

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所

碩士論文



Graduate Institute of Environmental Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Master's Thesis

我國水污染總量管制策略評析-以桃園南崁溪為例

Study on Total Maximum Daily Load of Nan Kan River

王昶歲

Chang-Wei Wang

指導教授：馬鴻文 博士

Advisor: Hwong-Wen Ma, Ph.D.

中華民國 114 年 2 月

Feb 2025

誌謝

能完成這篇論文，特別感謝指導教授馬鴻文老師，在討論中老師總是給予精闢的指引和啟發，謝謝林逸彬老師和陳起鳳老師不辭辛勞地擔任口試委員，也要感謝研究室的每一位成員對我的支持與幫助，謝謝大家。



中文摘要

環境部為維護水體環境品質，將廢（污）水排放總量管制列為後續水質管理之主要策略，而位於桃園市之南崁溪流域，因印刷電路板製造業興盛，造成廢水中排放之重金屬銅總量已超過南崁溪之涵容能力，因此桃園市政府環境保護局於106年發布南崁溪流域廢(污)水重金屬銅排放總量管制方式，期望可使流域內銅排放總量獲得控制，以保護北桃園灌溉圳路水體水質安全。

本研究透過 WASP 水質模式對於河川水質涵容能力之分析，探討目前總量管制政策於南崁溪執行之效果，並以數種國外常見之污染量分配方法進行分配試算，期望提出未來政策執行方向之建議。

本研究採用主流流量資料中小於日流量延時曲線中超越機率 80%所對應之流量(Q80)為設計流量進行模擬，配合目前支流排水平均流量，加總各測站上游可涵容之重金屬銅總量，並計算 5%的安全餘裕量(Margin Of Safety)，得到容許排放量其中大埔橋以上為 1.76kg/day、龜山橋以上為 3.39kg/day、大檜溪橋以上為 9.20kg/day、南崁溪橋以上為 16.28kg/day、崁下橋以上為 26.97kg/day、竹圍大橋以上為 30.71kg/day，以目前核准之排放水量及放流水標準(1.5mg/L)進行現況污染量排放估算，各河段中除龜山橋段外，其於許可發放之污染排放量均遠超過河川容許排放量。

本研究分別以等排放濃度、等排放量、現況排放濃度等去除率、分區等排放濃度、現況排放濃度等去除率分配法-分級管制、重點事業別削減、重點事業別削減-分級管制等方法進行分配，其中以重點事業別削減及重點事業別削減-分級管制等兩種方法較為可行，然總量管制中各種分配方式均難以達到完全之公平性，因此本研究建議實務上可於分配方案初步完成後，密集與流域內之權益關係人進行溝通協調，並可考慮推動污染量抵換及交易作業，使市場機制協助政策執行。

關鍵詞：水污染、涵容能力、水質模式、總量管制、污染量分配

ABSTRACT



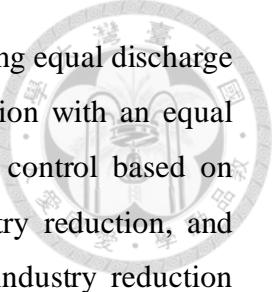
To maintain the quality of the water environment, the Ministry of Environment has designated the total quantity control of wastewater discharge as a key strategy for future water quality management. In the Nankan River Basin, located in Taoyuan City, the thriving printed circuit board manufacturing industry has led to excessive discharge of heavy metal copper in wastewater, surpassing the river's assimilative capacity. In response, the Taoyuan City Environmental Protection Bureau issued a total quantity control policy for heavy metal copper discharge in the Nankan River Basin in 2017. This policy aims to regulate the total copper discharge within the basin and safeguard the water quality of irrigation channels in northern Taoyuan.

This study utilizes the WASP water quality model to analyze the river's assimilative capacity and assess the effectiveness of the current total quantity control policy in the Nankan River. Additionally, several commonly used international pollutant allocation methods are applied for simulation calculations to provide recommendations for future policy implementation.

For the simulation, this study adopts a design flow (Q80) based on the flow corresponding to the 80% exceedance probability in the daily flow duration curve, combined with the average tributary drainage flow. The total allowable heavy metal copper load is calculated by summing the assimilative capacities of upstream monitoring stations while incorporating a 5% margin of safety. The resulting permissible discharge limits are as follows:

- **Upstream of Dapu Bridge:** 1.76 kg/day
- **Upstream of Guishan Bridge:** 3.39 kg/day
- **Upstream of Dakuixi Bridge:** 9.20 kg/day
- **Upstream of Nankanxi Bridge:** 16.28 kg/day
- **Upstream of Kanxia Bridge:** 26.97 kg/day
- **Upstream of Zhuwei Bridge:** 30.71 kg/day

Using the approved discharge volume and the effluent standard (1.5 mg/L) for current pollution load estimation, it was found that, except for the Guishan Bridge section, the permitted pollution discharge in all other river sections significantly exceeds the river's allowable discharge capacity.



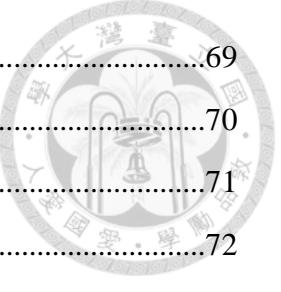
This study explores various pollutant allocation methods, including equal discharge concentration, equal discharge volume, current discharge concentration with an equal reduction rate, regional equal discharge concentration, hierarchical control based on current discharge concentration and reduction rates, targeted industry reduction, and hierarchical control for targeted industries. Among these, targeted industry reduction and hierarchical control for targeted industries appear to be the most feasible approaches. However, achieving absolute fairness in total quantity control through any allocation method remains challenging. Therefore, this study recommends that after the initial allocation plan is developed, intensive communication and coordination with stakeholders within the river basin should be conducted. Additionally, the implementation of pollutant trading and offset mechanisms can be considered to leverage market forces in supporting policy execution.

Keywords: Water Pollution, Assimilative Capacity, Water Quality Model, TMDL, Pollutant Load Allocation

目次



誌謝	i
中文摘要	ii
Abstract	iii
目次	v
圖次	vii
表次	viii
第一章 緒論	1
1.1 研究背景	1
1.2 研究目的	2
1.3 研究流程	2
第二章 文獻回顧	4
2.1 國外總量管制執行方式回顧	4
2.2 國外總量管制案例回顧	11
2.3 我國總量管制推動歷程	34
2.4 我國總量管制相關研究	39
2.5 南崁溪總量管制	41
2.6 水質模式介紹	49
第三章 研究方法	54
3.1 文獻資料評析	54
3.2 水質模式建置	54
3.3 容許排放量計算	62
3.4 現況污染量推估	64
3.5 污染量分配方式	65
第四章 結果與討論	66
4.1 文獻資料評析結果	66
4.1.1 文獻資料評析結果	66



4.1.2	南崁溪總量管制所遭遇之問題及討論	69
4.2	南崁溪容許排放量計算結果	70
4.3	現況污染量推估結果	71
4.4	污染量分配方案	72
4.4.1	單一形式分配方案	72
4.4.2	複合形式分配方案	76
4.5	分配方案優選建議	80
第五章	結論與建議.....	82
第六章	參考文獻.....	84

圖次



圖 1.3-1 研究流程圖	3
圖 2.1-1 水體涵容能力關係曲線	5
圖 2.1-2 美國總量管制(TMDL)執行流程	6
圖 2.2-1 Tallapoosa River 流域範圍	11
圖 2.2-2 Naples Bay 及相關水系流域範圍	20
圖 2.2-3 Long Island Sound 流域範圍	30
圖 2.3-1 國內水體污染總量管制推動架構	35
圖 2.5-1 南崁溪流域水系圖	41
圖 2.5-2 南崁溪銅排放總量管制區範圍	44
圖 2.5-3 南崁溪管制對象之事業分佈	48
圖 2.6-1 河川水質污染傳輸機制	50
圖 3.1-1 研究方法及流程	53
圖 3.2-1 水質模式建置流程	55
圖 3.2-2 南崁溪模式網格劃分	56
圖 3.2-3 南崁溪 105/08/03 銅模擬值	60
圖 3.2-4 南崁溪 106/04/07 銅模擬值	61
圖 3.3-1 水體涵容能力評估流程	62
圖 3.4-1 南崁溪流域集污區分佈	64
圖 3.4-2 南崁溪流域集污區及測站對應圖	66

表次



表 2.2-1	Tallapoosa River 流域水質調查結果	13
表 2.2-2	Tallapoosa River 流域點源污染	14
表 2.2-3	Tallapoosa River 流域暴雨徑流排放 NPDES	14
表 2.2-4	Tallapoosa River 流域 TMDL 估算結果	16
表 2.2-5	Tallapoosa River 流域 TMDL 分配結果	18
表 2.2-6	Naples Bay 流域土地利用統計	22
表 2.2-7	Rock Creek 流域土地利用統計	23
表 2.2-8	Haldeman Creek 流域土地利用統計	23
表 2.2-9	不同區域之上內外界線值	25
表 2.2-10	Naples Bay, Haldeman Creek and Rock Creek 污染量分配結果	27
表 2.2-11	Long Island Sound 紐約州區域水體分類	29
表 2.2-12	Long Island Sound 污染源評估結果	32
表 2.2-13	Long Island Sound 污染量分配結果	33
表 2.4-1	國內總量管制相關研究彙整	39
表 2.5-1	南崁溪陸域水體分類及用途說明	42
表 2.5-2	南崁溪歷年重金屬銅達成率統計表(保護人體健康基準)	43
表 2.5-3	南崁溪銅總量管制排放限值	46
表 2.5-4	南崁溪總量管制區排銅事業家數	47
表 3.2-1	模式相關輸入參數	58
表 3.2-2	模式輸入之邊界條件	58
表 3.2-3	南崁溪支流排水污染負荷量	59
表 3.2-4	南崁溪模式校驗證結果	61
表 4.1-1	國內外總量管制差異	68
表 4.2-1	目標流域 Q80 流量與涵容能力	70
表 4.3-1	南崁溪許可排放水量及污染量	71
表 4.4-1	南崁溪等排放濃度分配結果	73
表 4.4-2	南崁溪等排放量分配結果	74
表 4.4-3	南崁溪現況排放濃度等去除率分配結果	75

表 4.4-4 南崁溪分區等排放濃度分配結果.....	76
表 4.4-5 現況排放濃度等去除率分配-分級管制結果.....	77
表 4.4-6 南崁溪流域各行業別排放情形	78
表 4.4-7 重點事業別削減分配結果	79
表 4.4-8 重點事業別削減-分級管制分配結果	80
表 4.5-1 分配方案優選評估	81

第一章 緒論

1.1 研究背景

我國環境部為維護水體環境品質，多年來除持續推動水污染排放管制、非點源污染控制、晴天污水截流處理及現地水質淨化等策略外，並積極協調國土署全力推動污水下水道建設，各項努力的成果已展現在水質改善的變化趨勢上。但隨著經濟成長及都市開發帶來的污染量開始超出水體涵容範圍，而既有策略之水質改善效果也逐漸遇到瓶頸，使水體水質改善工作之推動面臨新的挑戰。

在這樣的時空背景下，環境部進一步提升水體品質、確保國民健康，開始依水污染防治法精神，將廢（污）水排放總量管制列為後續水質管理之主要策略。

總量管制作業除了延續過去水污染防治執行成果，更考量這幾年國內糧食安全議題備受關注，基於保護優質農田，產出優質農作物，確保民眾健康之責任，加強管制灌溉農田的水源水體，而水體重金屬多來自於點源排放，故在政策上針對農地特定保護區之灌溉水源水體水質優先推動執行點源重金屬排放總量管制政策，以確保灌溉水質無虞。

而位於桃園市之南崁溪流域，因印刷電路板製造業興盛，造成廢水中排放之重金屬銅總量已超過南崁溪之涵營能力，因此桃園市政府環境保護局於 106 年發布南崁溪流域廢(污)水重金屬銅排放總量管制方式，期望可使流域內銅排放總量獲得控制，以保護北桃園灌溉圳路水體水質安全。

而本研究則期望透過對相關總量管制案例之研析，並使用水質模式做為工作，來協助評估南崁溪總量管制之執行成效及後續該如何滾動檢討管制方式，來一步一步達到恢復水體用途之管理目標。





1.2 研究目的

本研究透過 WASP 水質模式對於河川水質涵容能力之分析，探討目前總量管制政策於南崁溪執行之效果，並以數種國外常見之污染量分配方法進行分配試算，期望可提出未來政策執行方向之建議，研究目的如下：

- 一、瞭解南崁溪目前總量管制之制度，並針對河川及污染源等相關背景資料進行蒐集，釐清水質及污染排放之關係。
- 二、建置南崁溪 WASP 水質模式，探討河川重金屬銅涵容能力，計算了解流域內可容許排放之污染物總量。
- 三、根據計算出之容許污染排放量進行點源污染之排放分配，並探討不同分配方法之結果優劣。
- 四、提出本研究結果可供未來南崁溪政策後續滾動檢討之參考建議。

1.3 研究流程

為了達到本研究目的，探討總量管制政策於執行效果，於第二章透過文獻回顧來瞭解國內外總量管制推動及執行邏輯，並針對南崁溪的總量管制方案及國內應用之水質模式進一步深入瞭解，於第三章進行南崁溪水質模式之建置、容許污染量計算、污染量分配之方法學討論，並於第四章針對現行總量管制進行評析，並使用容許污染量及現況污染量之分析結果進行不同原則下之分配，同時分析優缺點，最後於第五章提出本研究之結論與建議。

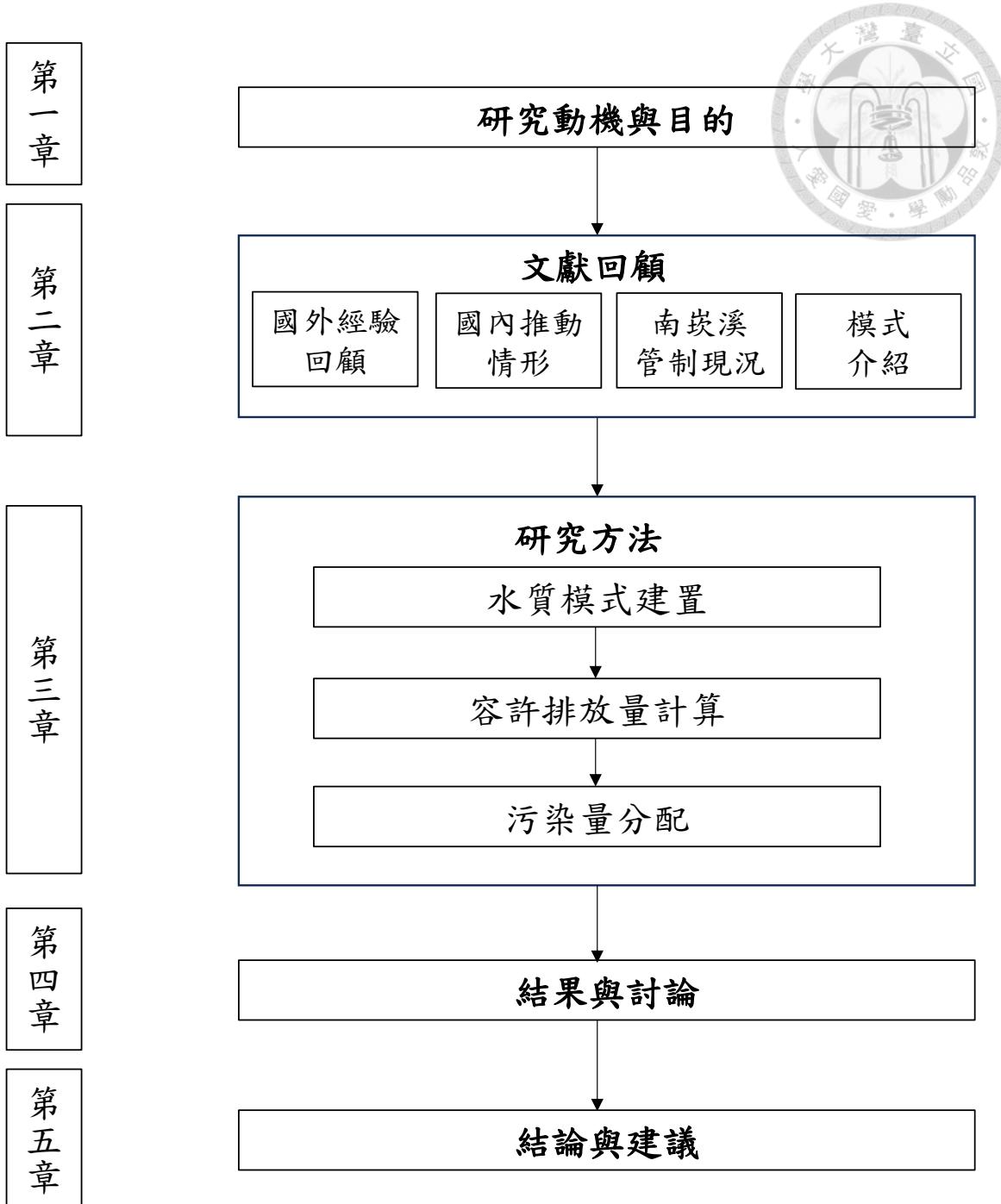


圖 1.3-1 研究流程圖

2.1 國外總量管制執行方式回顧

2.1.1 推動歷程

總量管制之概念最早來自美國 1948 年制定之水污染控制法案(Water pollution Control Act,WPCA)，其立法宗旨乃維持水質以保護人體健康，聯邦政府於 1965 年要求各州政府需訂定水體水質標準，並依據標準執行污染排放量分配，即為

WQBEL(Water-quality-based effluent limit)之概念，也同時包含總量管制內污染分配之意義(環境部，2014)。

完整之總量管制制度則建立於 1972 年美國環保署 (USEPA) 通過之清淨水法 (Clean Water Act,CWA) 中，此法案主要目的為保護及恢復美國各州水體之化學、物理及生物性質之健全，並使其能達到滿足水體用途之目標。其中於清淨水法 303 條款中 (Section 303 of the Clean Water Act) 中規定各州需計算受損水體之每日最大污染負荷量(Total Maximum Daily Load,TMDL)，以制定水體之污染物總量管制計畫。

而 TMDL 級指在滿足各種不同水體水質標準下，水體可承受之最大污染負荷量，主要透過前述環境調查作業、污染量推估及水體水質模式等相關資料與工具進行評估分析，其推算方式為利用水體水質模擬模式進行反向推算，在模擬水質達到管制限值時，其總污染負荷量即定義為水體涵容能力，如圖 2.1-1 所示，依照美國總量管制原則，水體之涵容能力需大於或等於最大容許日污染量(TMDL,total maximum daily load)，其組成如下：

$$\text{TMDL} = \text{WLA} + \text{LA} + \text{MOS} + \text{FA}$$

WLA：WasteLoad Allocations(kg/day)，點源污染負荷配給量

LA：Load Allocations(kg/day)，非點源污染負荷配給量

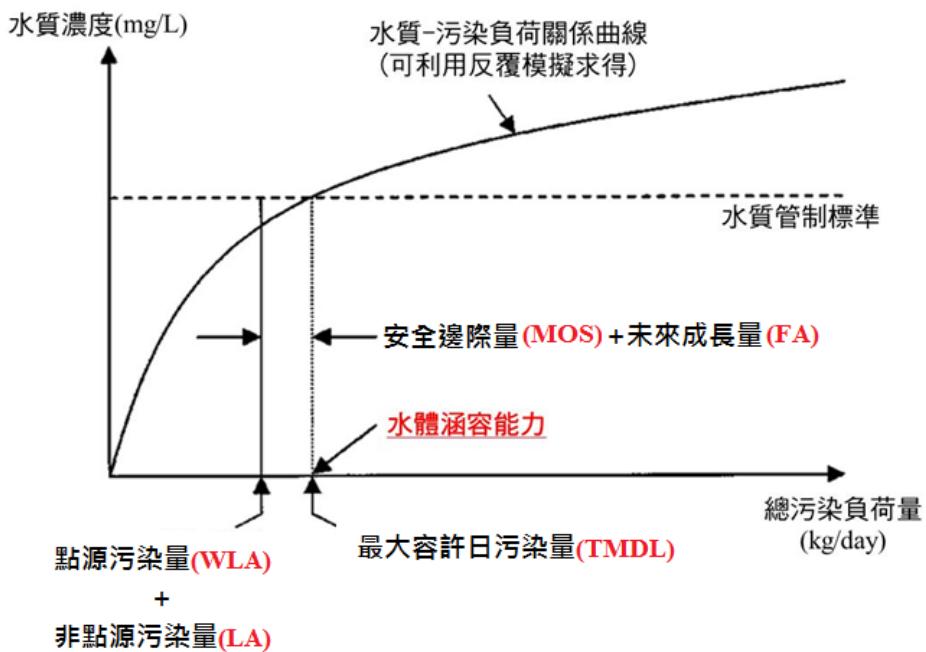
MOS：Margin Of Safety (kg/day)，安全臨界範圍

FA：Future Allocation(kg/day)，未來成長量

其中 WLA(Wasteload Allocation)為點源污染負荷配給量，包含來自生活、事業、畜牧等污染負荷量。LA(Load Allocation)為非點源污染負荷配給量，主要為達特定降雨強度以上時，附著於土表或地表之污染物受沖刷下，以地表逕流(surface runoff)或漫流(overland flow)方式進入水體之污染負荷量。該式中點源加上非點源污染量必不可高於水體涵容能力，若模式情境模擬水質已高於水質管制標準，則有削減污染量之必要性 (且通常以點源污染為優先)。

扣除點源及非點源配給污染量，剩餘之污染量則為安全臨界範圍(MOS)，安全臨界範圍為模擬誤差、污染行為變動、季節變化、浮動流況以及後續開發行為預留配給量(FA)等不確定性因素之總和估計值，通常其估算方式為直接預留出一定百分比的可分配負荷作為安全臨界範圍。各流域所適用之安全臨界範圍不一定相

同，而依據美國實施總量管制之經驗，建議其設定值至少為 5% 以上。



圖片來源：環境部

圖 2.1-1 水體涵容能力關係曲線

美國於清淨水法制定初期因受限於監測技術與數值演算方法未臻完善，故無法落實於流域管理與污染總量管制等措施，直至 16 年後(1988 年)始依 TMDL 精神，規劃並實施受損水體污染削減管制措施，以維護流域水體水質，並在 1992 年由美國環保署發布了建立 TMDL 的相關程式規定，這些程式涵蓋了集水區中各種點污染源與非點污染源的污染量檢測與推估，因此在各類集水區污染管控上，TMDL 的應用愈來愈廣泛(環境部，2014)。

2.1.2 推動方式

經整理美國在總量管制的框架下，執行受損水體整治分為五個階段：表列、規劃、執行、改善、恢復，整體美國總量管制 TMDL 執行流程如圖 2.1-2 所示。執行過程可分為資料蒐集、分析、評估、檢視、執行至循環檢視等階段，當某水體承受之污染負荷可能使其無法達到水體標準疑慮時，即開始進入資料蒐集階段，透過環境水質監測與資料蒐集，彙整成為清淨水法 305(b)之環境背景資料庫，並依水質狀況整理出納入清淨水 303(d)之受損水體清單，若經評估無需進行 TMDL 污染減量程式，則自 303(d)名單中剔除，若需以總量管制手段進行污染減量，則進入評估階段(環境部，2014)。

評估階段需藉由環境背景資料及整治現況排列推動優先順序，並由水質分析及數值模式(集水區、水利/水文、水質、毒性物質等模式)進行水體污染負荷減量情境模擬，進一步確認點源污染(WLA)、非點源污染(LA)、安全餘裕配給量(MOS)、未來成長量(FA)等相關污染負荷與容許值；進而檢視各合理分配量，提交地方政府、中央主管機關、權益關係人(區域內事業單位等)、區域內民眾等有關單位以書面及座談會等方式進行審核，以確認完成計畫研擬。

