推估，惟需要引用不同之作物蒸發散係數。灌溉用水可先利用 Hamon 公式計算作物之潛能蒸發散量，即作物需水量，再透過田間水平衡關係估算田間需水量，最後考慮輸水損失下決定灌溉需水量。

合理灌溉需水量應先決定作物需水量，再決定田間需水量，最後在考慮輸水損失下推估合理灌溉需水量，根據水資源局的研究報告(1997)

灌溉需水量可由(12)式決定：

$$\text{灌溉需水量} = \text{田間需水量} \times \text{輸水損失係數} \quad (3.1.2)$$

灌溉主要是以人工的方式來補足降雨的不足，因此，灌溉水量主要是滿足有效雨量不足的部份。此外，在水田中通常會有滲漏，而滲漏會減少土壤中作物可利用水分，因此，灌溉水量也必須考慮滲漏量。田間需水量的計算方式可以透過下式決定：

$$IR_t = \begin{cases} 0 & \text{if } W_t + Pe_t \geq ET_t + PC_t + D_t \\ ET_t + PC_t + D_t - Pe_t - W_t & \text{Otherwise} \end{cases} \quad (3.1.3)$$

式中的  $IR_t$  (mm/day) 即為每日之田間需水量， $ET_t$  (mm/day) 為作物蒸發散量， $PC_t$  (mm/day) 為滲漏量， $Pe_t$  (mm/day) 為當日有效雨量， $W_t$  (mm/day) 為期初田面蓄水深度， $D_t$  (mm/day) 為湛水深。當不考慮湛水深時，上式中的  $D_t$  即為 0。利用上述方法配合生長期預測可推估單位面積在一年之農業灌溉需求。

## (2) 民生用水

本研究針對生活用水之需求推估採用以下的公式：

$$\text{自來水配水量} = \text{人口數} \times \text{普及率} \times \text{每人每日用水量} / \text{售水率} \quad (3.1.4)$$

其中普及率為實際供水人口佔行政區人口之百分比，等於[用水人口數÷供水區人口數×100%]；而每人每日用水量為{售水量÷ [(上年底供水人口數+本年底供水人口數)/2]/365 天}；售水率係指售水量與出水量之比值。

## (3) 工業用水

水資會於民國 63 年開始逐年向有關機構蒐集相關資料，以單位面積日用水量級工業面積推估工業用水量，其採用之估算方式如下：

$$\text{年需水量} = \text{單位面積用水量} \times \text{工業面積} \times \text{年工作天數} \quad (3.1.5)$$

其中單位面積日用水量可依據水資會”工業用水量估計方法之檢討”，於民國 72 年 11 月 17 日邀集有關單位研討商訂所得之標準。當時決定以民國 65 年、70 年普查資料加上水資會自行抽樣調查資料相加，再以算數平均值求算之。台灣地區工業面積之估算，原則上係於舉辦工商普查資料為基數，再利用工業局各年工業局各年工業面積增減數調整而得。年工作天數以行政院主計處編印之”中華民國統計月報”各業別平均工作時數資料，依平均每日工作 8 小時之標準，換算為各業別之年工作天數。工業用水量需求依現有工業用地用水成長、新增工業用地（開發中、已編定、編定中）用水、規劃工業區用水、電力事業用水來推估。

現有工業用地用水成長推估，工業局「台灣地區工業專用供水系統整體規劃」利用水資會模式推估各工業區用水量資料，根據此項資料配合目標年開發完成百分比，即可計算各工業區目標年用水量。自來水公司推估工業用水量是以工業區單位面積飽和需水量作為推估之依據，並依各工業區之地點、工廠性質、特性分別訂定用水標準。一般而言，工業區開發完成後，並未立即全部設廠並開工使用，所以自來水公司通常認定工業區開發完成十年用水量才達飽和用水量之 75%，再十年用水量才達飽和用水量。工業局推估數據較自來水公司為高，因為包含了自行取水量，因此取用自來水公司所推估之數據為自來水系統供應量。

零星工業用地用水包括其他縣市政府或工業興辦人之已開發工業用地與供廠商自行設廠用地，以及都市計畫工業用地與非都市地區丁種建築用地之工業用水。本項零星工業用地用水，係依自來水公司歷年工業用水配水量，利用統計分析，再依成長趨勢預測目標年用水量。

### 3.2 水資源系統與系統動力模式

系統動力模式中，最主要的三個原件分別為儲存(stock or level) 、流量(flow or rate) 、助動(converter or auxiliary)元件，而元件之間則以具有箭頭線段鍵結，以表示原件間相互關係。儲存是描述系統中的資源量，也就是描述在特定的時間內量的變化情形，在此研究中便以水庫或攔河堰作為儲存。流量則可以告訴我們儲存變化的情形，所以儲存量之

變化會受到流量的影響，像是水庫的入流量、蒸發量、標的供水量，便是流量的一種，流量可能是增加儲存量的(水庫的入流量)，亦可能是出流量以減少儲存量(蒸發量)。助動原件則是應用於輔助描述儲存或流量，例如攔河堰的操作規則等。

因此系統動力模式是一個非常適合應用於水資源系統的研究方法，系統動力學與時間演進具有密切的連動關係，因此非常適合於應用在與時間演進有關之課題研究，水資源系統亦與時間有密切之關係，再加上系統動力動態學之軟體(如 Vensim)在操作上亦比一般的語言程式簡單，其優勢在於運用視窗化的圖形操作介面可輕易的建立起所需的系統模式架構圖，系統的整體架構和連接關係均透過圖形清楚的呈現，同時每一元件亦只需建立其數學函數關係方程式即可反映出其隨時間之變化特性，所以操作起來非常方便且容易上手；水資源系統架構是非常複雜，但若是能將每個相關因子原件化，並賦於適當之數學式，再將這些原件組合起來成一個系統，便可建立一水資源系統動力模式系統，並透過此水資源系統動力模式，能輕易地針對各項策略，探討水資源系統變化之情形。

### 3.3 水量總量分配之規劃模式

本優選模式主要目的是希望建立以單位面積水量分配量為變數，在滿足各項既定水權、淨水廠限制等水量要求條件下。創造整個流域最小缺水指數以及在每個土地利用與各集污區之間，創造最為公平的水量分配。在本模式中有具隨機特性的變數。針對這些隨機因子，本模式將利用歷史統計資料與 chanced constraints 的方法，將兩者合併於隨機限制條件中。以下就針對模式的各部分，採取進一步的說明。

#### 目標函數

缺水指數普遍被用來表現缺水嚴重程度的大小。本研究引用此指數為目標函數之一，期望推求在滿足各項水量分配條件下，可以達到流域中最低的缺水程度。本模式以每單位面積配水量(也就是每單位面積最大可配水量)為決策變數。整個集水區的缺水指數為每個集污區中每個

土地利用需水量與配水量差值（如果需水量小於配水量，則其缺水指數為 0）的平方和，其目標函數方程式如下。另外，由於不同土地利用的需水特性以及所產生的各種效益不同。本模式進一步針對不同土地利用，給予不同的給水權重  $\omega_k$ ：

$$\begin{aligned}
 \text{Min } Z &= \omega_1 \times SI + \omega_2 \times ASI \\
 \text{s.t.} \\
 SI &= \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \left( \frac{D_{di}}{S_d} \right)^2 \\
 ASI &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left[ \prod_{j=1}^n \left( \frac{D_{aj}}{S_{aj}} \right)^{\lambda_j} \times 100\% \right]_i \\
 S_d &= \text{Domestic} + \text{Industrial} \\
 S_{aj} &= F(\text{weather}, \text{area}) \\
 D_{di}, D_{aj} &= F(S_d, S_{aj}, \text{streamflow})
 \end{aligned} \tag{3.3.1}$$

其中  $\omega_1$  與  $\omega_2$  為公共用水與農業灌溉用水缺水指數之權重； $S_d$  與  $S_{aj}$  為計畫公共用水與第  $j$  時期農業灌溉用水量； $D_{di}$  為第  $i$  年公共用水不足量，而  $D_{aj}$  為第  $j$  生長期農業實際灌溉用水。各用水標的需水量推估可如上面說明，而缺水量可再配合系統動力模式與流量資料再進一步分析。

### 限制條件

水資源的供水方面，總供水量的多寡取決於降雨量與水庫的調控，而供給的水源可分為經過淨水廠的自來水與不經過淨水廠原水兩種。在需求方面，分為農業、工業、民生用水三種。下面各項限制進行說明。

在需水量方面分為農業、工業與民生三種。不經過淨水廠處理的原水主要為農業供給用水 AWS(Agricultural Water Supply)，其並無特殊的供給限制。而供給工業與民生用水的自來水 ICWS(Industrial and Domestic Water Supply)則會受到淨水廠處理容量大小的限制。因此，自來水必須小於淨水廠最大可處理量 MWTC (Maximum Water Treatment Capacity)。另外，關於最大可處理量與濁度的關係，則需要進一步的參考資料，來建構其限制式。對於擁有水權的單位，其供水必須滿足其所

擁有的水權 WR(Water Right)

### 總可供水量

一個流域系統內的可供水量，其主要來源是來自於降雨所造成之河川流量、水庫蓄水量、地下水量等等。本研究主要針對以河川流量為主要供水來源之系統建立分析模式，進而計算整個系統之總可供水量。在進行總可供水量計算時，由於性質之差異，本研究將總可供水量分成「農業可供水量」以及「民生與工業可供水量」兩個部分。利用模式分別計算之後，再進行相加，最後加總之結果即為該之水資源系統的總可供水量。

### 可供水量的推求

#### 農業可供水量

農業的可供水量主要來自於灌溉需水量、畜牧需水量以及養殖需水量之總和，但是相較於灌溉需水量，畜牧與養殖的需水量所佔比例相當少，平均不到 10%，因此研究中之農業需水量將僅只限於灌溉需水量。根據前水資源局的研究報告(1997)指出，農業灌溉需水量可由式(3.3.2)來決定：

$$\text{灌溉需水量} = \text{田間需水量} \times \text{輸水損失係數} \quad (3.3.2)$$

田間需水量必須經過田間水平衡關係來估算，而輸水損失係數由於各地不同必須由實地量測才能取得，因此在相關資料蒐集較為不易的情形之下，在本研究中所使用之農業灌溉需水量，主要來自於前水資源局 1999 年之研究報告『台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫(II)』，該報告中以各灌區民國 81 年至民國 85 年之旬計畫用水量之平均值，作為各旬的需水量。因此在本研究中沿用上述報告書中的資料，在模擬求解各旬之農業需水量時，將旬平均的計畫用水量帶入。因此整年度之農業需水量（或是在計算 ASI 時，每一時期的農業需水量），將為各旬計畫供水之總和。



## 民生與工業可供水量

民生用水和工業用水雖然性質不同，但是就供水的角度而言卻都必須先經過淨水廠的處理，因此民生與工業之可供水量可視為一體來考慮，將該年度之民生需水量以及工業需水量計算之後相加，即可得到民生與工業之可用水量。

在民生需水量的部分，根據前經濟部水資源局的報告（1999）指出民生需水量可以利用的公式（3.3.3）進行計算：

$$\text{民生需水量} = \text{總人口數} \times \text{普及率} \times \text{每人每日用水量} / \text{售水率} \quad (3.3.3)$$

其中普及率為實際供水人口佔行政區人口之百分比，等於 $[\text{用水人口數} \div \text{供水區人口數} \times 100\%]$ ；而每人每日用水量為 $\{\text{售水量} \div [(\text{上年底供水人口數} + \text{本年底供水人口數}) / 2] / 365 \text{ 天}\}$ ；售水率係指售水量與出水量之比值。在本研究中利用『台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫（II）』報告書中，民國 81 年到民國 85 年之資料進行各年度之計算在求取平均值，用以作為系統內民生需水量的值。

在工業需水量的部分，水資會於民國 63 年開始逐年向有關機構蒐集相關資料，以單位面積日用水量及工業面積推估工業用水量，其採用之估算方式如下：

$$\text{年需水量} = \text{單位面積用水量} \times \text{工業面積} \times \text{年工作天數} \quad (3.3.4)$$

在本研究中同樣利用『台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫（II）』報告書中，民國 81 年到民國 85 年之資料進行各年度之計算在求取平均值，用以作為系統內工業需水量的值。

最後將民生需水量以及工業需水量相加便可以得到系統內部民生與工業之可供水量。

### 3.4 水量總量管制策略

前面章節已說明如何在考量公共用水與農業用水之分配權重下決定可供水量之總量。然後再根據各標的用水，制定出其適合之總量管制

方式，並藉由環境承载力與累積性評估來建立水量之管理機制。

要進行水量總量管制時，需先找出此系統的水資源總供給量，而在前述分別說明了如何推估農業用水、工業與民生用水可供水量，其供水規劃準則分別用農業可供水指標(ASI)、缺水指數(SI)來判定；另外各標的用水之間使用的情形是會互相影響，農業可供水指標(ASI)訂定較低之值時，表示農業用水可忍受較嚴重之缺水情形，那麼經由公共缺水指數(SI)等於 1 時，所計算出來之工業與民生可供水量便會提高；故本研究分別在不同之農業可供水指標(ASI)下，求出工業與民生之可供水量(當缺水指數 SI=1 時)之各種可能組合，將每一種組合之農業可供水量及工業、民生可供水量相加，最大值即為此水資源系統之環境承载力，也就是水資源總供給量。

農業用水方面，評估出農業可供水量之承载力後，再將此可供水量結合灌溉率，所謂的灌溉率就是 1cms 的水量可以灌溉多少面積的田地，進而推估出可灌溉之農田面積，此總共可灌溉農田面積即是農業用水總量管制的手段，當此可灌溉農田面積大於現況耕種面積，表示現況是不會超過環境承载力的，在未來的發展計畫中，可以容許更多之農田耕種面積，前提是要符合環境承载力之下所作的開發；反之，若農業可供水量所推估之可灌溉農田面積小於現況耕種，那麼在未來中就必須作消減計畫，也就是減少農田耕種面積，進而達到總量管制之目的。從另一方面來看，灌溉率 ( $R_A$ ) 的倒數成以期距 ( $T$ ) 即為農業灌溉用水之單位面積負荷 ( $\mu_A$ )，當總農業用水超過其可供水量，則可採取兩項主要措施，一為減少農業灌溉面積，一為改善灌溉率。

$$\mu_A \left( \frac{m^3}{area} \right) = S_A(m^3) / Area = \frac{1}{R_A} \left( \frac{area}{m^3/s} \right) \times T(s) \quad (3.4.1)$$

至於工業用水方面，由於不同之工業類別，其單位面積工業用水量會有所不同，因此先釐清研究區域內所有工業區類別及所佔面積，再乘上其單位面積需水量，算出研究區域內所有工業總需水量；另外透過水資源總供給量可知此區域工業方面之可供水量，將此可供水量與現況工業總需水量作比較，當可供水量大於工業總需水量時，表示現況發展尚

未超出環境承載力，在不超過環境承載力之下，未來工業需水量增加是被允許的，但要如何作總量管制，使得新開發計畫案不會超過環境承載力，將可供水量扣除目前工業總需水量後，此水量便是往後可允許開發之水量，未來一旦有新的開發案要加入，必須先了解開發案的工業類別，進而得到其單位面積需水量，再將可允許開發之水量結合單位面積需水量，求出可允許開發之工業面積；反之，若可供水量小於目前工業總需水量，則未來加入新的開發案時，必須作一些消減計畫，達到總量管制之目的。另可從分配角度進行區域發展規劃，即以不同產業單位面積用水負荷 ( $\mu_{I,k}$ ) 為決策變數，以工業可用水量 ( $S_I$ ) 為限制條件，再以經濟發展與社會公平為目標進行規劃，以達到工業區產業與單位用水負荷規劃，並據以維持工業供水總量管制目標。

$$S_I = \sum_{k=1}^{n_k} (\mu_{I,k} \times A_k) \quad (3.4.2)$$

其中  $S_I$  為分配給工業之可供水量； $\mu_{I,k}$  為產業別 k 之單位面積用水量； $A_k$  為產業別 k 之規劃面積。

民生用水方面，分配民生可供水量後，另外再結合每人每日用水量，可求出單位面積下可供水人口數，並與現況單位面積人口數，即人口密度規劃作比較，探討在目前之情況下，甚至可針對未來人口成長，評估其是否符合永續發展。同樣以分配角度來看，生活用水單位面積負荷 ( $\mu_D$ ) 如下式等於人口密度 ( $\rho$ ) 乘上每人每日用水量 ( $\varpi$ )，當區域規劃決定住商土地利用面積，配合可供水量，則人口密度與每人每日需水量為可優選之決策變數。

$$\mu_D \left( \frac{m^3}{Area} \right) = \rho \left( \frac{Capita}{Area} \right) \times \varpi \left( \frac{m^3}{Capita} \right) \quad (3.4.3)$$

上述分析流程為先分配用水於不同標的，然後再決定單位面積負荷。另外在水量方面，除了對各標的用水作一總量管制之外，總量調配也是未來管理重點，水量的調配指標的用水間的水量移轉，例如土地利用改變導致之用水特性改變，或直接將農業用水部分使用移轉給工業用水已提升經濟效益。由於各標的用水使用特性不同，再加上一流域內其各個土地利用情形不盡相同，分開探討是有其必要性；但其都有一個共通性，就是都以單位面積的方式來管制，不論是在農業、工業、民生方

面，之所以利用單位面積方式，除了與水質管理方面結合，這也是未來環境管理的方式，一個新的開發案，其單位面積可供給水量及可排放污染量是固定的，將此開發案的總面積乘上單位面積可供給水量便是此開發案之可用水量，乘上單位面積可排放污染量便是總排放污染量，這樣的管理方式不但方便，並藉由環境承載力的評估，可針對現況及未來情形，作一環境上的管理，進而達到永續性發展。然此類問題尚必須透過經濟面、社會面等各方面來探討及優化，本研究後續在水量分析研究將加強此部分。

### 3.5 雨水貯集系統

替代水源的開發除了可從需求面著手外，也可由供給面擴充，雨水貯集利用、污水回收再利用、河川回歸水、伏流水和海水淡化等皆是替代水源的一種型態，而在各式各樣增加水源的技術可供選擇下，雨水貯集利用可增加可供水量之來源，以增加可供水量之總量，且是一種能夠分散用水壓力、不需耗用能源且無污染、易於取得、無水權爭議、水質亦佳，且能保護環境的解決方法，並能夠避開大型集中管理計畫對環境所造成之惡性影響。雖然它缺少較方便的中央供水系統優點，但對於地表水及地下水缺乏的地區而言，它卻是一個很好的取水方法，因此雨水貯集與利用可說是未來重要的替代水源之一。

雨水貯集利用系統在總量管制上扮演什麼角色，當一水資源系統藉由不同標的用水之其供水規劃準則求出可供水量，也就是此系統之環境承載力時，代表的是在環境承載力固定之條件下，如何去管理所有的總資源量；雨水貯集利用系統則是屬於累積性影響範疇之內，不過並不像前述所提的用水需求提高，而是較類似消減方案。以一個地區若要加入新開案方面來看，一個新的開發案要投入此系統時，除了採用單位面積管理的手段，藉由單位面積可供水量和單位面積污染負荷量來推測此開發案是否不超過環境承載力，是否符合永續發展，另外也可以針對單位面積需水量作消減，雨水貯集利用系統便是一例。例如：某一地區之一特定類別工業單位面積可供水量為 100 單位，而此時有一此類別工業新的開發案要加入，但其單位面積需水量為 125 單位，很明顯地！此開發案無法通過，不符合總量管制策略；因此若在此開發案加入雨水貯集利

用系統，善加利用貯集之雨水，使得每單位面積需水量減少 25 單位，那麼此新的開發案則符合總量管制的限制，得以投入開發，就類似累積性影響中消減方案，其實不只是雨水貯集利用系統，廢水再利用、提高循環用水的使用率，都可以減少單位面積需水量，進而使得其符合永續性發展。

若就現有環境狀況來看，例如將這個地區的人口密度乘上每人每日用水量，就是單位面積的生活用水需水量，假使等於 300 單位，而生活用水單位面積負荷假使也等於 300 單位，此時在此地區建置一雨水貯集利用系統，可以使得單位面積生活用水需水量減少 50 個單位的話，那麼在這個地區就可以多出 50 個單位的可用水量，而此可用水量甚至可分配到其它的用水，例如經濟效益較高的工業用水，而使得工業發展有更大的彈性，創造更好的利益，因此若妥善規劃雨水貯集利用系統的話，相信會帶來更多的益處。

## 第四章 水質總量管制評估

近年來因工業發展快速，造成過渡的應用有限資源以及嚴重的污染排放，超過環境的自淨與恢復能力，使環境逐漸惡化。在河川水質方面，因工業區成長而持續增加的工業廢水，雖然排放標準加嚴，個別排放量減少，但經過處理至符合放流水標準後始排入有限流量的河川中仍會使河川水質逐漸惡化，因此單以污染濃度作為管制依據，顯有不足，對於污染源集中地區的水質仍難有顯著改善。現階段水質管理之趨勢乃採行總量管制來進行整治，以確保河川的水質。在污染方面要維持環境永續性，就是要確保污染總量不超過環境承载力，因此必須藉由總量管制的方式作為環境管理依據，各項污染量所造成的累積性環境影響（Cumulative Impact），不論是一般的污染源或是環評開發所造成的污染，都需評估污染在空間與時間上在環境累積之情形，衡量是否超過環境涵容能力。本研究於下面文章分別說明，4.1 節介紹水質承载力與累積性衝擊評估方法，而 4.2 節則是可採行的水質模式之介紹，進而結合多目標規劃模式建立單位面積污染負荷，以作為未來總量管制之依據，於 4.3 節說明之。於最後一小節說明水質總量管制之相關策略。

### 4.1 水質承载力與累積性衝擊

本研究藉由總量管制確保各項污染排放累積影響不超過環境承载力（管制之總量），採主動式將承载力依累積特性於以分配，再依分配量探討削減或管制新開發案，而非被動發生污染後再於以消減至承载力。在總量（環境承载力）已知下，透過管理模式將總量最佳分配，以作為未來 EIA 之評估依據。而累積性衝擊部分則是利用水質模式，評估污染所在的位置對下游河段之影響，藉由水質模式評估污染於水體中的反應情形，進而建立反應矩陣，於下面文章說明水質承载力與累積性衝擊評估之方式。

評估水體承载力本研究是依據環保署公告之水質標準作為評估依據。由於點源污染與非點源污染發生的時間與機制不相同，點源污染是

固定地點持續性的污染排放，而非點源則主要是發生在暴雨期間且發生的位置不一定，因此本研究評估點源污染的承载力時，是以  $Q_{75}$  的設計流量作為承载力推估依據，而非點源污染則是考量在不同風險下，所對應之暴雨逕流量推估其涵容能力，以提供決策者參考。

### BOD 承载力與累積性衝擊

本研究應用 QUAL2E 水質模式推估各河段污染衝擊累積性衝擊之反應矩陣，進而結合多目標優化模式評估承载力與單位面積污染負荷。QUAL2E 模式則於 4.2 節中詳述之。其 BOD 評估程序主要是先劃分集污區及模擬河段，進而推估各集污區污染量，模擬過程尚須建立水質相關參數（K1、K2 等）與水理參數（河川斷面、流速、流量等），由過去水質觀測站之實測資料進行參數檢定與驗證，再進一步以設計流量與設計水溫，模擬各河段模擬單位污染量傳輸情形以獲得各河段污染衝擊之反應矩陣。最後結合優化模式推估各集污區的承载力與單位面積污染負荷，其評估步驟如圖 4.1.1。

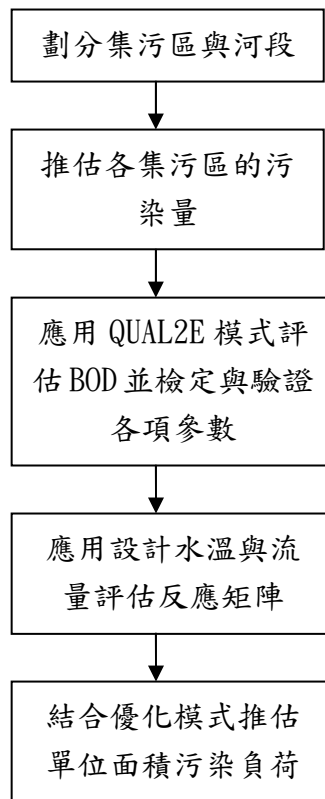


圖 4.1.1 BOD 承载力評估步驟

### (一) 集污區與河段之劃分

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。

由於 QUAL2E 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，再將每一個河段分成等間距之計算元素，並假設在相同河段內之元素具有相同之水力特性及生物反應參數。

### (二) 各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，再在現地踏勘，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。本研究因目前無至現地踏勘，而是參考環保署過去相關的污染防制報告書，其所推估污染量，作為本研究之輸入檔。河川主要污染源為家庭污水、工業廢水、畜牧廢水。未來可根據新的資料進行污染量的推估。

### 檢定與驗證 QUAL2E 之參數

研究中利用 QUAL2E 模式進行水質模擬，必須輸入一些主要參數，在此針對河川中的生化需氧量 (BOD) 與溶氧 (DO) 兩個項目進行水質模擬，在此針對所需參數進行說明：

#### (1) 溫度相關因子

由於水溫之變化對水質會造成相當影響，所以水質參數亦必須進行溫度校正，因此需考量溫度修正係數  $\theta$ 。一般而言，水質模擬參數常以攝氏 20 為正常溫度，當溫度不等於 20 時，即須對各參數做修正。

$$K_T = K_{20}\theta^{(T-20)} \quad (4.1.1)$$

式中

$K_T$  = T 時之係數值

$K_{20}$  = 20 時之係數值

$\theta$  = 溫度修正係數，隨水質參數種類而不同



## (2) 水力參數

進行水質模擬同時，代表模擬河川水力特性的河道水利參數也是必須的，QUAL2E 模式中假設河川的流況為定常態，水力參數包括利用流量係數法計算式的河況係數（ a、b、c、d）及曼寧粗糙係數等。河況係數根據每一條河川的特性不同均有不同的值。

$$V=aQ^b \quad (4.1.2)$$

$$H=cQ^d \quad (4.1.3)$$

式中：V 為流速，H 為水深， a、b、c、d 為河況係數

## (3) BOD 及 DO 反應速率常數

QUAL2E 模式中有關 BOD 及 DO 反應速率常數的參數有祛氧係數（K<sub>1</sub>）、再曝氣係數（K<sub>2</sub>）、沉降係數（K<sub>3</sub>）及底泥耗氧率（K<sub>4</sub>）等。其在 QUAL2E 模式中建議值列如下表所示。