執行 TMDL 計畫前必須召開公聽會，提出計畫責任分工之聯絡窗口並進入 30 天公告期，期間配合進行釋疑程式。完成此一公開流程後提報中央機關核可後實施；執行過程中需持續進行監測，以掌握成果並檢討削減量與目標之調整，並以此循環持續不斷進行總量管制流程。

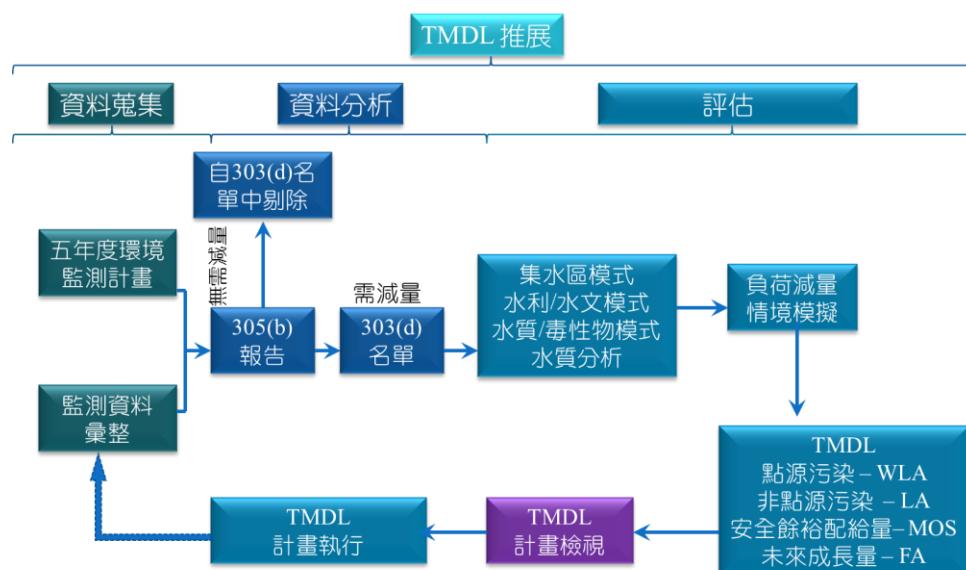


圖 2.1-2 美國總量管制(TMDL)執行流程



2.1.3 污染量分配

美國州政府具有獨立決定分配原則之權利及義務，故各地方之主管機關採用之容許污染量分配方法大異其趣亦無統一執行方法，即使在同一州內，不同之水體亦可能使用不同之容許污染量分配方法，也因此容許污染分配的過程是極具有彈性但也充滿了許多困難與挑戰。整體而言，在分配的過程中仍有幾項代表性因數會影響容許分配量的結果。依據美國環保署出版之 *Handbook for Developing Watershed TMDLs*(U.S. Environmental Protection Agency,2008)，執行目標水體流域總量管制共有六項因數將影響總量管制容許污染量分配之決策結果簡介如下。

1. 污染源之位置及其污染貢獻度

考慮污染源對於目標水體之環境影響程度差異，各污染源之容許污染分配量將有所差異，首先，因為目標水體無論於水域特性或是生態棲位在空間中往往並非均質；再者污染源排放量以及排放頻率（貢獻度）亦相差甚遠，因此散佈在空間中的各個污染源，其容許污染分配量將因其存在於流域空間範圍之位置不同，以及其排放強度與頻率而有所差異。

2. 關鍵指標污染物之訂定

目標水體流域內之水質狀況將依據其鄰近之污染源特性而有不同，因此目標水體關鍵指標污染物項目將會決定目標水體流域內重點污染源對象名單，各污染源假設之基線情形，以及容許污染量分配時考量與分析之方法。如一河段之關鍵指標污染物為 BOD，污染容許量分配作業分析時即會針對具有此一特性且排放濃度高，排放強度大之畜牧業進行瞭解，反之電鍍業者即非此一項目之重點關注對象。

3. 所需削減污染量之可行性

容許污染量分配的結果將直接反映各既有污染源所需削減之污染量，因此進行容許污染量分配作業時削減目標可達成性為最直接之可行性限制因素，一味追求公平性而不具有執行性之分配結果，如要求污染源污染削減率需符合現今技術或是控制措施無法達到之削減情境，此一分配結果是不合理且不具可行性的。



4.各污染源間之分配公平性

公平性是公眾議題的基礎，惟出發點與考量項目之不同，公平的定義即會有所差異，故公平性雖為基本議題但卻往往最難以衡量，如何兼具可行性與公平性將為一重要課題。

5.執行中或計畫中之控制措施

參與分配作業之污染源如已有執行中或規劃中之控制措施，且該控制措施已為最佳化，或具有特定程度以上之削減能力時，污染削減率之調整彈性相較於未執行任何控制措施前將會小得許多，針對此類對象應避免再額外施加不具有可行性之削減目標，以免整體規劃失去意義及達成性；反之如該污染源施用之控制措施為不適當或具有提升效能意義時，應將此污染源納入考量。因此各污染源採用之控制措施實際情形需加以瞭解及掌握，以利後續優先執行措施與優先削減對象之挑選，以及整體容許污染量分配作業之規劃作業。

6.利益關係人之權益

利益關係人之意見往往左右著環境政策之執行方向，因此在容許污染量分配作業過程中，讓利益關係人參與決策過程將可有效提升策略推行之順利度以及各污染源配合度。

迄今，總量管制作業容許污染量分配方法於世界各國有相當多的研究及實例，以下針對國外常見之幾種容許污染量分配方法進行說明(環境部，2014)。

1.等去除率分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今放流水標準為何，均以現況之放流水標準為基礎再調整一相同之比例，如再向下調整至原先之 80%後，成為新的放流水標準並將其作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。

2.等排放濃度分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今放流水標準為何，均調整至相同的放流水標準後並將其作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。

3.每日等排放污染量分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今排放污染負荷量為何，均調整至相同的排放污染負荷量後作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。

4.每日原始污染負荷量等量削減分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今排放污染負荷量為何，均以現況排放污染負荷量為基礎，再削減等量之污染負荷量後，剩餘之污染負荷量作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。

5.每日單位原始污染負荷量等比例去除率分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今排放污染負荷量為何，均以現況排放污染負荷量為基礎，再削減相同比例之污染負荷量後，剩餘之污染負荷量作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。

6.廠址規模正比例去除率分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今放流水標準為何，均以現況之放流水標準為基礎，再調整一與經濟規模成正比之去除率加權因數成為新的放流水標準後，作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。

7.總處理成本最小化分配法

目標水體內所有參與分配的污染源，在不超過目標水體涵容能力之前提下以經濟考量為最主要的因數進行調整，找出所有參與分配的污染源總處理成本最低的情形，調整過後之放流水標準或是污染負荷量作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。



8.行政協調分配法

在不超過目標水體涵容能力之前提下，目標水體內所有參與分配的對象，以各個污染源的生產、污染、排放、治理、技術經濟等現狀作為參考依據，透過行政協調、討論，制定出分配方案，調整之後之放流濃度或是污染負荷量作為管制限值進行規範。

綜合前述的說明，從容許污染量的分配原則與常見之分配方法可以發現，容許污染量分配過程應考量之重點精神包含公平性、經濟性及調整性三大部分。公平性為分配過程最基礎但也最難以衡量之因數，主要原因即為前述分配原則中所提及，「公平」在定義及依據有所差異之情況下，分配方法自然有所差異，因此往往難以達到絕對公平性；經濟性則是代表分配過程之成本效益考量因數，在符合容許污染量之前提要求下，評估執行措施是否具有環境經濟效益，以避免後續推行之窒礙難行；實質上，前述公平性與經濟性兩項重點精神並非相互絕對衝突與矛盾之理念，但實務執行上若僅重視公平性將產生難以接受之處理成本，或是擬定出無法達成之目標，但若一味追求經濟最佳化，往往將失去公平性之初衷，造成參與分配之污染源反對甚至阻擾分配過程之推動。

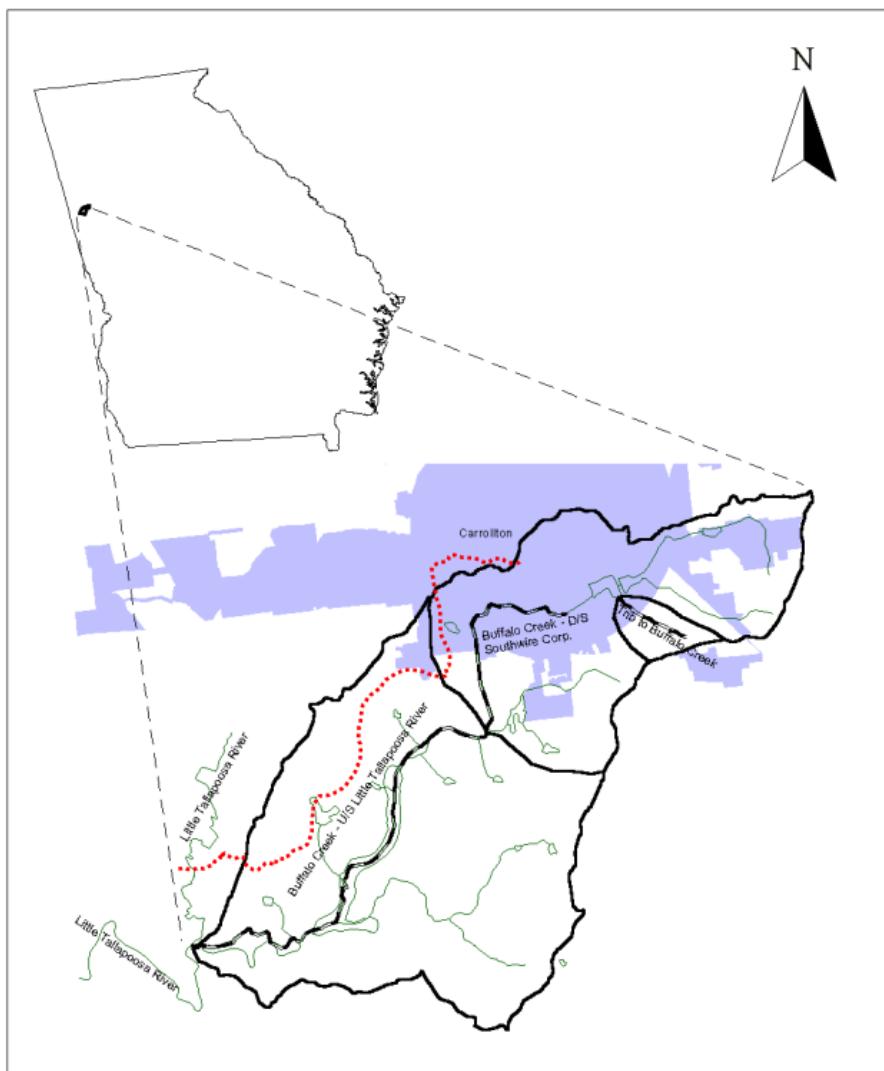


2.2 國外總量管制案例回顧

2.2.1 Tallapoosa River Basin Cooper TMDL

1. 推動背景

Tallapoosa River 位於喬治亞州，靠近 Carrollton 市，Tallapoosa 河流域中的三個溪流段，包括 Little Tallapoosa 河上游(流域面積約 28 平方英里)、Buffalo Creek 下游段(自 Southwire 公司起算，流域面積約 11 平方英里)、Buffalo Creek 支流(流域面積約 0.7 平方英里)，因流域重金屬銅濃度超過水質標準，被列入 2002 年的 303(d) 清單中，因此由相關單位推動了總量管制計畫(Georgia Environmental Protection Division, 2017)。



圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek

Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

圖 2.2-1 Tallapoosa River 流域範圍



2.水體用途及水質標準

Tallapoosa River 所有受影響河段的水體用途均為釣魚 (Fishing)。根據喬治亞州《水質控制法規》(Georgia's Rules and Regulations for Water Quality Control, Chapter 391-3-6-.03, 6(c))，釣魚用途的分類旨在保護魚類、貝類、遊戲魚及其他水生生物的繁殖，以及為水上活動提供安全的水質。

該法規還規定了所有州水體的金屬濃度標準。在關鍵條件下，水體中金屬濃度不得超過規定的急性或慢性標準：

- **急性標準**：指最高暫態濃度 (1 小時平均值)，水生生物短期暴露時不得造成有害影響。
- **慢性標準**：指長期暴露 (4 天平均值) 時的最高濃度，不得造成有害影響。

銅的急性和慢性標準公式為：

$$\text{急性標準} = \left(e^{(0.9422 \ln(\text{硬度}) - 1.700)} \right) \times 0.96$$

$$\text{慢性標準} = \left(e^{(0.8545 \ln(\text{硬度}) - 1.702)} \right) \times 0.96$$

3.水質狀況

Tallapoosa River 部分河段因銅污染問題列入 303(d) 名單，這些問題最初源自喬治亞州環保部門 (EPD) 在 1990 年代初的水質樣本分析。而 2001 年收集的數據進一步確認了這些污染問題，同時導致 Buffalo Creek 另一段河段被列入銅污染名單。新列入的河段從原有受影響河段的下游延伸 6 英里，直至與 Little Tallapoosa 河的匯合處。針對受影響河段相關的水質數據總結於下表 (表 2.2-1)。表中說明瞭測量的銅總回收濃度 (Total Recoverable Copper)、計算的轉換因數 (從總回收到溶解態銅的比例)、對應的溶解態銅濃度、總硬度以及急性和慢性水質標準。

表 2.2-1 Tallapoosa River 流域水質調查結果

Location	Date	Measured Total Recoverable Copper ($\mu\text{g/L}$)	Calculated Translator (Total Recoverable to Dissolved)	Corresponding Dissolved Copper ($\mu\text{g/L}$)	Total Hardness (mg/L as CaCO_3)	Acute Criterion ($\mu\text{g/L}$)*	Chronic Criterion ($\mu\text{g/L}$)*
Buffalo Creek Downstream Southwire	5/8/01	10	2.0	4.9	25	3.6	2.7
	6/18/01	13	2.5	5.2	25	3.6	2.7
Buffalo Creek Upstream Little Tallapoosa R	5/8/01	13	2.9	4.5	30	4.3	3.2
	6/18/01	18	2.9	6.3	28	4.1	3.0
Tributary to Buffalo Creek upstream of Highway 166	3/28/01	90	3.0	30.3	464	57.1	33.2
	6/12/01	55	3.2	17.0	24	3.5	2.6
Tributary to Buffalo Creek downstream of Highway 166	3/28/01	95	3.0	32	326	41	25
	6/12/01	92	3.0	30.6	24	3.5	2.6

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

4. 污染源評估

(1) 點污染源

根據美國清潔水法案(CWA)規定，國家污染物排放消除系統(NPDES)許可證計畫分為市政和工業廢水處理設施及受管制的暴雨徑流排放等兩種。

A. 廢水處理設施

Southwire 電線工廠最初於 1950 年代設置了雨水逕流及製程廢水的處理系統，但於 2015 年申請分離製程用水和雨水之許可證，將製程用水和雨水由單獨的許可證管理。另 Southwire (電線廠) 於 2017 年提交了製程用水的 NPDES 許可證 (GA0001139) 終止申請，因此截至 2017 年 TMDL 流域內僅有一個持有 NPDES 許可之廢水處理設施(如下表)。

B. 暴雨徑流排放 NPDES

與工業活動相關的暴雨逕流排放受到喬治亞州工業暴雨逕流 NPDES 許可證管轄。該許可證要求對暴雨水排放進行目視監測、現場檢查、實施最佳管理實踐 (BMP)、編制暴雨水污染防治計劃(SWPPP)，管制對象如下表(表 2.2-3)。

另喬治亞州的公共收集、傳輸和排放雨水之下水道受到 MS4(Municipal Separate Storm Sewer System)許可證的管制。這些 MS4 許可證分為兩種類

型。第一種類別的 MS4 許可證適用於中型和大型城市以及人口超過 100,000 的城市；第二種類別的小型 MS4 許可證被定義為居住人口至少 50,000 人且人口密度至少為每平方英里 1,000 人的地區。

根據這些許可證，每個許可持有人必須設計並實施一個 SWMP(Storm Water Management Plan)，其中包含側重於公眾教育和參與、非法排放檢測和消除、建築工地徑流控制、施工後暴雨水管理以及市政運營中污染預防的 BMP，這些 MS4 許可證亦需配合 TMDL 的管制要求。

表 2.2-2 Tallapoosa River 流域點源污染

Facility Name	Permit No.	Receiving Water	NPDES Permit Limits			
			Flow ¹ (MGD)	Daily Max Copper (lbs/day)	Total Heavy Metals ⁴ (µg/L)	PH
Southwire (Wire Plant)	GA0001139 Notice of Termination submitted July 2017	Buffalo Creek	02a, 03a, 04a, 06a- Combine sewer overflows Low stream flow conditions			
			Monitor	0.329 ³	NA	>5.0 and <9.0
			02b, 03b, 04b, 06b- Combine sewer overflows High stream flow conditions			
			Monitor	Monitor	NA	>5.0 and <9.0
Southwire (CDS) 002	GA0001571	Buffalo Creek	Monitor ²	Monitor	1000	>6.0 and <9.0

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

表 2.2-3 Tallapoosa River 流域暴雨徑流排放 NPDES

Facility Name	SIC Code	Sector No.	Type of Business	Facility Status	Receiving Watersheds and Streams	NOI No.	NOI Type (1)
Cofer Technology Center	4581	S1	Air Transportation Facilities	Active	Buffalo Creek	1346	NEE
Airgas Merchant Gases (FKA: Holox, Inc.)	2813	C2	Industrial Inorganic Chemicals	Inactive	Buffalo Creek	2481	NOI
Houghton International, Inc.	2992	D2	Miscellaneous Products of Petroleum and Coal	Active	Buffalo Creek	322	NOI
Air Medical Group Holdings LLC DBA Air Evac EMS INC	4522	S1	Air Transportation Facilities	Active	Buffalo Creek	12853	NOI
Southwire Company - Machinery Division	3357	F3	Rolling, Drawing, and Extruding of Nonferrous Metals	Active	Buffalo Creek	350	NOI
Southwire Company - Wire Mills	3357	F3	Rolling, Drawing, and Extruding of Nonferrous Metals	Active	Buffalo Creek	351	NOI

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper



(2) 非點污染源

經資訊整理及分析 Tallapoosa River 可能潛在的非點源污染包括：

A. 垃圾掩埋場

舊垃圾掩埋場可能是潛在污染來源，特別是底部未隔離的掩埋場。

Buffalo Creek 流域內有兩個主要的填埋場，包括 Southwire 公司及 McGukin-Cedar Heights Road 填埋場。

B. Southwire 冶製廠

Southwire 冶製廠雖然在 2000 年停止生產，但過去生產時所造成之土壤及地下水污染仍可能在未來持續造成河川銅濃度上升。

C. 其他潛在污染源

銅可能經由多種產品進入水體，例如電子設備、管道材料、農業肥料及殺蟲劑等。此外，汽車煞車片的磨損顆粒和家用化學品也是重要潛在來源。

5. TMDL 估算

Tallapoosa River 案例使用穩態數學模型進行 TMDL 之估算，穩態模型通常適用於“臨界”的環境條件，例如乾旱時的流量，意指假設在低流量條件下仍能保護環境之污染負荷量，在對於大多數其他環境條件時(如豐水期)也能提供足夠的保護。

在 Tallapoosa River 案例中，使用質量平衡方程並根據水流量和銅濃度計算污染負荷，並用於評估符合水質標準所需的削減目標。而臨界情況發生在廢水與河流流量的比率最大的時候，由於水質標準有分為急性及慢性兩種，在兩種形況形況下文獻分別使用 1Q10(10 年重現期中的最低日流量)及 7Q10(10 年重現期中的連續七天的最低平均日流量)來對應急性及慢性標準的保護，各流域之估算結果如下表(表 2.2-4)。

表 2.2-4 Tallapoosa River 流域 TMDL 估算結果

Stream Segment	Criteria	Critical Flow (MGD)	pH	Dissolved Copper (µg/L)	Allowable Load Allocation (kg/day) ¹
Buffalo Creek, Downstream Southwire ¹ GAR031501080602	Acute	0.206	6.8	5.88	4.60 X10 ⁻³
			6.9	7.00	5.47 X10 ⁻³
			7.0	8.25	6.45 X10 ⁻³
			7.1	9.64	7.53 X10 ⁻³
			7.2	11.18	8.74 X10 ⁻³
			7.3	12.86	1.01 X10 ⁻²
			7.4	14.69	1.15 X10 ⁻²
			7.5	16.65	4.60 X10 ⁻²
	Chronic	0.325	7.6	18.74	1.46 X10 ⁻³
			6.8	3.65	4.51 X10 ⁻³
			6.9	4.35	5.36 X10 ⁻³
			7.0	5.12	6.32 X10 ⁻³
			7.1	5.99	7.39 X10 ⁻³
			7.2	6.94	8.57 X10 ⁻³
			7.3	7.99	9.85 X10 ⁻³
			7.4	9.12	1.13 X10 ⁻²
Buffalo Creek, Upstream Tallapoosa River ¹ GAR031501080601	Acute	0.279	7.5	10.34	1.28 X10 ⁻²
			7.6	11.64	1.44 X10 ⁻²
			6.8	5.88	6.22 X10 ⁻³
			6.9	7.00	7.39 X10 ⁻³
			7.0	8.25	8.71 X10 ⁻³
			7.1	9.64	1.02 X10 ⁻³
			7.2	11.18	1.18 X10 ⁻²
			7.3	12.86	1.36 X10 ⁻³
	Chronic	0.441	7.4	14.69	1.55 X10 ⁻²
			7.5	16.65	1.76 X10 ⁻²
			7.6	18.74	1.98 X10 ⁻²
			6.8	3.65	6.09 X10 ⁻³
			6.9	4.35	7.25 X10 ⁻³
			7.0	5.12	8.55 X10 ⁻³
			7.1	5.99	9.99 X10 ⁻³
			7.2	6.94	1.16 X10 ⁻²

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

表 2.2-4 Tallapoosa River 流域 TMDL 估算結果(續)

Stream Segment	Criteria	Critical Flow (MGD)	Hardness as mg/L CaCO ₃	Dissolved Copper (μg/L)	Allowable Load Allocation (kg/day) ²
Tributary to Buffalo Creek ² GAR031501080604	Acute	0.012	15	2.25	1.04 X10 ⁻⁴
			20	2.95	1.37 X10 ⁻⁴
			25	3.64	1.69 X10 ⁻⁴
			30	4.32	2.00 X10 ⁻⁴
			35	5.00	2.32 X10 ⁻⁴
	Chronic	0.019	15	1.77	1.30 X10 ⁻⁴
			20	2.26	1.66 X10 ⁻⁴
			25	2.74	2.00 X10 ⁻⁴
			30	3.20	2.34 X10 ⁻⁴
			35	3.65	2.67 X10 ⁻⁴

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

6. 污染量分配

(1) 點污染源(WLA)

Tallapoosa River 流域點源污染包含了工業廢水處理廠及暴雨逕流排水口，而由於排放流量的不穩定，加上某些許可證並沒有流量的限制，因此使用質量來表示的 TMDL 並不適用，若將負荷分配表是為排放水質濃度則更加準確及保守，因此總量管制計畫中要求每個點源的放流水濃度在不稀釋的情況下不超過管道末端的允許水體銅濃度標準。

(2) 非點污染源(LA)

由於尚無法確認有多少銅來自各個非點源。一般來說，溪流中有兩種負荷分配：1) 與土地表面金屬積累相關的負荷，在暴雨事件期間被沖刷掉；2) 與降水無關的負荷，例如受污染地下水的滲漏、垃圾填埋場的滲濾液、失效的化糞系統、洩漏的下水道收集管線和水體背景負荷等。因此目前無法按來源劃分各種負荷分配，故採用前述說明之 1Q10 及 7Q10 等低流量條件去乘上不同 pH 值時之水體標準，來做為非點源的污染分配結果。

(3) 安全邊界量(MOS)

根據 CWA 第 303(d)條的規定，安全邊界必須考慮對排放限制與水質之間關係的任何知識不足。有兩種基本方法可以納入 MOS：1) 使用保守的模型假設隱含地納入 MOS 來開發分配，或 2) 明確指定 TMDL 的一部分作為 MOS 並使用其餘部分進行分配。

而此案例通過使用臨界低流量、保守的硬度值、保守的係數轉換值和在溪流中觀察到的最大銅濃度來確定所需的減量百分比，已將 MOS 隱含納入目前 TMDL 之估算結果，因此不再另外分配 MOS 值。
依據前述說明 Tallapoosa River 在不同河段、pH 值之條件下，所對應之分配結果及需削減之污染量整理如下表(表 2.2-5)

表 2.2-5 Tallapoosa River 流域 TMDL 分配結果

Stream Segment	Criteria	Current Load	pH	WLA	WLA _{SW}	LA	MOS	TMDL	Reduction
Buffalo Creek, Downstream Southwire GAR031501080602	Acute	$\Sigma Q \times 5.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	6.8	$\Sigma Q_{WLA} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$4.60 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$4.60 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			6.9	$\Sigma Q_{WLA} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$5.47 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$5.47 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.0	$\Sigma Q_{WLA} \times 8.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 8.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$6.45 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 8.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$6.45 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 8.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.1	$\Sigma Q_{WLA} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$7.53 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$7.53 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.2	$\Sigma Q_{WLA} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$8.74 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$8.74 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.3	$\Sigma Q_{WLA} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.01 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.10 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.4	$\Sigma Q_{WLA} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.15 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.15 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.5	$\Sigma Q_{WLA} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.30 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.30 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.6	$\Sigma Q_{WLA} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.46 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.46 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-

Stream Segment	Criteria	Current Load	pH	WLA	WLA _{SW}	LA	MOS	TMDL	Reduction
Buffalo Creek, Downstream Southwire GAR031501080602	Chronic	$\Sigma Q \times 5.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	6.8	$\Sigma Q_{WLA} \times 3.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 3.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$4.51 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 3.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$4.51 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 3.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	29.7%
			6.9	$\Sigma Q_{WLA} \times 4.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 4.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$5.36 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 4.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$5.36 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 4.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	16.4%
			7.0	$\Sigma Q_{WLA} \times 5.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 5.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$6.32 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 5.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$6.32 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 5.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	1.5%
			7.1	$\Sigma Q_{WLA} \times 6.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 6.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$7.39 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 6.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$7.39 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 6.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.2	$\Sigma Q_{WLA} \times 6.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 6.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$8.57 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 6.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$8.57 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 6.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.3	$\Sigma Q_{WLA} \times 8.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 8.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$9.85 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 8.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$9.85 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 8.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.4	$\Sigma Q_{WLA} \times 9.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 9.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.13 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 9.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.13 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 9.1 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.5	$\Sigma Q_{WLA} \times 10.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 10.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.28 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 10.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.28 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 10.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	
			7.6	$\Sigma Q_{WLA} \times 11.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 11.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.44 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 11.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.44 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + \text{WLA}$ for 7Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 11.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek

Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

表 2.2-5 Tallapoosa River 流域 TMDL 分配結果(續)

Stream Segment	Criteria	Current Load	pH	WLA	WLA _{SW}	LA	MOS	TMDL	Reduction
Buffalo Creek, Upstream Little Tallapoosa River GAR031501080601	Acute	$\Sigma Q \times 6.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	6.8	$\Sigma Q_{WLA} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$6.22 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$6.22 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 5.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	6.6%
			6.9	$\Sigma Q_{WLA} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$7.39 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$7.39 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 7.0 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.0	$\Sigma Q_{WLA} \times 8.3 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 8.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$8.71 \times 10^{-3} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 8.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$8.71 \times 10^{-3} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 8.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.1	$\Sigma Q_{WLA} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.02 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.02 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 9.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.2	$\Sigma Q_{WLA} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.18 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.18 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 11.2 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.3	$\Sigma Q_{WLA} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.36 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.36 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 12.9 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.4	$\Sigma Q_{WLA} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.55 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.55 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 14.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.5	$\Sigma Q_{WLA} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.76 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.76 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 16.6 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-
			7.6	$\Sigma Q_{WLA} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$\Sigma Q_{WLA_{SW}} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	$1.98 \times 10^{-2} \text{ kg/day}$ for 1Q10 $\Sigma Q_{LA} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	Implicit	$1.98 \times 10^{-2} \text{ kg/day} + WLA$ for 1Q10 $\Sigma Q_{Total} \times 18.7 \mu\text{g/L}$ for all conditions and flows	-

圖片來源: Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek

Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper

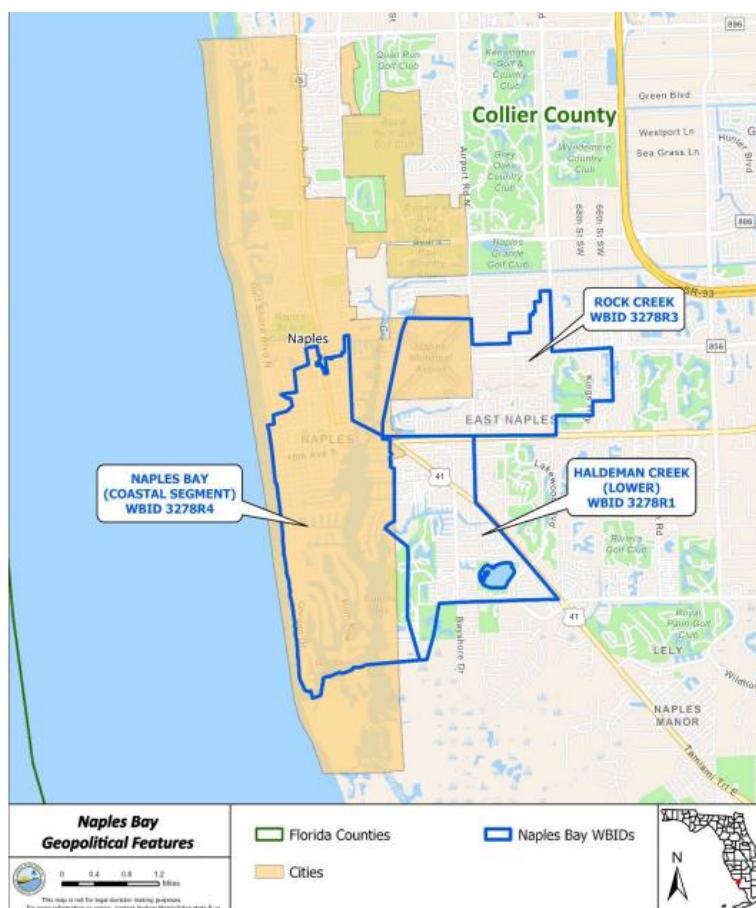


2.2.2 Naples Bay, Haldeman Creek and Rock Creek TMDL

1.推動背景及地理位置

Naples Bay、Haldeman Creek 和 Rock Creek 於 2013 年因為銅污染問題被列入 303(d) 清單內(Florida Department of Environmental Protection,2022)，三個水體都都位於科利爾縣內，該縣是一個中等規模的都市，截至 2020 年人口為 375,752 人。Naples Bay 本身完全位於內普爾斯市內，2020 年人口為 19,115 人。Rock Creek 的下游部分也位元於內普爾斯市，其源頭位於科利爾縣非都市區。只有 Haldeman Creek 的河口位於內普爾斯市，大部分河口溪位於科利爾縣東內普爾斯的非都市區。

Naples Bay 呈南北走向，北端為頭部，南端為墨西哥灣。在內普爾斯灣的盡頭，戈登河從北面流入，進入海灣的北端。Rock Creek 從東面流入，並在戈登河河口以南進入內普爾斯灣。最後一條支流 Haldeman Creek 從東面流入，在內普爾斯灣的其他兩條支流下方，大約位於內普爾斯灣的中點進入，相對位置如下圖(圖 2.2-2)。



圖片來源: Final ReportCopper TMDLsReport for Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek

圖 2.2-2 Naples Bay 及相關水系流域範圍



2.水體用途及水質標準

水質標準旨在保護水體的指定用途。就銅而言，要保護的指定用途是繁殖和維持健康、平衡的魚類和野生動物種群。銅對大多數水生生物具有高毒性。且以遊離銅離子 (Cu^{2+}) 形式存在的溶解銅是銅的最毒形式。銅對魚類和水生無脊椎動物的主要毒性原因是銅與鰓膜的快速結合，這會導致損傷並幹擾嗅覺和滲透調節過程。

而 Naples Bay 是 II 類（海洋）水體，指定用途為貝類繁殖或養殖和魚類消費及休閒活動、以及維持及繁殖健康、平衡的魚類和野生動物種群。Haldeman Creek 和 Rock Creek 是 III 類（海洋）水體，指定用途為魚類消費及休閒活動、及繁殖健康、平衡的魚類和野生動物種群。適用於這些水體的驗證損害的 II 類和 III 類水質標準是佛羅裡達州 F.A.C. 第 62-302.530(23) 款中的銅標準。所有海洋水體（II 類和 III 類）的銅標準為 3.7 微克/升 ($\mu g/L$)。需特別注意的是佛羅裡達州水域的海洋銅標準以總可回收銅而不是溶解銅表示，主要是因為考慮下游轉化的可能性。

3.水質狀況

Naples Bay、Haldeman Creek 和 Rock Creek 這三個水體最初被劃定為同一個評估區域(水體識別編碼 WBID 3278R)。但在 2009 年，該區域被判斷有重金屬銅污染問題。因此為了更確切的評估 Naples Bay 與其支流之間的水質條件差異，區域被重新劃分為 Haldeman Creek(3278R1)、Rock Creek (3278R3)和 Naples Bay (3278R4)進行水質監測，而在對 Haldeman Creek 進行評估時，驗證期內有 32 個樣本，依據相關規定至少需超過 6 個樣本超標才能判定為水體受損，而結果顯示有 25 個超過了銅的水質標準；同樣的在 Rock Creek 評估時驗證期之 29 個樣本同樣需要超過 6 個樣本，而結果顯示有 10 個超過了銅的水質標準；最後在 Naples Bay 的監測期內有 444 個樣本，其中 117 個超過了銅的水質標準，也已超過了基準的 54 個樣本。因此三個水體均在 2013 年被列入受損水體清單中。



4. 污染源評估

(1) 點污染源

Naples Bay、Haldeman Creek 和 Rock Creek 水體中並無市政或工業的污水處理廠排放，但流域範圍內包括兩個 NPDES MS4 二期許可證：科利爾縣和內普爾斯市。

(2) 非點污染源

A. 土地利用

土地利用是流域內潛在銅負荷最重要的來源之一。銅可以在暴雨事件期間通過地表徑流和雨水輸送系統冲入接受水體。人類土地使用區和自然土地地區都會產生銅。且通常人類土地使用的銅負荷通常比自然土地所能產生的銅負荷更高。表 2.2-6~8 列出了根據 2022 年從南佛羅里達水管理局獲得的數據，每個管制區在 2019 年的土地利用情況。

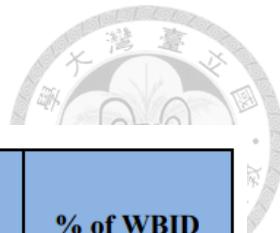
表 2.2-6 Naples Bay 流域土地利用統計

FLUCCS = Florida Land Use, Cover and Forms Classification System

FLUCCS Code	Land Use Classification	Square Kilometers	% of WBID
1100	Residential Low Density	0.30	2%
1200	Residential Medium Density	5.13	39%
1300	Residential High Density	1.11	8%
1000	Urban and Built-Up	2.05	16%
4000	Upland Forest	0.01	0%
5000	Water	3.66	28%
6000	Wetlands	0.77	6%
8000	Transportation, Communication, and Utilities	0.06	0%
		13.09	100%

圖片來源: Final ReportCopper TMDLsReport for Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek

表 2.2-7 Rock Creek 流域土地利用統計



FLUCCS = Florida Land Use, Cover and Forms Classification System

FLUCCS Code	Land Use Classification	Square Kilometers	% of WBID
1000	Urban and Built-Up	0.76	9%
1200	Residential Medium Density	1.41	16%
1300	Residential High Density	0.78	9%
1000	Urban and Built-Up	2.39	28%
3000	Rangeland	0.05	1%
4000	Upland Forest	0.21	3%
5000	Water	0.34	4%
6000	Wetlands	0.28	3%
8000	Transportation, Communication, and Utilities	2.36	28%
		8.58	100%

圖片來源: Final ReportCopper TMDLsReport for Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek

表 2.2-8 Haldeman Creek 流域土地利用統計

FLUCCS = Florida Land Use, Cover and Forms Classification System

FLUCCS Code	Land Use Classification	Square Kilometers	% of WBID
1200	Residential Medium Density	2.27	32%
1300	Residential High Density	1.45	21%
1000	Urban and Built-Up	1.78	25%
3000	Rangeland	0.02	0%
4000	Upland Forest	0.24	3%
5000	Water	0.47	7%
6000	Wetlands	0.49	7%
7000	Barren Land	0.03	0%
8000	Transportation, Communication, and Utilities	0.24	3%
		7.00	100%

圖片來源: Final ReportCopper TMDLsReport for Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek



B.建築

銅常見於多種建築材料中，例如銅片屋頂、含有銅殺菌劑的複合瓦片、排水溝和雨水管。而沿海地區因降雨中的氯離子濃度較高，可能會增加這些材料徑流中的銅濃度。其他建築材料中的銅來源還包括銅製電線和管道。在環境中含有硫化氫的情況下，銅管道的腐蝕風險尤其高。

C.農業

銅是植物的微量營養素，廣泛用於肥料中。在佛羅里達州，銅作為肥料和殺菌劑的用途已有 90 多年的歷史。銅濃度在豬糞、污泥和生物固體中也可能偏高。另外銅在柑橘產業中尤為常見，銅基殺菌劑仍是對抗柑橘潰瘍病 (*Xanthomonas citri* subsp. *citri*) 的最有效工具。銅還被廣泛用於控制柑橘黑斑病 (真菌病) 和褐腐病。依據相關文獻 2005 年佛羅里達州在大約 26 萬公頃的柑橘種植園中使用了超過 50 萬千克的銅。在成熟的柑橘園表層土壤中，銅濃度可高達 540 公斤/公頃。畜牧業是另一個潛在的銅來源。例如，豬飼料中常加入硫酸銅作為生長補充劑。奶牛則會使用硫酸銅足浴來控制蹄部感染。

D.交通運輸

交通活動中的銅來源主要包括防污漆塗料和汽車，其中防污漆塗料用於商業和個人水上船隻的船底，以防止海洋生物 (即附著生物) 的附著。自 1980 年代以來，銅基防污漆 (CBAF) 取代了環境影響較大的三丁基錫成為主要的船底塗料。而汽車也是佛羅里達州地表水中銅的潛在來源。當前研究表明，來自汽車的主要銅來源是煞車片，平均銅含量約為 5%。煞車片在每次使用時會釋放少量含銅，沉積在附近環境及路面上。



5.TMDL 估算

Naples Bay、Haldeman Creek 和 Rock Creek 的銅 TMDL 估算使用濃度統計方法進行，主要概念是依照過去監測之銅濃度及目標水質 $3.7 \mu\text{g/L}$ 的濃度差異，來計算所需削減的排放量百分比，計算公式如下。

$$\frac{[\text{marine criterion} - \text{maximum exceedance}]}{\text{maximum exceedance}} \times 100$$

而為估計需削減之百分比，故對於三個流域納入了 2011 年至 2020 年期間的數據進行計算，數據顯示 Naples Bay 的銅濃度範圍為 0.1 至 $8.4 \mu\text{g/L}$ ；Rock Creek 的銅濃度範圍為 0.14 至 $7.03 \mu\text{g/L}$ ；Haldeman Creek 的銅濃度範圍為 0.48 至 $23.8 \mu\text{g/L}$ 。但在進行計算前需確認最高濃度值是否為潛在異常值，需檢查數據是否符合正態分佈，並使用箱形圖（Box and Whisker Plots）來展示數據分佈。

在這種檢測異常值的方法中，會為數據分佈設定一組邊界，稱為“界線（fences）”。箱形圖的上邊界以上設置“上界線”，下邊界以下設置“下界線”。每對界線將數據圍繞四分位距（IQR）的上下範圍括起來。在界線之間的數據被認為是正常變異範圍內的數據，而在界線外的數據則標記為潛在的異常值。

在這種檢測異常值的方法中，會為數據分佈設定一組邊界，稱為“界線（fences）”。箱形圖的上邊界以上設置“上界線”，下邊界以下設置“下界線”。每對界線將數據圍繞四分位距（IQR）的上下範圍括起來。在界線之間的數據被認為是正常變異範圍內的數據，而在界線外的數據則標記為潛在的異常值。而上內界線的公式為對應於數據的第三四分位數（Q3）加上 1.5 倍的 IQR；上外界線之公式為對應於數據的第三四分位數（Q3）加上 3 倍的 IQR，經統計三個流域的上內外界線值如下表(表 2.2-9)。

表 2.2-9 不同區域之上內外界線值

Waterbody	IQR	Inner Upper Fence	Outer Upper Fence
Naples Bay	1.96	6.50	9.44
Rock Creek	2.68	7.90	11.92
Haldeman Creek	2.41	9.05	12.67

圖片來源: Final ReportCopper TMDLsReport for Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek



經判斷在 Naples Bay 和 Rock Creek 的數據分佈中，沒有觀測值超過其外界線。這些水體中未檢測到異常值，因此使用最近十年內觀測到的最大銅濃度來設置百分比削減量，結果顯示 Naples Bay 和 Rock Creek 分別需將銅濃度削減 56% 及 47%。

Naples Bay Percent Reduction

$$\left| \frac{\text{marine criterion (3.7)} - \text{maximum exceedence (8.5)}}{\text{maximum exceedence (8.5)}} \times 100 \right| = 56\%$$

Rock Creek Percent Reduction

$$\left| \frac{\text{marine criterion (3.7)} - \text{maximum exceedence (7.0)}}{\text{maximum exceedence (7.0)}} \times 100 \right| = 47\%$$

而在 Haldeman Creek 中，共有 6 個觀測值超過 $12.67 \mu\text{g/L}$ ，被標記為潛在異常值。在計算百分比削減量時，使用了未被視為統計異常值的最大觀測值 $11.62 \mu\text{g/L}$ ，結果顯示需將 Haldeman Creek 的銅濃度削減 68%。

Haldeman Creek Percent Reduction

$$\left| \frac{\text{marine criterion (3.7)} - \text{maximum exceedence (11.62)}}{\text{maximum exceedence (11.62)}} \times 100 \right| = 68\%$$



6. 污染量分配

由於本案例中三個流域都沒有傳統的點源(如污水廠)，無論是 MS4 系統或是其他的非點源都屬於暴雨逕流管理的範疇，因此本案 TMDL 並未計算出實際負荷量，而使採用各流域達到水質標準所需要削減之污染量百分比呈現，並且分配時採等比例削減方法，針對 MS4 及非點源污染均分配同樣之削減百分比(分配結果如表 2.2-10)，而安全邊際值則因計算容許污染量時已採用較保守之估算方式而內涵其中，並未另外設定。

表 2.2-10 Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek 污染量分配結果

Note: The TMDL target concentration is simply the marine criterion for copper of 3.7 $\mu\text{g}/\text{L}$

NA = Not applicable; margin of safety is implicit.

* The required percent reductions listed in this table represent the reductions from all sources

Waterbody (WBID)	Parameter	TMDL Target Concentration ($\mu\text{g}/\text{L}$)	WLA Wastewater (% reduction)	WLA NPDES Stormwater (% reduction)*	LA (% reduction)*
3278R1	Copper	3.7	NA	68%	68%
3278R3	Copper	3.7	NA	47%	47%
3278R4	Copper	3.7	NA	56%	56%

圖片來源: Final ReportCopper TMDLsReport for Naples Bay, HaldemanCreek and Rock Creek



2.2.3 Long Island Sound TMDL 分配案例

1.推動背景

長島海灣的流域面積超過 16,000 平方英里，涵蓋了幾乎整個康乃狄克州，以及馬薩諸塞州、新罕布夏州和佛蒙特州的一部分。康乃狄克河的源頭甚至延伸到加拿大。此外，流域還包括紐約市及紐約州的韋斯特徹斯特郡、拿索郡和蘇福克郡的部分地區。

1985 年，美國國會撥款委託環保署 (EPA) 與康乃狄克州環境保護部 (CTDEP) 和紐約州環境保護部 (NYSDEC) 合作，啟動「長島海灣研究」(Long Island Sound Study, LISS) 計畫，旨在研究、監測並評估長島海灣的水質狀況。1988 年 3 月，由聯邦、州、地方機構、學術機構、環保團體、工業和公眾代表組成的管理會議正式召開，負責制定「綜合保育與管理計畫」(CCMP)。該計畫旨在保護和改善長島海灣的環境質量，同時確保人類使用的相容性。

而管理會議將其資源集中於最緊迫的問題——缺氧現象（通常定義為溶解氧水平低於每升 3 毫克）。這種現象通常在夏末影響長島海灣的大部分地區。缺氧現象常見於長島海灣的底層水體，通常發生在每年夏季（7 月至 9 月）。這與氮濃度過高以及水柱自然分層密度的結合有關。氮是一種生態系統所需的基本營養物，但過多的氮會導致藻類過度生長。當藻類死亡後，會沉到海底，並被細菌分解。這一過程消耗底層水體和沉積物中的氧氣，導致溶解氧濃度下降到不健康的水平。

根據 CWA 第 303(d)(1)(C) 條款及 EPA 實施規定，州政府需識別那些在採用技術基礎排放限制後仍未達到水質標準的水體。紐約州和康涅狄格州已將長島海灣列為因缺氧問題而「水質受限」的水體，並優先制定 TMDL(New York State Department of Environmental Conservation,2000)。

2.水體用途及水質標準

紐約州的海水分類、指定用途和 DO 標準詳載於紐約州法規 (NYSCRR) 其中 DO 相關標準摘錄如下：

- SA 類水域：主要用於貝類捕撈、接觸性娛樂及漁業，DO 不低於 5.0mg/L。
- SB 類水域：主要用於接觸性娛樂及漁業，DO 不低於 5.0 mg/L。
- SC 類水域：主要用於漁業，可供魚類繁殖與生存，DO 不低於 5.0 mg/L。

- I 類水域：主要用於次級接觸娛樂和漁業，DO 不低於 4.0mg/L。
- SD 類水域：主要用於漁業，DO 不低於 3.0 mg/L。

而有關紐約州 Long Island Sound 水體分類如下表所示。

表 2.2-11 Long Island Sound 紐約州區域水體分類

Water Class	Mile Point		Description
	From	To	
I	0.0	14.5	From Battery to Throgs Neck Bridge
SB	14.5	23.17	From Throgs Neck Bridge to Execution Rock
SA	23.17	144	From Execution Rock to Race

圖片來源: A Total Maximum Daily Load Analysis to Achieve Water Quality Standards for Dissolved Oxygen in Long Island Sound

另外康乃狄克州的水體分類及水質標準基於《康涅狄格州法典》第 22a-426 條規定，並定期更新：

- SA 類水域：主要用於漁業、貝類捕撈、人類直接消費、娛樂和航行，DO 不低於 6.0 mg/L。
- SB 類水域：適用於漁業和貝類捕撈(經過淨化處理)，DO 不低於 5.0 mg/L。
- SC 類水域：目前不達到指定用途，但水質目標與 SA 或 SB 相同。
- SD 類水域：持續不達到 SB 類用途，水質與 SD 分類一致。

康乃狄克州的 Long Island Sound 中約有 613 平方英里的水域，其中約 480 平方英里被分類為 SA 類(大多為離岸區域)，其餘區域則主要為 SB 或 SC 類水域。