**表 4.1.1 QUAL2E 參數建議值**

參數符號	說明	單位	QUAL2E 建議值
K1	祛氧係數	day <sup>-1</sup>	0.02-3.4
K2	再曝氣係數	day <sup>-1</sup>	0.0-100
K3	BOD消失係數	day <sup>-1</sup>	-0.36~0.36
K4	底泥耗氧率	mg-O/ft <sup>2</sup> -day	—

資料來源：EPA, "The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E : Documentation and user Manual", 1987(64)

## (三) 累積性衝擊之反應矩陣

由上述步驟評估檢定與驗證各項參數後，進而以設計流量與設計水溫，評估流域之反應矩陣。在此的設計流量是以 Q<sub>75</sub> 作為依據，而設計水溫則是可利用平均河川的月最高溫。

藉由模式評估各河段中所產生的 BOD 濃度值，對其他河段之影響，在此評估以河段為計算單元，河段一為最上游，而河段四則是離出海口位置最近之河段。由每一欄之縱向累積可得知每一個河段，對其他河段之影響。利用 QUAL2E 進行評估污染於河段傳輸情形，以獲得表格 4.1.2

中的各項數值，表格中的數值表示各河段受上游與本身河段污染的衝擊影響係數，以  $R_{11}$  為例，表示河段一之對本身河段一的衝擊影響，而  $R_{12}$  則是表示河段一的污染對河段二的衝擊影響。

由水質模式推得污染傳輸矩陣後，再將各分區所排放之污染量乘上各河段之反應矩陣值，再將縱向（每一分區）值相加，便可得到各分區所遭受到的累積衝擊。以位於河段一的環評開發案污染（project\_1 與 project\_2）為例，開發案的污染量乘上係數  $R_{11}$  便可，得知此開發案對河段一的衝擊影響，而乘上  $R_{12}$  便是此兩個開發案對河段二的衝擊影響，將縱向的累加值便是該河段所遭受之累積性衝擊。而此表格橫向累加便是河段一之開發案對各河段累積影響，但此累加並無包含河段二的環評案的影響，故推估累積性衝擊最主要之工作便是推估反應矩陣值。

**表 4.1.2 各項計畫對各河段所造成衝擊之反應矩陣**

		河段一		河段二			河段三	河段四	
		project_1	project_2	project_3	project_4	project_5	project_6	project_7	project_8
河段一	project_1	$R_{11}$		$R_{12}$			$R_{13}$	$R_{14}$	
	project_2								
河段二	project_3	-		$R_{22}$			$R_{23}$	$R_{24}$	
	project_4								
	project_5								
河段三	project_6	-		-			$R_{33}$	$R_{34}$	
河段四	project_7	-		-			-	$R_{44}$	
	project_8								
<b>累積值</b>		$R_1$		$R_2$			$R_3$	$R_4$	

#### （四）優化模式

由上述的反應矩陣結合多目標優化模式，推估單位面積污染負荷量，以做為環境管理之依據，其優化模式是考量三個目標函數分別是集污區間的公平性、不同土地利用間的公平性以及最大允許的污染排放量。不同集污區間的公平性，希望上下游的集污區所分配到的污染量，不會因水質標準之限制而導致差距至過大，而造成不公平性。相同的

同土地利用間的公平性，亦是藉由權重的方式使不同土地利用的污染分配量不至差距過大，而最大允許污染排放量，則是在符合水質標準下，推求可容許之最大污染排放量。其多目標優化模式的詳細模式則於 4.3 節中詳述之。

### 氮氮承載力

點源污染與非點源污染對水體的衝擊機制不同，點源污染的排放主要是工廠廢水或是污水處理廠排放之污染量，可明確得知污染排入點之位置，再由模式推估其排入之污染量對河川造成之累積性衝擊，而非點源污染主要是受逕流影響，當有暴雨時，非點源污染源才會藉由入滲流與逕流之方式傳輸至水體，造成氮污染的產生與傳輸至水體之情況。

由於考量了模擬連續時間尺度、混合的集水區以及模式所需之的資料與參數等等問題，本研究採用的非點源污染模式是美國環保署 GWLF (Generalized Watershed Loading Functions) 模式，評估在不同土地利用所產生的非點源污染量以及其污染傳輸情形。此模式是以逕流量或地下水排出量濃度為計算負荷，此模式相關說明於 4.2 節中描述之。本研究將利用風險的觀念，分析在不同水文事件中，其非點源污染排入水體之情形，以建立在不同風險下之水體之涵容能力，進而將其轉換成單位面積污染負荷。

風險評估是對於不同暴雨逕流可能產生的污染量，對應不同的風險值。以歷年的逕流資料分析超越機率，當涵蓋的暴雨逕流量越大，所承擔超過此逕流量所造成的非點源污染量的風險越低，越能將可能發生的非點源污染量考量在總量管制中，當採用較低的逕流量超越機率，推估非點源污染量的同時，水體水質管理者便需承擔較高的風險非點源污染超過此推估值，因此必須採取較多最佳管理的措施 (BMP) 以削減可能產生的污染量，例如嚴格的要求減少農業的施肥量與採取草溝等大範圍的緩衝帶。

GWLF 評估非點源污染在暴雨沖刷下，子集水區產生之污染量衝擊，由子集水區匯流口排出的總污染量再視為一污染排入點，將各集污

區產生之污染量，利用 QUAL2E 評估其氮氮在河川的傳輸情形，推估其累積性衝擊。由於環評開發案多是以點源污染的方式排入河川，因此考量由 GWLF 評估非點源污染量排入水體後，再加入環評案件所造成的衝擊，其評估流程如下圖 4.1.2。

首先是依據集水區之特性與地形，將研究區域劃分成數各小集水區，進而利用 GWLF 推估各小集水區可能產生的非點源污染量，並依據流量超越機率分佈曲線推估不同發生頻率年之流量下，所對應之非點源污染產生量，以此作為風險考量。因為非點源污染發生的時間不連續，在此是假設該集水區將有百分之 75、50 及 25 的機率發生此非點源污染量，在此  $Q_{25}$  為四個月發生一次的流量。研究中並以環保署公告之氮氮水質標準為限制式，以推估各子集水區允許最大氮氮之污染排放量。為配合非點源污染特性，分析流程上首先必須根據流域地文特性劃分子集水區，然後以子集水區氮可排入量為變數，由流量、水溫、水體標準等來決定總量。其分析模式如下：

$$\begin{aligned}
 & \text{Max } Z = \sum_{i=1}^N NH_i \\
 & \text{s.t.} \\
 & \sum_{i=0}^{n(j)} NH_i \times RC_{NH_{ij}} \leq NH_{std,j}
 \end{aligned} \tag{4.1.4}$$

其中  $NH_i$  為子集水區容許排入氮氮、 $RC_{NH_{ij}}$  為上游  $i$  河段排放一單位氮氮對下游上游  $j$  河段之反應係數、 $NH_{std,j}$  為第  $j$  河段之水質標準。

優選出最大容許氮氮之涵容能力後，扣除在不同流量頻率下所產生的之非點源污染量，便是點源污染所允許排入之污染量。將此污染量再除以面積，便可得知單位面積之污染負荷量。若推估之最大氮氮涵容能力，低於非點源污染之排放量，則後續可利用 BMP 之消滅策略，削減現有之非點源污染量，削減後與最大氮氮涵容能力之間之差，便可視為允許點源污染之排放量。

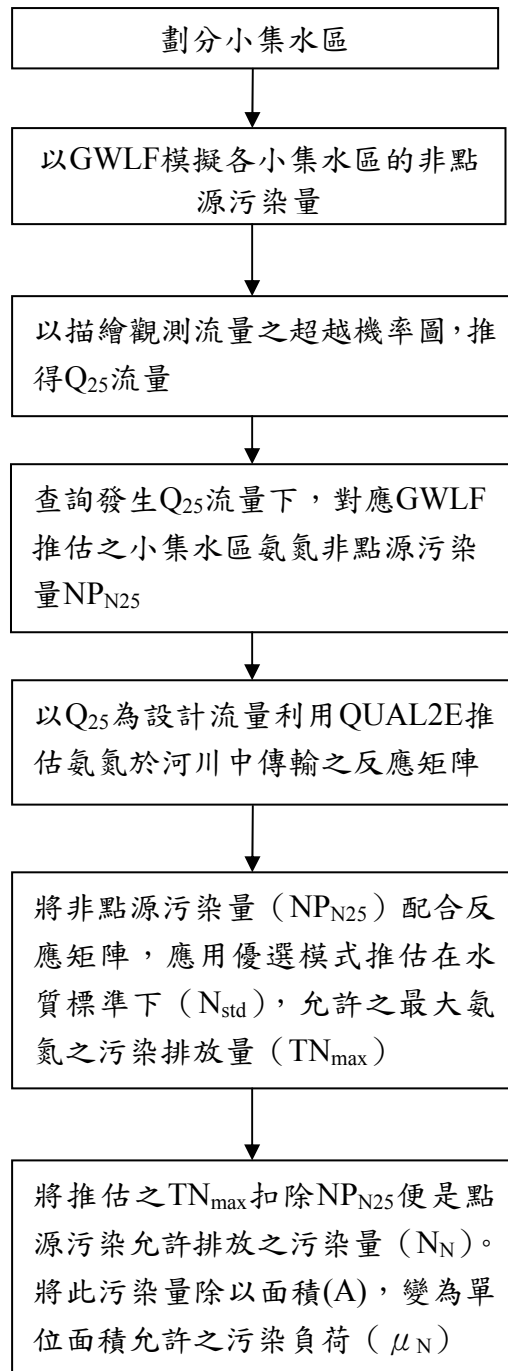


圖 4.1.2 氮氮總量推估程序

### 水庫總磷承載力 (總量)

總量評估最重要工作之一是訂定水質目標，水庫或湖泊總磷排入總量可取決於總磷平均濃度 ( $C_p$ ) 不超過優養化總磷標準濃度 ( $C_{p, std}$ )。因此，本研究將以卡爾森指標的總磷優養化指標，作為總磷標準濃度。並

利用歷年水庫上游之入流量、水庫水位、水庫容量以及水庫平均水深，帶入 Vollenweider Eutrophication Model 進行推估，在符合水質標準下，上游排入之最大污染量，進而將推估之各月份污染排入量描繪超越機率分佈曲線，推估不同風險下所對應之上游污染排入量，當上游污染流入量之超越機率值越小，發生此污染量的機會低，但其產生之污染量將會偏高，相對的水庫承擔水質超過標準之風險越高。當本研究將先採用在不同風險下可能排入水庫之總磷平均濃度與負載量，最後再依據上游集水區面積換算單位面積允許之污染負荷量，其評估之流程如圖 4.1.3。假設優養化之水質標準為總磷濃度小於  $C_{p,std}$ ，則可承受負荷為

$$Load(Mg / yr) = A \times L \times 10^{-6} = C_{p,std} \times (10 + H / \tau) \times 10^{-6} \quad (4.1.5)$$

由此便可得知集水區中可流入湖泊的總磷總量，相當於是湖泊所能容許之最大承载力，後續再依據集水區面積換算為單位面積之污染負荷，便可以做為湖泊非點源污染總量管制之依據。

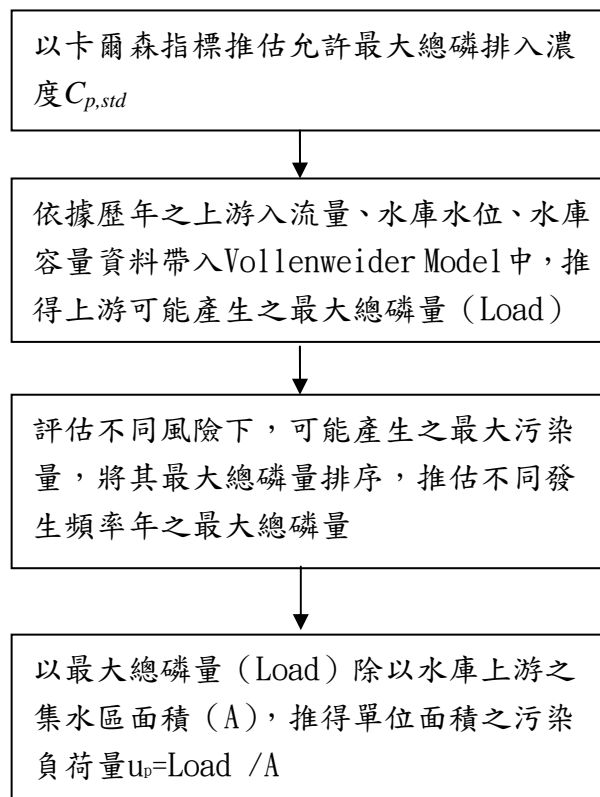


圖 4.1.3 水庫總磷承载力評估流程

## 4.2 水質模式

本研究利用 QUAL2E 作為點源污染評估模式，而非點源污染則是應用 GWLF 進行評估可能產生的污染量進而結合 QULA2E 評估氨氮於河川水體中的污染反應情形。而總磷的污染總量推估則是利用 Vollenweider Steady State Lake Eutropication Model 進行評估。此三個模式分別於下面說明之。

### (一) QUAL2E 模式

QUAL2E 模式是由美國環保署所發展之水質模式，可模擬點源污染於河川傳輸情形。模式主要是針對樹枝狀河川而言，使用者可根據需要，任意組合 15 種水質參數，模擬常態(Steady-State)下之河川水質。QUAL2E 可模擬共十五種水質成份，包括溶氧、生化需氧量、溫度、葉綠素 a、有機氮、氨氮、亞硝酸氮、硝酸氮、有機磷、溶解磷、大腸菌、任何非保存性物質、三種保存性物質等，模擬項目彈性極大。

在河段劃分上，QUAL2E 模式允許之最大河段數為 25 段，且每一河段之計算單元數不可超過 20 個，而源水單元不可超過 7 個。另外模式限制匯流點數不可超過 6 個，以及流出、流入單元不可超過 25 個。模式原理與方法為傳統延散質量傳輸方程式。它可描述河川水質隨時間與空間之變化情形。模式利用基本傳輸方程式 (advection-dispersion equation) 及質量守恆式，可假設點源廢水排放、汲水、支流流入、及沿河道增加或減少入流量，模擬污染物在質、量、及排放位置對河川水質之影響。其求解方式為以數值內差分法(Numerical Implicit Finite Difference)之高氏消除法(Guassian Elimination)及反代入法(Back Substitution)解有關之偏微分方程式，其中包括溫度及藻類生長項目之收斂試驗。

應用此水質模式推估各河段污染衝擊之反應矩陣，其執行程序主要是先劃分集污區及模擬河段，進而推估各集污區污染量，模擬過程尚須建立水質相關參數 ( $K_1$ 、 $K_2$  等) 與水理參數 (河川斷面、流速、流量等)，由過去水質觀測站之實測資料進行參數檢定，再進一步以經檢定完成之

參數，模擬各河段模擬單位污染量傳輸情形以獲得各河段污染衝擊之反應矩陣。

QUAL2E 在國內已有許多實際應用的案例，劉思明（1988）應用 QUAL2E 在河川涵容能力求法上，陳筱華（1989）利用 QUAL2E 水質模式對基隆河水質之污染特性做模擬，並探討硝化作用的影響，郭振泰（1998）亦利用 QUAL2E 水質模式對高屏溪總量管制之研究，所以在許多本土化參數可供提供參考下，且過去水質模式之相關報告中如 87 年省環保處「訂定台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫」，及高正忠（1993）評估多目標總量管制分析與總量分析模式之建立（1994）等，都是利用 QUAL2E 完成流域水質模式，且由於 QUAL2E 可模擬樹枝狀河系，亦可滿足本計畫模擬之水質項目，因此本研究選擇 QUAL2E 河川水質模式作為水質污染傳輸模擬之工具。

## （二）GWLF 模式

GWLF（General Watershed Loading Functions）是由康乃爾大學所發展的。主要是用來評估來自於大尺度的農業與都市集水區中氮與磷的點源與非點源負載。本模式為一簡單考慮地表水、河川載、地下水等三項相關的污染問題，並以經驗式來描述污染物與三者之關係。GWLF 模式包含了降雨與逕流、土壤沖蝕與沈積物，還有總磷與總氮的負載推估等模擬。目前的版本尚未加入有毒物質與金屬的考量。此模式是以日為單位作為時間模擬的間距，也可做每年與季節性的時間尺度分析。此模式用利用簡單的傳輸路徑進行模擬，主要是依據流達率的觀念。另外，模擬的結果可用來確認污染源並加以排列，並可進行流域範圍中的管理規劃土地利用的改變可能造成的衝擊。這個模式應用在中尺度的集水區有不錯的成果。（Haith and Shoemaker, 1987）。GWLF 可用於混合的集水區。時間尺度是屬於連續。

本模式可評估河川流量、營養鹽、土壤沖蝕與河川載的移動等，對於較複雜集水區有應用價值。地表逕流是使用 SCS 曲線值法，土壤沖蝕



係採用 USLE 公式進行推估，都市營養鹽是採用指數累積及 wash-off 方式進行推估。應用沈澱物的傳輸率與傳輸的容量計算沖蝕量，進而推估每個區域的沈澱物產生量。化糞池營養鹽可由不同型式的化糞池及人口數進行推估進行推估。地表水與地下水流量可以集塊式推估，涵蓋一個飽和層與一未飽和層，日為水平衡應用之時間尺度。本模式無需使用水質觀測資料進行模式參數校正。GWLF 模式是以日為單位作為時間模擬的間距，也可做每年與季節性的時間尺度分析。此模式用利用簡單的傳輸路徑進行模擬，主要是依據流達率的觀念。GWLF 可用於混合的集水區。時間尺度是屬於連續。模式中所需資料包含

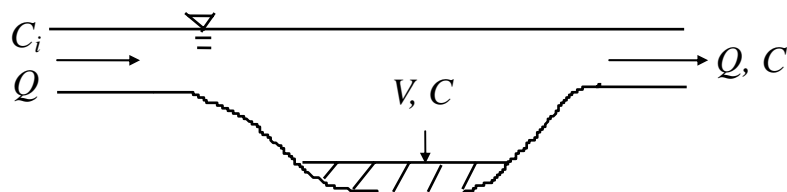
- 日降雨量與溫度及土地利用資料。
- 污染傳輸參數：SCS 曲線值、土壤沖蝕因子、沖蝕生產參數、蒸發散係數、地下水退水係數、深層滲漏係數與沈澱物的遞移率。
- 化學參數：都市營養源累積率、地表逕流中營養源濃度，吸附在沈澱物的固態營養鹽濃度。
- 在化糞池系統中，需輸入每一人所排放出的營養鹽與因植物的攝取而造成每單位營養鹽的損失以及人口數量。
- 點源污染

模式輸出的資料則是月時間尺度降雨量、蒸發散量、河川流量、地下水流量、集水區沖蝕量、沈澱物產生量、總磷與總氮於河川的負荷。不同土地利用的年沖蝕量、不同土地利用對河川之污染量、化糞池的年負荷量。

### (三) Vollenweider Steady State Lake Eutrophication Model

此模式主要假設湖泊中的水體之濃度為充分混合之狀態，且流入湖泊之水量等於流出之水量，湖泊中的水體容量將不會有所改變。研究中藉由過去之相關研究中，確認湖泊所能承擔最大之磷污染濃度，由模式

推估上游集水區所能排入磷之污染量，以確保湖中之磷的濃度不至過高而造成湖泊優氧化。下面將描述此模式之概念與推估磷之總量公式。



$$\frac{dCV}{dt} = C_i Q - \sigma CV - CQ \Rightarrow C(t) = \frac{C_i}{\tau(\sigma + 1/\tau)} \left[ 1 - e^{-(\sigma + 1/\tau)t} \right] + C_0 \cdot e^{-(\sigma + 1/\tau)t}$$

$$\text{Steady State : } t \rightarrow \infty \quad C = \frac{C_i}{\tau(\sigma + 1/\tau)} \quad (4.2.1)$$

式中  $C$  = 湖水中磷之濃度(mg/l),  $C_i$  = 帶入湖中之磷含量(mg/l),  $Q$  = 流入與出流量( $10^6 \text{ m}^3/\text{yr}$ ),  $V$  = 湖水體積( $10^6 \text{ m}^3$ ),  $\sigma$  = first order sedimentation coefficient, 即淨沉澱損失比例(1/yr),  $\tau = V/Q$  = 滯留時間(yr)。由上式可得知湖水中磷之濃度, 再由集水區之逕流量, 便可計算每年流進湖中的營養鹽。

$$L = C_i \times \frac{Q}{A} = \frac{C_i Q}{\frac{V}{H}} = \frac{C_i \cdot H}{\frac{V}{Q}} = \frac{C_i H}{\tau} \quad (4.2.2)$$

$L$  = 單位湖面分配磷含量(g/m<sup>2</sup>-yr),  $C_i$  = 帶入湖中之磷含量(g/m<sup>3</sup>),  $Q$  為上游集水區之逕流量( $10^6 \text{ m}^3$ ),  $A$  = 湖水平均面積( $10^6 \text{ m}^2$ ),  $H$  = 湖水平均深度。

$$C = \frac{C_i}{\tau(\sigma + 1/\tau)}, \text{ 將 } C_i = \left(\frac{L}{H}\right)\tau \text{ 代入}$$

$$C = \frac{L}{H(\sigma + 1/\tau)} = \frac{L}{H\sigma + H/\tau} \quad (4.2.3)$$

根據 Vollenweider 之研究,  $H\sigma \cong 10$ ,  $C = \frac{L}{10 + H/\tau}$ , 若優養化之水質

標準為磷濃度小於  $C_{p,std}$ ，則可承受負荷為

$$Load(Mg/yr) = A \times L \times 10^{-6} = C_{p,std} \times (10 + H/\tau) \times 10^{-6} \quad (4.2.4)$$

由此便可得知集水區中可流入湖泊的磷總量， $C_i$ 相當於是湖泊所能容許之最大承载力，後續再依據集水區面積換算為單位面積之污染負荷，便可以做為湖泊非點源污染總量管制之依據。

### 4.3 水質多目標規劃

本優選模式主要目的是希望建立以單位面積土地污染負荷量為變數，在滿足水質檢測點的水質條件下。創造整個流域最大可排放總量以及在每個土地利用與各集污區之間，創造最為公平的排放負荷。在本模式中，河川流量大小，影響污染濃度甚巨。而河川流量會隨著季節與各氣象事件變動，具有高度的隨機性。以下就針對模式的各部分，採取進一步的說明。

#### (一) 目標函數

本優選模式的目標函數可以分為最大污染可排放總量以及污染負荷公平性兩個部分。

#### 最大污染可排放總量

一般而言，在集水區中污染的產生量與經濟與民生活動量成正比，但是排放量不得超過河川水質標準，否則將會對於河川造成傷害。因此，本模式以集水區的最大可排放總量為目標函數之一，期望推求在滿足河川水質條件下，集水區最大的污染可排放總量。本模式決策變數為每個集污區內每種土地利用的單位土地面積污染負荷量(也就是單位面積污染最大可排放量)。整個集污區的污染可排放總量為每個集污區中每個土地利用單位面積污染負荷量與面積乘積的總和，方程式如下。另外，由於不同土地利用所排放污染的特性以及所產生的各種效益不同。本模式進一步針對不同土地利用，給予不同的排放權重  $LW_k$ ：

$$\begin{aligned} \text{Max} \quad & \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^{N_k} \text{Area}_{i,k} \times LW_k \times \mu_{i,k} \\ & k = 1 \dots N_k \\ & i = 1 \dots N \end{aligned}$$

$\text{area}_{i,k}$ ：集污區  $i$ ，土地利用  $k$  的面積。

$LW_k$ ：不同土地利用污染排放權重。

$\mu_{i,k}$ ：集污區  $i$ ，土地利用  $k$  的單位面積污染負荷量（污染量/面積）。

$N$ ：集污區數。

$N_k$ ：土地使用類別。

### 污染負荷公平性

在污染負荷的分配過程中，除了考慮排放量的多寡之外，為了達到污染分配的公平性，本模式採用 Brill et al(1976)年所提出的公平性評估方法---偏離平均的總和最小為目標函數。本模式的公平性目標函數分為兩部分，一部分為相同集污區內不同土地利用的公平性，一部分為不同集污區相同土地利用的公平性。

### 土地利用公平性

目標為相同土地利用在不同集污區內的單位面積污染負荷量，與集水區內所有相同土地利用單位面積污染負荷量平均的偏離最小。以方程式表示如下：

$$\begin{aligned} \text{Min} \quad & \sum_{k=1}^{N_k} \sum_{i=1}^N \left| \mu_{i,k} - \mu_{\text{avg},k} \right| \\ & \mu_{\text{avg},k} = \sum_{i=1}^N \mu_{i,k} / N \\ & k = 1 \dots N_k \\ & i = 1 \dots N \end{aligned}$$

$\mu_{\text{avg},k}$ ：所有土地利用  $k$  的平均單位面積污染負荷量

將上式帶有絕對值的方程式，加入變數  $uu_{i,k}$ ， $vu_{i,k}$  轉換為一般線性方程式如下，

$$\begin{aligned}
\text{Min} \quad & \sum_{k=1}^{N_k} \sum_{i=1}^N (\mu_{i,k} + \nu \mu_{i,k}) \\
& \mu_{i,k} - \mu_{avg,k} + \mu_{i,k} - \nu \mu_{i,k} = 0 \\
& \mu_{avg,k} = \sum_{i=1}^N \mu_{i,k} / N \\
& \mu_{i,k} \ \& \ \nu \mu_{i,k} \geq 0 \\
& k = 1 \dots N_k \\
& i = 1 \dots N
\end{aligned}$$

### 集污區公平性

目標為相同集污區內不同土地利用的單位面積污染負荷量，與集水區內所有土地利用單位面積污染負荷量平均  $\mu_{i,avg}$  的偏離最小。以方程式可以表示下：

$$\begin{aligned}
\text{Min} \quad & \sum_{k=1}^{N_k} \sum_{i=1}^N |\mu_{i,k} - \mu_{i,avg}| \\
& \mu_{i,avg} = \sum_{k=1}^{N_k} \mu_{i,avg} / N \\
& k = 1 \dots N_k \\
& i = 1 \dots N
\end{aligned}$$

$\mu_{i,avg}$ ：在集污區 i 的平均單位面積污染負荷量

同樣的，將上式帶有絕對值的方程式，加入變數  $u_{i,k}$ ,  $v_{i,k}$  轉換為一般線性方程式如下，

$$\begin{aligned}
\text{Min} \quad & \sum_{k=1}^{N_k} \sum_{i=1}^N (u_{i,k} + v_{i,k}) \\
& \mu_{i,k} - \mu_{avg,k} + u_{i,k} - v_{i,k} = 0 \\
& \mu_{i,avg} = \sum_{k=1}^{N_k} \mu_{i,k} / N \\
& u_{i,k} \ \& \ v_{i,k} \geq 0 \\
& k = 1 \dots N_k \\
& i = 1 \dots N
\end{aligned}$$