3.水質狀況

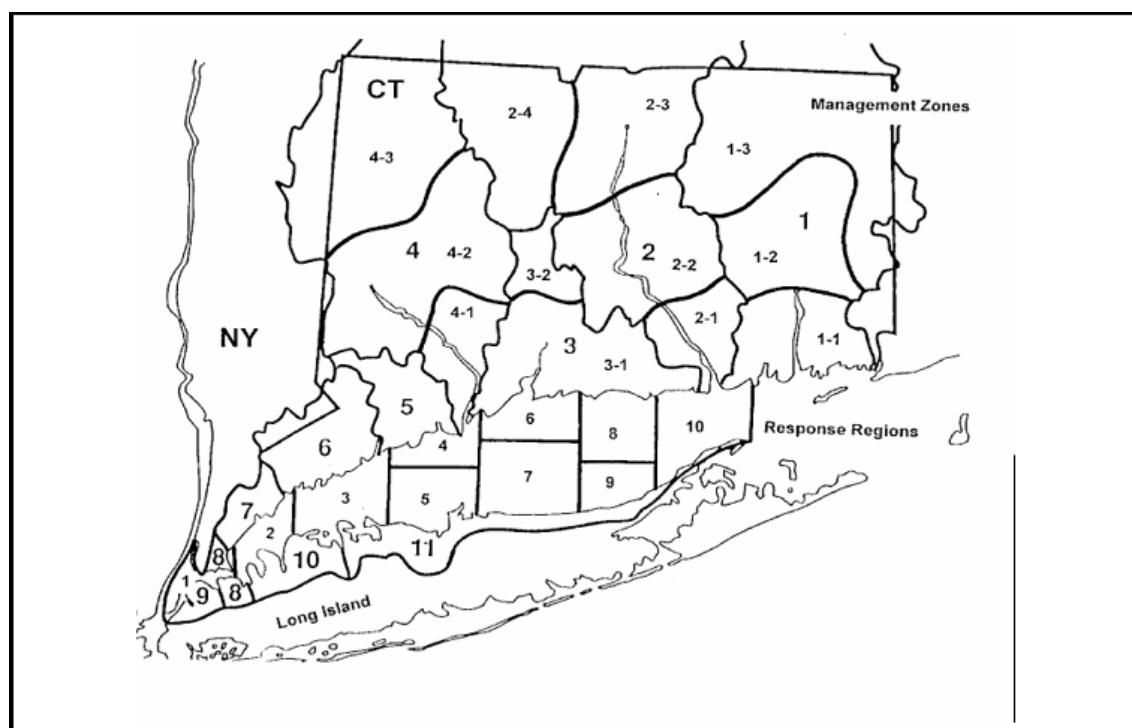
根據 1986 至 2000 年夏季的監測結果，Long Island Sound 的底層水體經常出現溶解氧 (DO) 低於 5mg/L 的情況。在 1989 年這樣的嚴重缺氧年份，超過 500 平方英里 (約占 40%) 的海灣底層水體的 DO 濃度低於 3 毫克/升。在某些年份 (例如 1987 年)，部分地區的 DO 濃度甚至降至 1 毫克/升以下，並記錄到無氧現象 (即完全缺乏自由氧)。直到 1994 年，仍有約 25% 的海灣區域受到缺氧影響。因此紐約州和康乃狄克州自 1992 年以來，已將長島海灣列為第 303(d)條的「受損水體」，並優先進行 TMDL 推動。

4. 污染源評估

經評估導致長島海灣缺氧問題的主要污染物是氮，它是藻類生長的限制性營養物質。氮的過量導致有機碳的生成，而這是導致低溶解氧的主要機制。因此，該案 TMDL 的主要目標是減少氮的負荷。

雖然有機碳在導致缺氧的過程中也扮演了關鍵角色，但案例中並未將有機碳作為主要管理目標。然而，隨著氮減排技術的實施，有機碳的排放量預計也會隨之減少。

流域內負荷進一步按位置劃分為十二個管理區域，其中十一個環繞著康乃狄克州和紐約州的海峽。第十二個區域是長島海峽的表面。陸地管理區域(區域 1-11)通常遵循康乃狄克州的自然流域邊界和紐約州的政治邊界(如圖 2.2-3)。由於其形狀和大小，管理區域 11 還分為東段和西段。康乃狄克州北部的支流區域以主要河流名稱命名，例如“康乃狄克河”支流輸入。康乃狄克州較大的管理區域進一步劃分為層次。需要這些層次來解釋從一個層次到下一個層次的運輸過程中的衰減。這些衰減因子對於量化排放點與氮實際輸送到長島海峽之間的關係很重要。



圖片來源: A Total Maximum Daily Load Analysis to Achieve Water Quality Standards for Dissolved Oxygen in Long Island Sound

圖 2.2-3 ， Long Island Sound 流域範圍



(1) 點污染源

作為 LISS 的一部分，CTDEP 和 NYSDEC 收集了來自流入長島海峽的各州部分地區的主要市政和工業廢水排放者的流量和出水水質數據。對於許多點源，特別是康乃狄克州的上層地區，直到 1993 年或以後才建立營養物監測。對於這些設施，將估計的氮和 TOC 濃度（通常為氮 15 mg/l）應用於 1990 年測量的流量，以開發每個區域的總基線負荷估計值。點源污染源估算結果如表 2.2-12 所示，由表可知點源貢獻了到達長島海峽的大部分氮，約佔總流域內負荷的 73%，即每年 38.9 萬噸氮。

(2) 非點污染源

非點源污染主要來自降雨徑流、地下水運輸和大氣沉降的氮，透過針對康乃狄克州和紐約州境內的長島海峽流域進行了估計。包括聚落、陸地和大氣的貢獻，流域內雨水徑流每年向長島海峽輸送約 14.4 萬噸氮（如表 2.2-12）。

表 2.2-12 Long Island Sound 污染源評估結果

Zone	Nonpoint Sources				Point Sources			Total Load ^c
	Pre-Colonial	Terrestrial	Atmospheric	Total ^a	WWTP	CSO	Total ^b	
1	991.3	256.1	604.7	1852.1	1242.6	0.0	1242.6	3094.7
2	1158.6	479.5	835.1	2473.2	2805.0	0.0	2805.0	5278.2
3	408.0	235.5	355.7	999.2	2103.3	0.0	2103.3	3102.5
4	808.2	305.7	538.0	1651.9	1668.6	0.0	1668.6	3320.5
5	179.1	121.2	174.3	474.6	947.9	0.0	947.9	1422.5
6	195.9	146.8	202.2	544.9	1108.0	0.0	1108.0	1652.9
7	43.5	68.7	77.3	189.5	837.0	0.0	837.0	1026.5
8	N/A	N/A	N/A	N/A	17502.0	578.5	18080.5	18080.5
9	N/A	N/A	N/A	N/A	9103.0	314.1	9417.1	9417.1
10	81.9	84.2	108.6	274.7	484.0	0.0	484.0	758.7
11-west	104.0	133.5	155.2	392.7	191.0	0.0	191.0	583.7
11-east	9.1	11.6	13.5	34.2	13.9	0.0	13.9	48.1
12	1785.8	0.0	3699.2	5485.0	0.0	0.0	0.0	5485.0
Total	5765.4	1842.8	6763.8	14372.0	38006.3	892.6	38898.9	53270.9

^a The sum of Pre-Colonial, Terrestrial, and Atmospheric nitrogen delivered from the watershed.

^b The sum of Wastewater Treatment Plants (WWTP) and Combined Sewer Overflows (CSO).

^c The sum of Nonpoint Sources and Point Sources of total nitrogen.

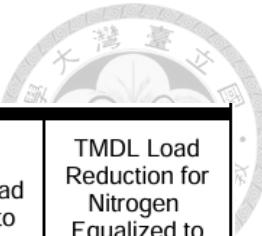
圖片來源: A Total Maximum Daily Load Analysis to Achieve Water Quality Standards for Dissolved Oxygen in Long Island Sound

5.TMDL 估算及污染量分配

長島海灣的 TMDL 計算是基於模式模擬之結果，經估算及考慮削減措施可行性之情況下，訂定了流域內非點源需削減 10% 污染量之要求。

另有關點源污染量分配，在初期的 TMDL 草案中，為了公平地分配估算出負荷，而不受工廠之間處理效率差異的影響，故採用“均化”的分配方式，即按 1997 年至 1999 年每個處理廠的平均流量成比例分配。重新計算到管道末端，這導致康乃狄克州每個包含在 WLA 中的污水處理廠的濃度統一約為 15.37 mg TN/L，每個污染源的減排百分比相等（約 63.5%）。但前述方案在草案研商時就收到權益相關人的不同意見，認為不同區域之排放削減應有所差異，因此進行了第二版本的分配，此次分配考慮了不同集污區之排放對於長島海灣的最終影響，訂定了各集污區的傳輸因子。通過將傳輸因子應用於重新分配，使其對長島海峽的 DO 改善效益沒有顯著差異。而這種可供參考的交換比率是各區域之間任何氮重新分配或“交易”的重要組成部分，因為它們考慮了每個區域氮負荷的相對影響。透過協商及溝通後最終訂定了分配結果如表 2.2-13，最終整體的削減率為 58.8%，且提高了經濟的效率及可行性，並達到同樣的水質改善結果。

表 2.2-13 Long Island Sound 污染量分配結果



Management Zone	Edge of Sound Baseline Nitrogen Load*	Edge of Sound TMDL Load Reduction for Nitrogen	Long Island Sound Transport Efficiency Factor	Baseline Nitrogen Load Equalized to DO Impact	TMDL Load Reduction for Nitrogen Equalized to DO Impact
<u>Connecticut</u>					
Zone 1	1499	854	0.17	253	144
Zone 2	3285	1904	0.20	664	385
Zone 3	2339	1397	0.55	1291	771
Zone 4	1975	1137	0.62	1228	707
Zone 5	1069	634	0.79	847	502
Zone 6	1255	743	0.93	1163	689
Subtotal	11422	6669		5447	3198
Percent		58.4			58.7
<u>New York</u>					
Zone 7	906	530	0.83	748	438
Zone 8	18081	10577	0.21	3797	2221
Zone 9	9417	5509	0.11	1026	600
Zone 10	568	332	1.00	568	332
Zone 11-west	325	190	0.94	304	178
Zone 11-east	26	15	0.55	14	8
Subtotal	29323	17153		6458	3778
Percent		58.5			58.5
TOTAL	40745	23822		11905	6976
PERCENT REDUCTION		58.5			58.6

* The baseline is composed of the terrestrial nonpoint source runoff plus the point source contribution listed in Table 1.

圖片來源: A Total Maximum Daily Load Analysis to Achieve Water Quality Standards for Dissolved Oxygen in Long Island Sound



2.3 我國總量管制推動歷程

我國水污染防治法最初於民國六十三年公告時，尚未將總量管制相關條文納入，直至民國八十年修正條文時，將總量管制納入第九條，明訂水體之全部或部分，因事業、污水下水道系統密集，以放流水標準管制，仍未能達到該水體之水質標準，或經主管機關認定需特予保護者，直轄市、縣（市）主管機關應依該水體之涵容能力，以廢（污）水排放之總量管制方式管制之。

國內水體污染總量管制推動架構如圖 2.3-1 所示，水體污染總量管制推動對象包括所有地面水體，而依其污染程度及污染特性可以水污染防治法（以下簡稱水污法）區分為未符合水體分類水質標準及需特予保護者，其中屬未符合水體分類水質標準者包括近 3 年水體水質為嚴重污染或重金屬超標；屬特予保護者包括影響民生、灌溉、養殖等各類用水取水安全、頻繁發生污染事件影響社會觀感或經地方政府認定需特予保護者等 3 類。前述水體經地方直轄市、縣（市）主管機關評估後，可視水體現況決定推動總量加嚴作業或污染總量削減作業，若為推動總量加嚴作業者，可依水污法第七條就排放總量或濃度、管制項目或方式，增訂或加嚴轄內之放流水標準；若為推動總量管制方式者，則可依水污法第九條依水體涵容能力，以廢（污）水排放之總量管制方式研擬管制方式，整體架構之執行方式分項說明如後(環境部，2023)。

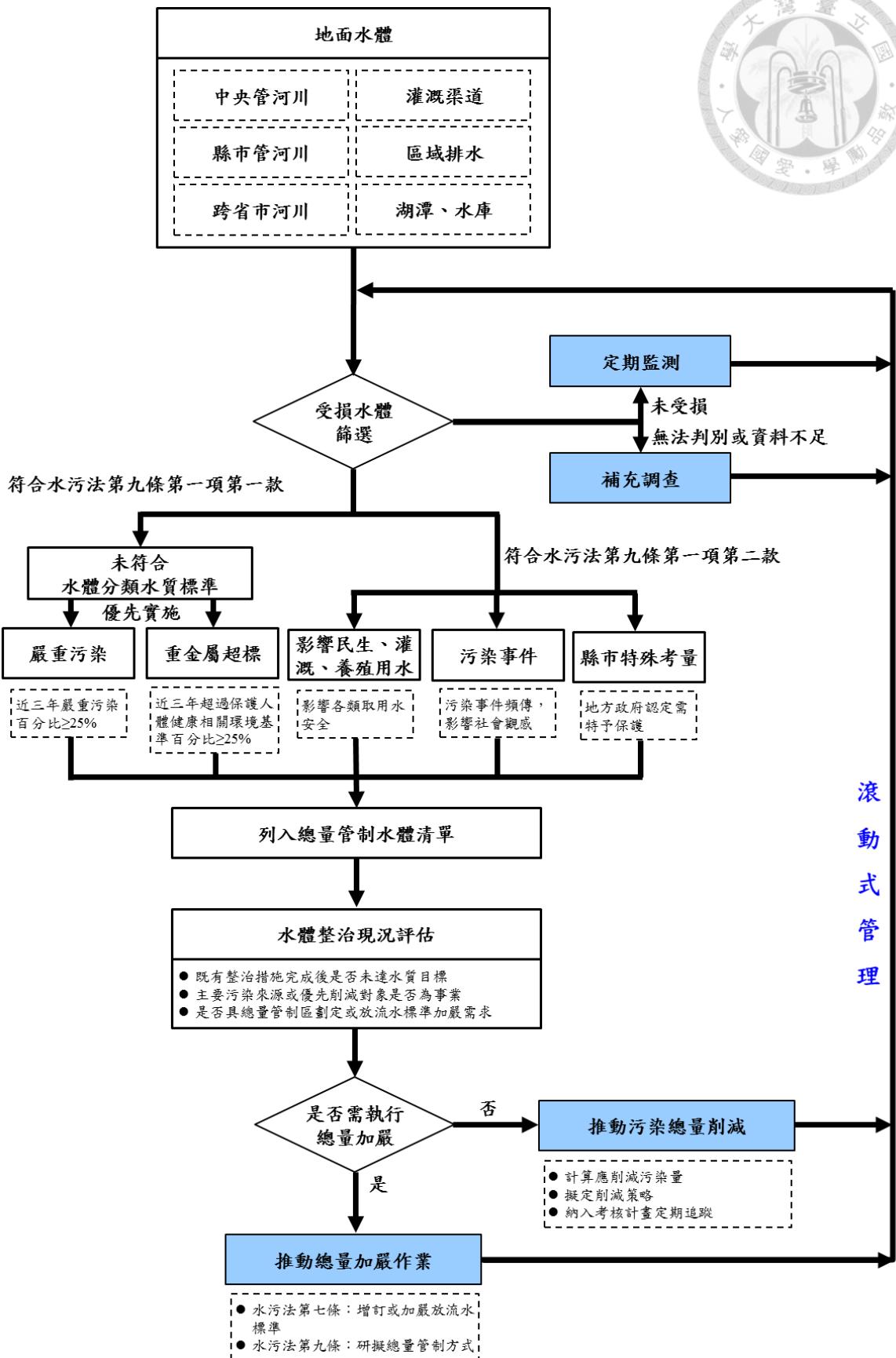


圖 2.3-1 國內水體污染總量管制推動架構



1. 總量管制推動原則與目標

為發揮最大之整治成效，環境部依據水污染防治法第九條，分別篩選各縣市未符合水體水質標準及需特予保護等具總量管制需求之水體列入總量管制清單，同時擬定實施方式供地方政府參考執行，並配合年度考核制度逐年推動總量管制相關作業。整體推動實施目標如下：

- 建立總量管制水體清單，研擬相關整治策略及改善目標。
- 恢復水體適當用途，提高水體分類水質標準達成率。
- 保護民生、灌溉、養殖用水使用安全，使取水水質符合相關標準。
- 有效降低污染事件發生頻率，管制事業密集區域排放總量。

2. 適用範圍及實施對象

總量管制適用範圍為全國地面水體，依據水污染防治法第二條定義，地面水體指存在於河川、海洋、湖潭、水庫、池塘、灌溉管道、各級排水路或其他體系內全部或部分之水。實施對象則依水污染防治法相關規定進行篩選，共分為水體未符合水質標準及水體需特予保護兩類實施。

(1) 水體未符合水質標準

依據水污染防治法第九條第一項第一款內容，水體因事業、污水下水道系統密集，以放流水標準管制，仍未能達到該水體之水質標準，則應以廢（污）水排放之總量管制方式管制之。故總量管制應以「地面水體分類及水質標準」作為是否達到水質標準之依據，惟對於已遭受污染河川而言，要達到水體分類之水質標準要求，非短期所能實現，基於分級推動、滾動檢討原則，環境部規劃優先針對未符合水質標準之地面水體中，河川污染程度指數(RPI)呈嚴重污染及河川重金屬超過保護人體健康相關環境基準之河川推動總量管制執行，並定期（每年）檢討實施對象，篩選原則說明如下：

A. 嚴重污染關鍵測站

考量我國部分河川（河段）經多年整治，河川污染程度指數仍常呈嚴重污染程度，水質呈現高污染、低溶氧之情形，可能造成水生動植物死亡、河川飄散惡臭、民眾遊憩環境遭受破壞等問題，故環境部規劃篩選河川中嚴重污染關鍵測站納入總量管制優先執行對象中，其定義為近3年RPI嚴重污染次數比率 $\geq 25\%$ (嚴重污染次數 ÷ 總監測次數) 之測站。



B.重金屬超標關鍵測站

考量重金屬對人體危害性高，故環境部規劃優先針對超過保護人體健康相關環境基準之河段推動總量管制，其定義為近3年超過保護人體健康相關環境基準之次數比率 $\geq 25\%$ （超標次數 \div 總監測次數）之測站。

(2)水體需特予保護

依據水污染防治法第九條第一項第二款內容，水體經主管機關認定需特予保護者，則應以廢（污）水排放之總量管制方式管制之，實施對象共可分為三大類，篩選原則說明如下：

A.影響用水需求

地方政府若評估轄內水體有民生、灌溉、養殖用水需求，污染行為可能影響飲用水品質、食品安全、人體健康，造成社會恐慌之疑慮，可將取水口上游水體列入總量管制清單。以灌溉用水需求為例，經分析事業廢水常隨灌溉管道進入農地，造成農地土壤重金屬污染，故結合環境部高污染潛勢灌溉水利小組及農地污染控制場址分佈，可追蹤相應之上游水體及污染來源，評估總量管制需求。

B.污染事件頻傳水體

地方政府若評估轄內水體常因事業單位密集或異常排放，造成水體遭受短期高強度污染行為，破壞正常生態環境，使水體發生大量死魚、顏色異常、污染物濃度大幅升高等污染事件，則可將承受水體及上游集水區域列入總量管制清單，以高雄市後勁溪為例，因流域內工業林立，過去曾受高酸度廢水、重金屬廢水及含氯有機溶劑污染，造成環保團體及當地民眾高度關切，即可將後勁溪流域列入總量管制清單，執行高強度管制作業。

C.特予保護水體

而考量部分水體雖非屬嚴重污染、重金屬超標、且無取水需求，惟其所屬管轄之地方政府判定該水體需特予保護，屬以下情形者，亦可經由評估分析後列入執行總量管制作業：

- 具污染改善跳級潛勢
- 為縣市重點整治對象
- 具生態保育需求
- 其他特殊考量

地方政府應依前述原則檢視轄內水體，進行實施對象篩選，並定期提送總量管制水體清單經環境部審核後，按照總量管制實施方式執行。另針對未列入清單之水體持續進行監測，掌握水質變化情形，若有水體因資料不足無法判斷是否應列入總量管制清單，則應研擬補充調查計畫，建立水體基本資料庫供後續判定使用。

3. 實施方式

- (1) 應蒐集調查轄內受損水體環境資料，並清查其污染來源及分佈情形。
- (2) 應依水污染防治法第七條及第九條，增訂或加嚴轄內之放流水標準，研擬廢(污)水排放之總量管制方式，如劃定總量管制區、變更許可申請條件、調整定檢申報機制等。
- (3) 針對其他污染來源仍可分別研擬相應策略，如污水下水道接管、現地處理、截流措施、稽查管制作為、源頭減量、深度查核等。
- (4) 應依照受損水體污染現況計算應削減污染量及各項措施污染削減量，評估規劃各項措施執行期程。
- (5) 整治策略擬定完成後利用水質模式或質量平衡，檢核各措施之水質改善程度。
- (6) 前述工作完成後應撰寫總量管制執行計畫，由環境部核定後公告實施，並定期追蹤執行成效。

4. 發展歷程

自 104 年起，經環境部調查桃園市、臺中市及彰化縣受污染農地面積最大、高污染潛勢圳路水質超標情形較嚴重，優先選定桃園市、臺中市及彰化縣為計畫示範縣市，輔導桃園市、臺中市及彰化縣等 3 縣市優先實施應特予保護農地總量管制區。截至 113 年底，全國已有 5 縣市完成共 13 處管制水體劃定總量管制區(環境部，2024)。



2.4 我國總量管制相關研究

由於台灣自民國八十年修正水污染防治法條文時，將總量管制納入第九條，因此自九零年代以來，國內持續有針對水污染總量管制相關議題進行研究，相關文獻整理如表 2.4-1。

表 2.4-1 國內總量管制相關研究彙整

年份	研究者	研究名稱/簡述
1992	黃俊仁	總量管制政策分析及評估程序之建立 該研究發展一套總量管制政策分析及評估程序，並在經濟誘因的管理原則下，探討可轉讓排放許可市場中，污染排放許可買賣對水質造成的影响。以提供決策者在從事河川水質規畫管理時的參考。並以東港溪流域為實例，示範及研討使用該程序的過程及結果。
1993	蔡政賢	多目標非點源污染總量管制策略分析：以寶山水庫的總磷管制為案例 該研究乃依據排出源的空間分佈狀況及污染潛勢，按集水區、小集水區及等運移路徑長度三種分區方法，擬定三大管制策略；並應用 AGNPS 模式於離漕型態水庫的集水區，模擬非點源產生之污染負荷量，作為水質管理的資料來源，並就成本、水質、公平性三大決策目標組成的線性規劃模式，進行總磷總量管制的多目標決策分析。
1995	陳奎麟	河川流域水質管理之研究：總量管制管理系統之發展與建立 該研究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，其可用來做為研擬河川流域總量管制策略之工具。
2005	林亮君	不確定環境下的河川總量管制策略 該研究利用移動平均數、移動標準偏差和相關分析來估算高屏溪流域水文環境的時間性與空間性；利用蒙地卡羅模擬法來模擬流量的隨機性。同時考慮污染防治成本最小化以及水體水質達成度最大化的規劃目標下，建立多目標序率規劃模式 (Multiobjectives Stochastic Programming)，進行不同設計流量 (Q75, Q90 and Qrd) 及總量管制四種策略：(1) 最大污染負荷法 (2) 全區等去除率 (3) 分區等去除率和 (4) 分類分區等去除率的污染負荷分配方案的擬定。
2008	陳起鳳	集水區總量管制之不確定性分析研究-定性與定量不確定性分析應用 該研究目的在評估集水區總量管制制度中不確定性的影響，建立一套不確定性分析方法，包括定性不確定性分析(qualitative uncertainty analysis, QLUUA)與定量不確定性分析(quantitative uncertainty analysis, QTUA)，並嘗試利用不確定性診斷圖(diagnose figure)以及不確定性價值函數(uncertainty value function, UV)將這兩種分析結果整合。QLUUA 用於檢視整體系統的不確定性程度，以信任度(confidence)表示，而 QTUA 則量化不確定性對於 TMDL 污染分配的影響，以變異度(variability)代表。
2011	李貞憲	水污染總量管制之風險分析與排放交易研究 水質模式為發展總量管制的重要工具之一。然而，因為水質參數與輸入資料的不確定性，使得模擬結果具有不確定性。該研究將這些參數與資料的不確定性以隨機變數表示，利用可靠度方法分析河川水質濃度違反水質標準之風險，並且藉由可靠度反向方法推求特定風險要求下之允許污染排入量。

表 2.4-1 國內總量管制相關研究彙整(續)

年份	研究者	研究名稱/簡述
2015	陳凱玄	<p>景美溪及基隆河之水污染總量管制策略研究</p> <p>該研究針對景美溪及基隆河流域進行總量管制之研究，利用 HEC-RAS 水理模式模擬接近感潮影響下之河川水理條件，並以迴歸方式求得水力係數，應用 Qual2K 針對流域之溶氧、懸浮固體、生化需氧量、氨氮進行水質模式模擬及校正，了解水質變化情形。針對景美溪及基隆河訂定遠程、中程、近程水質改善目標，並分別計算其涵容能力，將涵容能力轉化為污染總量後，以不同的污染分配方式將目標污染總量平均分配給各支排，了解改善方案推動後之水質變動結果。</p>
2015	陳羿秋	<p>石門水庫水質總量管制之研究</p> <p>該研究應用地理資訊系統 (GIS) 以及暴雨管理模式 (SWMM)，模擬石門水庫集水區總磷 (TP) 之污染負荷總量，並利用 Volleneider 模式推求出 2009 年至 2013 年每日水體之涵容總量，再以超越機率的方法，求得容許負荷百分比 (例如 50%) 做為水體之涵容能力指標，接著採用分段式削減措施，制訂近程、中程與長程削減目標。</p>
2017	林憬楠	<p>基隆河示範河段總量管制之研究</p> <p>該研究以人文狀況分析基隆河示範河段總量管制區內之點源污染與類點源污染，非點源污染則使用非點源污染評估模式來量化污染量，再評估污染總量對基隆河示範河段所造成之水質影響。</p>
2019	紀勝杰	<p>北港溪流域之涵容能力總量管制評估</p> <p>該研究分析環境部民國 102 年至 106 年雲林縣河川水質水量監測資料，以點源污染及非點源污染模式評估北港溪之涵容能力，透過河川水體水質模式 QUAL2K 之模擬，找出影響河川水質的污染標的物及主因，以評估現有改善措施之優劣，擬定減污方式及方案。</p>
2019	陳怡安	<p>日月潭水庫涵容能力分析及總量管制規劃之研究</p> <p>該研究透過集水區的污染源評估，得知實際進入日月潭水庫的年平均總磷污染量為 10,514.51kg/yr，其中約有九成的污染量是來自於外部點源污染(引水隧道之水源)，若僅考慮人為活動產生之污染量需扣除外部點源污染所產生之污染量，則是以遊憩污水比例最高約占總污染量的四成；若以各項污染源之污水排放的總磷濃度而言，外部點源污染的濃度為 0.0119mg/L，則遊憩污水為 1.989mg/L。因此若欲有效的削減日月潭水庫的入庫污染量，以總量的角度而言可優先進行水庫引水處的上游處的霧社水庫集水區的污染削減之相關工作，而若欲針對日月潭地區周邊的污染濃度排放情況進行管控，則可優先從遊憩污水方面著手。</p>

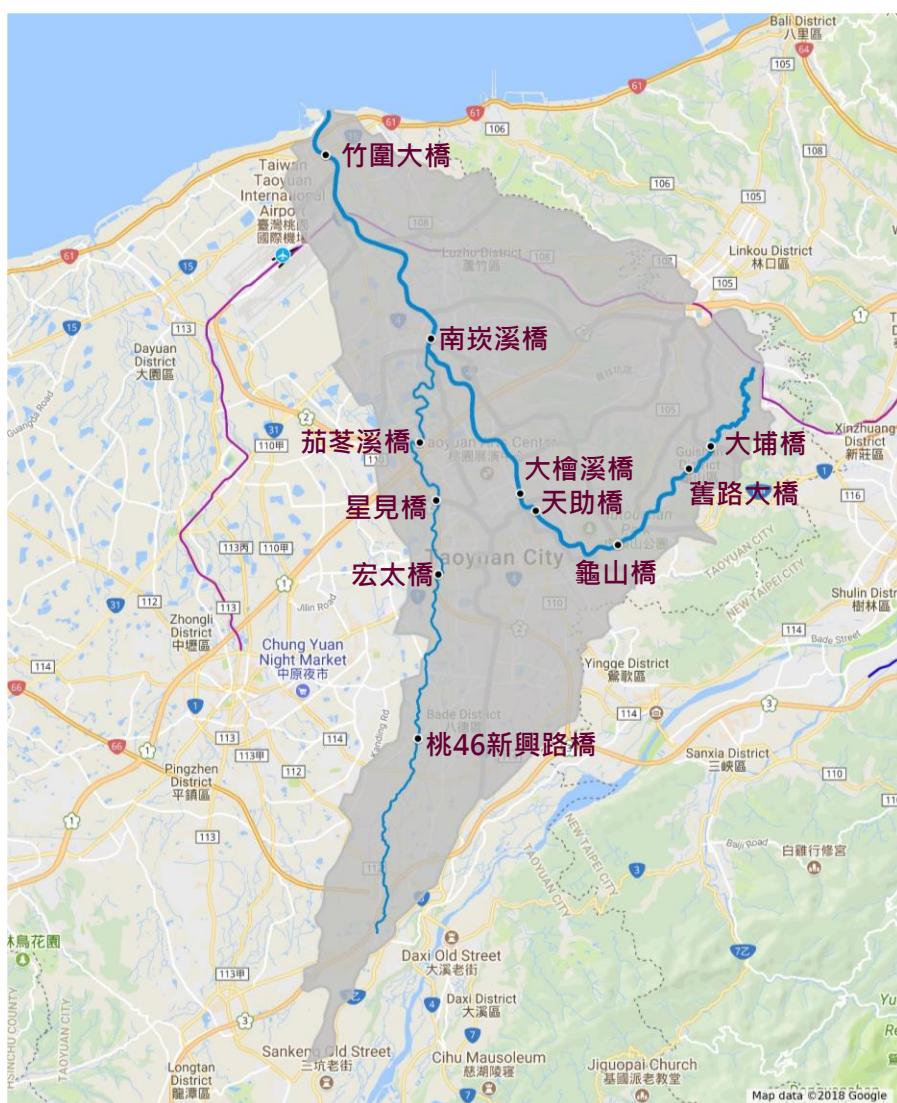


2.5 南崁溪總量管制

2.5.1 南崁溪環境背景

1. 地理位置

南崁溪流域位於桃園市北境，屬桃園市內重要之縣（市）管河川。其主流發源於桃園市龜山區坪頂臺地（標高約 225 公尺），河道蜿蜒流經龜山區、桃園區、蘆竹區及大園區，最後於大園區竹圍漁港北側注入台灣海峽。主流全長約 29.2 公里，主要支流河川為茄苳溪、坑子溪及東門溪。南崁溪流域水系分佈及其鄰近地理位置如圖 2.5-1 所示。



資料來源:桃園環保局

圖 2.5-1 南崁溪流域水系圖



2. 氣候

依據氣象局 112 年氣候資料年報顯示，南崁溪流域鄰近之桃園自動氣象站，年平均氣溫 23.5°C ，各月平均氣溫最高發生於 8 月、 37.7°C ，最低發生於 1 月、 7.3°C ；在降雨量方面，全年降雨量約為 1,088 mm，雨量最高月份為 8 月、雨量為 208.5 mm，最低月份為 3 月、雨量為 9.5 mm；在降雨天數方面，全年累計降雨天數為 114 天，以 4 月、10 月 12 天最多，7 月僅 5 天最少。

3. 河川流量

由經濟部水利署南崁溪橋流量站(現已廢站)之流量監測統計資料結果顯示，南崁溪橋除 8 月受颱風影響有較大流量外，其餘月份之流量約介於 3.0 cms 至 5.5 cms；而依據環境部及桃園市 98 年至 110 年相關計畫調查結果，南崁溪橋流量範圍(已排除極端值)約介於 4.6 cms(104 年 10 月)至 11.6 cms(99 年 7 月)，顯示南崁溪流量變化大。

而流域感潮河段方面，依 98 年經濟部水利署「桃園縣管河川南崁溪水系治理規劃報告」大斷面測量結果顯示：南崁溪流域主要為臺地地形，其主流河床約在距河口 1 公里處(約為竹圍大橋)，其高程低於竹圍漁港高平潮(約 0.8 m)，故推測竹圍大橋為南崁溪之感潮終點。

4. 水體分類標準

南崁溪流域，除了支流茄苳溪之「茄苳橋至南崁溪交匯口」屬丁類水體外，其餘河段均屬丙類水體 (表 2.5-1)。

表 2.5-1 南崁溪陸域水體分類及用途說明

河川	河段	水體分類	水體用途
南崁溪	發源地至出海口	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
茄苳溪 (南崁溪支流)	發源地至茄苳橋	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
	茄苳橋至南崁溪交匯口	丁類	適用於灌溉用水、二級工業用水及環境保育
大坑溪 (南崁溪支流)	發源地至南崁溪交匯口	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途
坑子溪 (南崁溪支流)	發源地至南崁溪交匯口	丙類	適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水及以下各類用途

資料來源：省環保處，77 環三字第 30297 號公告及省衛生處，75 衛字第 06732 號公告。



5.河川水質

重金屬部分，歷年監測結果超過環境基準值的項目以銅較為嚴重，各測站重金屬銅達成率統計如表 2.5-2，南崁溪主流大檜溪橋測站及崁下橋測站（除了南崁溪橋以外）為重金屬銅污染較嚴重之河段、歷年達成率介於 0%~50%，支流茄苳溪則較無重金屬污染。

表 2.5-2 南崁溪歷年重金屬銅達成率統計表(保護人體健康基準)

項目	河川	測站名稱	107 年	108 年	109 年	110 年	111 年	112 年
銅	(主流) 南崁溪	大埔橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		舊路大橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		龜山橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		天助橋	100%	100%	100%	25%	0%	25%
		大檜溪橋	0%	25%	25%	25%	0%	50%
		南崁溪橋	75%	100%	100%	75%	75%	100%
		崁下橋	0%	0%	0%	0%	0%	50%
		竹圍大橋	0%	50%	100%	50%	50%	100%
(支流) 茄苳溪		桃 46 新興路橋	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		宏太橋	100%	100%	75%	100%	100%	100%
		星見橋	75%	100%	100%	100%	75%	100%
		茄苳溪橋	75%	100%	100%	100%	75%	100%

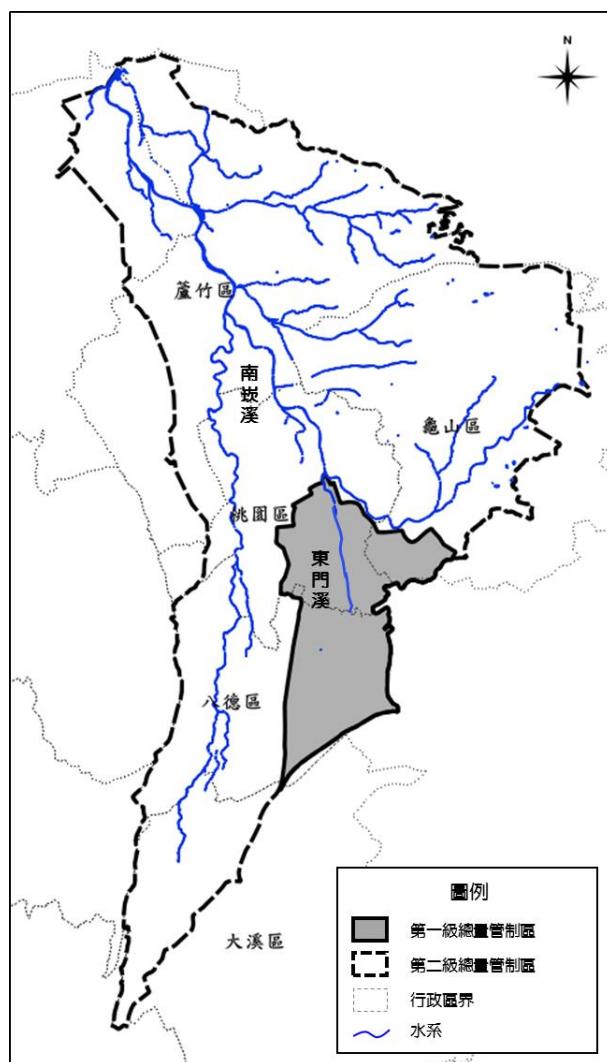
資料來源：全國環境水質監測資訊網，桃園市政府環境保護局-河川水質監測網站。



2.5.2 南崁溪總量管制方式

1. 總量管制區劃定

依據南崁溪重金屬銅事業分佈，由於事業所在地分散於南崁溪中、下游各集污區中，故南崁溪全流域劃定為銅排放總量管制區。其中支流東門溪位於南崁溪之中游，因沿線匯入數家大型事業及工業區廢水，事業廢水量每天高達約 46,000 立方公尺，為南崁溪最主要之污染來源，且東門溪影響南崁溪下游各農業灌溉主要取水口，故東門溪流域劃定為第一級總量管制區，指定東門溪為特定承受水體，管制區面積約 23.7 平方公里；南崁溪流域為第二級總量管制區，指定其餘之南崁溪為特定承受水體，管制區面積約 176.8 平方公里(桃園環保局，2017)。管制範圍如圖 2.5-2。



資料來源:桃園環保局

圖 2.5-2 南崁溪銅排放總量管制區範圍



2. 總量管制對象

管制對象為第一級總量管制區及第二級總量管制區內，製程及廢（污）水處理程式使用或產生重金屬銅之事業或污水下水道系統，分為新設及既設兩種，定義如下：

- 新設者：指管制對象於管制方式公告前尚未完成規劃者，或已完成規劃，但尚未完成工程招標者。
- 既設者：指管制對象於管制方式公告前已完成建造、建造中或已完成工程招標者。

3. 主要管制方式

(1) 第一級總量管制區禁止排銅事業新設

第一級總量管制區域內，新設事業製程及廢（污）水處理程序使用或產生重金屬銅者，桃園市政府將不予核發水污染防治措施計畫及廢（污）水排放地面水體、貯留、稀釋之許可證（文件），意指管制方式公告後加強管制區內將禁止排銅事業新設，使許可排放量僅可減少不可增加，以達到管制之目的。

(2) 新設事業重金屬銅排放限值加嚴

事業、污水下水道系統排放廢（污）水於第一級及第二級總量管制區之特定承受水體者，新設事業之重金屬銅排放限值分別調整至 0.01mg/L 及 1.2 mg/L（如表 2.5-3）。

(3) 既設事業排放總量管制

要求第一級及第二級總量管制區內排放於特定承受水體之既設事業或污水下水道系統，對於變更增加排放重金屬銅總量者，不得同意變更排放許可證（文件），目的在於使既設事業排放總量不增加。

(4) 既設事業自主削減

要求第一級及第二級總量管制區內排放於特定承受水體之既設事業或污水下水道系統，核准排放水量大於 200 立方公尺/日者，應於公告施行後 6 個月內，檢具放流水銅自主削減（管理）計畫，報請桃園市政府核准，並據以實施。



(5)非法排放加強管理

總量管制區內因違反水污染防治法規定，經撤銷或廢止水措計畫及許可證（文件）者，未來不再核發水措計畫及許可證（文件）。

(6)自動監測要求設置

針對排放污染量較大之事業進行連續水質監測，排放廢（污）水量每日超過 1,000 立方公尺或經認定係重大水污染源者，設置放流水水質水量自動監測系統並定期申報。

表 2.5-3 南崁溪銅總量管制排放限值

總量管制區級別	管制對象	銅濃度限值(mg/L)	備註
第一級總量管制區	新設事業	< 0.01	自管制方式公告日生效
	既設事業	依各該事業或污水下水道系統之放流水標準	
第二級總量管制區	新設事業	≤ 1.2	
	既設事業	依各該事業或污水下水道系統之放流水標準	

4.污染來源對象事業

南崁溪總量管制區範圍銅排放事業及污水下水道共計 201 家事業或污水下水道系統，其中以印刷電路板製造業家數 91 家最多、其次為金屬表面處理業 55 家(表 2.5-4)。若依總量管制區分別統計，位於第一級總量管制區之事業共計 15 家，位於第二級總量管制區之事業共計 186 家。總量管制區事業分布如圖 2.5-3。

表 2.5-4 南崁溪總量管制區排銅事業家數



放流水標準行業別	家數
印刷電路板製造業	91
金屬表面處理業	55
電鍍業	15
金屬基本工業	12
基本化學原料製造業	10
晶圓製造及半導體製造業	6
石油化學專業區以外之工業區(不包括科學工業園區)	3
光電材料及元件製造業	3
高含氮製程之化工業	2
其他化學材料製造業	1
照相沖洗業	1
發電廠	1
其他化學製品製造業和電池製造業	1
總計	201

資料來源：桃園市環保局，統計時間至 113 年

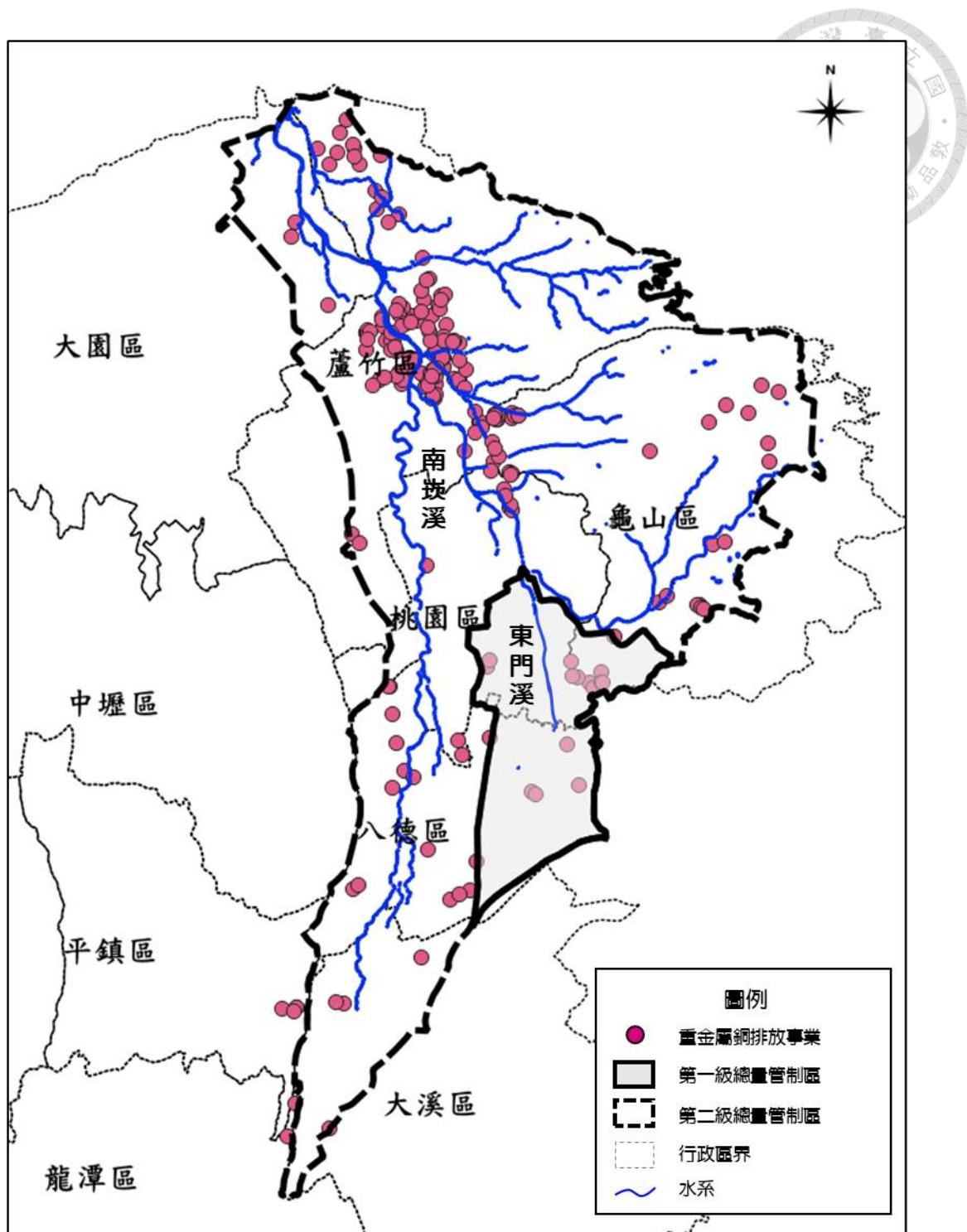


圖 2.5-3 南崁溪管制對象之事業分佈



2.6 水質模式介紹

模式係以現有的物理、化學等相關理論為基礎，應用合理的假設與數學工具，建立一與現實環境機制相仿之虛擬環境，其目的在於整合現有的資訊，研析不易觀察的演變歷程與分佈狀態，並透過不同的條件設定，進而預測未來趨勢並提出合理的相應對策。就水體重金屬污染傳輸模式而言，其功能在於整合分析目前的環境檢測成果，分析目標污染物質(銅)在水體之間的流布，透過不同的情境模擬，合理預測未來污染發展趨勢，並比對現有環境資訊，建議應提高監測頻率或進行細密調查之區域，提供決策者未來改善目標與可行整治方案。

河川水體中，各項溶解態或非溶解態之水中物質均依傳輸與延散機制進行沉降、生化反應等行為，形成河川水質隨時間與空間變化之流布，而傳輸與延散行為則依流量、流速、水深、通水斷面、斷面間水體積等水理條件而定。因此適定的(well-posted)傳輸延散條件與生化反應參數之設定，為水體重金屬傳輸模式之建置要件。然而應用模式做為污染整治之決策工具，仍有一定的限制。由零維(box model)到三維動態(3D dynamic)模式雖然都是數值演算，但基於水體狀況及模擬條件不同，必須先對目標水體進行充份調查分析，再依據其特性及應用目的選擇合適之模式。

1. 污染物傳輸機制

污染物於水體的傳輸機制，主要可分為水理與水質 2 種機制，分述如下。

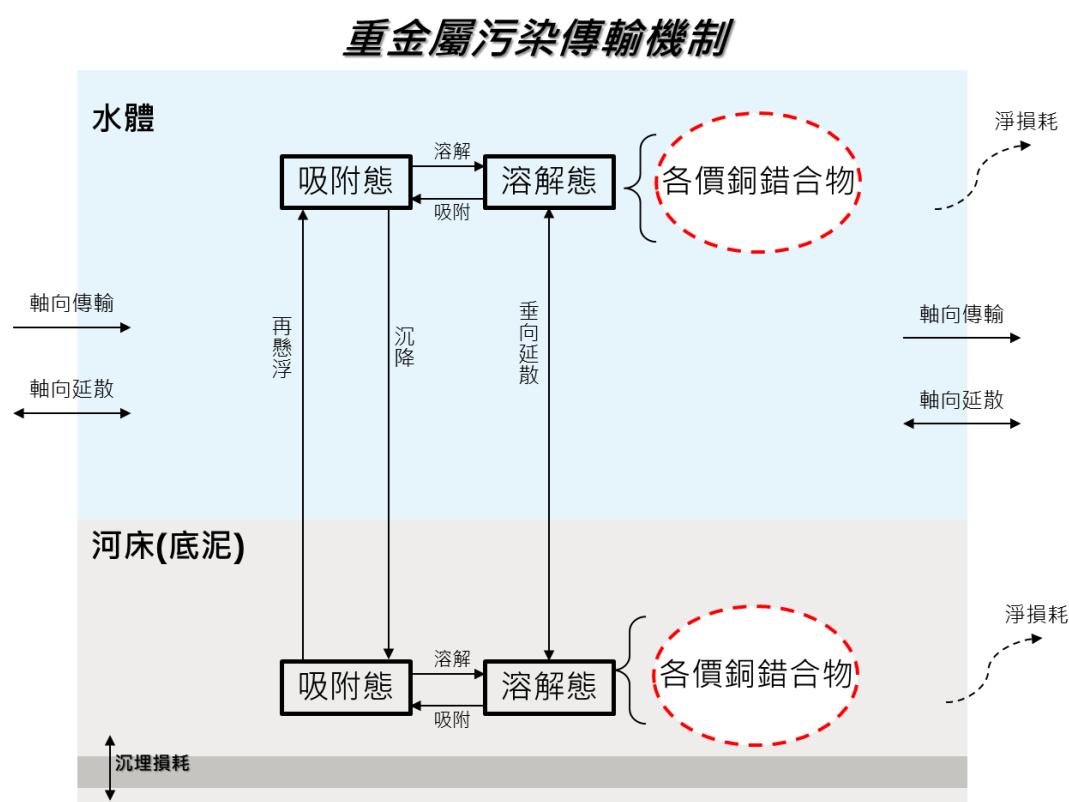
(1) 水理傳輸機制

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



(2)水質傳輸機制

水質傳輸機制主要演算水中污染物質自體或是與不同污染物質間之交互反應(interaction)，導致原物質之削減與新物質之生成，因此必須確立各物質之間合成、分解等化學反應，明確給定連結方式與限制條件，方可正確演算中間物質、最終物質、催化劑等在各階段化學反應流程之生成與削減情形，其概念模型如圖 2.6-1 所示。



參考資料:Nice,A.J (2005) Developing a fate and transport model for arsenic in estuaries. (Doctoral dissertation, University of Virginia).