### 多目標的目標函數

將土地利用、集污區公平性以及最大可排放量三者分別以權重，串接成為一個目標函數如下。

$$\begin{aligned} \text{Min} \quad & \omega_u \sum_{k=1}^{Nk} \sum_{i=1}^N (uu_{i,k} + vu_{i,k}) + \omega_a \sum_{k=1}^{Nk} \sum_{i=1}^N (ua_{i,k} + va_{i,k}) \\ & - \omega_b \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^{Nk} \text{Area}_{i,k} \times LW \times \mu_{i,k} \end{aligned}$$

## (二) 限制條件

在建構本優化模式的限制條件之前，先說明本模式所採取的基本假設。本優化模式的基本假設如下列幾點：

- (1) 集水區內 BOD 背景濃度值，視為除了點源污染之外其他 BOD 的污染來源，包括自然 BOD 值與非點源污染的 BOD 值總和。由於這一類的 BOD 值，會受到降雨、溫度、農耕等不同的氣候與人為條件而變化。在此本研究將 BOD 背景濃度值視為定值，在流量  $Q_{75}$  情況下的背景濃度值，在加上模擬的非點源污染量的值。
- (2) 河川流量與非點源污染濃度值同樣視為隨機變數。

為了滿足水質濃度的限制條件，到達第  $i$  集污區檢查點的水質濃度必須小於水質標準  $S_i$ 。 $M_i$  為各點源污染源在第  $i$  檢查點的點源污染水質 BOD 總量。 $Q_i$  為流量。 $B_i$  為該集污區河川 BOD 背景濃度，水質標準扣除環境背景值後，剩餘的污染量再進行分配。

$$\begin{aligned} S_i & \geq M_i / Q_i + B_i \\ S_i - B_i & \geq M_i / Q_i \\ \Rightarrow S_i^* & \geq M_i / Q_i \end{aligned}$$

由於  $S_i^*$  與流量  $Q_i$  都是隨機變數，而兩個變數相乘 ( $S_i^* \times Q_i$ ) 可以視為一個隨機變數。因此我們可以利用 chance constrained 的方法將隨機變數轉化為定值，使原本的限制條件，轉化為具有風險特性的限制條件。水質的限制條件的滿足  $\alpha_i$  的信賴度的方程式如下。而  $(s_i^* \times q_i) \alpha_i$  是指在歷史資料統計上，超越機率為  $\alpha_i$  的  $S_i^* \times Q_i$  對應值。

$$\begin{aligned} \text{Pr} [M_i \leq S_i^* \times Q_i] & \geq \alpha_i \\ \Rightarrow M_i & \leq (s_i^* \times q_i)^{\alpha_i} \end{aligned}$$

第  $i$  個集污區在水質檢測點 BOD 污染總量  $M_i$  的推估。第  $j$  集污區的第  $k$  個點源污染到第  $j$  集污區水質檢測點的流達率為  $R_{(j,k) \rightarrow j}$ 。  $I_{j \rightarrow i}$  為第  $j$  集污區的污染對於第  $i$  集污區檢查點的衝擊係數。  $Area_{j,k}$  點源污染所被分配的面積，  $\mu_{j,k}$  點源污染的單位面積負荷量。

$$M_i = \sum_{j=1}^N \left[ I_{j \rightarrow i} \times \sum_{k=1}^{N_k} (R_{(j,k) \rightarrow j} \times Area_{j,k} \times \mu_{j,k}) \right]$$

本研究中點源污染的總量推估是採用定流量  $Q_{75}$  的假設流量，評估在此流量下，若必須符合水質標準限制與公平性目標函數等情況，各個土地利用允許排放的污染量。其優化模式如下所示。至於非點源污染的分配，亦是利用下模式評估之，但於推估  $M_i$  的污染量部分則不是採用定流量下的水質反應矩陣，而是利用模擬模式的方式，推各可能產生的非點源污染量，進而結合下列模式之其他限制式與目標函數，推估非點源污染的分配量。

### 整個優化模式

Subject :

$$\begin{aligned} \text{Min} \quad & \omega_u \sum_{k=1}^{N_k} \sum_{i=1}^N (uu_{i,k} + vu_{i,k}) + \omega_a \sum_{k=1}^{N_k} \sum_{i=1}^N (ua_{i,k} + va_{i,k}) \\ & - \omega_b \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^{N_k} area_{i,k} \times LW_k \times \mu_{i,k} \end{aligned}$$

S.T :

$$\mu_{i,k} - \mu_{avg,k} + uu_{i,k} - vu_{i,k} = 0$$

$$\mu_{avg,k} = \sum_{i=1}^N \mu_{i,k} / N$$

$$\mu_{i,k} - \mu_{i,avg} + ua_{i,k} - va_{i,k} = 0$$

$$\mu_{i,avg} = \sum_{k=1}^{N_k} \mu_{i,k} / N$$

$$M_i = \sum_{j=1}^N (I_{j \rightarrow i} \times \sum_{k=1}^{N_k} (R_{(j,k) \rightarrow j} \times Area_{j,k} \times \mu_{j,k}))$$

$$M_i \leq (s_i^* \times q_i)^{\alpha_i}$$

$$i = 1 \dots N$$

$$k = 1 \dots N_k$$

$$\text{All var} \geq 0$$

#### 4.4 水質總量管制策略

總量管制即是希望藉由前述之承載力推估與累積性評估，進一步探討如何透過系統分析方法之協助，建立管理機制，以確保累積之環境衝擊不超過河川涵容能力。本研究利用土地單元為管理目標，將研究區域劃分為數個管理單元，然後將環境狀態轉換成各土地管理單元之屬性。在管理層面上，土地利用之屬性代表其容許之負荷，開發者可由開發計畫屬性與土地容許負荷瞭解是否開發案會造成嚴重環境衝擊。

本研究利用各個流域之水質標準推估所允許之最大污染排放量，並依據其流域所佔之土地利用面積，換算成單位面積污染負荷。因此各項環評開發案便可利用其所在位置，所分配之單位面積污染負荷、實際污染排放量與其開發面積，推估是否可通過環境影響評估審查。

由於在同一區域的開發案，若各個環評案件所採用之水質模式不同，其模擬結果不一致，環評委員審查時，無法以相同之基準進行審查。因此，本研究是希望能由政府藉由系統分析方法，進行流域水質模擬與總量最佳化分配，將此工作提高至政策或策略環評中，統一規劃與分配流域之總量，並擬定個別開發計畫共同審查基準，以減少各個計畫環評都分別進行水質模擬之相同評估之工作量。

本研究建議各個流域允許排入的污染總量應由中央統一評估與制訂，未來環評開發者，只需檢核其所排放的污染量是否符合單位面積污染負荷。總量管制策略上，下文以 BOD 為說明。

本研究利用 QUAL2E 結合優化模式建立 BOD 單位面積污染負荷其評估流程如下：

- (1) 流域集污區之劃分。
- (2) 推估各集污區污染量（包含點源與非點源污染）。
- (3) 利用 QUAL2E 模式水質模式推估河川污染傳輸情形，考量上下游累積性衝擊之影響，檢定與驗證河川水質。
- (4) 利用優化模式推估各集污區最大涵容能力 ( $P_{max_i}$ )，以水質標



準為限制式，目標函數除了以最大允許涵容能力為一目標，亦考量公平性之問題，避免各分區之允許污染排放量差異過大。

- (5) 推估單位面積污染負荷是依據上述推估各集汙區的最大涵容能力與集汙區之面積。

$$Up_i = \frac{P_{\max_i}}{A_i}$$

式中  $Up_i$ ：集汙區  $i$  單位面積污染負荷， $P_{\max_i}$ ：集汙區  $i$  最大允許污染排放量， $A_i$ ：集汙區  $i$  面積

- (6) 應用單位面積污染負荷於環評審查，開發者則只需輸入污染排放量與削減率（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汙區的單位面積污染負荷，便可知該開發案是否可通過審查。

$$P_x(1 - E_x) \leq Ap_x \times Up_i$$

式中  $P_x$  為  $x$  開發案可能產生之污染量， $E_x$  為  $x$  開發案的消滅率或去除率， $Ap_x$  為  $x$  開發案設計面積， $Up_i$  為開發案在  $i$  集汙區之單位面積污染負荷。若該式無法成立，則開發者必須進行污染消滅，使污染排放符合允許之排放量。

- (7) 開發案的污染消滅，若開發案污染排放量超過允許排放量（ $Ap_x \times Up_i$ ），則開發者可以下列兩種方式改善之，一為提高去除率或削減率或增加規劃面積。增加去除率可直接減少污染排放；管制中，增加規劃面積可增加容許污染負荷，此項策略所增加面積乃指綠地或緩衝綠帶之面積，其亦可扮演 BMPs 之功能而加強去除率。或藉由排放權交易，購買上游土地而取得增加的容許排放量，因上下游空間的累積性問題，其上下游的交易比例往往非 1:1，換言之開發者購買一單位的允許排放權不表示可在下游增加一單位的污染排放，必須視提供者而定。

利用單位面積污染負荷作為審查基準，可減少公平性之問題，由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。單位面積污染負荷另一優點是，已考量污染在空間上所造成的累積衝擊的影響，因此只要符合單位面積的污染負荷，其排放的污染源便不會超過環境承载力（涵容能力），故單位面積污染負荷可提供環評審查一相同的審查基準。

且因水質模擬與資料蒐集與分析由政府統一執行，其基準相同，環評開發者便可利用簡易的方式進行污染排放是否可通過環評審查之評估。只需開發面積、排放之污染量以及單位面積污染負荷等資料，環評委員便可進行審查，其審查方式如上的步驟（6），如此避免各個開發案採用的資料與模式不一的情形。

## 第五章 政策環境影響評估

政策環境影響評估 (Strategic Environmental Assessment, SEA) 目的在較高層決策階段即進行環境影響評估，以確保政策能維持在永續發展之方向。政策環境影響評估已逐漸成為國際所公認的評估方法，而且也被廣泛的使用在各種方案 (plans) 與計畫 (programmes) 中評估各種環境問題。本章於 5.1 節說明政策環評重要性，並進一步介紹國外進行政策環評所建議之流程，並說明本研究建議之程序，於 5.2 節則是針對水資源面向，說明修正政策環評矩陣以提供範疇界定的相關因子評估。5.3 節則是說明其他面向的承载力相關影響因子，以單位面積負荷加以整合。

### 5.1 建立政策環境影響評估之標準流程

政策環境影響評估將政策評估納入環境影響評估中，以維護環境保護的程序正義，國家的決策由上至下的層級為政策(Policy)、方案(Plan)及計畫(Program)與個別計畫，藉由政策環境影響評估方案可能產生的累積性衝擊與間接性衝擊，經由審查許之後，政策才可實施且才可進行開發行為之計畫。我國政策環評之定義與開發行為環評定義大至相同，指開發行為或政府政策對環境包括生活環境、自然環境、社會環境及經濟、文化、生態等可能影響之程度及範圍，事前以科學、客觀綜合之調查、預測、分析及評定，提出環境管理計畫，並公開說明及審查。政策環評實施目的是為了促進永續發展、考量國際環保公約、合理資源分配利用及利用、界定各種替代方案、推動總量管制及界定環境承载力及規範未來各開發限制，(劉宗勇，2001)。

進行政策環評是為了針對政府施政所造成的衝擊能盡早評估，避免個別零星的開發行為，由評估整體影響與加總或累積的環境影響。政策環評與計畫環評不是各自獨立系統，而是變成規劃行為的綜合架構，由此架構協助永續性策略及區域計畫，評量環境價值以及其他衝擊，以確

保國家的永續發展。

政策環評的主要步驟包含了篩選、範疇界定、影響評估、結果公告，而公眾參與與替代方案考量則是隱含在不同階段中（呂雅雯，1999）。由於政策環境影響評估隨著不同的自然條件、國情而異，因此對於整個評估並沒有特定嚴格的步驟或方式。而下列的各項基礎步驟將提供一個具有高度可調適性的模式框架（framework），澳洲環保署提出政策環境影響評估主要的基礎步驟如下

#### **1. 列出政策、計畫或是方案的主題。包括正式被採用的決策與限制條件的鑑別**

給定目標與優先次序，以及確認任何利益的分歧與其之間的交易衡量。指出限制條件的要求程度以及是否可以在時間上有所更動或可協議之處。

#### **2. 劃定範圍與分析存在的環境議題、問題與保護目標**

主要鎖定在會受到政策或計畫影響的主要議題與問題。以合適的環境保育政策列出這些議題相關的保育目標。

#### **3. 具體的指出對於計畫決策的合適選擇與確認其對於環境所造成的後果**

認定與評估環境爭議以及衝擊，其中包括累積性衝擊與永續議題。並且不能過於簡單的忽略相關影響，畢竟這些衝擊是不容易量化的。

#### **4. 執行的建議**

在決策執行之前，確認出關鍵利益關係人並且取得他們對於評估結果的觀點。

#### **5. 確認減緩巨大環境衝擊的方法或補償機制，並建議優先與適宜的選擇**

將重點著重於影響決策主要要素的相關衝擊因子。與相關的環境保育目標相比較。比較各項替代選擇，包括'with-and-without-proposal'的對照。在採用不同假設與可能變異條件下，對於結果敏感度的分析。

## 6. 建立任何監測要素與決定評估計畫執行的平台。

確認進一步的評估需求，明確地列出任何在計畫層級上，需要環境影響評估的計畫、活動。

英國政府對於政策環評評估程序，主要是先藉由界定及評估受計畫影響之環境項目進行環境特性的描述，進而再界定計畫範疇，確定計畫應含括的環境因素，最後在評估計畫內容，評估可能之環境效應，決定計畫目標和政策是否有其一致性。而荷蘭政府則是對於政策環評評估程序，是先進行範疇界定及審查時公眾之參與及專家審查，替代方案之審查，進而在對計畫或政策執行評估與監測。一個完整的政策環評過程主要包含下列項目（Arce and Gullon, 2000）：

1. 篩選（Screening）：決定是否需進行政策環評
2. 設定政策目標與標的
3. 範疇界定(Scoping):分析環境現況、確認替代方案與應評估之衝擊
4. 建立評估指標（Assessment）
5. 衝擊預測與替代方案評析
6. 尋求外部機構與專家之諮詢與建議
7. 公眾參與：不同部門在不同階段
8. 提出政策環評結論報告
9. 與後續計畫階段環評連結
10. 監測與提出環境管理計畫（Monitoring and Management）

而 Lee and Walsh(1992)所提出的將政策環評的基本流程如下：

1. 透過篩選來決定政策、計畫、方案是否需要在規劃時進行 SEA
2. 範疇界定以決定 SEA 細部的層級和涵蓋範圍
3. 提案機構提出行動的評估，並根據 SEA 的發現來調整計畫

書

4. 提案機構準備最後的 SEA 報告書，並且經過主管機關的評價以獲得支持
5. SEA 報告得以讓環境主管機關和公眾取得資訊，並獲得意見回饋
6. 主管機關綜合考量 SEA 報告和諮詢結果等相關資訊，然後做成行動的決策
7. 安排執行過程的環境衝擊監測行動，並在後期採取必要的政策評估

本研究參考國外政策環評估程序，將本研究對於制訂政策環評的程序，主要分成篩選 (Screening)、範疇界定 (Scoping)、評估 (Assessment) 與監測 (Monitoring) 管理 (Management) 等環節，使政策環評程序更完整可實際應用。

## 一、篩選

篩選是藉由此程序評估哪些政策需做政策環境影響評估 (SEA)，篩選可藉由定性的方式，由政府列出需進行政策環評的相關計畫清單，由各個部會進而由此清單篩選此項開發計畫是否需進行政策環評。下面有三個方法可以決定是否需要採用政策環境影響評估。

- 該計畫是否會造成環境有巨大的負面衝擊
- 該計畫是否對於影響其他與環境影響評估計畫有關的數量、地點、形式與特色。
- 該計畫是否影響到既定的環境保育區或優先的環境課題

## 二、範疇界定

範疇界定則是在界定哪些環境因子或影響種類，以列入環評報告中。範疇界定亦可當作篩選作業的一部份，但通常範疇界定是在已明確決定需進一步進行環境評估後才進行之工作。在此建議藉由政策環評的矩陣表格評估各個面向可能造成的衝擊，將各個面向可能造成的衝擊的

影響因子。國內政策環評公告之評估內容項目，並非針對單一政策評估而研擬，且大部分環境因子涵容能力尚未公告其管制總量，故未來應考量符合實施政策之影響因子特性量化比較之項目。此部分矩陣項目的修正則列於下章節 5.2 中。

### 三、評估與監測

由範疇界定得知相關影響因子，進一步則是需要藉由定量的方式評估該項政策執行對此項因子可能造成的衝擊，因此必須藉由模式評估，環境可能成產生的變化。以水資源而為例，可藉由水質模式評估水體之承載力，以及可能產生的污染對環境可能造成的整體影響與加總或累積的環境影響，針對政府施政所造成的衝擊能盡早評估。亦可藉由模式進一步分配資源總量，進行總量管制，各個區域且各項開發計畫必須遵守所分配的量，若超過則必須消減或是購買其他區域的排放額度，以增加允許污染排放量。由模式評估與分配污染總量後，必須建立監測計畫，以監測各個污染排放是否超過允許排放量，或是水資源的使用量，是否超過可供應水量等。由監測計畫評定後續是否應修正承載力或是降低累積性衝擊等相關政策。

### 四、管理

本研究建議將各項資源分配在各個土地單元上，由單位面積負荷進行管理之依據。由政策環評考量承載力與累積性衝擊，將區域的資源進行有效的分配給各個土地單元後，便可依據此分配量進行管理各個的資源運用情形，並可作為計畫環評（EIA）審查依據，管理者只需評估各項開發計畫所其依據所佔的面積其所耗用的資源是否超過分配的資源量。

藉由上述的篩選、範疇界定、評估與監測以及管理等步驟，以總量管制規劃角度著手，評估國家之重要政策，確保未來生態環境可持續維持無虞，以及防範環境品質之持續惡化。

### 政策環評與計畫環評之結合

政策環評與計畫環評不是各自獨立系統，而是變成規劃行為的綜合

架構，由此架構協助永續性策略及區域計畫，評量環境價值以及其他衝擊，以確保國家的永續發展。圖 1 中永續發展（SD）為 SEA 之評估準則，而 EIA 的評估準則則是依據 SEA 之結果。政策環評評估承载力與累積性衝擊，由總量管制之方式，將資源做妥善的分配，在本研究在中在考量累積性衝擊後，將承载力視為總量，進而依據其土地利用特性，將資源分配於單位面積土地上，政策環評評估的結果便可得單位面積污染或是水資源之負荷，以此作為計畫環評之審查依據。

因此政策環評與計畫環評之結合便是藉由此單位面積污染負荷，政策環評依據上述的篩選、範疇界定、評估等步驟，以獲得單位面積負荷，進而由管理時將此評估結果與計畫環評結合，作為計畫環評之審查依據，如此便可減少計畫環評繁瑣評估程序，並可降低計畫環評之評估基準不同。

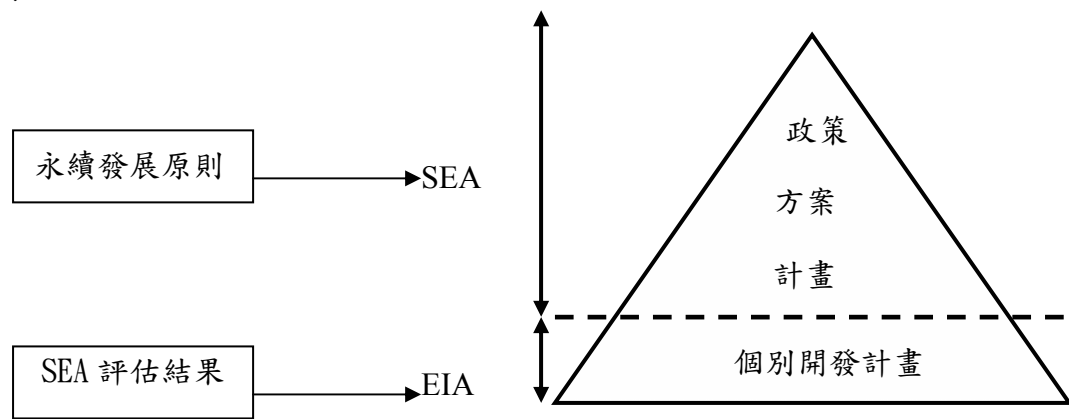


圖 5.1.1 SEA 與 EIA 之關係

## 5.2 政策環評矩陣表修正

國內訂定的政策環評之評估內容目前以『環境涵容能力』、『自然生態系統』、『國民健康或安全』、『自然資源之利用』、『水資源體系及其用途』、『文化資產、自然景觀之和諧』、『國際環境規範』、『其他』等面向，各自訂出若干評估項目與內容，再依據地域性、全國性、全球性之範圍評定影響等級，並提出因應對策之說明與總評定。政策環評之項目與內容如表 5.2.1。由此表進行評估各項政策可能造成的衝擊，可能顯有不足，以環境涵容能力中的水體項為例，若相關的政策變更土地利用，其可能產生的污染將增加，間接影響其涵容能力，若單評估一項水體，可



能無法明確的評估其政策對環境涵容能力的影響狀況，且影響因子亦未詳加提供，使評估無相同準則。因此本研究建議將影響環境承载力與可能造成的累積性衝擊等相關因子詳列出，後續各項政策的執行可能造成相關因子變動時，則必須衡量其應映措施以及評斷該項政策是否可行。本研究目前著重於評估水資源面向，因此於下文中將主要是修正矩陣表中水質與水量方面的影響因子，以做為未來政策環評矩陣表之修正。

表 5.2.1 政策環評之項目與內容

政策評估項目、內容		地域性	全國性	全球性	因應對策說明	備註
		評定				
一、環境之涵容能力	(一) 空氣					
	(二) 水體					
	(三) 土壤					
	(四) 廢棄物處理					
	(五) 噪音					
二、自然生態系統	(一) 陸域生態					
	(二) 水域生態					
	(三) 生態棲地					
三、國民健康或安全	(一) 有毒或有害物質之傳輸					
	(二) 輻射災害風險					
	(三) 化學災害風險					
四、自然資源之利用	(一) 森林資源					
	(二) 礦物資源					
	(三) 土石資源					
	(四) 水資源					
	(五) 物種資源					
五、水資源體系及其用途	(一) 用水標的					
	(二) 用水分配					
	(三) 用水排擠效應					
六、自然景觀之和諧 (含文化資產)	(一) 地理景觀					
	(二) 生態景觀					
	(三) 文化資產					
七、國際環境規範	(一) 蒙特婁議定書					
	(二) 氣候變化綱要公約					
	(三) 巴塞爾公約					
	(四) 華盛頓公約					
	(五) 生物多樣性公約					
八、其他						

目前國內進行政策環評政策環評目的在確保決策能維持永續發展，永續發展之兩大重要元素為環境承载力與累積性影響，永續性取決於累積影響不超過環境承载力，因此，在評估考量上必須就此因素加以探討。就環境水資源而言，應分成環境資源承载力與累積性需求。

在水資源承载力上可視為該區域範圍中可用水量，而累積性衝擊則是包含工業民生農業等總需水量。本研究將影響可用水量與總需水量之相關因素條列於表上（如表 5.2.2）。其中影響可用水量之因子包含降雨量、入滲量、地表逕流量、基流量、蒸發量、河川流量、水庫容量、淨水廠處理能力、新的水利設施規劃、土地利用。對於累積需水量部分則可分為工業用水、生活水與農業用水，其影響的因子不同。如下所述

#### 生活用水：

生活用水又稱民生用水，其中包括飲用水、家庭用水(例如洗滌、衛浴等用水)、商業用水(例如餐飲業、旅館業、百貨公司、游泳池等用水)、機關事務用水(例如政府機關、公司行號等用水)、及公共用水(例如公園綠地澆灌花木、街道清洗、公廁、消防用水等)。量可透過下列式子算出：

$$\text{生活用水配水需求量} = \text{人口數} \times \text{普及率} \times \text{每人每日生活用水量} / \text{供水售水率}$$

生活用水配水需求量係指該用水區之實際總需水量，亦即該區系統實際所需供應之水量，由於管線漏水等因素，是故用戶之實際用水量(即售水量)與系統出水量會有一定之差距，其中由於台灣省自來水事業統計年報與台北自來水事業統計年報於支援用水之項目之登記數據不同，故各用水區之用水量以各自數據為準，而台北區之用水量並去除支援省水量，以還原台北區本身實際所使用之用水量。因此影響生活用水之因子便包含

#### (1) 總人口數

總人口數係指供水區域之總人口數，該年之總人口數以該年之年底數代表。

## (2) 普及率

普及率係指用水人口數與供水區域人口數之比值，公式為：用水人口數÷供水區域人口數×100%，

## (3) 售水率

售水率係指售水量與出水量之比值，公式為：售水量÷出水量×100%，

## (4) 每人每日用水量

係指每人每日所使用之水量。公式為：

$$\text{售水量} \div ((\text{本年} + \text{上年}) \text{用水人口} \div 2) \div 365 (366) (\text{天})$$

## 工業用水：

台灣地區之工業用水可分為自行引水及由自來水公司納入現有系統內供應兩類，自行引水以抽取地下水及自河川引水或向水庫自行購水等為主。影響工業用水需求之因素主要包括：

- (1) 土地或廠房面積。
- (2) 產業別。
- (3) 區位。
- (4) 開工日數。
- (5) 員工人數。
- (6) 產量或產值。
- (7) 是否使用地下水。
- (8) 技術變動及用水回收率。

現行所採用之標準係以產業別、開工日數及單位面積日用水量推估各業別之年工業需求量，對未開發之工業區而言，除開發面積已知外，其他重要參數如產業類別、廢水量等皆未知，因而造成對用水需求推估之困難，此乃為目前國內僅利用單位面積用水量推估之主要原因。故「單位面積用水量」之標準界定更加重要。

## 農業用水

水田為台灣主要農作物，其灌溉用水為農業用水之大宗，灌溉主要

是以人工的方式來補足降雨的不足，因此，灌溉水量主要是滿足有效雨量不足的部份。在影響農業用水量方面主要有下列因子所影響

### (1) 耕種日期

稻作耕種可分成如下幾個時期，依序是秧田、浸田、整田及本田，其中浸田與整田則是水稻田用水量最大的時期，因為耕種各時程用水量不一，所以耕種日期連帶會影響各時期農業用水量的多寡，若能調整灌溉面積，延長耕種日期錯開日數，即可減低需水尖峰。