圖 2.6-1 河川水質污染傳輸機制



2. 國內常用模式介紹

依環境部年頒定之「環境影響評估河川水質評估模式技術規範」(環境部, 2011) 及目前國內常應用於集水區、水庫、河川等水體且發展較為完備之污染傳輸模式，本研究初步篩選出：WASP、QUAL2K 以及 CE-QUAL-W2、BASINS 等模式進行介紹。

(1) WASP

WASP(DiToro, 1983)可模擬污染物質於水體、底泥間之傳輸及生化反應等作用，廣泛應用於河川、湖泊、水庫、港灣等水體。WASP 可直接應用 DYNHYD、流量係數法或外掛其他水理模式，完成各項水理參數之設定。WASP 可進行 1D~3D 穩態或動態模擬，模式演算包含考量水體與底泥間之傳輸、延散、污染負荷排入等行為。WASP 將污染物分為常態污染物(氮、磷、溶氧與營養鹽等)與有毒污染物(有機化學物質)，又依污染性質分為八種模組，分別為優養化模組(Eutrophication)、進階優養化模組(Advanced Eutrophication)、簡單毒性物模組(Simple Toxicant)、非離子毒性物模組(Non-Organic Toxicants)、有機毒物模組(Organic Toxicant)、汞模組(Mercury)、熱模組(Heat)與有毒金屬模組(Meta4)。WASP 主要分為優養(EUTRO)與毒性物質(TOXI)模組，EUTRO 模組主要模擬氮、磷等營養鹽、溶氧、葉綠素 a、大腸桿菌等污染項目。以藻類為優養模擬之中心，考量溫度、光線及養份對於浮游植物生長率、內呼吸率、沉降率及死亡率，模擬水中營養鹽之傳輸，包括：氨氮、亞硝酸/硝酸、無機磷、生化需氧量、溶氧及底泥需氧量等；TOXI 模組主要模擬重金屬、毒性物及泥砂沉澱物等項目。重金屬、毒性物之化性以互不作用為模式其基本假設，針對不同污染物之溶解態/非溶解態之分布、懸浮質沉降、降解反應等進行模式參數設定後再進行模擬。

目前臺灣應用 WASP 於水質研究與水體污染防治之經驗豐富，應用區域以淡水河系(包含大漢溪、新店溪、基隆河與淡水河本流)、南崁溪、老街坑、急水溪、鹽水溪、阿公店溪、愛河等河川，另亦包含鳳山水庫、牡丹水庫等小型水庫。

(2)QUAL2K

QUAL2K 為美國環境部(USEPA)於 2000 年發行之 QUAL2E 更新版，以 MS-Office Excel 為介面之水質模式。QUAL2K 為 1D 穩態演算，包含傳輸、延散、污染負荷排入等行為，可模擬溶氧、生化需氧量、葉綠素 a、氮、磷等營養鹽、懸浮質、導電度等 15 種保守性或非保守性物質。QUAL2K 除了逐個設定網格環境參數之外，亦可依其特性將水體直接分成數個河段(Reaches)，令同一河段內所有網格具有相同之環境參數與反應參數，除了設定點源式的污染單點排放外，亦可針對特定河段，依權重比例設定非點源式的污染均布排放。

QUAL2K 因操作界面較為簡易，在臺灣受到廣泛的應用，曾應用於水質研究與水體污染防治之區域包含基隆河、南崁溪、老街溪、濁水溪、新虎尾溪、鹽水溪及二仁溪等。

(3)CE-QUAL-W2

CE-QUAL-W2 為垂向 2D 模式，適用於模擬狹長或深長型水體，包含河川、湖泊、水庫及河口等。

CE-QUAL-W2 可模擬污染物質在水體與底泥間之傳輸、延散等行為，模擬項目包含：葉綠素 a、溶氧、氮、磷等營養鹽、懸浮質、及重金屬與其他保守性物質等。

CE-QUAL-W2 之 2D 動態演算所需之資料量大，操作複雜程度高，須有足量且長期之觀測資料，方可進行模式建置作業。目前 CE-QUAL-W2 於臺灣以應用於垂向水力條件變化小的水庫水體為主，包含：石門水庫、翡翠水庫、德基水庫、曾文水庫、新山水庫等。

(4)BASINS

BASINS(Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources，整合式集水區管理系統)於 1966 年由 USEPA 所發展，主要針對集水區內之點源與非點源污染進行模擬與評估。BASINS 應用 GIS 做為各模組/模式間的聯繫平台，透過 GIS 圖層與視窗表格式的模式工具操作，輸入環境基礎資料以及相關演算參數，再由圖層或圖表輸出，使不同模組的輸入資料格式、演算方法以及演算分析結果，能在單一系統下完整執行。

BASINS 亦提供部分集水區及水質模式外掛於其平台之上，相關模式

包括集水區模式如非點源逕流污染傳輸模式 HSPF(Hydrological Simulation Program- FORTRAN)、土水工具 SWAT(The Soil and Water Assessment Tool)、暴雨管理模式 SWMM(The EPA Storm Water Management Model)、集水區負荷功能擴充模式(Generalized Watershed Loading Function model extension (GWLF-E) MapShed)、污染負荷估算模式 PLOAD(The Pollutant Loading Estimator)及水質模式如生態風險評估模式 AQUATOX 及 WASP 等，藉由結合不同功能模式/模組，可模擬之點源與非點源污染，包含水量、懸浮質、溶氧、生化需氧量、葉綠素 a、農藥、氨氮、營養鹽等物質。

由於 BASINS 為 GIS 介面且可提供不同模式外掛其上進行應用，故其所需輸入之資料與相關參數繁多，包含集水區邊界、土地利用情形、點源排放資料、氣象資料、土壤特性、目標水體基礎資料、水位流量率定曲線、地下水水文特性等，主要做為評估大範圍的集水區整治與評估工具，在臺灣曾應用於翡翠水庫集水區、石門水庫集水區等。

第三章 研究方法

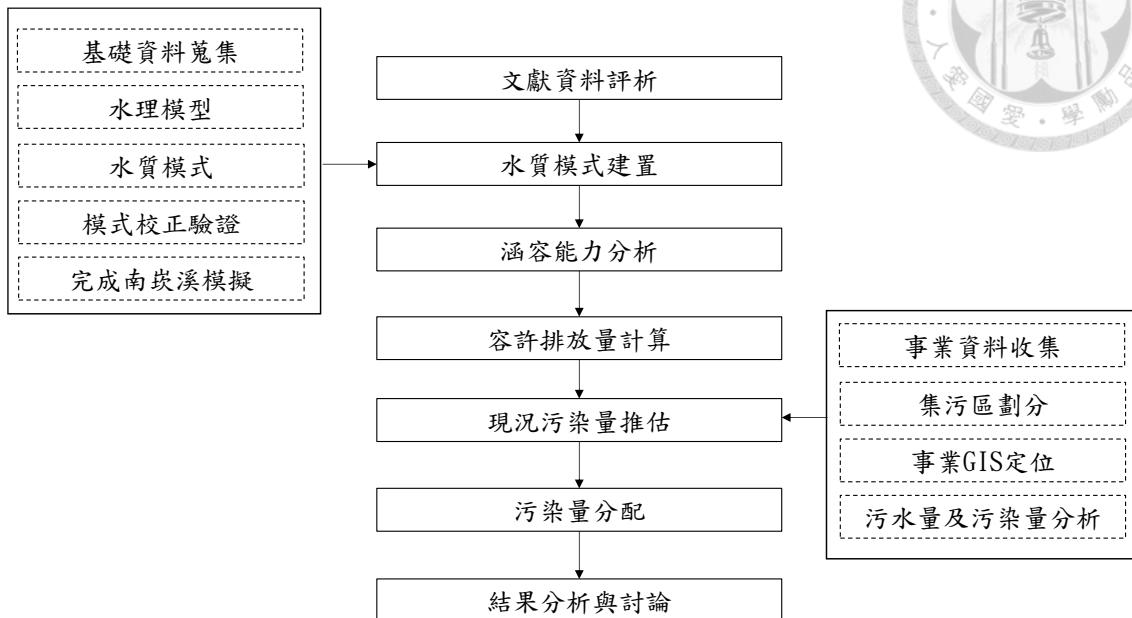


圖 3.1-1 研究方法及流程

3.1 文獻資料評析

為討論我國總量管制制度及南崁溪案例所遭遇之問題，本研究將所蒐集到之文獻資料進行分析比較，針對國內外之制度面、執行面、專案特性及污染量分配等各個角度進行探討，期能整理出目前南崁溪總量管制所遭遇之問題，並透過本研究後段之相關評估，提出國內執行方式之調整建議。

3.2 水質模式建置

為配合南崁溪總量管制模擬內容，於選定水質模式選擇上，前述四個國內常用模式中，就目標水體適用性與呼應模擬目標等評估原則分析，QUAL2K 與 BASINS 無法完善演算重金屬在水中的傳輸與變化，不適用於本研究分析重金屬污染總量管制之目標與需求。進一步分析目前資料豐富程度以及在地應用經驗對於建置模式的影響時，WASP 可針對目前資料豐富程度，選擇穩態/動態、1D~3D 的演算方式，應用彈性良好；CE-QUAL-W2 為 2D 動態模式，對於資料需求程度高，必須輸入時變性動態資料方能驅動模式執行演算，且重金屬污染模擬僅限於部份水庫。故本研究使用 WASP 模式進行南崁溪之涵容能力模擬。

而使用 WASP 時，必須先決定河道網格之劃設與水理條件之給定，依照河道走勢、污染排入情形、及現有監測點位，將模擬河川劃設成演算網格，並依相對

位置配置支流排水污染排放點位。完成網格劃設後，則必須給定各網格水理參數，然而考量在現行水理環境調查資源有限下，為合理給定流速、水深、通水斷面積、水體積等水理參數，因此將另選用國內外水利單位常採用之 HEC-RAS 水理模式演算所需參數後，供 WASP 設定網格水理條件使用。水質重金屬模式模擬流程如 3.2-1 所示。

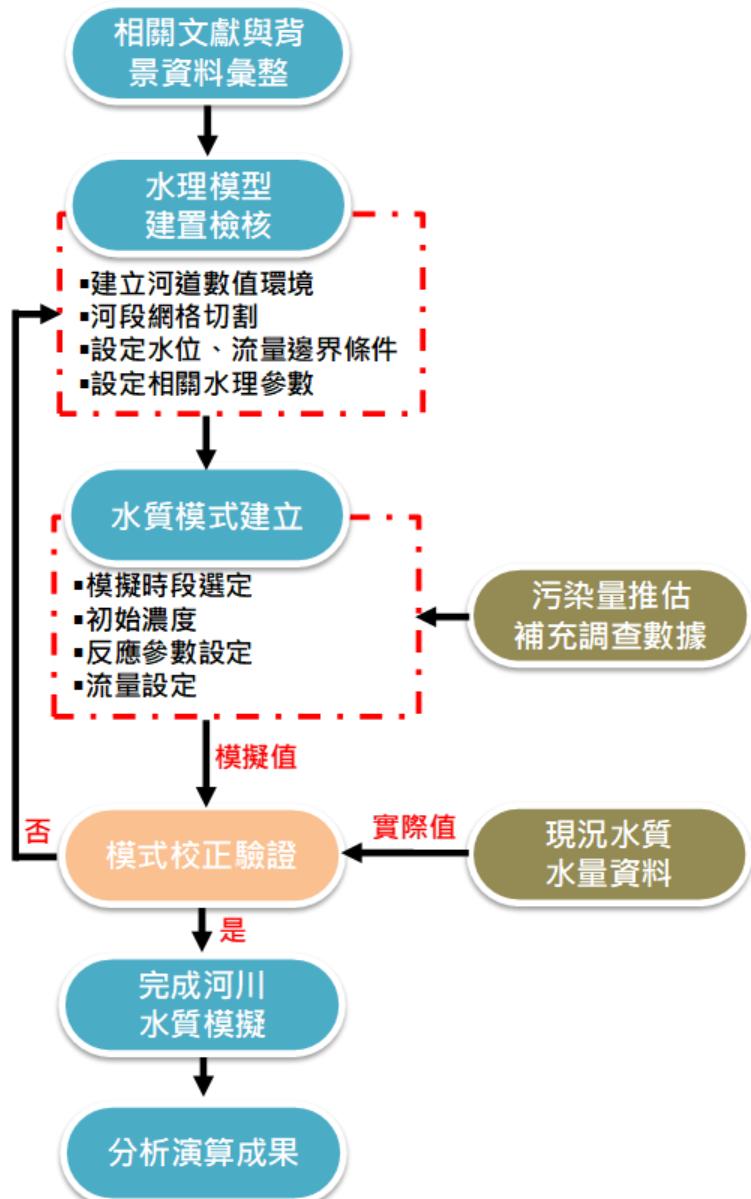


圖 3.2-1 WASP 水質模式建置流程



1. 水體網格劃分

WASP 之計算方式是將整個水體切割成若干網格，網格為最小計算單元，依目標水體特性設定相關演算參數，並定義網格間之交互關聯性質。水質重金屬污染傳輸模式之數值網格必須考慮下列劃設原則：

- (1)依河川斷面幾何特性建立數值基礎環境。
- (2)水力條件顯著變化處，如抽、排水、水面寬、水深顯著變化處。
- (3)有污染排入或施設整治措施之點位。
- (4)平穩流況處約 500m~1,000m 亦應分別劃設網格。

而南崁溪主流全長約 29.2 公里，主要支流包含東門溪、茄苳溪及坑子溪，為有效反應南崁溪水體中重金屬污染傳輸與流布趨勢，本研究依據南崁溪水文水理特性、沿岸污染排放分佈、環保單位歷年各計畫補充調查結果等，將南崁溪劃分為 36 個水質網格，其中涵蓋 16 處右岸支流排水、9 處左岸支流排水以及 2 處事業排水，網格劃分結果如圖 3.2-2。

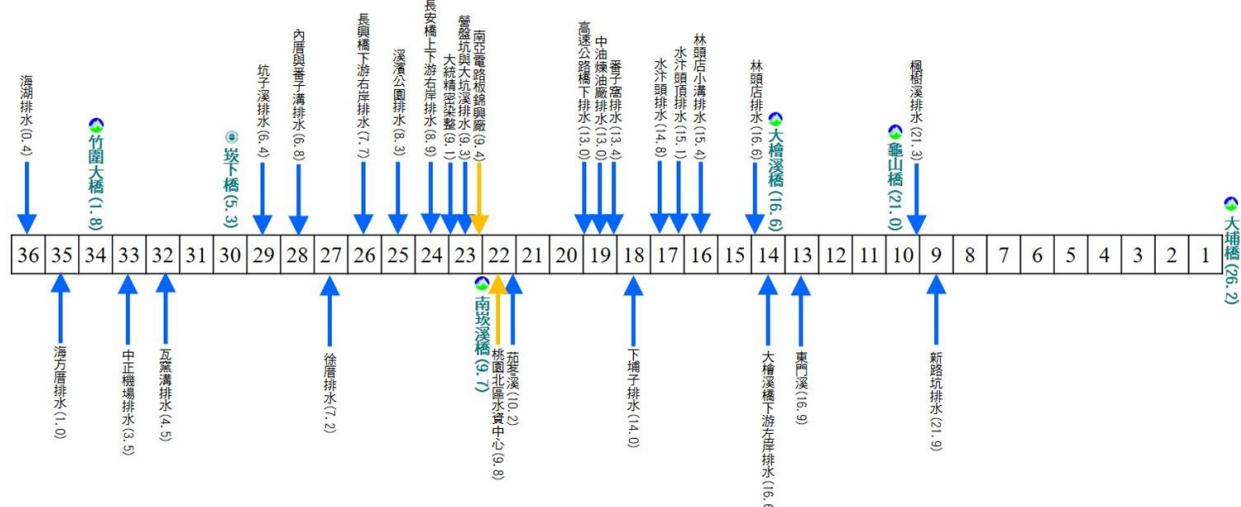


圖 3.2-2 南崁溪模式網格劃分

2. 設定邊界、水理條件與相關水質演算參數

應用 WASP 模擬重金屬之流布時，主要分為可溶在水中的溶解態、與吸附於懸浮質上之吸附態，兩種型態可互相轉換。一般而言，吸附態重金屬將隨懸浮質隨水漂移或沉降成為底泥，溶解態重金屬在水中以離子型態與水中各項酸根離子進行化學反應，然而一般在自然水體中，酸鹼度均呈現 pH=7~8 的穩定狀態，酸根離子的檢出亦相當有限，因此以吸附態與溶解態轉換為主，相關假設包含：

- (1) 流體運動為穩態。
- (2) 重金屬以總量方式進行演算。
- (3) 重金屬型態分為吸附態與溶解態 2 種，可互相轉化，為一次反應。
- (4) 水體為中性，固態沉澱物生成相當有限，與懸浮質均勻混合。
- (5) 水中懸浮質粒徑細微且為均質，比重為常數，暫不考慮粒徑之影響。
- (6) 以 1 階反應表現重金屬之總損耗。

水體傳流部分係依 HEC-RAS 演算得出之水理參數，透過係數轉換輸入 WASP，進行延散係數、淨沉降速度以及全域單一常數型態參數等設定(如表 3.1-1)，其中曼寧 n 值主要參考水利署相關河川治理計畫之範圍值（經濟部水利署水利規劃分署，2008）；沉降速度則採用淨沉降方式進行模擬，參考 Stoke's 沉降速度、WASP 手冊 (U.S.EPA, 2017) 等資料，選定合理沉降速度再進行模式校驗證；延散係數於國內河川常見範圍值約 $10^{-2} \sim 100 \text{ m}^2/\text{s}$ (桃園市政府環境保護局，2019)，本研究依據主流採樣之導電度/鹽度，透過模式校驗證獲得正確之延散係數；分配係數決定了重金屬於水體中吸附、溶解態之比例，本研究參考國內相關重金屬銅模式模擬之結果設置，再由模式校驗證決定合理值。而南崁溪上游邊界為大埔橋 (距河口 26.2 公里)，下游邊界為竹圍大橋，校驗證則需要至少兩組不同時間點，並具有五筆以上不同實測資料(環境部，2024)，以南崁溪而言則需要針對不同支流排水之細密調查，經資料研析近幾年並未有超過五筆不同支流排水之調查資料，因此本研究參考桃園環保局於 105 及 106 年所做之全流域細密水質水量調查，輸入邊界條件詳如表 3.2-2，各支流排水輸入之污染負荷量、水量詳如表 3.2-3。

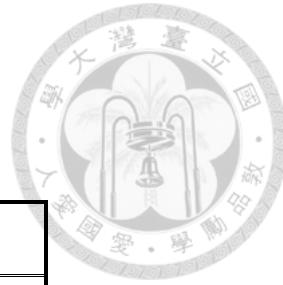


表 3.2-1 模式相關輸入參數

參數		設定範圍
n	曼寧 n 值	0.02
V_s	沉降速度 (m/s)	$8 \times 10^{-1} \sim 3 \times 10^{-1}$
E	延散係數 (m^2/s)	10~100
K_d	分配係數 (L/g)	40

表 3.2-2 模式輸入之邊界條件

流域	使用資料	邊界	測站	流量/水位	銅 (mg/L)
南崁溪	105/04/09	上游	大埔橋	0.53 cms	0.019
		下游	竹圍大橋	0 m	0.043
	105/08/03	上游	大埔橋	0.53 cms	0.015
		下游	竹圍大橋	0 m	0.032
	106/04/07	上游	大埔橋	0.53 cms	<u>0.014</u>
		下游	竹圍大橋	0 m	0.071

表 3.2-3 南崁溪支流排水污染負荷量

名稱	105/08/03		106/04/07	
	Q (CMD)	Cu (kg/day)	Q (CMD)	Cu (kg/day)
新路坑排水	4320.0	0.475	4320.0	0.475
楓樹溪排水	30672.0	0.564	30672.0	0.564
東門溪	184896.0	11.279	112320.0	11.681
林頭店排水	5529.6	0.033	5529.6	0.033
大檜溪橋下游左岸排水	4161.6	0.077	4161.6	0.077
林頭店小溝排水	6912.0	0.180	6912.0	0.180
水汴頭頂排水	3456.0	0.691	3456.0	0.691
水汴頭排水	691.2	0.007	691.2	0.007
下埔子排水	20448.0	0.258	20448.0	0.258
番子窩排水	11836.8	0.218	11836.8	0.218
中油煉油廠排水	3369.6	-	3369.6	-
高速公路橋下排水	2332.8	0.490	2332.8	0.490
茄苳溪(茄苳溪橋)	183168.0	0.733	173664.0	0.868
桃園北區水資中心	10182.9	-	10182.9	-
南亞電路板錦興廠	7677.3	5.251	5677.5	3.260
營盤坑與大坑溪排水	69984.0	9.240	93312.0	12.587
大統精密染整	1296.0	-	1296.0	-
長安橋上下游右岸排水	2602.4	1.179	925.3	0.153
溪濱公園排水	368.9	0.082	864.0	0.203
長興橋下游右岸排水	1728.0	0.413	864.0	0.454
徐厝排水	13824.0	0.843	13824.0	1.023
內厝與番子溝排水	9504.0	2.466	6912.0	5.962
坑子溪排水	3456.0	0.066	864.0	0.037
瓦窯溝排水	78624.0	1.179	51840.0	4.873
中正機場排水	5184.0	0.016	1728.0	0.007
海方厝排水	5184.0	0.041	5184.0	0.041
海湖排水	33523.2	10.392	33523.2	10.392

參考資料:桃園市政府環境保護局,106 年桃園市重點河川污染總量管制實施管理計畫

3.水質重金屬模式校驗證結果

本研究依據歷年相關計畫資料，建置重金屬水質模式，利用重金屬於水體傳輸之特性，模擬重金屬時亦會同時模擬水體 SS 濃度，以正確調整相關參數(分子延散係數 E_y 、沉降速度 V_s 、吸附係數 K_d)，以下闡述模式校驗證成果。

本研究參考桃園市環境保護局所作之完整調查，選定 105 年 8 月 3 日、106 年 4 月 7 日等 2 筆補充調查數據，作為模式校驗證基準，其模擬結果如圖 3.2-3、3.2-4 及表 3.2-4 所示。

105 年 8 月 3 日銅與 SS 相關係數(R)分別為 0.96、0.96；判定係數(R2)分別為 0.92、0.93；平均絕對值誤差(MAPE)分別為 22%、11%。106 年 4 月 7 日銅與 SS 相關係數(R)分別為 0.94、0.98；判定係數(R2)分別為 0.89、0.97；平均絕對值誤差(MAPE)分別為 27%、22%。