### (2) 灌溉面積

各種作物用水需求不同，不同作物灌溉面積之比例亦將影響農業用水量。

### (3) 灌溉制度

水利會為灌溉管理方便，設計以輪區為單位於規定時間對輪區供給標準作物所需水量，而農民自行選擇作物栽培。輪溉為將灌溉區域有系統的設計劃分給水區、輪區、單區等，以輪區為輪灌之最大單位，依序、適量、按時之配水，不但可有效達成供給作物合理需水，並可節省灌溉用水量。

### (4) 耕作方式

農田依耕作方式，可分為兩期作田、單期作田、三年一作田及三年二作田等。並因氣候及選定作物而有耕作方式之分別，農業用水量亦有差別。

水質永續性包括涵容能力與污染累積影響，因此應包含在政策環評分析表格中。以涵容能力而言，其值與排污點、河川流量及河川水溫有關，任何影響排污點、河川流量與水溫因子均會影響涵容能力，如土地利用、地形、氣候、土壤特性、污染排放、水體分類等；而根據前述與累積性影響有關包括污染排放量、去除率、流達率、及污染傳輸因子等，亦應將其條列於表格上。同理針對此外建議應於表格中，再增加永續性

綜合評估。

表 4.2 為初步修改建議，其精神在將影響永續性之承载力與累積性影響於以界分，並將影響因子標示表格中，此因子與量化分析模式相同，未來可與量化評估進行整合，可先由定性表格進行重要因素篩選，建議後續以量化分析進行評估各個因子。

表 5.2.1 政策環境影響定性評估列舉修正項目建議

政策評估項目		地域	全國	全球	影響項目	評定	因應對策說明
		評定					
資源承载力	水量				降雨量		
					入滲量		
					地表逕流量		
					基流量		
					蒸發量		
					河川流量		
					水庫容量		
					新的水利設施規劃		
					淨水廠處理能力		
					土地利用		
					水質		
原水水利設施							
資源累積需求	水量				土地或廠房面積		
					產業別		
					區位		
					開工日數		
					員工人數		
					產量或產值		
					是否使用地下水		
					用水回收率		
					總人口數		
					每人每日用水量		
					售水率		
					耕種日期		
					灌溉面積		
					灌溉制度		
耕作方式							

					住商面積		
環境涵容能力	水質				水體分類		
					背景濃度		
					土地利用		
					流量		
					水溫		
					排放標準		
					排污點		
					土壤特性		
污染累積影響	水質				污染排放量		
					流達率		
					去除率		
					污染物種類		
					廢水處理技術		
					污水下水道普及率		
					河川流量		
					污染傳輸		
永續性	水污染				涵容能力		
					累積性影響		
	水資源				資源承载力		
					資源累積需求		

### 5.3 整合其他面向之承载力

整合性流域管理之精神應在於通盤考量不同屬性，考慮層面包括環境、生態、經濟與社會；如整體發展能達到平衡，則可維持集水區永續性。然要將不同層面予以整合實屬不易，單以環境層面而言就已相當困難，環境包括水質、水供給、水災害、土壤流失、空氣污染等等方面的整合則更加的困難。整合其他面向承载力，必須藉由系統分析方法之協助，建立管理機制，以確保各個面向之累積環境衝擊不超過其承载力。

目前在整合性環境管理，多以土地利用為管理單元，將研究區域劃分為數個管理單元，然後將環境狀態轉換成各土地管理單元之屬性。要瞭解整體狀態，可透過空間各單元屬性之累積而得到整體狀態，及在時間上土地屬性改變對累積性衝擊之影響；在管理層面上，土地利用之屬

性代表其容許之負荷，開發者可由開發計畫屬性與土地容許負荷瞭解是否開發案會造成嚴重環境衝擊。

因此可依據各個面向定義其環境承載因子與累積衝擊因子，將各屬性建立於單位土地面積上，利用土地單元為管理目標，將研究區域劃分為數個管理單元，然後將環境狀態轉換成各土地管理單元之屬性。在管理層面上，土地利用之屬性代表其容許之負荷，開發者可由開發計畫屬性與土地容許負荷瞭解是否開發案會造成嚴重環境衝擊以評量各項政策是否朝永續發展進行之準則。

環境承載力在水質面向多數稱為河川之涵容能力（Assimilation Capacity）。對於土壤環境而言，由於人為開發對土壤環境是種『破壞且可能無法復原』之力量，因此將人為開發視為土壤環境所能承受之『負重』（loading），而以『環境承載力』（Carrying Capacity）視為環境所能承受之最大負重量。陳樹群教授（2002）提出總量管制必須考慮區域性觀念。並歸納出適用於土壤環境評估之幾點結論：

- （1） 面對不同區域之土壤環境，在定性上必須以該環境條件而訂定其環境承載力，而在定量上則且必須輔以總量管制系統。
- （2） 土壤環境總量管制系統需考量土壤環境破壞因子之特性及評估之土壤環境區域性而訂定。

本群體計畫包含土壤、空氣、水資源與水質等面向，在考量相關法規或公告的標準下，可藉由模式分別評估其承載力與響，進而結合土地利用推求單位面積負荷。各面向之單位面積負荷極為不同之屬性。後續當建立各面向單位面積負荷，藉由管理土地單元的方式，可達到各個面向之總量管制。例如依據各土地單元所分配的資源量或允許排放的污染量，管理現有的土地使用者或未來的使用者的使用情形。現有的使用者若超過允許的量則必須進行減少使用或消滅污染，且土地的使用者必須符合各個面向之單位面積負荷，缺一不可，方可通過審查而開發。

## 第六章 水質水量總量管制案例說明

此章節將本研究所提出的水資源承载力與累積性衝擊之評估應用於頭前溪，以頭前溪之水質水量說明總量管制之評估方法，於 6.1 節說明頭前溪之水資源系統並應用系統動力模式評估其可用水量（承载力）以及各項用水需求（累積性衝擊）等。於 6.2 節說明頭前溪水質承载力與累積性衝擊之評估，以及利用啟發式演算法優選水質參數之說明，並評估流達率對污染分配之影響。水質總量管制案例說明成果主要是摘錄於計畫主持人於環保署綜計處所執行『累積性環境影響評估審查基準與地理資訊系統之整合研究（一）、（二）』計畫，於此計畫新增水質參數優選與流達率評估以及水量的總量管制。

### 6.1 水量承载力、累積性衝擊總量管制策略

本研究將利用系統動力模式 Vensim4.0 來進行頭前溪系統之最大可供水量分析，同時將農業與公共之總最大可供水量定義為本系統之水資源環境承载力。過程中本研究將採用不同的指標來分析公共用水與農業用水之各自的缺水情形。在公共用水的部分採用缺水指數 (Shortage Index, SI) 來分析，而在農業用水的部分則採用本研究定義的農業可供水指標 (Agriculture Supply Index, ASI) 來計算。

#### 6.1.1 流域簡介

頭前溪流域位於新竹縣境內，由上坪溪、油羅溪兩大支流及頭前溪主流所構成，為台灣省主要河川之一。上坪溪發源於鹿場大山，流經五峰鄉、橫山鄉；油羅溪則發源於李嶼山，流經尖石鄉、橫山鄉；兩支流在竹東鎮附近合流，以下稱頭前溪，向西流經芎林鄉、竹北市、新竹市，而後於南寮舊港附近與鳳山溪出口匯流約 500 公尺後注入臺灣海峽。頭前溪流域面積 565.97 平方公里，主流長 63.03 公里，兩支流匯流後流長約 24 公里出海，年逕流量約 611 百萬立方公尺，豐水期平均逕流量約 623 百萬，枯水期平均逕流量約 366 百萬立方公尺。



流域內目前共有 4 個現況流量站：上坪站、內灣站、竹林大橋站、經國橋站。上坪站位於支流上坪溪、內灣站位於支流油羅溪，竹林大橋站以及經國橋站分別位於主流頭前溪之上、下游。頭前溪流流域範圍與各流量站之位置如圖 6.1.1 所示。

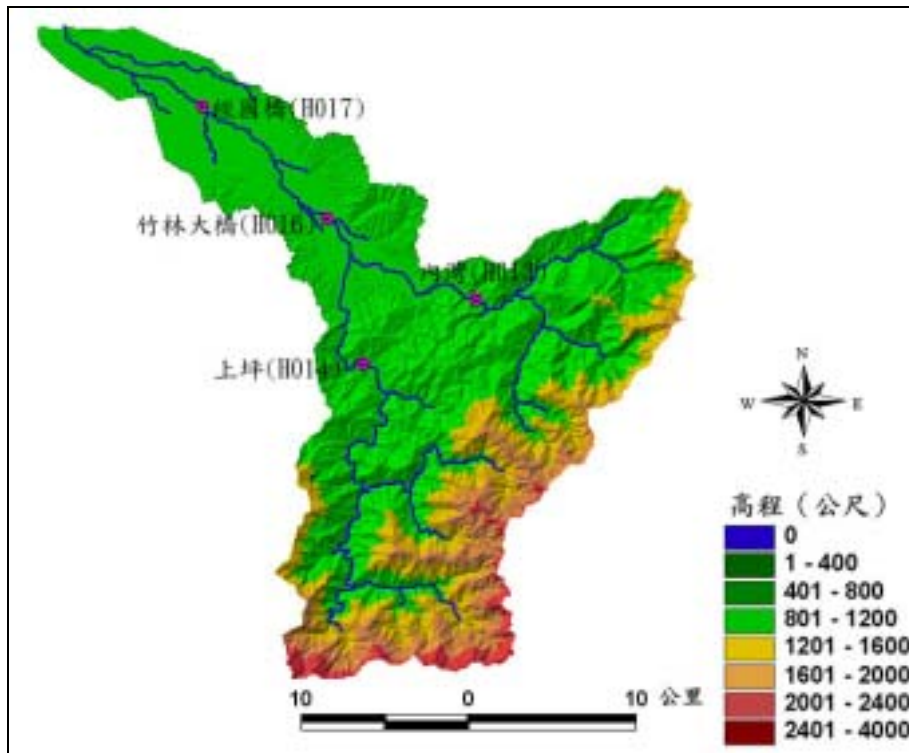


圖 6.1.1. 頭前溪流流域範圍圖

### 6.1.2 缺水指數(SI)與農業供水指標(ASI)

#### 缺水指數

在進行水資源的相關規劃時，一般多使用缺水指數作為分析研究的準則。缺水指數的定義如下：

$$SI = \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \left( \frac{\text{年缺水量}}{\text{年計畫供水量}} \right)^2 \quad (6.1.1)$$

其中 SI 代表缺水指數，N 代表模擬總年數，缺水指數是用來簡單描述「年缺水量」以及「年計畫供水量」之間的關係，以缺水率的平方來表現年缺水的程度，並以分析年份之年缺水率平方的平均為代表，將不同年間的缺水狀況平均化。如此即可對於發生乾旱的年份給予較高的權重。過

去在進行可供水量的分析時，多半以缺水指數（SI）1.0 之供水標準作為計畫供水量（出水量）訂定之準則。SI=1.0 代表每年平均缺水量為10%

### 農業供水指標

在過去的相關研究報告中，對於公共用水的可供水量推估，已有一套制式的標準流程。在一個水資源系統中，當「年缺水指數」（SI）等於1.0 時的供水標準，即為該水資源系統的可供水量。相對來說，農業用水的可供水量，在過去的研究報告中則少有提及。因此本研究希望提出一套系統性的方法來推估農業的可供水量。

在農業產量的研究中，有一些相關的回歸公式可以用作物的潛能蒸發散量來推估該作物的產量。本研究欲延伸此一觀念，希望配合「作物產量」的概念來推估農業的可供水量。Hanks(1974)(引自陳嘉和，2002)曾經提出作物產量與蒸發散量之間的關係公式：

$$Y/Y_p = T/T_p \quad (6.1.2)$$

Y 為作物單位面積實際產量，Y<sub>p</sub> 為作物單位面積潛能產量，T 為作物單位面積實際蒸發散量，T<sub>p</sub> 為作物單位面積潛能蒸發散量。但是作物的生長通常會分為多個「生長期」，因此上述公式不足以描述每一個生長期不同的情形，故 Hanks(1974)利用 Jensen(1968)所提出之概念(引自陳嘉和，2002)，針對每一個不同的生長期，作物需水量的不同，提出了連乘積的計算公式：

$$Y/Y_p = \prod_{i=1}^n \left( \frac{T_i}{T_{pi}} \right)^{\lambda_i} \quad (6.1.3)$$

$\lambda_i$  是第 i 時期利用統計推估的敏感因子。利用式 6.1.3 可以計算每一年的作物潛在產量。本研究將式 6.1.3 的觀念加以延伸，將農業之灌溉用水量視為作物之蒸發散量，同時定義一個農業供水指標(ASI)，因此將式 6.1.3 改寫成為：

$$ASI = \frac{1}{K} \sum_{j=1}^K \left[ \prod_{i=1}^n \left( \frac{\text{實際供水量}_i}{\text{計畫供水量}_i} \right)^{2i} \times 100\% \right] \quad (6.1.4)$$

上式中 K 代表計算的年數，因此 ASI 代表在一段時期當中（K 年），農業供水率的平均值。當 ASI=100% 時，代表每一年所有的生長時期均沒有缺水的狀況發生，但是當某一年某一時期實際供水量與計畫供水量有差異時，ASI 便不再是 100%，代表實際供水將無法滿足計畫的供水量，因此仿照在公共用水中定義 SI=1 時的標準，在本研究中訂定 ASI=80% 時之供水標準為農業用水最大可供水量。後續的相關計算亦以 ASI=80% 為參考。

利用「連續乘積」的概念來計算 ASI，主要是因為原本缺水指數(SI)利用累加的觀念來計算缺水量並不適合農業供水的推估。如果某一時期的農業實際供水量遠低於計畫供水量時，採用累加方式計算的 SI 可能會在其他時期超額供水來彌補期間的不足，但是以連乘積的方式計算的 ASI 則無法透過此一方式來彌補，因此比較能夠確實的反應農業用水的特性。

### 6.1.3 水資源系統單元

要進行流域之水資源系統分析必須先界定流域系統之範圍，並瞭解流域內之供水、用水單元，才能夠進行後續之相關研究。因此本研究透過文獻蒐集以及相關資料之整理，將頭前河流域之供水與用水單元描述如下。

#### 供水單元

##### a. 公共供水

民生與工業之用水合稱為公共用水，其水源主要來自於淨水廠處理過後的水源，而供應新竹地區公共用水之水源分別來自於新竹境內的頭前溪以及域外支援的中港溪和大漢溪。頭前河流域主要有 5 座淨水廠：員峽淨水廠、寶山淨水廠、新竹第一淨水廠、新竹第二淨水廠、湳雅淨水廠。此外在頭前溪上游之上坪溪以及油羅溪，還有一些較小的淨水廠，例如內灣淨水廠、尖石淨水廠...等，這些小淨水廠處理原水供給上

游地區的居民使用，但是相較於主要的 5 座淨水廠其處理量過小，因此在本研究中將上游小淨水廠之引水量忽略不計。中港河流域支援新竹地區用水主要以永和山水庫下游之東興淨水廠為主，每日固定支援大新竹地區公共用水 15 萬噸；大漢河流域支援新竹地區用水則主要以平鎮淨水廠為主，但其支援量並不固定，在乾旱時期才提供較多的水量。各淨水廠之設計與實際出水量以及主要取水工如表 6.1.1 所示。

除了現有之供水設施之外，寶山第二水庫（簡稱寶二水庫）預計將在民國 95 年完工，計畫容量約 3200 萬立方公尺，每日可增供新竹地區約 20 萬 CMD 之原水。未來將由寶山水庫、寶二水庫以及隆恩堰聯合營運，預計可滿足新竹地區至民國 110 年之用水需求（經濟部水利署北區水資源局網站）。

表 6.1.1. 新竹地區民生工業淨水廠出水能力(石憲勳，2003，本研究整理)

水源	淨水廠	設計出水量 (CMD)	實際出水量 (CMD)	取水工	備註
頭前溪	員峽淨水廠	30000	30000	竹東圳	
	寶山淨水廠	80000	80000	寶山水庫	
	第一淨水廠	89000	100000	隆恩堰	
	第二淨水廠	160000	50000	隆恩堰	
	滿雅淨水廠	40000	50000	頭前溪直接取水	
中港溪	東興淨水廠	240000	150000	永和山水庫	固定支援
大漢溪	平鎮淨水廠	100000	12000	石門水庫	不固定支援
	合計	739000	472000		

#### b. 農業供水

新竹地區之農業用水主要由新竹農田水利會負責。除了頭前河流域的灌區之外，尚包含鳳山河流域以及客雅河流域的灌區。但是在本研究中，將只考慮頭前河流域的灌區。頭前河流域主要可分為三大灌區：竹東灌區、芎林灌區以及後湖灌區。農業之用水不需經由淨水廠處理，因此可利用灌溉渠道直接引用河川之原水。竹東灌區之主要灌溉渠道為竹東圳；芎林灌區之主要灌溉渠道為舊港圳，東興圳；後湖灌區之主要灌溉渠道為隆恩圳。

竹東圳自竹東鎮上坪攔河堰取上坪溪流水為水源，用以灌溉竹東地

區約 800 公頃之農田，全長約 21 公里，設計取水量 2.4cms（荒野保護協會新竹分會網站）。竹東圳除了作為灌溉用途之外，目前亦為寶山水庫之引水道。寶山水庫位於頭前溪支流柴梳溪上，利用竹東圳引上坪溪之溪水作為主要水源。除此之外竹東圳尚供應員嶼淨水廠每日 30000 噸之水源，因此竹東圳實為一多用途之渠道。舊港圳與東興圳之取水口位於新竹縣芎林鄉與竹東鎮交界處，設計引水量分別為 4.78cms 與 1.27cms(黃振昌，2004)，其所灌溉之芎林灌區為新竹地區面積最大之灌區，灌區內另一條較大的渠道為芎林圳，取水口位於竹林大橋上游約 200 公尺處，設計取水量為 1.4cms(黃振昌，2004)。整個芎林灌區之面積大約 2200 公頃。隆恩圳之取水口位於新竹縣竹東鎮與竹北市交界，大約具頭前溪中游經國橋上游約 1 公里，其所灌溉之後湖灌區面積約 1300 公頃，取水口之設計取水量為 6cms(經濟部水利署北區水資源局網站)。隆恩圳目前除了作為灌溉用途之外，亦引頭前溪之溪水進入新竹第一、第二淨水廠，其處理過後之水源將供給新竹縣市之民生以及新竹科學園區之工業使用，與竹東圳相似為一多功能之渠道。

## 用水單元

### a. 公共用水

新竹地區民生用水主要供給新竹市、寶山鄉、竹北市、芎林鄉、竹東鎮、橫山相等鄉鎮市使用，由自來水公司第三區管理處負責供應，供水人口數約為 40 萬 2 千人(張廣智、潘惠民，2002)，平均生活需水量為每日 20 萬噸，年需水量約 7000 萬立方公尺。工業用水部分，流域內主要工業區有新竹工業區、新竹科學工業園區及新苗工業區，平均每日用水量為 18.5 萬噸，年需水量約 6000 萬立方公尺。整體而言，頭前溪流流域之公共用水總需求每日約 38.5 萬噸，年計總需水量 13000 萬立方公尺。

### b. 農業用水

農業用水即以新竹農田水利會位於頭前溪之三大灌區為主。由於資料蒐集較為不易，因此本研究目前僅由前經濟部水資源局 1999 年「台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫(II)」報告書中取得民國 85 年單一年度的資料，根據該筆資料顯示。芎林灌區之灌溉面積約為 2173 公頃，一、二期作之年實際總引水量為 8468.1 萬噸。後湖灌區灌溉面積約為 1337 公頃，一、二期作之年實際總引水量為 5325.9 萬噸。竹東灌區灌溉面積約為 848 公頃，一、二期作之年實際總引水量為 2644.1 萬噸。

整合用水與供水單元，配合相關資料，整個頭前河流域水資源系統圖如圖 6.1.2 所示。以 Vensim4.0 所建立之系統動力模式如圖 6.1.3 所示。

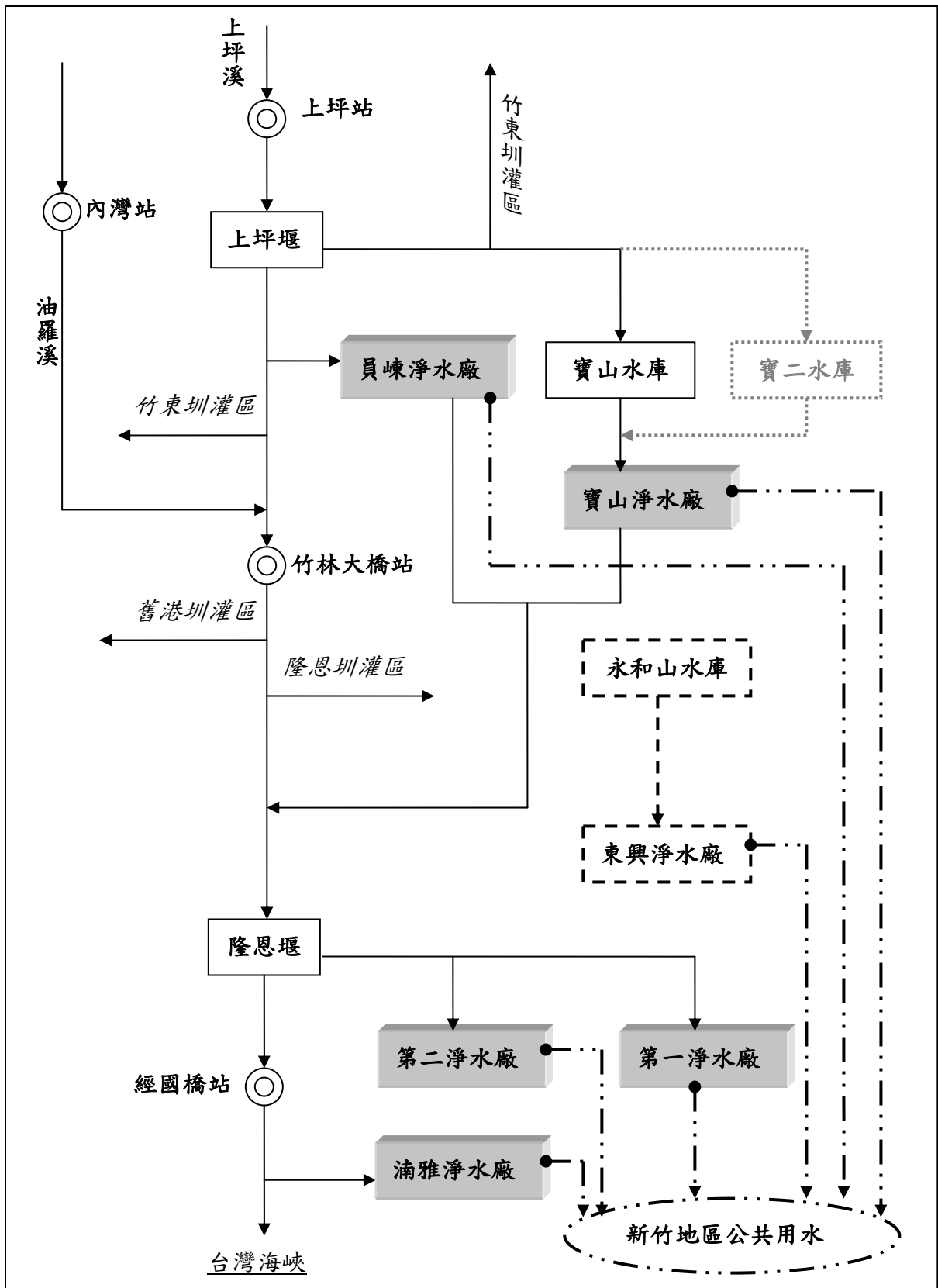


圖 6.1.2. 頭前溪水資源系統圖(前經濟部水資源局，1999，本研究整理)

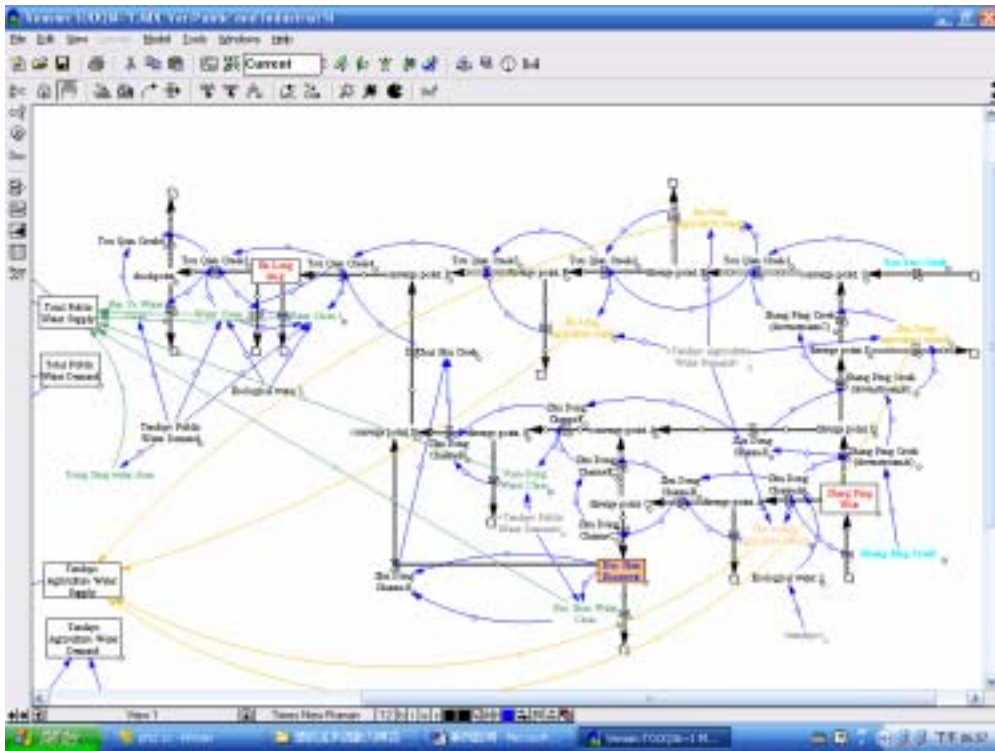


圖 6.1.3. 頭前河流域系統動力模式圖

#### 6.1.4 參數設定與模式驗證

本研究採用系統動力模式 Vensim 來進行頭前河流域內水資源之動態分析。模式中唯一由外部輸入的資訊即為頭前溪上游之流量。本研究以「旬」為模擬間格，將「上坪站」以及「內灣站」1993~2002 年十年間的旬流量輸入模式中進行模擬。除了外部輸入的流量之外，模式中尚須輸入公共用水與農業用水之相關參數。在公共用水之部分主要為：1. 各淨水廠之實際出水量，此一部份的資料已在表 6.1.1 中呈現，其中頭前河流域之淨水廠之實際出水量除了表中所呈現之數字之外，尚須與該旬之河川流量和實際需水量進行比較，以維持質量守恆。唯獨東興淨水廠的部分，由於本模式不考慮中港溪流量的資料，因此東興淨水廠之每旬供水量將固定在 150 萬噸、2. 各取水工之取水口設計流量，上坪溪攔河堰主要攔截上坪溪之水源，再經由竹東圳送往寶山水庫以及員嶼淨水廠，取水口之設計流量為 4.2cms；隆恩堰則攔截頭前溪主流之水源，透過隆恩圳送往新竹第一、第二淨水廠，取水口之設計流量為 6cms(經濟部水利署北區水資源局網站)、3. 民生與工業用水量，如前文所述，新竹地區民生與工業之用水量為每旬 385 萬噸。

農業用水部分則主要為：1.每旬農業需水量，本研究採用前經濟部水資源局 1999 年報告書「台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫(Ⅱ)」中所公布新竹地區各灌區之每旬需水量資料來輸入模式、2.各引水幹圳之最大流量，此一部份由於資料取得不易，因此亦採用上述報告書中民國 85 年各幹圳之實際引水量當作各幹圳之最大流量。因此在模式中各幹圳將取「幹圳最大流量」與「河川流量」之較小者作為該旬之實際引水量，以維持質量守恆。

除了農業與公共用水之外，頭前溪中的兩個攔河堰：上坪攔河堰與隆恩堰均有下游保留水量之限制，上坪堰之下游保留水量限制資料來自於「台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫(Ⅱ)」報告書，而隆恩堰之下游保留水量資料來自於「司法院-法學資料檢索系統網站」。

為了驗證模式之合理性，本研究採用頭前溪流域最下游的現況流量站：經國橋站，進行流量驗證的工作，以確保本研究所建立之系統動力模式符合最基本的質量守恆定律。模式驗證的結果分別如圖 6.1.4 和圖 6.1.5 所示。圖 6.1.4 所顯示的是 1993 到 2002 年十年之「旬平均流量」之比較。圖中可以看出雖然模擬結果並不是 100%的準確，其中的誤差可能是因為某些河段的人為引水或是人為取水並沒有包含在模式內，但是主要的流量峰值，模式均已能夠掌握，同時根據統計分析顯示，模擬值與觀測值之相關係數為 0.93，顯示此一模擬結果雖然不是完全正確，但是主要的流量趨勢均可利用模式重現。圖 6.1.5 則為 1993~2002 之各旬的模擬結果，由於是個旬的結果因此較平均值來得差，但是主要的流量趨勢模式依舊能夠掌握，藉由此一模式驗證的過程，亦確保此一模式之合理性，顯示此一模式應該可以合理的進行後續的水資源動態分析。



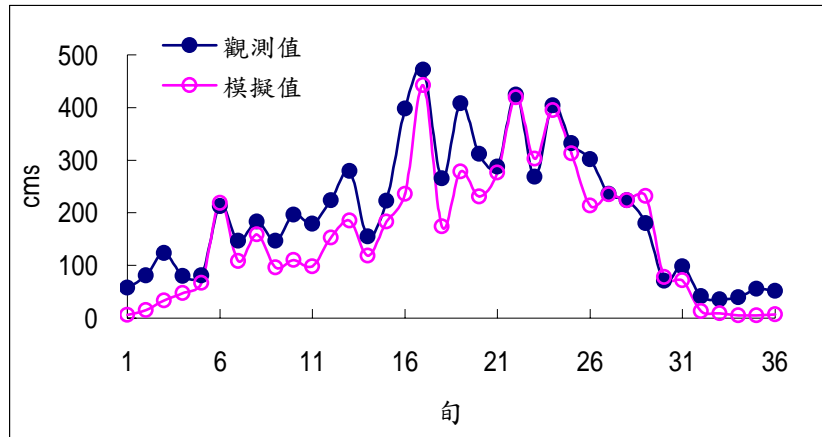


圖 6.1.4. 經國橋測站 1993~2002 旬平均流量模擬結果

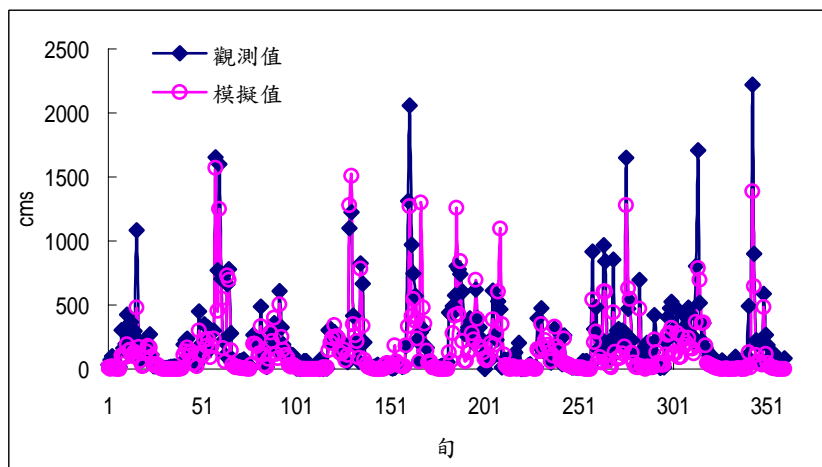


圖 6.1.5. 經國橋測站 1993~2002 各旬流量模擬結果

### 6.1.5 最大可供水量與環境承载力分析

本研究最主要的目的即為計算頭前溪流域之水資源環境承载力，以先前描述的指標 SI 與 ASI 作為計算依據，透過模式求出  $SI=1$ ， $ASI=80\%$  時之可供水量即為系統之水資源環境承载力。

#### (一) 缺水指數(SI)與農業供水指標(ASI)

##### a. 缺水指數

缺水指數 SI 的計算方式如式 6.1.1 所示，其中 N 在本研究中設定為 10 年（1993~2002 年）。

##### b. 農業供水指標

ASI 的計算方式則如式 6.1.4 所示，相關參數的數定方面，K 設為

10 年，而在  $\lambda_i$  的部分，由於缺乏實測資料，因此本研究目前均假設各時期的  $\lambda_i$  等於 1。在作物的分期 n 的部分，本研究根據連宛渝(2000)所提到作物生長的分期方式加以修正，以符合研究之需求，因此在研究中將作物生長分為四期(n=4)，生長期的名稱與所需之旬數如表 6.1.2 所示。

表 6.1.2. 作物生長期劃分(連宛渝，2000, 本研究整理)

生長期名稱	所需旬數
插秧期	2
分蘗期	2
開花期	4
成熟期	4

在頭前溪流域中，一般每年進行二期的耕種，因此將此作物分期配合二期耕種的插秧時間，輸入模式中用以計算 ASI。一期作的插秧時間訂在 3 月 15 號(第 7 旬)，二期作的插秧時間訂在 8 月 15 號(第 23 旬)(陳嘉和，2002)。因此每一年一期作、二期作之各生長期的旬數如表 6.1.3 所示。

表 6.1.3. 一期作與二期作之生長期旬別

一期作 (插秧日：3/15)	旬別
插秧期	第 7,8 旬
分蘗期	第 9,10 旬
開花期	第 11,12,13,14 旬
成熟期	第 15,16,17,18 旬
二期作 (插秧日：8/15)	旬別
插秧期	第 23,24 旬
分蘗期	第 25,26 旬
開花期	第 27,28,29,30 旬
成熟期	第 31,32,33,34 旬

## (二) 現況分析

本研究首先進行水資源分配的現況分析，根據上文的參數設定輸入模式當中，分別計算 SI 與 ASI 的值。在 SI 的部分，年平均公共需水量經過模式計算為每年 1.3874 億噸，此值為固定值，年平均公共供水量則在每年 1.2749 億噸(2002 年)到 1.3853 億噸(2001 年)之間變動。由此計算出 10 年的 SI 值為 0.0552。SI 值偏低的原因，主要因為在表 6.1.2 中

各淨水廠的實際出水量總和最高可達到每旬 460 萬噸（包含東興淨水廠支援的 150 萬噸），而新竹地區之每旬公共需水量為 380 萬噸，因此就長期平均來說本地的水資源是不虞匱乏的。民國 95 年之後，若是寶二水庫開始加入供水系統，事實上應可以考慮取消東興淨水廠的支援供水，則新竹地區的公共用水與公共供水將可以達到自給自足的狀態。

在 ASI 的部分，年平均灌溉需水量（在模式中視為計畫供水量）經過模式計算為 1.645 億噸，年平均灌溉供水量則在每年 7944 萬噸(2002 年)到 1.5578 億噸(1998 年)之間變動，由此計算出 10 年平均的 ASI，一期作為 42.01%，二期作為 45.44%。由此可看出此地之農業可供水量就現況而言並不足以供應此地之灌溉需水量。

由整個模擬結果亦可以看出 2002 年是一個比較乾旱的年份，該年度之公共供水量僅 1.2749 億噸，比公共需水量少了約 1100 萬噸，農業供水量更是只有 7794 萬噸，尚不足原先計畫的供水量的二分之一，該年度一期作、二期作的 ASI 更是低到僅剩下 0.57%與 10.71%。此一模擬結果亦與真實狀況相符。2002 年由於北部地區春雨極少，因此造成北部地區乾旱災情傳出。模式模擬結果亦完整反應該年之乾旱狀態。

### （三）可供水量分析

為了進行可供水量分析，本研究開始針對公共用水之最大可用水量以及農業用水之最大可用水量進行調動，在公共用水部分希望能將 SI 值調動為 1.00，而在農業用水部分則希望將平均的 ASI 調到 80%。

公共用水最大供水量的調動結果如下表 6.1.4 所示。表中分為「現況」與「case1」、「case2」、「case3」來說明，分別代表當當 SI 等於 0.5, 1.0, 2.0 時，公共用水之可供水量，後面兩欄農業之 ASI 的部分則代表在此一公共用水可供水量之下，一期作與二期作的 ASI 值。由於研究中假設每旬之公共需水量固定，因此調動時僅需調整一個固定值即可，由表中可以發現當每旬之供水量由現況的 385.4 萬噸調整到 500 萬噸時，SI 會等於 1，及代表每年之平均缺水量約在 10% 左右。

此外由表 6.1.4 亦可發現公共用水最大供水量的改變，並不會影

響農業的 ASI 值。造成此一現象的主因是取水系統分佈的狀況使然。由圖 6.1.2 的系統圖中可以看出，新竹第一、第二淨水廠、與湳雅淨水廠均在農業灌區的下游，此外東興淨水廠根本不受研究區內農業灌區之影響，而這些淨水場所提供之總水量已可達每旬 350 萬噸，當公共用水最大可供水量改變時，這些淨水廠的實際出水量亦會隨著變動，但卻完全不會影響到農業的供水。寶山淨水廠雖然在部分灌區上游，但是由於寶山水庫之調節，因此每旬出水量相當固定，公共用水最大可供水量的改變並不造成寶山淨水廠出水量變化對於農業供水之衝擊。因此僅員嶼淨水廠的出水量會影響到農業供水的部分。但由於員嶼淨水廠為主要淨水廠中出水量最小的一個(每旬 30 萬噸)，因此在此一系統當中，公共供水之變化對於農業供水之影響幾乎為 0。

表 6.1.4. 公共用水最大可供水量變化表

案例	缺水指數(SI)	公共用水最大可供水量	一期作_ASI	二期作_ASI
現況	0.0552	385.4 萬噸/旬	42.01%	45.44%
Case1	0.5	483.1 萬噸/旬	42.01%	45.44%
Case2	1.0	500.5 萬噸/旬	42.01%	45.44%
Case3	2.0	526.5 萬噸/旬	42.01%	45.44%

農業用水最大可供水量的調動結果如下表 6.1.5 所示。由於農業之旬需水量並不像公共之旬需水量每旬固定。因此無法調整單一一個值來進行 ASI 的模擬。故在本研究中採用固定比例的方式進行調整，也就是選擇一定的比例之後，每一旬之農業需水量皆乘以該比例進行調整。在模擬中調整的目標是希望一期作或是二期作的 ASI 能到調成為 80%。

表 6.1.5 中所顯示的分別為「現況」、「case1」到「case4」的情形，其中「case1」到「case4」代表一期作與二期作之 ASI 分別為 80%與 90%的模擬結果。表中可以明顯的看出只要將現況的農業可供水量將低到 85%左右，即可將原本 ASI 等於 40%左右的狀態調整到 ASI 等於 80%。此一結果顯示現況的農業用水將會超過系統所能負荷的農業可用水量，未來勢必將進行農地節約用水或是農地面積裁減的政策。

此外與公共用水最大可供水量不同的是，調整農業用水最大可供水量，將會影響到公共用水的 SI 值。由表 6.1.5 中可以看出當農業用水量

越來越少時（即與現況相比供水比例越來越小時），公共用水之最大可供水量雖然沒有改變，但是 SI 的值卻是越來越小。此一狀況代表公共用水之實際供水量因為農業用水之減少而越來越接近最大供水量，如此才會造成 SI 值越來越小的結果產生。

表 6.1.5. 農業用水最大可供水量變化

案例	缺水指數 (SI)	公共用水最大可供水量	農業用水年變化比例	農業用水最大可供水量	一期作 _ASI	二期作 _ASI
現況	0.0552	385.4 萬噸/旬	100%	1.645 億噸/年	42.01%	45.44%
Case1	0.0497	385.4 萬噸/旬	86.6%	1.424 億噸/年	74.70%	80.79%
Case2	0.0490	385.4 萬噸/旬	85.0%	1.398 億噸/年	80.48%	87.05%
Case3	0.0486	385.4 萬噸/旬	84.2%	1.385 億噸/年	83.59%	90.41%
Case4	0.0478	385.4 萬噸/旬	82.5%	1.357 億噸/年	90.69%	98.09%

#### (四) 環境承载力分析

由於前述分析結果顯示，農業用水之調整會影響公共用水，反之則否。因此在分析整個系統之水資源環境承载力時，將先調整農業之用水，使其 ASI 等於 80% 之後，再調整公共用水使其 SI 等於 1.00。最後將在此一狀態之下的農業用水最大可供水量與公共用水最大可供水量相加，即可得到此一系統之水資源環境承载力。此外，由於一期作與二期作之 ASI 有所不同，因此同樣分成「case1」與「case2」來分析。計算結果如表 6.1.6 所示。

由表 6.1.6 中顯示，此一系統之環境承载力（即為系統之總最大可供水量）大約在每年 3.2 億噸左右。因此如果在未來環境狀況不改變的條件之下，此一環境承载力將不會改變，因此系統內部的水資源調配與應用，將必須考慮到環境承载力的問題，避免過渡的開發水資源，對於環境造成傷害。

表 6.1.6. 頭前溪流域水資源環境承载力分析

案例	一期作 _ASI	二期作 _ASI	農業用水最大可供水量	缺水指數 (SI)	公共用水最大可供水量	環境承载力
Case1	74.70%	<b>80.79%</b>	1.424 億噸/年	<b>1.00</b>	1.803 億噸/年	3.227 億噸/年
Case2	<b>80.48%</b>	87.05%	1.398 億噸/年	<b>1.00</b>	1.804 億噸/年	3.202 億噸/年

### 6.1.6 後續研究

本研究現階段僅完成單一一個案例：頭前溪流域初步的分析。在研究的過程中尚有許多地方可以在後續相關研究中繼續加強。首先是在資料蒐集的部分，進行水資源相關分析的研究，最困難之處在於資料蒐集的問題，不論是民生、工業或是農業用水的資料，往往分散在不同的單位，因此研究人員必須花費大部分的時間與精力，從不同的來源把資料拼湊起來，進而建立流域的水資源系統。此一過程難免或造成系統的不完全，因此後續如有更詳細的資料則可以增加本研究所建構之系統的完整性。第二，某些部分水平衡的簡化可以更詳細的考慮。

在水平衡的部分農業用水之取水量並不會完全的使用殆盡，理論上會有部分的回歸水藉由排水渠道回到溪流當中，目前的模式架構中並沒有考慮這些回歸水的流量，因此也導致在模式驗證時（圖 6.1.4），大部分的模擬流量均是低估觀測值，未來如能考慮這些重新排入河川的回歸水則將可改善目前水平衡的誤差。

除此之外，模式中關於東興淨水廠的部分，是以定量的方式輸入，並沒有考慮永和山水庫的儲量以及中港溪流量的問題，如果希望得到更接近真實的模擬結果，後續的研究應將東興淨水廠的部分加以改善。第三，在 ASI 的部分，此一部份的分析為本研究創新的觀點，因此有許多的參數未能夠取得觀測值，例如在  $\lambda_i$  的部分，目前假設各時期的  $\lambda_i$  均等於 1，未來如有實測資料，則可以針對不同時期的  $\lambda_i$  修正。

## 6.2 水質承载力、累積性衝擊總量管制策略

本研究根據第四章水質總量管制評估方法，分別以 QUAL2E、GWLF、Vollenweider 模式應用於頭前溪，在考量累積性衝擊之影響下，評估其 BOD、氨氮與總磷之單位面積污染負荷，總磷之總量推估則是應用於寶山水庫。下文中並以一以頭前溪之環境條件的情況作為設計案例，利用啟發式演算法評估其 QUAL2E 之水質模式之 BOD 相關參數，於最後則以評估不同流達率對於總量分配之影響。

### 6.2.1 BOD 之單位面積污染負荷

在此模擬 BOD 傳輸情形主要以美國環保署所提供之水質模擬模式 QUAL2E，進行評估污染於河段傳輸情形。由模式推得污染傳輸矩陣後，再將各分區所排放之污染量乘上各河段之反應矩陣值，再將縱向（每一分區）值相加，便可得到各分區所遭受到的累積衝擊。本研究以頭前溪為研究案例，評估其環評案件對河川水質污染可能造成的累積性影響與單位面積污染負荷，其評估結果如下。

#### (一) 流域水系

頭前溪發源於五峰鄉之霍喀羅大山，於南寮附近與鳳山溪出口匯流約 500 公尺後注入台灣海峽，主流長 63.4 公里，流域面 565.40 平方公里，平均比降 1：28。客雅溪發源於新竹縣寶山鄉之於新竹市香山浸水里及虎山里間出海，其主流之長度約 24 公里，流域面積約 45.60 平方公里，平均坡度為 1.06%。平均逕流量為 78.30 百萬立方公尺。其集污區劃分如表 6.2.1.1 與圖 6.2.1.1。

表 6.2.1.1 頭前溪流域集污區名稱及代號

集污區代號	集污區名稱
PT01	滴雅排水
PT02	關東六號橋
PT03	竹東排水
PT04	大隘排水
PT05	南河排水
PT06	那羅溪
PT07	花園溪
PT08	麥巴來溪
PT09	上坪溪分區
PT10	滴雅排水



圖 6.2.1.1 頭前溪集污分區

## (二) 河川污染量推估

表 6.2.1.2 頭前溪各集污區各類污染之 BOD 污染量

集污區 編號	集污區名稱	家庭污水 公斤/天	工業廢水 公斤/天	畜牧廢水 公斤/天	非點源污染 公斤/天	總計 公斤/天	總廢水量 公噸/天
TO1	東大排水	509.18	2.7	26.5	14.82	553.2	5914.64
TO2	崁下排水	2670.35	253.38	860.5	182.66	3966.89	59240.51
TO3	滿雅排水	1140	391.84	119.1	34.01	1684.95	17663.59
TO4	關東六號橋	593.33	0.3	351.6	44.02	989.25	12051.57
TO5	竹東排水	1882.12	28.35	491.9	67.36	2469.73	30003.87
TO6	大隘排水	816.94	57.48	214.4	81.02	1169.84	10004.1
TO7	南河排水	549.03	128.25	741.8	76.86	1495.93	17815.29
TO8	那羅溪	89.72	0	11.2	1.97	102.89	522.99
TO9	花園溪	32.52	0	0.1	27.83	60.45	570.23
TO10	麥巴來溪	6.34	0	0	75.8	82.14	29.41
TO11	上坪溪分區	61.49	0	0.2	144.01	205.69	285.42
	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

## (三) QUAL2E 模式中各項水質參數

表 6.2.1.3 頭前溪各河段之水質參數率定表

河段	參數	BOD	
		K <sub>1</sub>	K <sub>3</sub>
I		0.2	1.0
II		0.3	1.0
III		0.2	1.0
IV		0.3	1.0
V		0.3	1.0
VI		0.3	1.0
VII		0.2	0.5
VIII		0.2	0.5
IX		0.2	0.5
X		0.3	0.5

\*-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



#### (四) 涵容能力推估

在此推估河川之涵容能力，主要是依據各河段公告之水質標準與污染反應矩陣，優選出各河段容許最大排污量，頭前溪流流域的上坪溪流流域是屬於甲類水體，而下游是溪洲大橋以下的河段則是丙類水體，其餘河段則是乙類水體。依據上述水質標準，本研究以線性規劃求解軟體 LINGO 優選出頭前溪流流域允許排入河川最大污染量，以及各集污區允許最大的污染產生量，結果如表 6.2.1.4。由表中可知頭前溪流流域允許排入河川的污染量總計為 2014kg/day。其中東大排水水質要求較低，故所允許之污染產生量為最高 23980kg/day。

頭前溪流流域有多處飲用水取水口，其水質標準都要求在乙類水體標準以上，因此限制了整個流域的污染排放，使得多處河段可允許排放之污染量受限許多，且允許排放量都集中在下游丙類限制的集污區，將造成區域發展遭受到限制。故本研究分析三個方案，其中兩個是假設若將下游取水口的位置往上游移之可能性，降低河川水質標準之要求，以增加河川可排放量。分別為

為原公告水體水質標準視為原方案

將頭前溪下游的滿雅取水口的位置移至較上游頭前溪橋之位置，因此，在第九河段（頭前溪橋以下）之水質只需符合丙類水體標準即可，相當於是放寬滿雅排水集污區的可排放量，此視為方案一。

將取水口移至經國橋上游約兩公里處，然滿雅排水與關東六號橋集污區的污染排放只需符合丙類水體，此假設視為方案二。

由表 6.2.1.4 中可看出，方案一與方案二的允許排入河川的污染量相對都增加了，以方案二可增加量最多，比原方案（原本的水質標準）多可排放 80kg/day。

因每個集污區流達率不同，故在允許污染產生量上，原方案都集中在最下游的東大排水，在原方案可允許污染產生量為 23980kg/day，其他集污區分配到的量就少許多。但方案一與方案二，增加了滿雅與關東

六號橋集污區的可排放量，使整個流域允許污染產生量增加，且此兩個集污區可分配到較多的允許排放量。如關東六號橋集污區原方案是屬於乙類水體標準，原方案的情況下，只允許產生 917kg/day 的污染量，而當方案二將滄雅與關東六號橋集污區視為丙類水體標準時，允許污染產生增加到 7377kg/day 的量。如此，允許的污染的排放便不會單只集中於最下游的東大集污區，使此兩個集污區可分配到較多的允許排放量，允許較多的開發行為於當地進行，以促進當地經濟發展。

### (五) 各集污區之單位污染負荷

單位面積污染負荷之計算是依據上節推估之各集污區涵容能力與集污區面積，將涵容能力除以集污區的面積便可獲得各集污區單位面積容許之污染負荷量，換言之，便是每單位面積允許最大污染產生量。表 6.2.1.5 為頭前溪三種方案不同下，各集污區允許排放單位面積的負荷，以表中東大排水集污區為例，在原方案（原公告之水質標準），單位面積負荷為 25.05kg/ha，若開發者將在此集污區進行開發行為，其開發面積為 100 公頃，容許此開發案每日最大 BOD 污染排放量為 2505kg/day，若污染排放量超過容許排放量，將造成污染的累積性衝擊超過環境承载力，換言之，只要符合單位面積之污染負荷，便可使整個河段之污染排放量不超過涵容能力，並符合各河段之水質標準。表 6.2.1.5 中的方案一與方案二是假設將最下游之滄雅取水口移至較上游，使河川要求丙類水質的範圍擴大，所獲得之單位面積負荷在分配上更為彈性，使允許之污染排放量並不會單只集中於最下游的東大排水，在滄雅排水與關東六號橋集污區的單位面積之污染負荷提高許多，以滄雅排水集污區為例，由原本之 0.23 kg/day 提高至 1.54 kg/day，但原東大排水集污區的可排放的污染量確定降低了，因此整體的污染排放量，還是符合環境承载力。

表 6.2.1.4 頭前溪流域不同水體分類各集污區之涵容能力

區 別	集污區	流 達 率 %	原方案		方案一		方案二				
			水體 分類	BOD		水體 分類	BOD		水體 分類	BOD	
				允許污染 產生量	河川排入量		允許污染產 生量	河川排入 量		允許污染產 生量	河川排入量
				kg/day	kg/day		kg/day	kg/day		kg/day	kg/day
頭	東大排水	2	丙	23980	525	丙	4941	108	丙	4983	109
	涌雅排水	29	乙	244	71	丙	1657	482	丙	487	142
前	關東六號橋	6	乙	917	51	乙	917	51	丙	7377	409
	崁下排水	5	乙	5605	258	乙	5605	258	乙	5605	258
	竹東排水	22	乙	1131	246	乙	1131	246	乙	1131	246
溪	大隘排水	26	乙	341	90	乙	293	77	乙	293	77
	南河排水	14	乙	1357	194	乙	1357	194	乙	1357	194
流	那羅溪	37	乙	994	366	乙	994	366	乙	994	366
	花園溪	20	甲	185	37	甲	185	37	甲	185	37
域	麥巴來溪	10	甲	341	33	甲	341	33	甲	341	33
	上坪溪分區	8	甲	2028	161	甲	2199	174	甲	2199	174
	總計			37122	<b>2014</b>		19620	<b>2044</b>		24952	<b>2094</b>