檢視模式模擬值結果並與實測值比對，相關係數(R)校驗證結果大部分皆具有高度相關性；R2 值誤差多源自於下游崁下橋至竹圍大橋河段；平均絕對值誤差(MAPE)模擬結果多為合理預測。

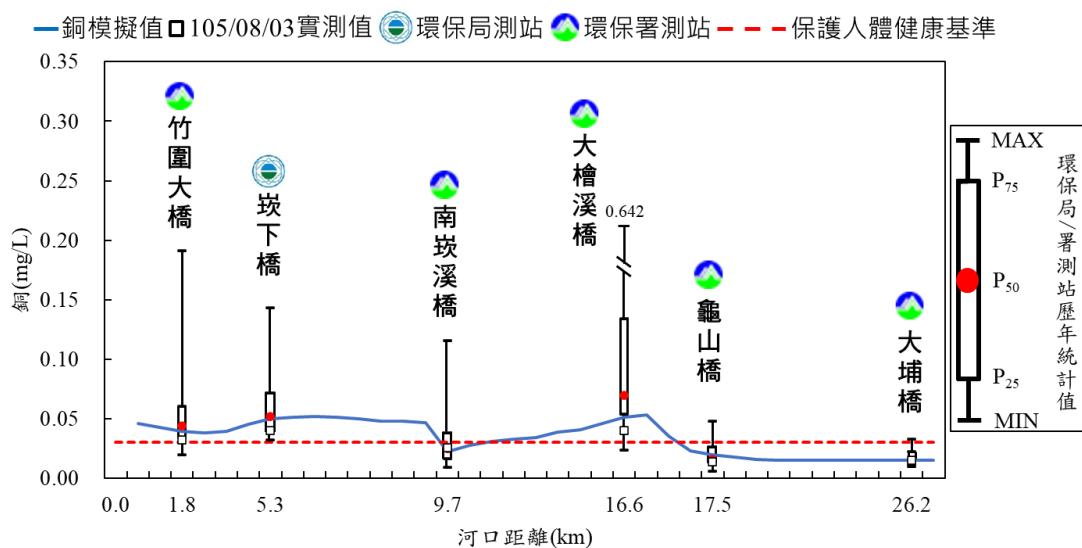


圖 3.2-3 南崁溪 105/08/03 銅模擬值

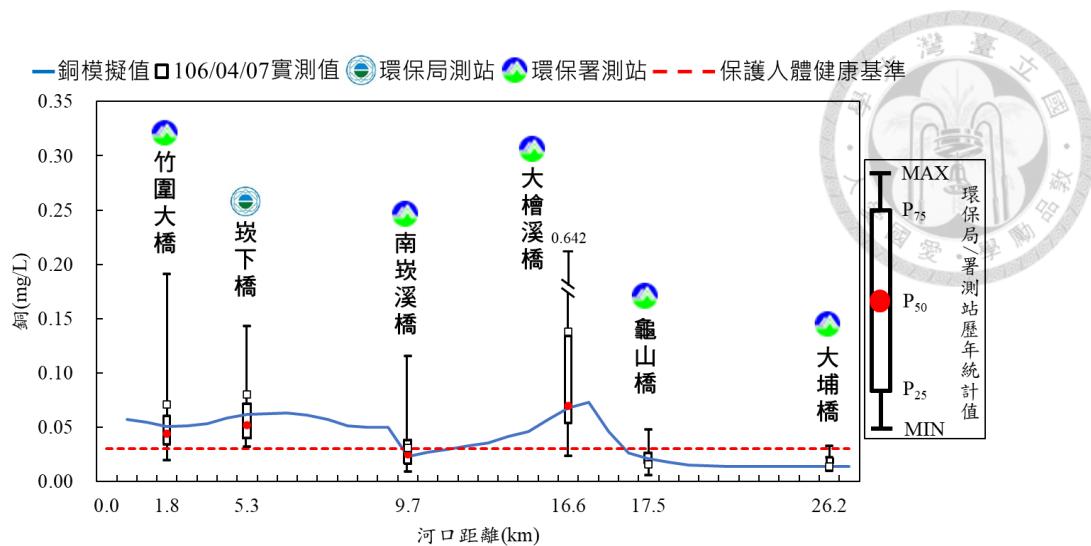


圖 3.2-4 南崁溪 106/04/07 銅模擬值

表 3.2-4 南崁溪模式校驗證結果

日期	項目	相關係數(R)	判定係數(R^2)	平均絕對值誤差(MAPE)
105/08/03	銅	0.96	0.92	22%(合理預測)
	SS	0.96	0.93	11%(優良預測)
106/04/07	銅	0.94	0.89	27%(合理預測)
	SS	0.98	0.97	22%(合理預測)

註: 1. $R > 0.6$ 、 $R^2 > 0.8$ 或 MAPE < 50% 時，可視為模擬結果與實測值具有高度相關性。

2. 標示灰底者表示其模擬值與實測值相關性小於註 1 要求。

3. 平均絕對值誤差(MAPE)判定： $< 10\%$ 為高準確預測； $10\% \sim 20\%$ 為優良預測； $20\% \sim 50\%$ 為合理預測； $> 50\%$ 為不準確預測。



3.3 容許排放量計算

藉由前述重金屬水質模式建立後，後續即可將其應用於各項情境模擬及擬定整治策略，並藉由計算各河段涵容能力及容許污染排放量。有關涵容能力之評估流程，本研究依環境部「水污染總量管制執行作業手冊」擬定如圖 3.3-1 所示，包含選定標的污染物、設定水質改善目標、估算設計流量、分析涵容能力與估算應消減量等，各階段詳細內容說明如後。



圖 3.3-1 水體涵容能力評估流程

1.選定標的污染物及水質改善目標

總量管制之標的污染物選定係依環境部「水體污染總量管制方式執行作業手冊」第二章所定原則，選定管制河段及管制項目，若管制項目為綜合性指標則需針對具有相關性之污染物進行涵容能力計算。總量管制之目的為將水體回復其正常用途，因此應以水體分類水質標準等相關法定標準為主。

而本研究主題之南崁溪總量管制，主要因重金屬銅常有無法符合保護人體健



康相關環境基準值 (0.03mg/L) 情形，因此本研究選定重金屬銅為涵容能力分析之標的污染物，並依水體分類水質標準，以其對應之環境基準值 0.03 mg/L 為涵容能力分析之目標濃度。

2. 計算設計流量

流量影響水體對污染物之稀釋以及自淨能力，因此設計流量之設定對於後續模式模擬及涵容能評估相當重要，依環境部「水體污染總量管制方式執行作業手冊」設計流量包含主流及支流排水流量，並採用相對低流量評估河川涵容能力，說明如下：

(1) 河川主流

依環境部「水體污染總量管制方式執行作業手冊」第四節說明，河川流量可參採水利署歷年觀測資料，惟若無既有測站，可彙整分析歷年相關計畫結果。一般建議以源頭流量監測資料為主，並配合環境部公告之「直轄市、縣（市）主管機關增訂或加嚴放流水標準之作業流程」內容（環境部，2018），以小於日流量延時曲線中超越機率 80% 所對應之流量 (Q80) 或重現期距 2 年中連續 30 日最低平均流量 (30Q2) 計算（依據資料充足程度進行挑選）。而本研究利用國內相關計畫調查結果，原則上採用源頭測站大埔橋 Q80 流量作為後續模式演算之設計流量，為 45,792CMD。

(2) 支流排水

依「水體污染總量管制方式執行作業手冊」第四節說明，支流排水為都市雨水下水道或區域排水，此類支流排水因晴天時主要水源為生活、事業所產生之廢污水及農業迴歸水等，其流量變化受豐枯水季影響較小，建議以近 5 年平均流量（或 Q50）為設計流量，故本研究以歷年各支流排水調查平均值為設計流量。

3. 涵容能力及容許污染排放量分析

依水污法第二條名詞定義，涵容能力指在不妨害水體正常用途情況下，水體所能涵容污染物之量，即在不考量水體自淨能力情況下，測站於水質標準規範下所能涵容之污染量（最小污染負荷量）。本研究將依模式模擬結果，推算各河段之涵容能力，並考慮流達率後推算上游污染源之容許污染排放量。

3.4 現況污染量推估

為釐清南崁溪流域污染來源，本研究參考桃園市環境保護局所劃定之 21 個集污區（如圖 3.4-1），並將集污區依照流入主流的位置進行分配（如圖 3.4-2），找出對應各水質測站的集污區，同時將南崁溪流域排放重金屬銅之事業座標匯入 GIS 系統進行定位，並以目前核准之排放水量、放流水標準(1.5mg/L)及定檢申報之濃度及水量進行目前許可排放總量及現況排放總量計算。

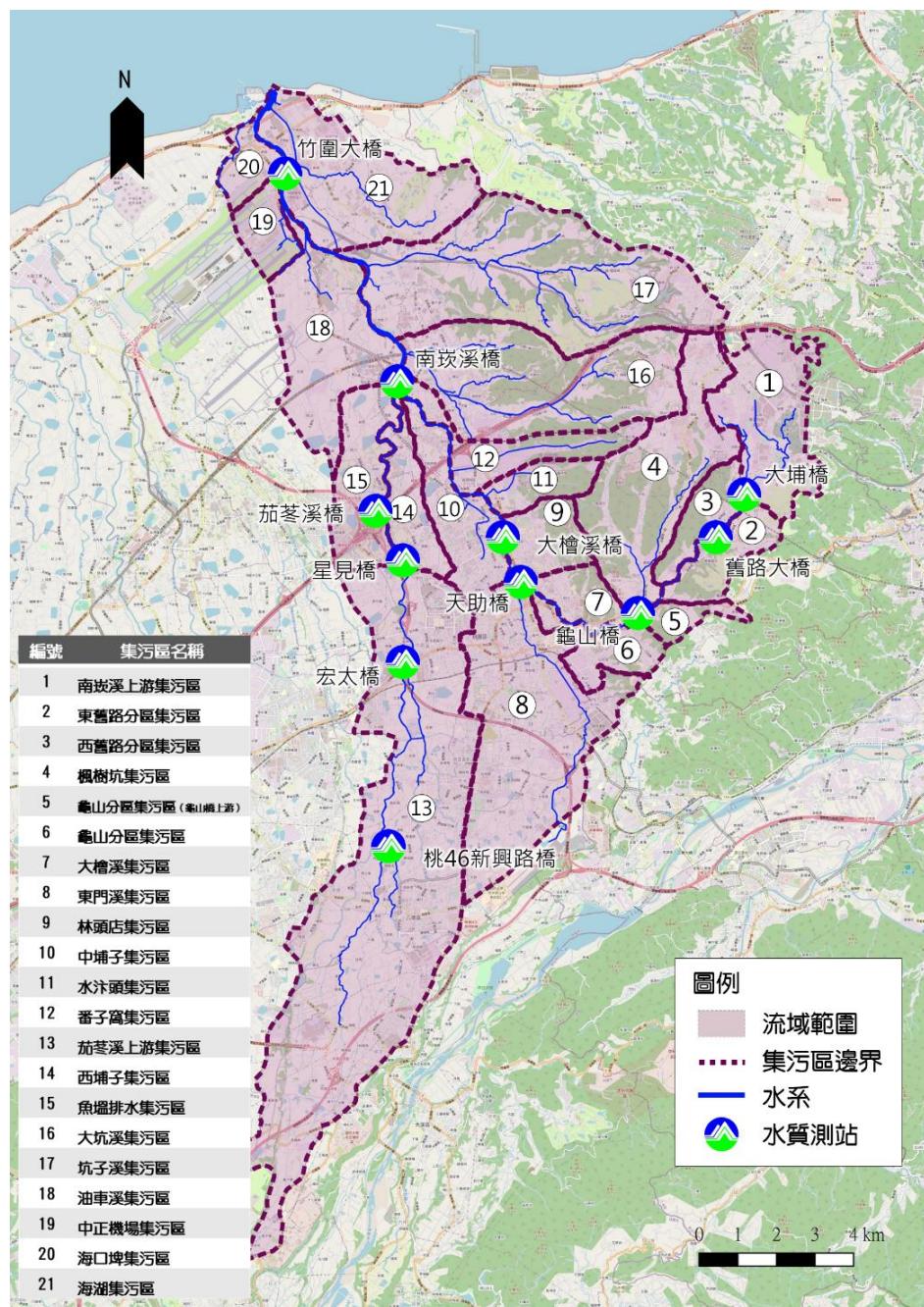


圖 3.4-1 南崁溪流域集污區分佈

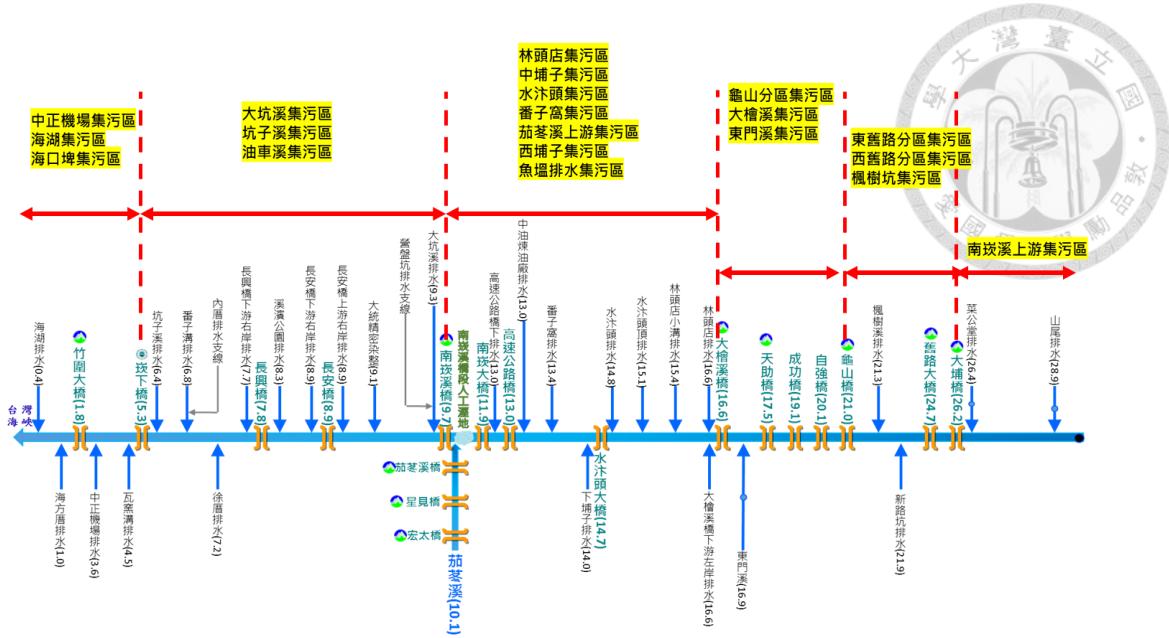


圖 3.4-2 南崁溪流域集污區及測站對應圖

3.5 污染量分配方式

本研究將參考第二章所收集之國外總量管制污染量分配方式，同時考慮南崁溪流域事業排放現況及特性，延伸變化數種分配方式，以進行全流域之污染量分配，並討論其優缺點及適用性，另由於模式模擬為晴天狀況下河川水質變化，同時所蒐集到之水質調查資料亦為晴天時進行採樣，因此本研究並未針對降雨逕流所造成之非點源污染進行分配，而點源分配方式包括：

- (1) 等排放濃度分配法
- (2) 等排放量分配法
- (3) 現況排放濃度等去除率分配法
- (4) 分區等排放濃度分配法
- (5) 現況排放濃度等去除率分配法-分級管制
- (6) 重點事業別削減分配法
- (7) 重點事業別削減分配法-分級管制

第四章 結果與討論



4.1 文獻資料評析結果

4.1.1 國內外總量管制差異分析

由第二章所蒐集之文獻資料可知，美國總量管制制度由 1972 年推動至今，相關制度已相當完善，因此本研究評析台灣與美國之總量管制推動情形，其中差異及評析結果如表 4.1-1。

1.制度面

(1)法源依據

美國推動總量管制主要依據清淨水法 303 條款，所有行政程序及推動依據均有法源依據，而台灣亦於水污染防治法第九條中有明文規定，「當水體之全部或部分，有下列情形之一，直轄市、縣（市）主管機關應依該水體之涵容能力，以廢（污）水排放之總量管制方式管制之」。因此在無論國內外均有上位之法源依據，因此在推動上均有合法之正當性。

(2)受損水體篩選方式

美國透過環境水質監測與資料蒐集，自 305(b)之背景資料庫，定期篩選不符合水質標準之受損水體納入 303(d)名單中進行列管，並要求州政府將列入名單之水體推動總量管制；而台灣除一般監測外，現階段較強調特殊情況，如括影響民生、灌溉等各類用水取水安全、頻繁發生污染事件影響社會觀感等。整體而言台灣與美國水污染整治屬於不同階段，若台灣直接以地面水體分類標準合格與否進行篩選，對眾多不易聚焦，因此目前增加優先推動總量管制之條件，篩選出階段性整治重點。

(3)推動方式

在美國為中央主管機關擬定上位政策及技術手冊，地方主管機關依需求擬定整治計畫中央主管機關擬定上位政策；台灣在分工上與美國差異不大，執行單位在美國為州政府，台灣為縣市政府。

整體而言，台灣在制度面上已有基礎架構，且因應目前台灣河川污染特性及迫切需重視之議題做出調整，推動上亦有數個縣市已有初步整治成果，初步評估短期內可沿用目前框架持續推動總量管制作業。



2. 執行面

(1) 保護標的

美國由於推動水污染總量管制已有一定歷史，在執行上落實水體分類及用途概念，針對不同水體需求進行管制，並以保護水域生態及生物為常見標的；在執行面上台灣對於水體用途雖有所定義且亦有相關水質標準，台灣目前以影響人體健康安全之特殊污染議題為優先，現階段以重金屬污染為常見標的。

(2) 污染特性

由於美國地理特性與台灣不同，流域範圍廣大，點污染源數量較少，水體污染濃度較低，非點源仍占一定比例之污染量；台灣則由於地狹人稠，事業非常密集，點污染源數量眾多，為最主要之污染來源，非點源幾乎可忽略不計。

(3) 容許排放量計算

美國由於流域資料相對完整，且總量管制已有明確規定 TMDL 計算方式，因此案例均以質量平衡或水質模式進行估算；而台灣因推動上較不成熟，在台灣案例中未見涵客能力或容許排放量之分析，推測可能因目前污染情況距離目標水質仍有顯著差距，因此台灣總量管制現階段並未考慮水體涵客能力，而是以削減污染為初期推動考量，期望可降低污染總量之前提下進行推動。

(4) 污染量分配

由美國案例可見由於污染源數量較少，使用較為簡易之分配方法即可完成分配，而在台灣案例中未見污染量分配，而是採用濃度限值管制方式進行總量控制，可能因為在污染源眾多之情況下，分配難度較高，對於公平性及可行性需更多時間評估，權益關係人難以達成共識。

在執行面上由於實施條件之差異，與國外案例差異較大，在總量管制之精神下仍有許多課題尚待持續研究及克服。

表 4.1-1 國內外總量管制差異

項目		對象	國外	我國	評析
制度面	法源依據	清淨水法第 303 條款		水污法第九條	總量管制均已納入法規 明確規範，執行時有上 位法源依據
	受損水體 篩選方式	透過環境水質監測與資 料蒐集，定期篩選納入 303(d)名單中		除一般監測外，較強調 特殊情況，如括影響民 生、灌溉、養殖等各類 用水取水安全、頻繁發 生污染事件影響社會觀 感等	台灣與美國水污染整治 屬於不同階段，若直接 以地面水體分類標準合 格與否進行篩選，對象 眾多不易聚焦，因此增 加優先推動總量管制之 條件，作為階段性整治 重點
	推動方式	中央主管機關擬定上位 政策及技術手冊，地方 主管機關依需求擬定整 治計畫		中央主管機關擬定上位 政策，地方主管機關依 需求擬定整治計畫	推動分工上台灣與美國 差異不大，執行單位在 美國為州政府，台灣為 縣市政府
執行面	保護標的	落實水體分類及用途概 念，針對不同需求管 制，並以保護水域生態 及生物為常見標的		以影響人體健康安全之 特殊污染議題為優先， 以重金屬污染為常見標 的	台灣對於水體用途雖有 所定義，然實際用途與 法規要求仍有差距，目 前以保護灌溉用水安全 為優先
	污染特性	點污染源數量較少，且 非點源仍占一定比例之 污染量		點污染源數量眾多，為 最主要之污染來源，非 點源幾乎可忽略不計	台灣由於地狹人稠，事 業非常密集，因此在事 業許可之發放時若未事 先考慮污染總量，則將 大幅超過水體涵容能力
	容許排放 量計算	以質量平衡或水質模式 進行估算		台灣案例中未見涵容能 力或容許排放量之分析	目前台灣總量管制並未 考慮水體涵容能力，而 是以削減污染為初期推 動考量，期望可降低污 染總量
	污染量 分配	由於污染源數量較少， 使用較為簡易之分配方 法即可完成分配		台灣案例中未見污染量 分配，而是採用濃度限 值管制方式進行總量控 制	點污染源眾多之情況 下，分配難度較高，對 於公平性及可行性需更 多時間評估，權益關係 人難以達成共識



4.1.2 南崁溪總量管制所遭遇之問題及討論

延伸前述文獻回顧結果，在南崁溪之總量管制推動方式上，可更為清楚看出既有管制方式之問題所在，本計畫整理說明如下。

1.未明確訂出整治目標及容許排放量

南崁溪總量管制在起初推動主要原因為流域內農地有重金屬銅污染問題，然在整治方式內並未明確訂出整治目標為何，依照國內相關水質標準，與灌溉用水相關之銅濃度標準為「灌溉水質基準值」，其限值為 0.2mg/L ；依照水污法第六條所訂之地面水體分類及水質標準中，針對「保護人體健康相關環境基準」亦有 0.03mg/L 之限值規定。而無整治目標之情況也連帶影響無法計算流域內之涵容能力及容許排放量，因此建議未來修訂計畫時應考慮納入規劃，另由於南崁溪屬於桃園重要河川，流域內居住大量人口，因此建議以保護人體健康相關環境基準為目標進行相關容許排放量之計算。

2.現況事業許可大幅超出水體涵容能力

由南崁溪流域事業統計之資料可知，流域內排銅事業家數高達 201 家，總許可排放水量超過 20 萬 CMD，占南崁溪總流量約 $1/4$ ，若以目前 1.5mg/L 之排放限值進行管制，明顯許可排放量將大幅超出水體涵容能力，而由水質監測結果亦可證明，因此在流域內已有大量之污染源之情況下，應透過具學理依據之方式，如經過校驗證之水質模式，來建立排放量與河川水質濃度之關係，據以加強管制之合理性。

3.未依環境現況及污染特性進行污染量分配

由美國案例可知，當流域範圍越大，污染源數量越多，各污染源所能容許之排放量分配亦會變得複雜，除考慮環境因素所造成之污染物流達率不同以外，不同產業別、不同規模、不同排放位置等各類因素均應納入分配之考量內，同時對於污染削減之可行性及公平性亦應納入重點考慮之內，以確保後續政策在推動時可順利與權益關係人進行協商。



4.2 南崁溪容許排放量計算結果

本研究以 WASP 水質模式進行模擬，估算水質改善目標為保護人體健康相關環境基準值（銅：0.03 mg/L）時之容許排放量，模式採用主流流量資料中小於日流量延時曲線中超越機率 80% 所對應之流量(Q_{80})為設計流量進行模擬，配合目前支流排水平均流量，加總各測站上游可涵容之重金屬銅總量，並計算 5% 的安全餘裕量(Margin Of Safety)及透過模式估算而出之流達率進行計算，公式如下。

$$\text{涵容能力} = \text{容許排放量} \times \text{流達率} \times (1 - \text{安全餘裕量\%})$$

依前述公式帶入南崁溪各河段後，可得到容許排放量，其中大埔橋以上為 1.76kg/day、龜山橋以上為 3.39kg/day、大檜溪橋以上為 9.20kg/day、南崁溪橋以上為 16.28kg/day、崁下橋以上為 26.97kg/day、竹圍大橋以上為 30.71kg/day，計算結果如表 4.2-1 所示。