\*Lingo求解

表 6.2.1.5 頭前溪流域不同方案各集污區允許之單位面積污染負荷

頭前溪	編號	集污區名稱	水體分類	面積(ha)	允許產生污染量(Kg/day)			單位面積污染負荷(Kg/ha)		
					原方案	方案一	方案二	原方案	方案一	方案二
下游	TO01	東大排水	丙	957.18	23979.96	4941.16	4982.83	25.05	5.16	5.21
	TO02	崁下排水	乙	5799.06	5604.77	5605.14	5605.14	0.97	0.97	0.97
	TO03	滴雅排水	乙	1076.72	243.59	1656.84	487.36	0.23	1.54	0.45
	TO04	關東六號橋排水	乙	1628.35	916.84	916.90	7376.85	0.56	0.56	4.53
	TO05	竹東排水	乙	2706.71	1131.30	1131.16	1131.16	0.42	0.42	0.42
	TO07	南河排水	乙	10446.40	341.45	292.63	292.63	0.03	0.03	0.03
	TO06	大隘排水	乙	5269.03	1356.59	1356.59	1356.59	0.26	0.26	0.26
	TO08	那羅溪	乙	8920.33	993.64	993.64	993.64	0.11	0.11	0.11
	TO09	花園溪	甲	3080.18	185.31	185.41	185.41	0.06	0.06	0.06
	TO10	麥巴來溪	甲	5533.60	341.45	341.45	341.45	0.06	0.06	0.06
上游	TO11	上坪溪	甲	10512.53	2027.59	2199.24	2199.24	0.19	0.21	0.21
		總計		55930.10	37122.49	19620.14	24952.30	27.95	9.38	12.30

### 6.2.2 氮氮單位面積污染負荷

本研究以頭前溪為研究區域，採用 GWLF (Generalized Watershed Loading Functions) 模式，評估在不同土地利用所產生的非點源污染量及其污染傳輸情形。進而結合 QUAL2E 模式評估該污染量排入至河川中反應狀況，根據水質標準與優化模式推估單位污染負荷量。其詳細推估情形如下所述。

#### (一) 由 GWLF 推估非點源污染量

藉由切割成數各小集水區之方式，以推估每一個小集水區可能產生之非點源污染量，分析過程中所需之參數與初步評估結果如下，由於目前資料不完全，無法正確評估頭前溪之氮氮污染量，於下面案例中，是以假設污染量排入作為說明。

1. **劃分小集水區**：依據集水區之特性與地形，將研究區域劃分成數各小集水區，在此本研究將頭前溪劃分成七個小集水區，如圖 6.2.2.1。
2. **確定土地利用與土壤特性**：藉由地理資訊系統分析各個小集水區中，土地利用之分佈與土壤特性所佔之比例，如表 6.2.2.1。在上游地區主要都是林地，而農業地則是較集中於下游。
3. **GWLF 所需之各項參數**：土壤沖蝕量推估 (KLSCP)：K 值依據該區域中之土壤特性與有機質含量可查表得知。L 為平均波長，S 為平均坡度。C 為覆蓋與管理因子，此因子可依據土地利用之特性查表得知。P 為水土保持因子。各月份之蒸發散係數、日照時數、成長季、土壤沖蝕係數。地表下土壤水分之設定：臨前降雨條件、初始未飽合層深度、初始飽和層深度、退水係數、滲漏係數、sediment delivery、土壤最大含水量。
4. **污染量之輸入**：溶解於逕流中之氮與磷濃度，依據耕種的農作物，查表得知可能產生的溶解於逕流中的氮與磷濃度。施肥量則是依據耕種的種類，輸入其氮與磷的施肥量。都市中的固體狀態的氮與磷含量。各月份可能產生之點源氮與磷污染量。

5. 氮氣的污染量：由於 GWLF 所推估之非點源污染量為集水區可能排出之總氮量，NH<sub>3</sub> 的產生量是根據 TN 估計而來，根據資料收集（Wastewater engineering, 1991, Metcalf & Eddy），家庭污水中 NH<sub>3</sub> 的轉化約占 TN 的 60%。因此本研究將 GWLF 推得之總氮量以此比例轉換為該子集水區所排出之氮氣污染量。

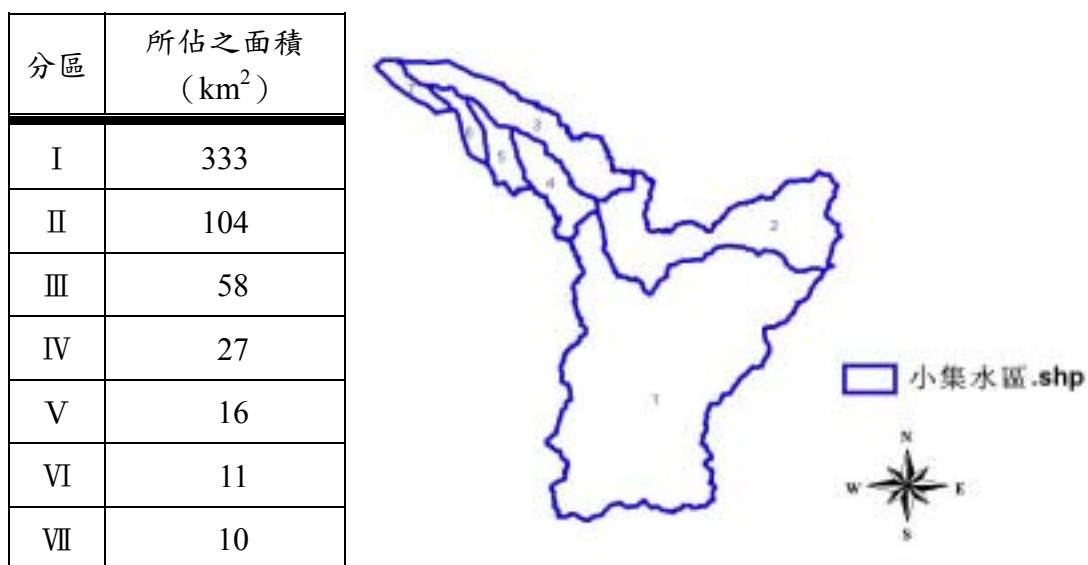


圖 6.2.2.1 頭前溪流流域小集水區分區

表 6.2.2.1 頭前溪各子集水區之土地利用面積 (km<sup>2</sup>)

子集水區	I	II	III	IV	V	VI	VII
水利地	6.66	1.04	2.32	1.35	1.28	2.20	2.00
交通用地	3.33	0.62	2.32	8.10	0.96	5.50	2.50
林地	316.35	93.60	17.40	8.10	4.00	0.11	0.30
草地	1.00	2.08	0.43	0.54	0.80	0.11	2.50
農地	3.33	5.20	34.8	8.10	8.00	2.75	2.00
遊憩地	1.33	0.62	0.29	0.27	0.16	0.22	0.10
裸地	1.00	0.83	0.43	0.54	0.80	0.11	0.60

表 6.2.2.2 頭前溪各子集水區之土壤特性所佔面積 (km<sup>2</sup>)

子集水區	I	II	III	IV	V	VI	VII
未調查(U)	139.86	10.4	-	-	-	-	-
石質土(L)	99.9	15.6	-	-	-	-	-
暗色崩積土(D)	49.95	15.6	-	-	-	-	-
淺色崩積土(C)	33.3	46.8	1.16	4.05	1.6	-	-
沖積土(A)	9.99	7.8	34.8	13.5	3.2	4.4	6
黃壤(Y)	-	7.8	9.28	1.35	-	-	-
紅壤(R)	-	-	12.76	8.1	11.2	3.3	-
雜地(ML)	-	-	-	-	-	3.3	4

(二) 流量之超越機率分佈圖與不同風險下之非點源污染量

由於非點源污染發生之時間不連續，本研究目前是以不同的風險下之河川流量對應可能產生之非點源污染產生量，由歷年之上游流量資料描繪超越機率曲線，如圖 6.2.2.3，其 Q<sub>25</sub>、Q<sub>50</sub> 及 Q<sub>75</sub> 的流量則分別是 17.5、6.3 與 1.4cm，此處單位為深度，需再依據各土地利用面積不同乘上其面積，以獲得 CMS 之單位。Q<sub>25</sub> 相當於是四個月發生一次之頻率流量，以此類推，Q<sub>50</sub> 則是該子集水區兩個月發生一次之流量。進而再由 Q<sub>25</sub>、Q<sub>50</sub> 及 Q<sub>75</sub> 的流量發生之時間，可對應至由 GWLF 模擬的非點源污染量，如下表 6.2.2.3 所示。

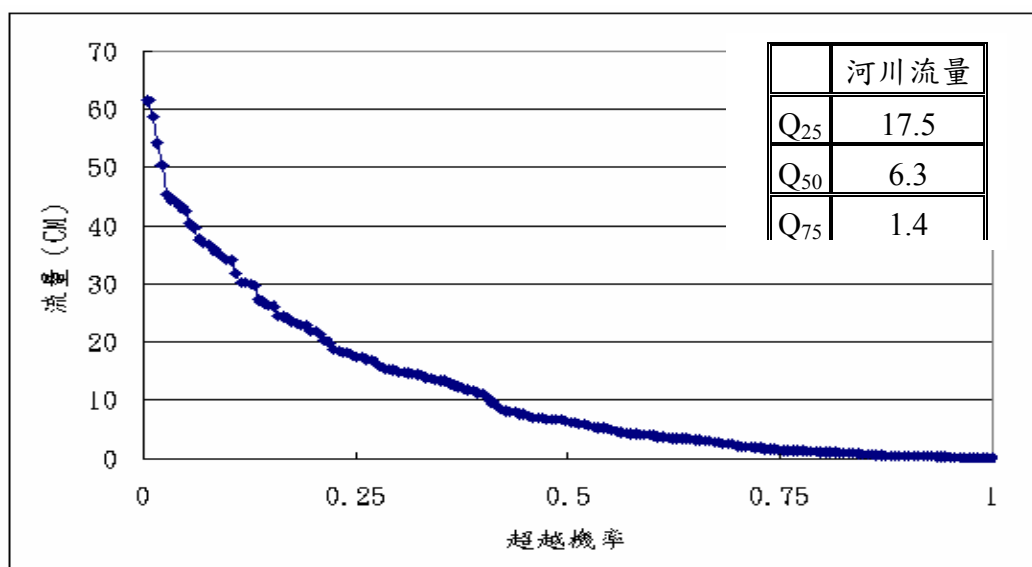


圖 6.2.2.3 頭前溪流量站之超越機率圖

表 6.2.2.3 為利用 GWLF 推估不同風險下的流量，可能產生之總氮污染濃度。表中 SEG3 因為該區域所佔的農業面積最大，因此所產生的總氮濃度相對亦較高。模擬 GWLF 時必須輸入氮肥之施肥量，在此是假設二月至四月期間給予施肥量每日 0.0016ug/l，由於目前無各農田實際施肥之日期與量，因此此次分析非點源污染可能產生的氮氮污染量，一天最大只有一公斤多的量，未來可依據新竹縣市之農田水利會之實際施肥量修正之。

表 6.2.2.3 頭前溪各子集水區不同風險下氮氮產生量

分區	不同流量頻率	溶解態氮 $\mu\text{g/l}$	總氮 $\mu\text{g/l}$	氮氮 g/day
I	Q25	0.3054	0.3175	358.1
	Q50	0.3194	0.4290	174.2
	Q75	0.3432	0.3432	31.0
II	Q25	0.4950	0.5633	191.6
	Q50	0.5061	0.5061	64.3
	Q75	0.3205	0.3205	7.7
III	Q25	2.4007	6.9838	1238.7
	Q50	1.1111	1.1111	56.1
	Q75	2.8736	8.6207	120.0
IV	Q25	1.7723	11.0429	940.6
	Q50	0.7092	0.7880	19.4
	Q75	1.3468	1.3468	7.7
V	Q25	1.2957	1.9436	98.7
	Q50	1.1111	1.1111	15.5
	Q75	1.7045	1.7045	5.8
VI	Q25	2.7886	3.4579	120.0
	Q50	0.5348	0.5348	5.8
	Q75	0.0000	0.0000	0.0
VII	Q25	1.2346	1.3580	42.6
	Q50	1.8367	3.6735	36.0
	Q75	1.8182	1.8182	3.9

### (三) 利用 QUAL2E 評估涵容能力

模擬氮氮必須輸入之主要參數包括有機氮分解速率、有機氮沉降速率、氮氧化速率、亞硝酸氧化速率等。本研究參考『飲用水水源水質保護



綱要計畫整治規劃成效評估』其參數值進行模擬，其各項參數值如表 6.2.2.4，配合氨氮之水質指標作為限制，以推估各子集水區允許排入之最大氨氮污染量。頭前溪上游河段上坪溪其水質標準為 0.1 mg/l，其餘皆是 0.3mg/l。在模擬過程中，本研究將非點源污染產生氨氮之濃度，以側向流之方式輸入，因此由 GWLF 推估之非點源污染量，將均勻分配於該河段上每個單元。

表 6.2.2.4 頭前溪各河段之水質參數率定表

河段	參數	NH <sub>3</sub> -N			
		有機氮分解速率 $\beta_3$	有機氮沉降速率 $\sigma_4$	氨氧化速率 $\beta_1$	亞硝酸氧化速率 $\beta_2$
I		0.1	0.1	0.8	2.0
II		0.1	0.1	0.8	2.0
III		0.1	0.1	0.6	2.0
IV		0.1	0.1	0.6	2.0
V		0.1	0.1	0.4	2.0
VI		0.1	0.1	0.4	2.0
VII		0.1	0.1	0.4	2.0

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

亦可推估在設計流量下，在污染源處分別輸入一單位之污染量之反應矩陣。進而將此反應矩陣配合氨氮之水質指標作為限制，優選各區允許之最大氨氮污染量排放量。其優化模式如下

$$\begin{aligned}
 \text{Max } Z &= \sum_{i=1}^N NH_i \\
 \text{s.t.} & \\
 & \sum_{i=0}^{n(j)} NH_i \times RC\_NH_{ij} \leq 0.3
 \end{aligned}$$

其中  $NH_i$  為子集水區容許排入氨氮、 $RC\_NH_{ij}$  為上游  $i$  河段排放一單位氨氮對下游上游  $j$  河段之反應係數。

由此上式推估各子集水區之最大容許氨氮污染排入量 ( $NH_{\max}$ ) 後，將前述推求之氨非點源污染量 ( $NH$ ) 乘上一比例推求氨氮的污染量 ( $NH_p$ )，比較  $NH_{\max}$  值是否大於  $NH_p$ ，兩者之差便是容許氨氮點源污染之排入量

( $NH_n$ )，若  $NH_p$  大於  $NH_{max}$ ，則未來非點源污染部分則必須藉由 BMP 或是管制施肥量等措施，以消減非點源污染量。

本研究將上述模擬之不同風險下之產生之非點源氮氮之污染濃度，代入 QUAL2E 模式中推求各河段允許排入之點源氮氮污染濃度與量，如下表 6.2.2.5，當產生非點源污染的流量越大，相對排放出的污染量亦較多，但因排入的流量大，可能具有稀釋氮氮之濃度之作用，因此由表中可看出當流量越大 ( $Q_{25}$  為較大流量)，其允許排放之點源污染量氮氮濃度與量相對較高。

表 6.2.2.5 中的各項風險下允許排放的氮氮污染量，已考量了累積性衝擊之影響，因此在該子集水區中的環評案件所產生的污染量或是點源污染量，其總污染排放量不超過各分區的分配值，便可使整各河段符合水質標準。

將表 6.2.2.5 中各個分區中不同風險下允許排放之點源與非點源污染之氮氮濃度，分別除以該子集水區之都市用地與非都市用地之面積，便可得單位面積氮氮污染負荷量，如表 6.2.2.6，表中非點源污染分配到之單位面積污染量，與點源污染允許排放之單位面積污染量相比明顯偏低，是因為在此分析案例中，因給予的施肥量每日約只給予  $0.0016\mu\text{g}/\text{l}$ ，因此產生的非點源污染量便偏少，點源污染允許之排放量則是在水質標準之限制下，扣除非點源污染量剩餘便是都是點源污染可排放之污染量，因此在符合水質標準下，點源之氮氮排放量相對就較大，且因產生非點源污染主要是森林與草地及農田地等，其所佔之面積明顯大於建地面積，因此造成非點源污染的單位面積污染負荷偏低的原因。於表 6.2.2.5 之數值將可以作為後續環評審查之基準。後續之環評開發案只需將環評案件所需開發的面積，乘上此點源污染單位面積氮氮之污染負荷量，便可得知該環評案件允許排入之最大污染負荷量，當此開發案之污染量超過此容許量時，則必須進行削減之工作。

表 6.2.2.5 頭前溪各分區不同風險下允許排入之點源氮氮污染量

分區	流量 CMS	允許排入之點源污染濃度 (mg/l)			允許排入之點源污染量 (kg/day)		
		Q <sub>25</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>25</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>75</sub>
I	0.1	5.5	2	0.8	47.5	17.3	6.9
II	0.328	4	2.9	2	113.4	82.2	56.7
III	0.14	40	21	9	483.8	254.0	108.9
IV	0.686	6	1.8	0.5	355.6	106.7	29.6
V	0.126	5.2	2	1.5	56.6	21.8	16.3
VI	0.204	5	1.5	1.5	88.1	26.4	26.4
VII	0.068	7	2.5	2.5	41.1	14.7	14.7

表 6.2.2.6 頭前溪各子集水區不同風險下氮氮之單位面積污染負荷

分區	單位面積允許排放非點源污染量 (kg/km <sup>2</sup> -day)			單位面積允許排放點源污染量 (kg/km <sup>2</sup> -day)		
	Q <sub>25</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>75</sub>	Q <sub>25</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>75</sub>
I	0.0011	0.0005	0.0001	3.86	1.40	0.56
II	0.0019	0.0006	0.0001	36.35	26.35	18.17
III	0.0235	0.0011	0.0023	90.18	47.34	20.30
IV	0.0562	0.0012	0.0005	34.66	10.40	2.88
V	0.0077	0.0012	0.0005	17.69	6.81	5.09
VI	0.0404	0.0020	0.0000	10.97	3.29	3.29
VII	0.0089	0.0075	0.0008	7.90	2.83	2.83

### 6.2.3 總磷之單位面積污染負荷

本研究以寶山水庫為分析案例，並根據卡爾森指標的總磷優養化指標，作為總磷標準濃度。於下文中利用歷年水庫上游之入流量、水庫水位、水庫容量以及水庫平均水深相互關係圖，將各數值帶入 Vollenweider Eutrophication Model 進行推估。推求在符合水質標準下，上游可能排入之最大污染量，進而由超越機率分佈曲線，推估不同風險下所對應之上游污染排入量。其推估結果如下所述。

#### (一) 寶山水庫概述

寶山水庫為一分區滾壓土石壩，建於民國 74 年，具有公共給水及灌溉之功能，壩高 34.5 公尺，滿水位標高 141.6 公尺，呆水位標高 123.5 公尺，其水位－容量關係曲線如圖 6.2.3.1 所示，此圖是參考『新竹縣寶山第

二水庫可行性規劃』，並利用多項式回歸所描繪。寶山水庫為一離漕水庫，主要水源為頭前溪支流上坪溪之燥樹排攔河堰越域引水。藉由上坪溪豐水期或雨季之逕流量於竹東圳入口處設攔河堰引水，經竹東圳導水入水庫儲存，水庫位於柴梳溪上游。本水庫為因應新竹科學園區開發及新竹地區用水成長需求而興建，現每天供應民生與工業用水量約六萬噸～七萬噸。

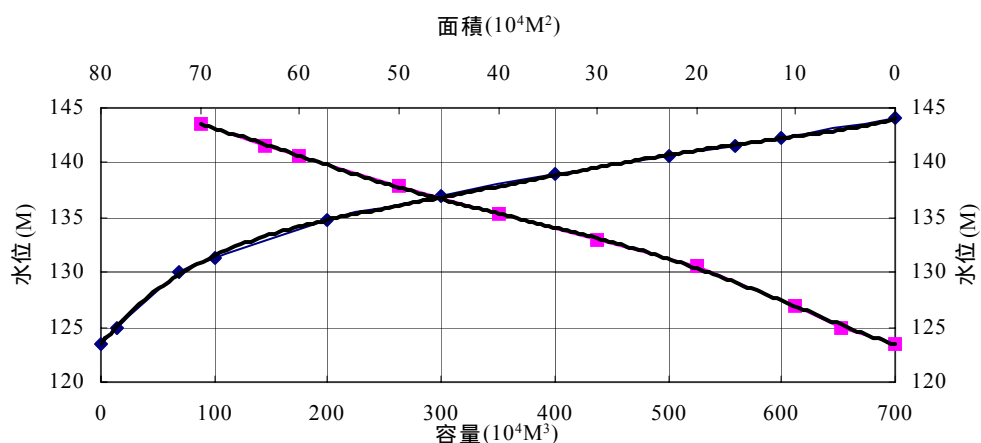


圖 6.2.3.1 寶山水庫水位—面積—容量曲線表

資料參考來源：台灣省水利局八十二年三月”新竹縣寶山第二水庫可行性規劃”

由寶山水庫觀測 1986 年至 2002 年之每月水庫水位記錄中，可得知平均每年的四、五月份的水庫之水位為最高，進而由上圖中回歸之水位與面積及水位與水庫體積之關係，可得各個月份平均之水庫體積與水庫面積，如下表 6.2.3.1。

表 6.2.3.1 寶山水庫歷年平均水位、水庫體積與水庫面積

	平均水位(M)	水庫體積( $10^4 M^3$ )	水庫面積( $10^4 M^2$ )
1 月	137.0	300.0	46.5
2 月	137.2	315.0	47.3
3 月	138.4	375.0	51.8
4 月	139.7	447.5	56.7
5 月	140.1	470.0	58.0
6 月	139.9	460.0	57.5
7 月	139.7	447.5	56.7
8 月	139.6	442.5	56.3
9 月	139.5	435.0	56.0
10 月	139.6	442.5	56.3
11 月	139.6	442.5	56.3
12 月	138.3	370.0	51.5

依據環保署網站之寶山水庫水質觀測資料中總磷與總氮值，推估 1993 至 2002 年歷年之氮磷比如下表 6.2.3.2，由此數據可知此水庫由磷控制藻類的生長。

表 6.2.3.2 寶山水庫歷年水質之氮磷比

年	磷	氮	氮磷比
2001	32.0	616.5	19.3
2000	27.4	844.1	30.8
1998	43.9	1266.6	28.9
1997	29.3	854.4	29.2
1996	33.5	593.3	17.7
1995	30.8	604.4	19.6
1994	30.8	602.1	19.6
1993	40.3	682.8	16.9

## (二) 以卡爾森指標推估允許最大總磷濃度

卡爾森水體優養等級指數 Carlson trophic state index (CTSI)，是乃根據水體中葉綠素 a 含量、透明度及總磷，分析其間關係，分別加權處理，由公式計算出優養指數值 (TSI)；較適用於評估北美高冷地區之湖泊水庫。其推估式如下

$$TSI(\text{Chl-a}) = 9.81 \ln(\text{Chl-a}) + 30.6$$

$$TSI(\text{SD}) = 60 - 14.41 \ln(\text{SD})$$

$$TSI(\text{TP}) = 14.42 \ln(\text{TP}) + 4.15$$

式中，TP：為總磷濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )，SDD：為透明度(m)，Chl-a：為葉綠素-a 濃度( $\mu\text{g/L}$ )。

卡爾森水體優養指數值 (CTSI) 為以上所得各值之平均，即

$$CTSI = \frac{1}{3} [TSI(\text{Chla}) + TSI(\text{SDD}) + TSI(\text{TP})]$$

若  $CTSI < 40$  為貧養狀態， $40 < CTSI < 50$  則為普養狀態，而  $CTSI > 50$  為優養狀態。根據 1997~2003 年寶山水庫歷年觀測值，計算 CTSI 值，如

表 6.2.3.3，其歷年之總磷、葉綠素及透明度之變化如圖 6.2.3.2。由歷年水庫觀測水質分析卡爾森指標可知，總磷、透明度、葉綠素-a 三項指標值約在 50 左右，且平均後之卡爾森指標亦是在 50 上下，由於環保署對於水庫之總磷的水質要求並無明確之數值與分類等級，只有訂定當 CTSI 值大於 50 視為優養狀態，由於本研究目前主要是評估湖泊之總磷，因此在此則是以 TSI (TP) >50 視為水庫優氧化，以此指標作為水庫總磷總量管制之依據，以推估寶山水庫允許最大總磷濃度。

表 6.2.3.3 寶山水庫歷年平均之 TSI 指標值

	TSI(SD)	TSI(TP)	TSI(Chl-a)	CTSI
最大值	60.0	70.0	56.4	57.60
最小值	46.8	44.7	33.9	38.20
平均值	51.4	54.5	48.1	49.17

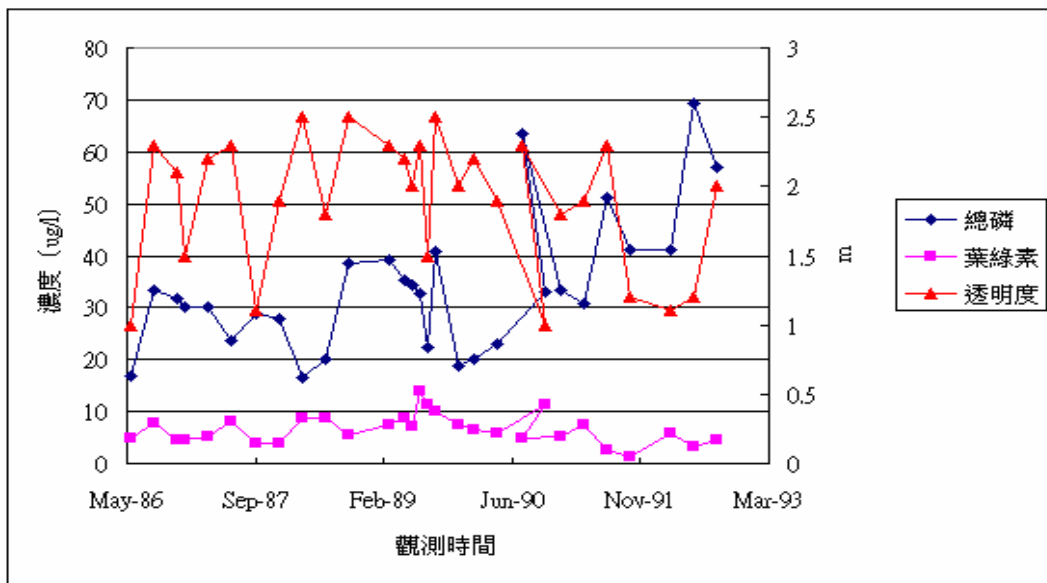


圖 6.2.3.2 寶山水庫歷年之水質變化

由上述之 TSI (TP) 式，可反推允許水庫中之總磷濃度為 24.04µg/L。

$$TSI (TP) = 14.42 \ln (TP) + 4.15$$

$$50 = 14.42 \ln(TP) + 4.15$$

$$\ln(TP) = 3.18$$

$$TP = 24.04 \mu\text{g/L}$$

### (三) 推估總磷之單位面積污染負荷量

本研究依據上坪溪攔河堰每月之放水量與寶山水庫之水位、庫容與平均水深，利用 Vollenweider Eutrophication Model 之質量平衡方程式推估上游排入之總磷量 (Load)，如 5.9 式。進而將此污染量加以排序評估其污染產生量之超越機率圖，由圖便可推估不同風險下可能發生的之流量，當超越機率為 5% 時，相當於是 20 個月發生一次之污染量，此污染量造成水庫形成優氧化的機率則是越高，而當超越機率為 20% 時，則相當於是 5 個月發生一次的污染量，水庫之總磷超過標準之機率為 80%。以此類推便可得到不同風險下，可能發生的流量，如表 6.2.3.4。由表中的月流量對應該時期之水庫容量與水庫平均水深。並過去相關研究檢定  $H\sigma = 10$ ，本研究在此參考此值，此參數後續可修正以符合台灣之湖泊特性。表中提供了不同風險情況下，允許上游排入之總磷負荷量。

$$C_i = C_{p, std} \left( \frac{V}{Q} \times \sigma + 1 \right)$$

$$Load = C_i \times Q$$

表 6.2.3.4 不同風險下上游排入之污染量

污染量發生頻率	上游入流量 ( $10^6 m^3$ )	水庫水位 (m)	平均水深 (m)	水庫庫容 ( $10^6 m^3$ )	上游污染排入量 (kg/月)
100 個月發生一次	2.92	141.13	19.13	5.31	136.78
50 個月發生一次	2.82	141.31	19.31	5.41	135.24
20 個月發生一次	2.63	141.37	19.37	5.45	130.93
10 個月發生一次	2.49	141.41	19.41	5.47	127.72
5 個月發生一次	2.42	139.54	17.54	4.38	118.28
2 個月發生一次	2.29	137.25	15.25	3.15	104.66
1 個月發生一次	0.30	133.03	11.03	1.43	38.46

由於寶山水庫為離漕水庫，營養鹽物質主要來源為上坪溪引進之水源以及寶山水庫、竹東圳兩集水區暴雨時產生之非點源污染量，因此上述推估之允許總磷污染負荷量（Load），將必須分配給此三個集水區。但由於寶山水庫上游之燥樹排攔河堰於暴雨時，水庫管理人員會關閉上坪溪引水，故上坪溪之污染來源主要是環境之背景值；且寶山水庫集水區上游為水源保護地，其開發行為受到較嚴格之限制，主要是森林所造成之非點源污染量，因此，將來主要可管制為來自於竹東圳之非點源污染。分配非點源污染量時，可直接將允許排入之總污染量，扣除此寶山水庫與上坪溪集水區之背景濃度值，則剩餘的允許排放量便可分配給竹東圳之農業灌溉區，但因目前無法取得此兩個集水區環境背景值污染濃度，因此本研究採用平均分配之方式，以獲得單位面積之污染負荷，如下表 6.2.3.5。未來可進一步探討總量在此三區之允許排入寶山水庫之總磷污染量的最佳分配權重，以合理的分配給寶山水庫集水區（面積為 3.2km<sup>2</sup>）、竹東圳灌溉區（面積為 18.03km<sup>2</sup>）以及上坪溪集水區（面積為 221.73km<sup>2</sup>）。給於農業灌溉區較高的污染排放量，分配較多的允許排放量，對於限制有開發行為較嚴格之上游集水區，避免分配過多的允許排放量，如此才不至造成資源不善用。未來進行環評案件之累積性環境影響審查評估時，便可依據其開發面積，審核此開發案是否可通過。

表 6.2.3.5 不同風險下允許排入之單位面積總磷量

水庫承擔總磷 超過標準之風險	污染流入量 發生之頻率	污染排入量	單位面積允許排入量
		kg/月	kg/km <sup>2</sup> /月
99.9%	100 個月發生一次	136.78	0.56
98%	50 個月發生一次	135.24	0.56
95%	20 個月發生一次	130.93	0.54
90%	10 個月發生一次	127.72	0.53
80%	5 個月發生一次	118.28	0.49
50%	2 個月發生一次	104.66	0.43
10%	1 個月發生一次	38.46	0.16



## 6.2.4 水質參數優選與流達率之評估

### (一) 參數優選簡例與說明

QUAL2E 模式在操作上並不複雜，但仍需輸入大量的參數以進行水質模擬，如模擬 BOD 污染物質時，QUAL2E 則必須輸入如 BOD 祛氧係數、藻類沈澱率等參數，這些參數多為人工輸入與主觀調整，而造成不同研究單位進行模擬採用之水質參數不盡相同，且因所需的部分參數本身具有誤差，或是在該參數在資料取得上的不易。造成模式在資訊輸入上的不足，也導致推估結果與實際情形有一定程度差異。本研究以頭前溪流域作為研究區域，設計依參數優選之簡例，先將該流域進行分區與分段，以河川的水質指標為運作項目，並利用模擬退火演算法，以各參數之合理範圍為限制式，以模擬之水質與實際觀測值兩者之差為最小視為目標函數，以優選 QUAL2E 模式所需輸入之各項參數值。模擬退火演算法不同於傳統優化模式，其特性在於能增加跳脫區域最佳解之機會而提高找到全區最佳解的機率，過去亦有許多研究應用此演算法於不同領域之模式參數優選。

#### 模擬退火法：

模擬退火演算法之原理，在於以固體（礦物或金屬）從高溫融化成液態進而漸漸冷卻結晶為理論基礎，將一系統內許多獨立的參數最佳化。在高溫的狀態下，固體的粒子將會因為具有較高的能量與活性，能夠隨意重組，成為各種液體的型態。當系統的溫度逐漸將低時，粒子的能量與活性也隨之降低，逐漸地固定為某種結晶型態。模擬退火演算法之退火過程示意圖 6.2.4.如下：

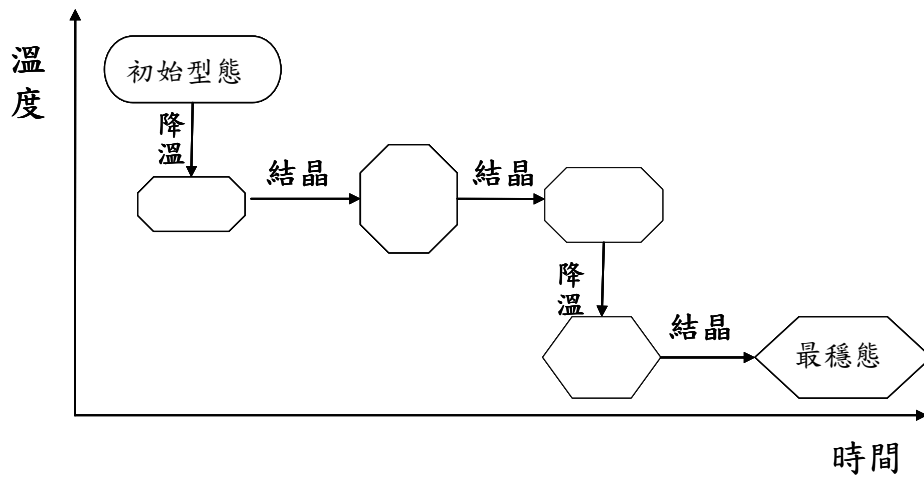


圖 6.2.4.1 模擬退火法之退火過程示意圖

在求解的過程中，對應於物理上的退火過程，可行解的集合就好比於固體的可能型態，而最佳解的搜尋，也就是固體重新結晶成最穩定的型態。模擬退火演算法的特性，在於能夠增加跳脫區域最佳解的特性，而提升找到全域最佳解的機會。當系統溫度較高時，由於分子具有較高的活性，其可能的結晶較多，也代表 6.2.4.了對應之可行解空間較廣，能夠跳脫區域最佳解的機會也就相對提升。隨著系統的溫度逐漸降低，可行解之集合也漸漸縮小，當系統達到設定的最低溫度之時，結晶便達到最穩定的狀態，在最佳解的搜尋上，此解有可能是全域最佳解或是近最佳解。

模擬退火演算法之求解過程如下圖 6.2.4.2 所示，模擬退火演算法包括以下步驟：

1. 參數設定：模擬退火演算法之設定參數包括初始溫度  $T_{\max}$ ，最終溫度  $T_{\min}$  與每一溫度之最大搜尋次數  $L_{\max}$ 。當在某一溫度 ( $T$ ) 下搜尋次數超過  $L_{\max}$  時，則執行降溫動作，下階段之搜尋溫度為  $T * \beta$ 。
2. 初始解：在可行解區域內，任選一可行解作為初始解。
3. 搜尋鄰近解：自所有欲優選參數中，隨機變動一項參數，作為鄰近解。
4. 移步：在搜尋最佳解之過程中，判斷是否接受鄰近解時，由下列移步機率（以最小化問題為例）決定：

$$P(T) = \begin{cases} \exp\left(-\frac{Z'-Z}{T}\right) & \text{if } \Delta Z'-Z > 0 \\ 1 & \text{if } \Delta Z'-Z \leq 0 \end{cases}$$

其中 P 為移步機率，Z 為目前解，Z' 為鄰近解，T 則為搜尋時的溫度。若是鄰近解優於目前解，則移步機率為 1，若鄰近解劣於目前解，則由程式產生一介於 0 與之隨機亂數，若是 P 大於此亂數，則接受次鄰近解成為下個階段之目前解。

5. 停止搜尋：當系統降到最低溫度時，其搜尋解亦將趨於穩定，為避免在過程中曾經找到全域最佳解，然而最後卻未收斂於此區域中，故應比較在搜尋過程中所遇到之解，並紀錄最佳解。

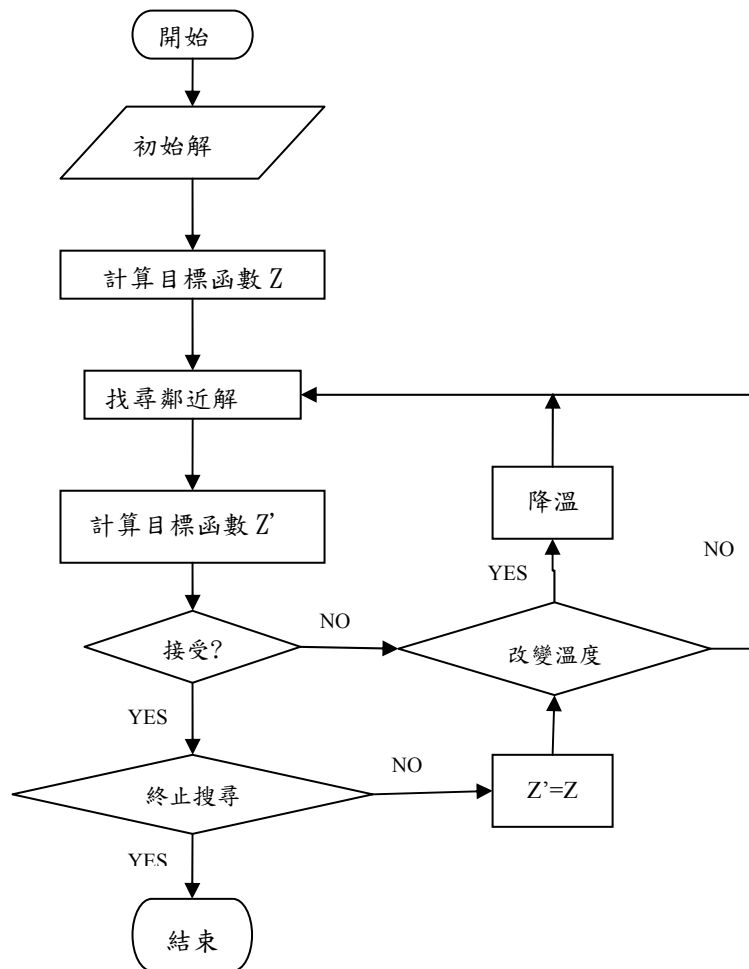


圖 6.2.4.2 模擬退火演算法之求解流程圖

**簡例設計：**

本研究根據頭前溪流域的實際情況，設計了一個類比於該流域的簡例，並依照與頭前溪流域相同的集污區劃分方式，將簡例河川劃分為十個河段，如下圖 6.2.4.3 所示：

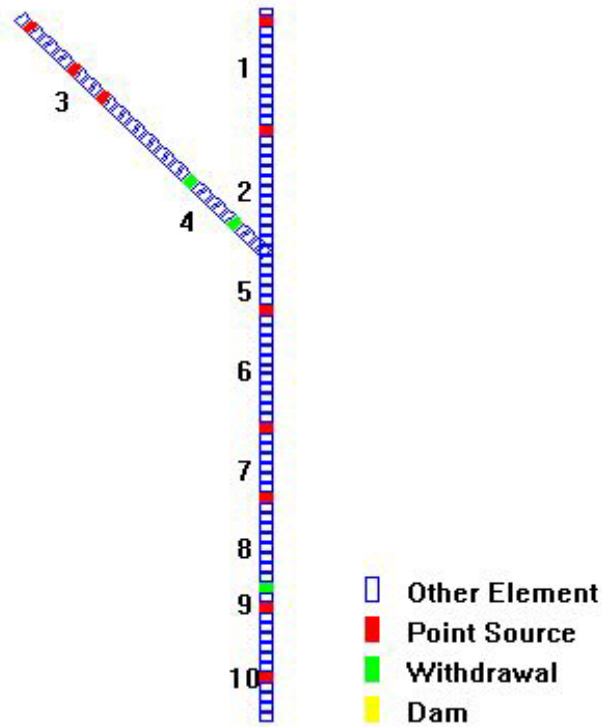


圖 6.2.4.3 簡歷河川之分段示意圖

表 6.2.4.1 河段 1 與河段 3 之源頭設定資料表：

	流量(CMS)	BOD(mg/L)	DO (mg/L)	HN <sub>3</sub> (mg/L)
河段 1	11.3	0.6	8.5	0.03
河段 2	7.7	0.6	8.7	0.09

欲以 QUAL2E 模擬 BOD 與 DO 兩項目，需輸入以下水質參數：BOD 衰減、BOD 沉降、再曝氣、SOD。其中，由於再曝養係數以及 SOD 兩項參數的資料較為缺乏，故在此將此二參數列為本例之優選項目，其設定範圍如下：

表 6.2.4.2 優選參數之範圍與表示型態設定

	設定範圍	移步量
再曝養係數	3-30	3
SOD	0.5-4	0.5

參數上設定上，為簡化各參數每次搜尋範圍，根據 QUAL2E 模式中各參數的設定範圍，分別用以上表 6.2.4.之形式來表現各項參數之值，根據此表現方式，每一參數在設定時均有八至十種可能。本例雖然僅針對再曝氧係數以及 SOD 兩項參數進行優選，但依照 QUAL2E 模式之河段設定，若將各段之參數值視為獨立設定，相當於優選  $2*10=20$  個參數。在此，為了簡化優選參數的數量，本例將並未案照河川的分斷輸入參數，而是以河川支流與主流的相接位置作為分界，將該河川的參數輸入分為三區，並假定同一區內之參數為均值，則所需優選之參數量將減少為  $2*3=6$  個。

決定河川之參數分區後，假設各區的參數為已知，如下表 6.2.4.3

表 6.2.4.3 各區參數之假設值

參數分區	1	2	3
再曝養係數	21	15	9
SOD	1	2	4

根據以上資料，即可利用 QUAL2E 模式針對此河川進行生化需氧量與溶氧量之模擬，而各河段在此階段之模擬結果，則作為後續比對模式正確性時之觀測值。在真實情況下，由於無法完全取得河川自上到下游各處之水質觀測資料，當與模擬值進行比較時，只能夠憑藉著設置於河川的水質測站作為標準。本研究為了增加資料比對時的合理性，因此在驗證資料時，參考頭前溪的八個水質測之位置，以此八處的質作為實際值來進行驗證。

#### 模式設定：

在模擬退火演算法的設定上，相關參數的設定如下表 6.2.4.4 其中  $T_{max}$  與  $T_{min}$  之值是參考  $Z$  與  $Z'$  之差值之大小而定。優化之目標函數如下式所述。

表 6.2.4.4 擬退火演算法之相關參數設定表

初始溫度 $T_{max}$	5
結束溫度 $T_{min}$	0.05
降溫梯度 $\beta$	0.8
每階段之最大搜尋次數 $L_{max}$	1200
停止原則	$T < T_{min}$

$$\text{Min } Z = \sum_i^n (C_i - C_i')^2$$

式中之  $n$  為水質測站之總數（此處為 8）， $i$  則代表 6.2.4. 水質測站之序號， $C_i$  為水質測站之實際濃度觀測值， $C_i'$  則為水質之模擬值。當目標函數越小時，則表 6.2.4. 示此模擬的觀測趨近實際觀測值，模式模擬值與實際觀測值相等，其目標函數值為零，此時  $Z$  即為全域最佳解。為了增加設定初始解之便利性，在設定初始解時，統一將三參數分區的各项參數設為一致，即先設定三分區之初始解為相同，再利用模擬退火演算演算法來進行參數之優選。

#### 優選結果：

下圖 6.2.4.4 是在搜尋過程中，鄰近解的搜尋次數與該階段之目前最佳解關係圖。從下圖中可以看出，在搜尋的過程中，目標函數之最佳值在前 100 次的迭代中即收斂至一個趨近於全域最佳解（0）之值。

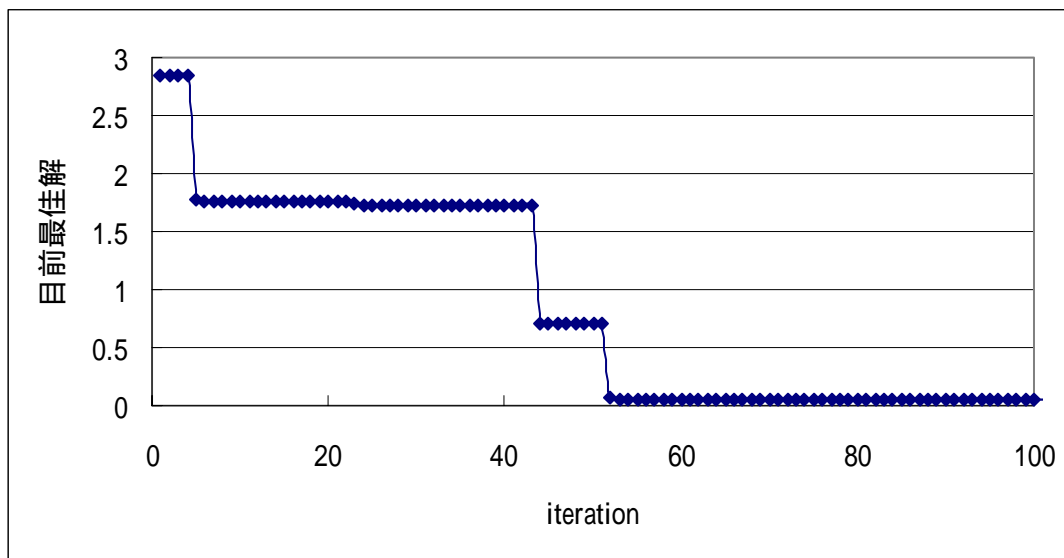


圖 6.2.4.4 迭代次數與目前最佳解之關係圖

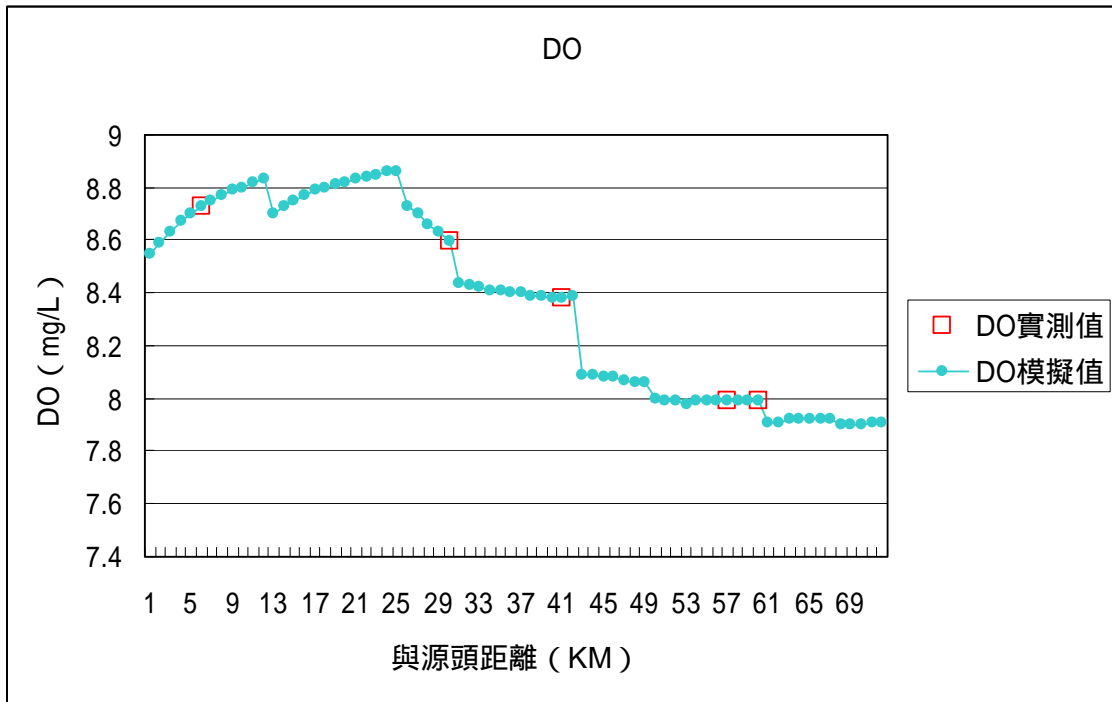


圖 6.2.4.5 DO 實測值與模擬值比較圖

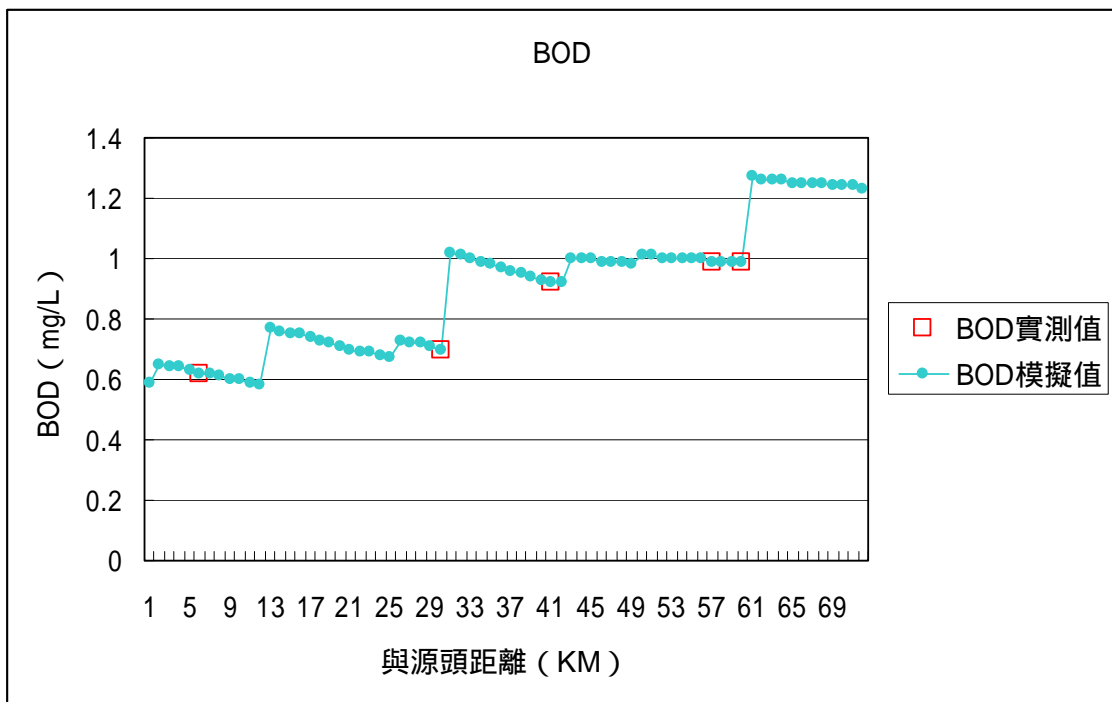


圖 6.2.4.6 BOD 實測值與模擬值比較圖

由以上二圖可知，利用模擬退火演算法，可在眾多可能的參數組合中進行優選，找出最適當且符合實際情況之解。

以本簡例而言，可能的參數組合約超過五十萬種，而在多次試驗下，應用模擬退火法皆可在數千次的迭代計算下找出參數之最佳設定，由此可見模擬退火法應用在模式參數優選問題的適用性

## (二) 不同流達率對水質之影響

流達污染量係指污染物實際達河川的量。一般來說，污染物在排入自然環境後，會由於物理或是化學、生物上的種種反應，使其逐漸分解，降低對環境的不良影響。由於環境中存在此一效應，使得到達河川的污染量往往少於其實際排放的量，一般來說，污染排放量與實際進入河川之量存在著以下關係：

$$\text{流入污染負荷量} = \text{發生污染負荷量} \times \text{流達率}$$

換句話說，一地區流達率的高低，將影響污染物到達河川的比例，進而影響河川的水質。為了分析不同流達率對頭前溪流域水質之影響，本研究設定了數種不同之流達率，並利用 QUAL2E 模式進行水質模擬，以比較河川水質在不同流達率影響下之差異。各流達率之水質模擬結果如下圖 6.2.4.7

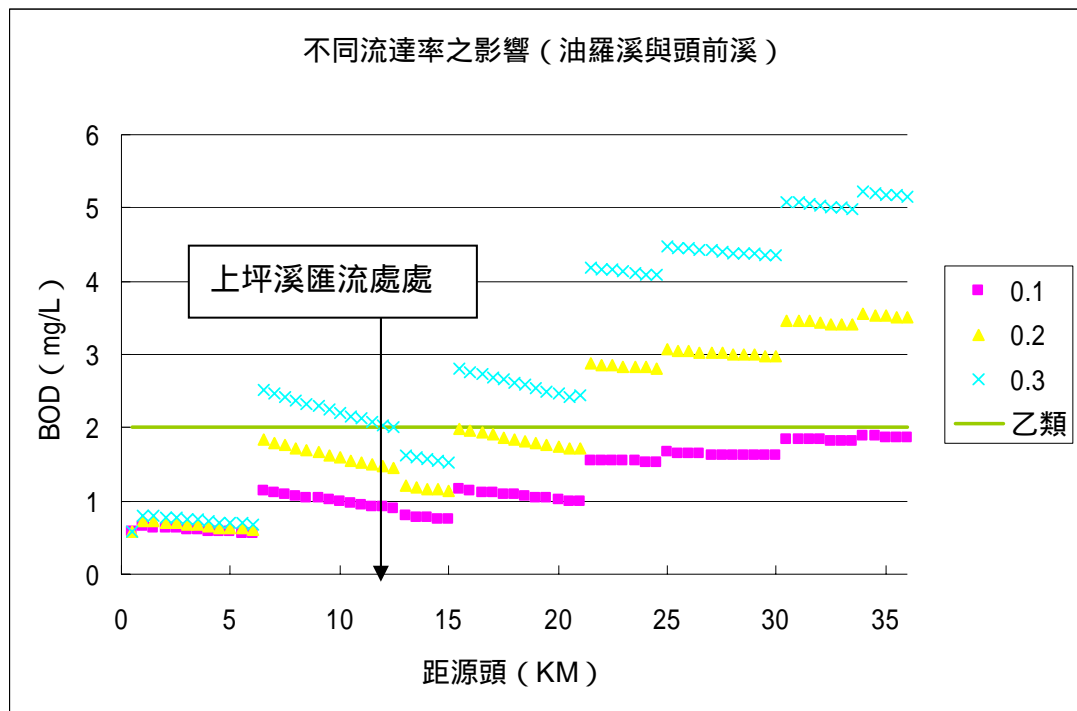


圖 6.2.4.7 不同流達率對水質之影響-油羅溪與頭前溪



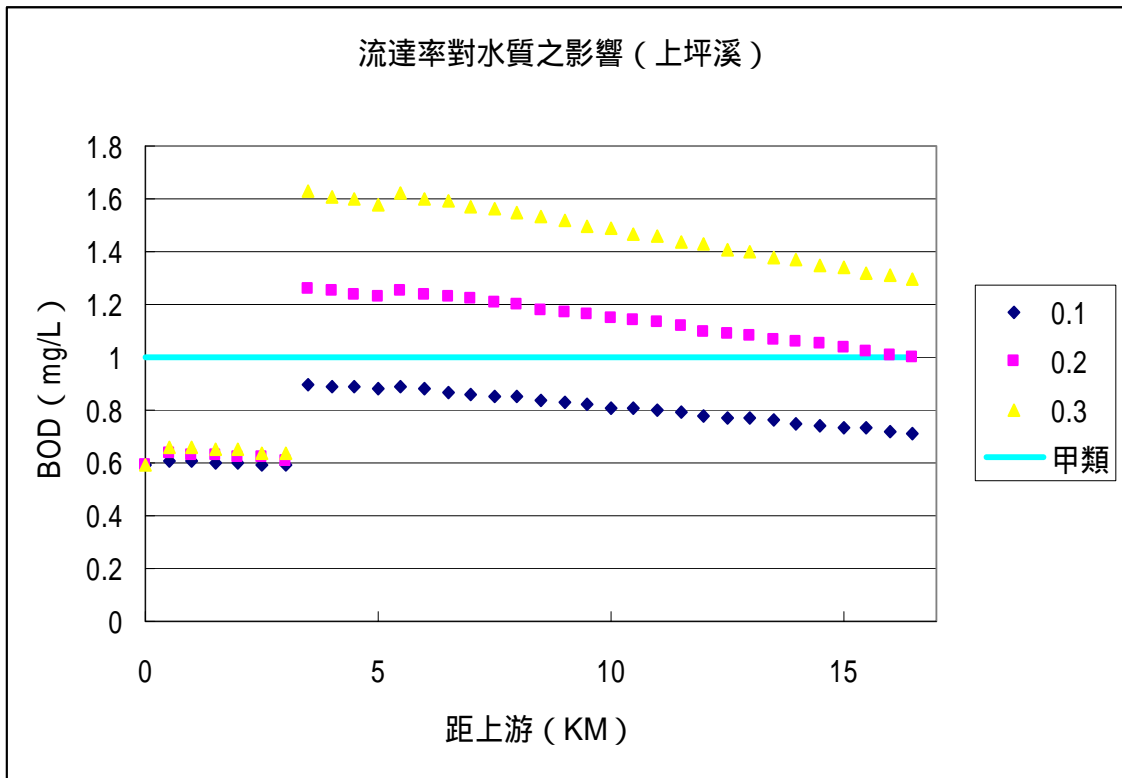


圖 6.2.4.8 不同流達率對水質之影響-上坪溪

以水質標準而言，頭前溪之主流屬乙類水體，而其支流上坪溪則屬於甲類水體，當流達率設定為 0.1 時，無論是頭前溪主流以及上坪溪之 BOD 濃度皆能符合其各自之水質標準。

頭前溪之上游油羅溪，即使在流達率設定為 0.2 之情況下，其 BOD 濃度值依然能夠符合以類水體之標準，表示頭前溪之上游可容許更高濃度之污染負荷（或較高之流達率）。而頭前溪的支流上坪溪，其 BOD 濃度的最大值出現在距上游約 3.5 公里處，由此處之後 BOD 之濃度便開始下降，也反應出上坪溪之下游可允許更高濃度的污染排入。

雖然如此，一處河川之水質往往受到上游污染之奠基性影響，若在上坪溪與由羅溪排入較高濃度之污染，雖不致使兩溪之水質超過標準，然而下游頭前溪之 BOD 濃度勢必會受到上游水質之影響而提升。若希望在增加上游污染排放量之同時，又保證河川下游之 BOD 濃度依然符合水質標準，則須對下游的排放源進行進一步的處理，以降低流達率。

在此，本研究進行了一項試驗，將油羅溪前段與後段之流達率分別設

為 0.3 與 0.2，而下游之流達率皆設為 0.1，並利用 QUAL2E 模式模擬 BOD 濃度，以探討在上下游流達率不同時之水質變化情形。下圖 6.2.4.9 為 BOD 之濃度變化情形。

將油羅溪的流達率提升，意即容許油羅溪承受更高濃度的汙染排放。由圖 6.2.4.9 以清楚看出，將油羅溪之流達率提升，並不會使其 BOD 濃度超過乙類水體標準，然而下游的頭前溪由於受到了上游水質之影響，以致其 BOD 濃度略高於乙類標準，若希望下游的頭前溪符合乙類水體標準，就必須降低下游河川之流達率方能達成。在此例中，可看出由於上游對汙染的過量排放，導致下游必需要減少汙染量的排放，以使河川維持原有的水質，可能也破壞了彼此之間，對於汙染排放量之公平性。

由此可知，流達率可視為河川汙染管理的一項重要指標，藉由河川上下游流達率之調整，可作為河川汙染排放及水質管理的目標。

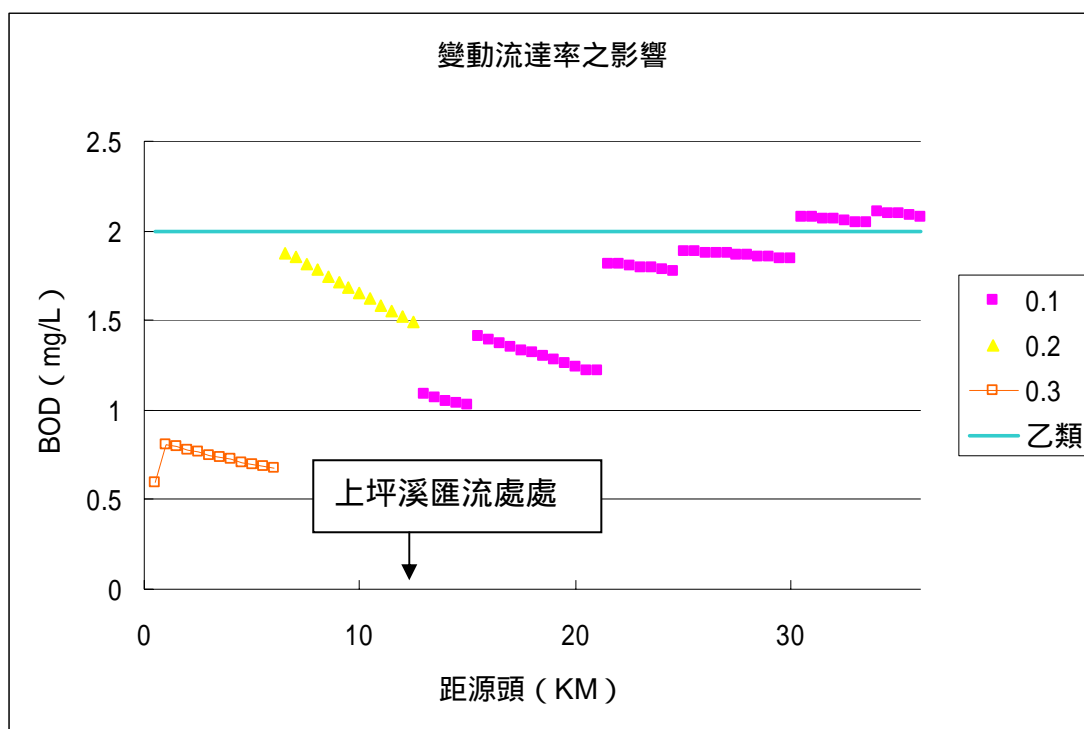


圖 6.2.4.9 變動流達率對 BOD 濃度之影響

## 第七章 結果與討論

本研究初步建立水質與水量承载力與累積性衝擊之方法，以作為未來發展總量管制之依據。研究中以新竹縣市與頭前溪為評估案例。將總量分配之工作界定於政策環評之階層，計算水質與水量之單位面積負荷，以作計畫環評之管理依據，如此便可將政策環評的結果應用於計畫環評，使環境管理成上下一致性。

在水量方面，現階段僅針對頭前溪流域作環境承载力之評估，而在研究的過程中，本研究首先嘗試定義農業可供水指標(ASI)，主要目的是由於缺水指數(SI)並無法反應農業用水特性，而在求水資源系統之環境承载力時，將 ASI 訂為 80%、SI 訂為 1，分別求出各標的用水可供水量，其實也就是表示各標的用水可容許缺水範圍；當 SI 訂為 1 時是目前國內在求工業、民生可供水量時標準流程，ASI 訂為 80%則是本研究自訂出一值來求農業可供水量，ASI 指標訂定其實要根據其產量特性，當供水量是全部的百分之幾時，其產量為多少，理應要對照其產量來訂出農業可供水指標，目前由於資料的缺乏，故暫定 ASI=80%的情形下農業可供水量為多少。

假使未來水資源系統的狀況與現在相同，故以現況求得之環境承载力便是未來水資源系統之環境承载力，除非水資源系統有變，例如加入新的攔河堰或是淨水場處理水源能力提升了，這樣情形其實都能夠改變環境承载力。當已知環境承载力後，便可對水量部分進行管制，例如工業用水方面未來有新的工業區開發，使得此地區的工業需水量增加，即本研究所謂之累積性衝擊，藉由環境承载力可評估此開發計畫加入後會不會超出此水資源系統所能負荷，以維持其此地區之永續性。評估的方式目前以單位面積方式來管理，這是未來在環境上管理上的一個趨勢，加上結合水質方面單位面積污染負荷，其實針對環境可以作非常有效之管理，並保持環境的永續性發展。因此不論水量、水質部分，都希望找出一套標準流程，本研究目前僅針對環境承载力作評估，在總量管制方面，由於資料的缺乏，尚未探討，未來將對總量管制制定一套標準流程，以作為環境管理最佳工具。

本研究評估頭前溪之涵容能力，分別分析了三種方案，一為原河川公

告之水體水質標準（溪洲大橋以下為丙類水體），一為假設將頭前溪流域最下游之取水口移至較上游頭前溪橋處（更改成頭前溪橋以下為丙類水體），另一方案是將取水口移至更上游的經國大橋（更改成經國大橋以下為丙類水體），其中以方案二的河川涵容能力的分配上，較具彈性，使涵容能力能更有效分配，使河川允許排放量不至集中於最下游的集污區，如此可促進其他地區經濟發展。頭前溪流域評估其水質污染之累積性衝擊，有部分河段，若單只考量一個區域的污染，並不會超過河川水體水標準，但因為上游的污染排放，加上該區域的污染排放，便會造成下游河川超過環境標準。且研究顯示目前兩個流域的一般污染（家庭、工業與畜牧廢水）排放情形，皆已超過河川水體水質標準，必須進行削減的工作。

河川之氮氮累積性衝擊與單位面積污染負荷評估方法，是以 GWLF 模式進行各子集水區的非點源污染量的推估。污染物在河川的傳輸情形，將利用 QUAL2E 模式進行推估。研究中以頭前溪為例說明之，在考量累積性衝擊之影響下，以三種不同之風險評估其允許排放之點源與非點源污染量。將容許排放之污染量分為點源污染與非點源污染，非點源污染主要分配在非建地之土地上，如森林、草地等，而點源污染分配給建地。由於非建地之面積較大，因此分配到的單位面積氮氮污染排放量，相對比建地區域少。未來的環評開發案件，若是位於目前的建地範圍上，其相對可允許排入的總量則較高，但若開發案的是位於目前的森林與草地或農地上時，則必須以非點源污染的單位面積允許污染排入氮氮污染量推估之，允許排放之總量則較小，必須增加開發規劃的面積，以增加可允許排入之污染量，此增加的面積並非用來做更多的開發，而造成增加污染排放，這些面積則是用來做緩衝帶以及 BMPs 之污染消滅，以使在非建地地區的開發案得以通過環評之審查。

本研究以 Vollenweider 模式建立寶一水庫總磷單位面積污染負荷，且推估不同風險下，可能產生的非點源污染量，分配不同的污染產生量可能承擔污染超過此容許量的風險，研究中將其污染量平均分配給上游之上坪溪、寶山水庫集水區與竹東圳灌溉區三個區域，並換算成單位面積之污染排入量，以作為環評審查之準則。未來在此三個區域，進行開發或是農業

行為所排放的污染量，則可依據其開發面積與耕作面積，評估其污染排放量是否超過。

研究中以頭前溪 BOD 水質項目為例，藉由啟發式是演算法 (SA) 優選 QUAL2E 之參數有不錯的結果。因此未來可考量將此演算法應用於優選水質模式之各項參數。並進一步分析流達率對總量分配之影響，得知頭前溪上游的流達率可提升，但因受到累積性衝擊之影響，將造成下游水質超過標準，因此必須要求下游的污染的處理量增加，以降低下游的污染流達率。因此未來進行總量分配時，其流達率亦是一向重要之指標。

政策環境影響評估 (Strategic Environmental Assessment, SEA) 目的即在提高層級至政策或方案階段，考量環境承载力、累積性之影響與替代方案，環境的累積性衝擊不可超過環境之承载力，以確保永續發展。政策環評之成果進而再作為後續環境影響評估之依據。國內尚未建立政策環評的標準流程與步驟，而在國際上也只有少許國家明確定出政策環評之標準程序，報告中列出國外所建立之政策環評主要標準流程，並建議其 SEA 之流程主要分篩選、範疇界定、評估與監測，以及管理等程序，此程序可作為後續國內訂定政策環評之參考。

## 參考文獻

1. Adamus, P. R., E.J. Clairain, Jr., R.D. Smith, and R. E. Young. 1987. Wetland Evaluation Technique (WET). Vol. II. *Methodology*. U.S.Amy Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 178 pp.
2. Appan, A., Lin, K. T. and Lo, S.K., “The utilization of high-rise building rooftops for the development of a Dual-mode water supply system in Singapore”, Proceeding of the 3<sup>th</sup> International Conference on Rainwater Cistern Systems, Khon Kaen, Thailand, 101-104, 1987.
3. Arce, R. and N. Gullón, 2000, The application of Strategic Environmental Assessment to sustainability assessment of infrastructure development. *Environmental Impact Assessment Review*, 20: 393–402.
4. Bain, M.B., J.S. Irving, R.D. Olsen, EA. Stun, and G.W. Witmer, 1986, Cumulative Impact Assessment: Evaluating the Environmental Effects of Multiple Human Developments. Argonne National Laboratory, Argonne, IL. ANIJEES-TM-309
5. Bayer, M. B. (1977). A modeling method for evaluating water quality policies in nonserial river streams. *Water Resources Bulletin* 13(6), 1141-1151.
6. Beanlands, G. E., W. J. Erckmann, G. H. Orians, J. O’Riordan, D. Policansky, M. H. Sada, and B. Sadler. Cumulative environmental effects: A binarional perspective. *Canadian Environmental Assessment Research Council/US. National Research Council*, Ottawa and Washington, 166 pp.
7. Bishop, A. B., McKee, M., Morgan, T. W. and Narayanan, R. (1976). Multiobjective planning: Concepts and methods. ASCE, Journal of the Water Resources Planning and Management Division 102(2), 239-306.
8. Burn, D. H. and Lence, B. J. (1992). Comparison of optimization formulations for waste-load allocations. *Journal of Environmental Engineering* 118(4), 597-612.
9. Burn, D. H. and McBean, E. A. (1985). Optimization modeling of water quality in an uncertain environment. *Water Resources Research* 21(7), 934-940.
10. Canters, K.J., C.P. den Herder, A.A. de Veer, P.W.M. Veelenturf, and R.W. de Waal, 1991, Landscape-ecological mapping of the Netherlands. *Landscape Ecology* :145-162.
11. Cheryl K. Contant and Leonard Ortolano, 1985, Evaluating a Cumulative Impact Assessment Approach, *Water Resource Research*, VOL.21, No. 9,

pp.1313-1318.

12. Chu, S. C., and Fok, Y. S., "Multi-objective rain water cistern systems", Proceeding of the 5<sup>th</sup> International Conference on rain water cistern systems, Keelung, Taiwan, R.O.C., 448-455, 1991.
13. Clark, R., 1994, Cumulative Effects Assessment: A Tool for Sustainable Development. *Impact Assessment* 12, 319-331.
14. Council on Environmental Quality, 1997, *Considering Cumulative Effects Under the National Environmental Policy Act*.
15. Deininger, R. A. (1965). Water quality management – the planning of economically optimal control systems. In Proceeding of the First Annual Meeting of the American Resources Association, Northwestern University, 254-282.
16. Ecker, J. G. (1975). A geometric programming model for optimal allocation of stream dissolved oxygen. *Management Science* 21, 658-668.
17. Ecker, J. G. and McNamara, J. R. (1971). Geometric programming and the preliminary design of industrial waste treatment plants. *Water Resources Research* 7(1), 18-22.
18. European Commission, 1999, *Study on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions*. Volume I & II.
19. European Commission, 2001. *SEA and Integration of the Environment into Strategic Decision-Making Final Report* Volume 1, 2, & 3.
20. Graves, G. W., Hatfield, G. B. and Whinston, A. B. (1972). Mathematical programming for regional water quality management. *Water Resources Research* 8(2), 273-290.
21. Haimes, Y. Y. (1977). *Hierarchical Analysis of Water Resources System*. New York: McGraw-Hill.
22. Haith D.A., Ross Mandel and Wu R. S., 'Generalized Watershed Loading Functions Version 2.0 User's Manual. Department of Agricultural and Biological Engineering, Cornell University, 1992.
23. Hedo, D. and O. Bina, 1999. Strategic environmental assessment of hydrological and irrigation plans in Castilla Y Leon, Spain. *Environmental Impact Assessment Review*, 19:259–273.
24. Joeres, E. F., Dressler, J., Cho, C.-C. and Falkner, C. H. (1974). Planning methodology for the design of regional waste water treatment systems. *Water Resources Research* 10(4), 634-649.
25. Johnston, Naomi E. Detenbeck, John P. Bonde, and Gerald J. Niemi, 1988, *Geographic*

- Information Systems for Cumulative Impact Assessment, *America Society for Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol.54, No.11, November 1988, pp.1609-1615.
26. Lance N. McCold and James W. Saulsbury, 1996, Including Past and Present Impacts in Cumulative Impact Assessment, *Environmental Management*, Vol. 20, No.5, pp.767-776.
  27. Leighton, J. P. and Shoemaker, C. A. (1984). An integer programming analysis of the regionalization of large wastewater treatment and collection systems. *Water Resource Research* 20(6), 671-681.
  28. Lewandowski, M. H., and M. Kaltschmitt, Sustainable Crop Production: Definition and Methodological Approach for Assessing and Implementing Sustainability, *CROP SCIENCE*, VOL. 39, JANUARY–FEBRUARY, 1999.
  29. Liebman, J. C. and Lynn, W. R. (1966). The optimal allocation of stream dissolved oxygen. *Water Resource Research* 2(3), 581-591.
  30. Lo, A., "RWCS in Philippine," 雨水貯集供水系統研究班講義，國立台灣海洋大學河海工程研究所，191-195，1990。
  31. Lohani, B. N. and Adulbhan, P. (1979). A multi-objective model for regional water quality management. *Water Resources Bulletin* 15(4), 1028-1038.
  32. Loucks, D. P., ReVelle, C. S. and Lynn, W. R. (1967). Linear programming models for water pollution control. *Management Science* 14(4), B166-B181.
  33. Meadows et al. (1972) 「The Limits to Growth」
  34. Monarchi, D. E., Kisiel, C. C. and Duckstein, L. (1973). Interactive multiobjective programming in water resources: a case study. *Water Resources Research* 9(4), 835-850.
  35. Neely, W. P., North, R. M. and Fortson, J. C. (1975). Planning and selecting multiobjective projects by goal programming. *Water Resources Bulletin* 11(1), 19-25.
  36. Partidário, M. R., "Case studies on Strategic Environmental Assessment in land use planning : a comparative review", *NATO-CCMS Strategic Environmental Assessment in Land - use Planning*, Antwerp, pp.138-145, 1997.
  37. Pingry, D. E. and Whinston, A. B. (1974). Application of multigoal water quality planning model. *ASCE, Journal of Environmental Engineering Division* 100(1), 61-73.



38. ReVelle, C. S., Loucks, D. P. and Lynn, W. R. (1968). Linear programming applied to water quality management. *Water Resources Research* 4(1), 1-9.
39. Richard M.Emery, 1986, Impact Interaction Potential A Basin-wide Algorithm for Assessing Cumulative Impact from Hydropower Projects, *Journal of Environmental Management* 23,pp341-360.
40. Sadler, B. and Verheem, R., “Strategic Environmental Assessment – status, challenges and future directions”, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of the Netherlands, The Hague, 1996.
41. Sadler, B., 1994, Environmental assessment and development policy-making. In *Environmental Assessment and Development - An IAIA-World Bank Symposium*, R. Goodland and V. Edmundson (eds). Washington, DC: The World Bank.
42. Sakawa, M. (1979). Analysis in water supply and management problems for a single river basin. *Water Supply and Management* 3, 55-64.
43. Shepherd, A. and L. Ortolano, 1996, Strategic environmental assessment for sustainable urban development. *Environmental Impact Assessment Review*, 16: 321-335.
44. Sobel, M. J. (1965). Water quality improvement programming problems. *Water Resources Research* 1(4), 477-487.
45. Stakhiv, E.Z., 1988, An evaluation paradigm for cumulative impact analysis. *Environmental Management* 12, 725-748.
46. Thérivel, R. and Partidário, M.R., Introduction. In: “The Practice of Strategic Environmental Assessment”, Edited by Thérivel, R., Partidário, M.R., Earthscan Publications, London, 1996.
47. Tzilivakis, J., C. Broom, K. A. Lewis, P. Tucker, C. Drummond, R. Cook, 1999, A strategic environmental assessment method for agricultural policy in the UK. *Land Use Policy*, 16: 223-234.
48. Wood C. (1991) “EIA of policies, plans and programmes”. *EIA Newsletter*, No.5, pp.2-3.
49. Wood, C., “Environmental Impact Assessment: A Comparative Review”, Longman Scientific and Technical, Harlow, 1995.
50. 司法院-法學資料檢索系統：「頭前溪隆恩堰用水分配作業要點」  
<http://nwjirs.judicial.gov.tw/change/200301/12717.html>

51. 石憲勳，2003。桃竹地區工業用水之供需研究，中原大學土木工程學系碩士論文
52. 朱壽銓、廖朝軒等(1994)，工業區雨水貯留供水系統先驅試驗研究(一)，財團法人工業技術研究院委託計畫。
53. 朱壽銓、廖朝軒等(1995)，工業區雨水貯留供水系統先驅試驗研究(二)，財團法人工業技術研究院委託計畫。
54. 李士畦(1999)，“雨水貯留供水系統設計實務暨設置實例探討”，第四屆水再生及再利用研討會論文集，國立雲林科技大學，斗六市，85-100。
55. 杜蕙莘，非點源污染模式結合地理資訊系統應用於水資源管理之研究，國立中興大學資源管理研究所碩士論文，1997。
56. 前經濟部水資源局，1999。台灣地區北部區域水資源綜合發展計畫(II)，巨廷工程顧問公司執行
57. 荒野保護協會新竹分會網站：「竹東圳與寶山水庫簡介」  
<http://sowhc.sow.org.tw/html/observation/sacan/no3/no3.html>
58. 高正忠，1993，多目標總量管制分析，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。
59. 高正忠，1994，總量分析模式之建立(I)，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。
60. 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。
61. 張廣智、潘惠民，2002。讓園區用水無虞不再乾等待，節水季刊第28期。
62. 連宛渝，2000。氣候變遷對台灣水稻灌溉需水量及潛能產量之影響，臺灣大學農業工程學研究所碩士論文
63. 郭振泰，1998，高屏溪污染物總量管制，行政院環保署。
64. 陳嘉和，2002。乾旱預警系統及氣候變遷對水稻生長之影響，臺灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文
65. 黃光輝，“環境評估與管理導論”第十七章，高立圖書，2004。
66. 經濟部水利署北區水資源局網站：「水資源管理」  
[http://www.wranb.gov.tw/wranb\\_summer/content/water/water.asp?](http://www.wranb.gov.tw/wranb_summer/content/water/water.asp?)
67. 詹麗梅，「區域供水系統系統動力模型建立與策略評估-以大基隆供水區為例」，國立台灣海洋大學河海工程學系碩士學位論文，2001。
68. 廖朝軒(1997)，屋頂雨水貯集供水系統試驗研究，行政院國科會專題研究計畫成果報告。

69. 廖朝軒、朱壽銓(1996)，市鎮雨水收集供水系統之有效研發技術，行政院國科會專題研究計畫成果報告。
70. 劉思明，1988，高屏河流域河川水質規劃，國立成功大學環境工程研究所碩士論文。
71. 劉銘龍、葉欣誠、郭乃文、於幼華，「我國政府政策環境影響評估之回顧與展望」，「工程」第76卷第三期，pp.3~26, 2003.
72. 霍雨時(1990)，雨水貯集供水系統的其他用途，雨水貯集供水系統研究班講義，國立台灣海洋大學河海工程研究所，pp13-14。
73. 環境保護署，1998。政府政策評估說明書作業規範。
74. 環境保護署，2000。政府政策環境影響評估作業辦法。
75. 謝毓玲，2001，「在總量管制下工業區污水處理廠之擴充策略」，逢甲大學環境工程與科學學系碩士論文。