表 4.2-1 目標流域 Q_{80} 流量與涵容能力

測站名稱	水質改善目標 (mg/L)	分段涵容能力 (kg/day)	流達率	分段容許排放量 (kg/day)	累積容許排放量 (kg/day)
大埔橋	0.03 mg/L	1.37	74%	1.76	1.76
龜山橋		1.27	74%	1.63	3.39
大檜溪橋		4.53	74%	5.82	9.20
南崁溪橋		6.7	90%	7.07	16.28
崁下橋		10.13	90%	10.69	26.97
竹圍大橋		3.54	90%	3.74	30.71



4.3 現況污染量推估結果

依據第三章所述方法進行現況污染量推估計算如表 4.3-1，由表可知，南崁溪各測站中除龜山橋之分段許可排放量低於分段容許排放量外，其餘測站許可排放量均遠超過容許排放量，顯示目前流域內許可發放總量大於河川容許排放量。另以事業定檢之濃度及水量進行估算，主要以大檜溪橋河段及崁下橋河段分段實際之排放量高於分段容許排放量，經與主流水質標準達成率進行比對，亦符合目前大檜溪橋測站達成率偏低之情形。綜整以上推估結果，均顯示以目前之放流水標準進行管制，並無法使水體重金屬銅水質達到保護人體健康基準值之 0.03mg/L，因此本研究將以總許可排放污染量來進行後續污染量分配方案之分析。

表 4.3-1 南崁溪許可排放水量及污染量

測站 名稱	集污區	事業 家數	總許可排放水量 (CMD)	總許可排放污染量- 分段 (kg/day)	定檢污染排 放量-分段 (kg/day)	容許排放量-分 段 (kg/day)
大埔橋	南崁溪上游	6	68,299	<u>102.4</u>	1.1	1.76
龜山橋	東舊路分區 西舊路分區 楓樹坑集污區	8	652	1.0	0.02	1.63
大檜 溪橋	龜山分區 大檜溪 東門溪	19	51,227	<u>76.8</u>	<u>16.1</u>	5.82
南崁 溪橋	林頭店 中埔子 水汴頭 番子窩 茄苳溪 西埔子 魚塭排水	49	52,733	<u>79.1</u>	1.3	7.07
崁下橋	大坑溪 坑子溪 油車溪	104	54,533	<u>81.8</u>	<u>12.7</u>	10.69
竹圍 大橋	中正機場 海湖 海口埠	15	12,396	<u>18.6</u>	0.6	3.74



4.4 污染量分配方案

本節將依序針對各種分配方法之分配原則及南崁溪流域容許污染量分配後之結果進行討論，說明如下。

4.4.1 單一形式分配方案

依國外文獻蒐集結果，形式單一之分配方案通常公平性較高，且在分配時減少繁複之考慮，可有效節省時間，本節將嘗試以單一形式之分配方案進行南崁溪案例之探討。

1. 等排放濃度分配法

等排放濃度分配法係指將目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今放流水標準為何，均調整至相同的放流水標準後並將其作為各參與分配污染源之管制限值進行規範。分配結果如表 4.4-1 所示，由表可知，以等排放濃度分配法分配後，全流域之放流水標準將降為 0.03mg/L(與水體目標相同)，且於大埔橋河段仍將超出容許之排放量，其他河段及全流域總量則未超出，出現此情況之原因為大埔橋上游河段設有數家大型事業，其總許可排放水量達 68,299CMD，已超過 Q80 之大埔橋基流量(45,792CMD)，因此該河段之水體濃度變化與事業排放之濃度敏感性高，亦顯示該河段所核發之許可排放量大幅度超過容許排放量，使得全流域受到大埔橋上游河段影響，以等排放濃度分配方式時，排放濃度要求極低(將花費事業大量成本於高級處理)，且管制後全流域總許可排放量僅為 7.2kg/day，似乎過度嚴格，也初步顯示此方法適用於南崁溪流域之可能性非常低，歸納此方法之優缺點如下。

優點：各事業單位排放濃度要求一致，管制容易，具公平性

缺點：未考量規模及排放情形，容易受到單一事業或河段影響全體事業

表 4.4-1 南崁溪等排放濃度分配結果

測站名稱	事業家數	總許可排放水量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	0.03	2.05	2.05	1.76	1.76
龜山橋	8	652	0.03	0.02	2.07	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227	0.03	1.54	3.61	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733	0.03	1.58	5.19	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533	0.03	1.64	6.82	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396	0.03	0.37	7.2	3.74	30.71
合計	201	239,840	—	7.2	—	30.71	30.71

2.等排放量分配法

等排放量分配法係指目標水體內所有參與分配的污染源，無論其現今排放污染負荷量為何，均調整至相同的排放污染負荷量後依水量換算為濃度標準，由各參與分配污染源之管制限值進行規範。分配結果如表 4.4-2 所示，以等排放量分配時由於南崁溪流域事業規模差異甚大(最小為 0.84CMD、最大為 45,146CMD)，直接以等排放量進行分配將造成小型事業放流水標準超過現況之 1.5mg/L，因此本次分配加入一額外之限制條件，即以等排放量核算後若單一事業放流水超過 1.5mg/L 者，則以 1.5mg/L 進行管制(經核算為 100CMD 以下)，其餘事業則依等排放量進行分配，經計算每一事業可分配 0.22kg/day 排放量，總許可排放污染量降至 29.92kg/day，且各河段均未超過分段之容許排放量，而換算為濃度標準後由 0.005~1.3mg/L 不等(水量越大排放濃度限值越低)，初步評估大型事業因放流水標準過低，恐面臨經濟及處理技術上之困難，歸納此方法之優缺點如下。

優點：各事業單位分配量一致，具公平性

缺點：流域內事業規模差異大時容易有極端情形產生

表 4.4-2 南崁溪等排放量分配結果

測站名稱	事業 家數	總許可排放水 量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	(1) 水量 100CMD 以 下為 1.5mg/L (2) 水量 100CMD 以 上由 0.004mg/L ~1.34mg/L 不等 (水量越大排放 濃度限值越低)	1.32	1.32	1.76	1.76
龜山橋	8	652		0.63	1.95	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227		3.33	5.29	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733		5.96	11.24	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533		16.52	27.76	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396		2.16	29.92	3.74	30.71
合計	201	239,840		29.92	—	30.71	30.71

3.現況排放濃度等去除率分配法

現況排放濃度等去除率分配法係指將目標水體內所有參與分配的污染源，考量其目前日常所排放之濃度值，以等去除率之方式進行計算，設定總量可達目標之限值。分配結果如表 4.4-3 所示，針對各事業研究收集近三年定檢排放濃度進行平均定為現況排放濃度，加總分配後計算得需削減現況排放濃度之 62%，方可使各河段許可排放污染量低於容許排放量，由表可知主要瓶頸河段為大檜溪橋河段，該河段內污染源為大型印刷電路板業者，水量大且排放濃度高，因此造成分配後全流域總許可排放污染量僅 19.20kg/day，距離總容許排放量 30.71kg/day 仍有相當差距，而此分配方式參考現況排放濃度，已初步將行業別所造成之排放差異納入分配原則，分配結果具備一定可執行性。

優點：現況濃度與事業別及處理技術相關，分配後結果較具技術可行性

缺點：會出現現況排放濃度高之事業未來允許之排放濃度亦相對較高，對於過去努力削減之事業較不公平

表 4.4-3 南崁溪現況排放濃度等去除率分配結果

測站名稱	事業 家數	總許可排放水量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	近三年平均排放 濃度降低 62% 為 新放流標準 由 0.001mg/L ~0.50mg/L 不等	0.60	0.60	1.76	1.76
龜山橋	8	652		0.02	0.63	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227		8.41	9.04	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733		0.80	9.83	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533		8.90	18.73	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396		0.46	19.20	3.74	30.71
合計	201	239,840		19.20	—	30.71	30.71

4.小結與討論

由前述分配結果可知，考量較為單一之等排放濃度及等排放量分配法明顯不適合用於南崁溪總量管制中，經分析主要原因為前兩種分配方式引申之涵義為每個污染源所分配之污染排放權力相等，不同之處僅在於濃度相等或總量相等，其較適用於管制區內數個點源排放條件如規模或類型相近時，而在南崁溪案例中，點污染源數量高達 201 個，其產業類別、製程型態、排放水量、現況排放濃度均差異甚大，因此在污染排放量之分配上應將這些因子納入考慮，如第三種分配方式-現況排放濃度等去除率分配法，方可得到可行性較高之分配方案。



4.4.2 複合形式分配方案

本研究考慮分區涵容能力、現況排放濃度、排放水量、事業類別等不同因子。進行複合形式分配方案，結果如下。

1.分區等排放濃度分配法

分區等排放濃度分配法係指將目標水體內所有參與分配的污染源，依照所在位置所對應之河段進行分類，並以符合該河段容許污染排放量為目標進行區內事業等排放濃度分配。分配結果如表 4.4-4 所示，由表可知，由於大埔橋河段大型事業較多，基流量又相對較低，故分配後放流水標準最為嚴格為 0.03mg/L，龜山橋事業數量少規模也小，僅需維持目前之管制標準 1.5mg/L，即可達到分段容許排放量之目標，其餘河段放流水標準則介於 0.11~0.27mg/L 之間。此方法主要考量原則為各河段因天然條件不同，基流量及河川流況均有所不同，因此在涵容能力較高之河段，可允許較多之污染量匯入河川，十分符合總量管制之精神，然執行之困難點則在於如何公平地進行分區，以大埔橋及龜山橋為例，位置相近，可允許排放之濃度卻相差甚遠，因此執行上仍有一定困難。

優點：依照各河段不同之涵容能力進行事業排放分配，符合總量管制精神

缺點：因核發許可時並未按分區精神考慮，容易造成各分區管制濃度有落差而推動不易

表 4.4-4 南崁溪分區等排放濃度分配結果

測站名稱	事業 家數	總許可排放水量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	0.03	2.05	2.05	1.76	1.76
龜山橋	8	652	1.50	0.98	3.03	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227	0.11	5.63	8.66	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733	0.13	6.86	15.52	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533	0.19	10.36	25.88	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396	0.27	3.35	29.23	3.74	30.71
合計	201	239,840		29.23	—	30.71	30.71

2. 現況排放濃度等去除率分配法-分級管制

此方法為現況排放濃度等去除率分配法之改良形式，由前述分析可知，南崁溪流域內，因大檜溪橋測站有大型污染源匯入，因此重金屬銅濃度由此測站明顯升高，故參考現行管制方式，將大檜溪橋所屬之河段獨立進行加強管制，依該河段之容許排放量進行現況排放濃度等去除率，其餘河段則統一分配。分配結果如表 4.4-5 所示，其中大檜溪橋河段新標準為近三年平均排放濃度降低 75%，其餘測站新標準為近三年平均排放濃度降低 20%，相較改良前之分配結果(未分級管制)，更有效率的利用了河川的涵容能力，使分配結果有較高之執行性，然在同一流域內放流水標準有顯著的差異，亦是造成推動上有所爭議之處。

優點：針對濃度較高之河段要求加強消減，可更有效率的利用河川涵容能力進行分配，使整體策略執行性升高

缺點：位於同一流域內卻有完全不同之管制力道，較容易有公平性爭議

表 4.4-5 現況排放濃度等去除率分配-分級管制結果

測站名稱	事業 家數	總許可排放水量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	(1) 大檜溪橋測站 近三年平均排 放濃度降低 75%為新放流 標準	1.27	1.27	1.76	1.76
龜山橋	8	652		0.05	1.32	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227		5.53	6.85	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733		1.68	8.54	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533		18.74	27.27	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396		0.97	28.24	3.74	30.71
合計	201	239,840	(2) 其餘測站近三 年平均排放濃 度降低 20%為 新放流標準	28.24	—	30.71	30.71

3.重點事業別削減分配法

重點事業別削減分配法係指於污染排放量分配前，先針對流域內各行業別之排放情形進行統計，並針對污染排放占比較高之行業別，優先進行削減量分配。而南崁溪現況排放情形統計如表 4.4-6，由表可知南崁溪流域中以印刷電路板製造業重金屬銅污染貢獻量為最大，達 37.36kg/day，占全流域污染貢獻比例達 88% 以上，其次則為晶圓半導體製造業，排放量 1.35kg/day，污染貢獻比例約 3.2%，因此於分配時優先針對印刷電路板製造業進行削減，分配結果如表 4.4-7，經計算針對印刷電路板製造業之放流水標準需降至 0.22mg/L，其它行業別則維持近三年放流水平均濃度為標準，方可滿足各測站之容許排放量，而其瓶頸段仍為大檜溪橋測站，原污染排放量過高之情形下，使整體放流水標準需降至較低程度，而分配後全流域許可排放污染量僅 20.80kg/day，遠低於容許排放量 26.16kg/day，顯示分配仍有優化之空間。

優點：針對單一事業別加強管制可深究其經濟及技術可行性，有助於政策推動，且可縮小影響範圍

缺點：仍受到重點事業別污染源分佈影響，不容易完成均勻分配

表 4.4-6 南崁溪流域各行業別排放情形

測站名稱	總許可排放水量 (CMD)	近三年平均排放 濃度 (mg/L)	排放量 (kg/day)	污染貢獻 比例	貢獻比例 累積
印刷電路板製造業	78,000.2	0.479	37.36	88.23%	88.23%
晶圓製造及半導體製造業	26,487.5	0.051	1.35	3.19%	91.42%
基本化學原料製造業	9,173.0	0.091	0.83	1.97%	93.39%
光電材料及元件製造業	17,514.6	0.044	0.77	1.82%	95.21%
石油化學專業區以外之工業區	52,034.0	0.013	0.70	1.65%	96.86%
金屬表面處理業	5,189.0	0.117	0.60	1.43%	98.28%
電鍍業	1,920.1	0.237	0.45	1.07%	99.36%
公共下水道	45,146.3	0.005	0.20	0.48%	99.84%
金屬基本工業	963.0	0.048	0.05	0.11%	99.95%
其他化學材料製造業	47.9	0.138	0.01	0.02%	99.97%
高含氮製程之化工業	1,556.0	0.005	0.01	0.02%	99.98%
發電廠	2,509.8	0.003	0.01	0.02%	100.00%
其他化學製品製造業和電池製造業	10.0	0.000	0.00	0.00%	100.00%

表 4.4-7 重點事業別削減分配結果

測站名稱	事業 家數	總許可排放水量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	(1) 印刷電路板製造業新標準為 0.22mg/L	1.59	1.59	1.76	1.76
龜山橋	8	652		0.06	1.66	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227		6.92	8.57	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733		1.33	9.90	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533		10.40	20.30	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396		0.49	20.80	3.74	30.71
合計	201	239,840		20.80	—	30.71	30.71

4.重點事業別削減分配法-分級管制

此方法為重點事業別削減分配法之改良形式，由前述分析可知，南崁溪流域內，因大檜溪橋測站有大型污染源匯入，因此重金屬銅濃度由此測站明顯升高，故參考現行管制方式，將大檜溪橋所屬之河段獨立進行加強管制，依該河段之容許排放量針對重點事業進行等濃度分配，其餘河段之印刷電路板則考慮涵容能力另訂一標準，其他行業則以近三年放流水平均濃度為新標準。分配結果如表 4.4-8 所示。

經計算針對大檜溪橋以上印刷電路板製造業之放流水標準需降至 0.16mg/L，大檜溪橋以下印刷電路板製造業之放流水標準需降至 0.36mg/L，其它行業別則維持近三年放流水平均濃度為標準，此分配方法在綜合考量重點事業及重點測站涵容能力後，許可排放量可達 27.3 kg/day，對於水體涵容能力之利用程度已有大幅上升，但在同一流域內之同屬印刷電路板製造業，卻有不同放流水標準，在協商過程中可能會遭遇困難。

優點：針對單一事業別加強管制可深究其經濟及技術可行性，有助於政策推動，且可縮小影響範圍

缺點：流域內同一事業別有不同放流水標準，可能造成協商困難

表 4.4-8 重點事業別削減-分級管制分配結果



測站名稱	事業 家數	總許可排放 水量 (CMD)	分配後 放流水標準 (mg/L)	總許可排放污染量 (kg/day)		容許排放量 (kg/day)	
				分段	累積	分段	累積
大埔橋	6	68,299	(1) 大檜溪橋測站以上 印刷電路板製造業 新標準為 0.22mg/L	1.59	1.6	1.76	1.76
龜山橋	8	652		0.06	1.7	1.63	3.39
大檜溪橋	19	51,227		6.92	8.57	5.82	9.20
南崁溪橋	49	52,733	(2) 大檜溪橋測站以下 印刷電路板製造業 新標準為 0.36mg/L	1.73	10.30	7.07	16.28
崁下橋	104	54,533		16.33	26.63	10.69	26.97
竹圍大橋	15	12,396		0.69	27.3	3.74	30.71
合計	201	239,840	(3) 其他行業以近三年 放流水平均濃度為 新標準	27.3	—	30.71	30.71

4.5 分配方案優選建議

為從前述各類型污染量分配方案中，優選出建議後續南崁溪總量管制可參考執行之管制方式，本研究期望透過包括公平性、事業削減可行性、涵容能力使用率、機關檢查難易度等各面向因素進行評估，各因子評估方式說明如下。

- **公平性**：對於各污染源分配污染量之公平性，若流域內同類型污染源有不同管制標準，則評估為公平性較低。
- **事業削減可行性**：新推動之管制標準若距目前事業排放濃度差異越多，則表示事業須投資越多設備，且容易遭遇技術門檻，則評估為可行性較低。
- **涵容能力使用率**：在河川水質改善目標滿足之前提之下，涵容能力使用率越低，表示分配不良，事業執行困難度越高。
- **機關檢查難易度**：若同一流域內在不同區域或同樣事業別有不同之管制標準，表示機關在後續管制時稽查管制作業越繁瑣，則執行難度越高。

透過前述因子本研究評估結果如表 4.5-1，由表可之，等排放濃度分配法較具有公平性，且機關容易檢查，但在事業削減可行性及涵容能力使用上則有進一步

改良檢討之空間；等排放量分配法有較高的涵容能力使用率，但在事業削減可行性及機關檢查難易度部分有進一步改良檢討之空間；分區等排放濃度分配法有較高的涵容能力，也具備一定的公平性及事業削減可行性，但在機關檢查難易度上有進一步改良檢討之空間；現況排放濃度等去除率分配法有較高的事業削減可行性，也具備一定的公平性及涵容能力使用率，但在機關檢查難易度上有進一步改良檢討之空間；現況排放濃度等去除率分配法-分級管制有較高的涵容能力使用率，也具備也具備一定的公平性及事業削減可行性，但在機關檢查難易度上有進一步改良檢討之空間；重點事業別削減分配法有較高的事業削減可行性，且在公平性、涵容能力使用率及機關檢查難易度都有一定水準；重點事業別削減分配法-分級管制除公平性較差外，具備良好的可行性及涵容能力使用率，機關檢查難度也不至於太高。

綜整前述說明，本研究認為重點事業別削減分配法及重點事業別削減分配法-分級管制評估等兩種方式均在事業削減可行性評估為優秀，且在涵容能力使用率及機關檢查難易度有較為均衡之表現，因此列為方案之優選，建議後續南崁溪可嘗試以此方法進行分配並滾動修正管制措施。

表 4.5-1 分配方案優選評估

面向 方案	公平性	事業削減 可行性	涵容能力 使用率	機關檢查 難易度	綜合 評估
等排放濃度分配法	優秀	不佳	不佳	優秀	
等排放量分配法	中等	不佳	優秀	不佳	
分區等排放濃度分配法	中等	中等	優秀	不佳	
現況排放濃度等去除率 分配法	中等	優秀	中等	不佳	
現況排放濃度等去除率 分配法-分級管制	中等	中等	優秀	不佳	
重點事業別削減分配法	中等	優秀	中等	中等	建議優選
重點事業別削減分配法- 分級管制	不佳	優秀	優秀	中等	建議優選

第五章 結論與建議



5.1 結論

1. 本研究利用 WASP 水質模式進行南崁溪重金屬銅目標濃度 0.03mg/L 進行河川涵容能力及容許排放量之估算，其中大埔橋以上為 1.76kg/day、龜山橋以上為 3.39kg/day、大檜溪橋以上為 9.20kg/day、南崁溪橋以上為 16.28kg/day、崁下橋以上為 26.97kg/day、竹圍大橋以上為 30.71kg/day。
2. 本研究將南崁溪流域排放重金屬銅之事業座標匯入 GIS 系統進行定位，配合南崁溪集污區範圍，以目前核准之排放水量及放流水標準(1.5mg/L)進行現況污染量排放估算，各河段中除龜山橋段外，其於許可發放之污染排放量均遠超過河川容許排放量。
3. 台灣在總量管制制度面上已有基礎架構，且因應目前台灣河川污染特性及迫切需重視之議題做出調整，推動上亦有數個縣市已有初步整治成果，初步評估短期內可沿用目前框架持續推動總量管制作業。
4. 台灣對於水體用途雖有所定義，然實際用途與法規要求仍有差距，保護標的目前以保護灌溉用水安全為優先。
5. 在台灣案例中未見涵容能力或容許排放量之分析，台灣總量管制現階段並未考慮水體涵容能力，而是以削減污染為初期推動考量，期望可降低污染總量之前提下進行推動。
6. 台灣案例中未見污染量分配，而是採用濃度限值管制方式進行總量控制，可能因為在污染源眾多之情況下，分配難度較高，對於公平性及可行性需更多時間評估，權益關係人難以達成共識。
7. 重點事業別削減分配法及重點事業別削減分配法-分級管制評估等兩種方式均在事業削減可行性評估為優秀，且在涵容能力使用率及機關檢查難易度有較為均衡之表現，因此列為方案之優選，建議後續南崁溪可嘗試以此方法進行分配並滾動修正管制措施。



5.2 建議

1. 依模式模擬及現況水質所呈現之結果，均顯示南崁溪水質尚未達到重金屬銅濃度低於保護人體健康基準值之目標，污染量推估結果亦顯示許可排放量大於河川容許排放量，因此建議南崁溪總量管制政策應持續滾動檢討修正。
2. 本研究嘗試以國外常見方法(例如等濃度分配、等污染量分配)進行分配作業，然因南崁溪流域事業數量多，規模差距大，因此常見方法之分配結果，均在實務上有推動困難，建議除參考國外分配方法外，針對污染及產業特性進行詳細分析後，在因地制宜設計分配原則，方可使政策可行性提高。
3. 本研究未深入考慮污染削減時之經濟及技術可行性，建議南崁溪於後續探討時針對主要污染來源-印刷電路板製造業，廢水處理技術進行研析，以輔助分配方案執行。
4. 總量管制中各種分配方式均難以達到完全之公平性，因此建議實務上可於分配方案初步完成後，密集與流域內之權益關係人進行溝通協調，並可考慮推動污染量抵換及交易作業，使市場機制協助政策執行。

第六章 參考文獻



- Ditoro, D.M., Fitzpatrick, J.J. and Thomann, R.V. (1983) Documentation for Water Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) Westwood: Hydroscience. USEPA Contract No. 68-01-3872.
- Florida Department of Environmental Protection.(2022) Draft Copper TMDLs Report for Naples Bay, Haldeman Creek, and Rock Creek
- Georgia Environmental Protection Division.(2017) Revised Total Maximum Daily Load Evaluation for Two Segments of Buffalo Creek and Tributary to Buffalo Creek Near Carrollton, Georgia in the Tallapoosa River Basin for Copper
- National Research Council, Division on Earth and Life Studies, Water Science and Technology Board.(2001). Assessing the TMDL Approach to Water Quality Management. Washinton, DC.: National Academy Press.
- New York State Department of Environmental Conservation.(2000) A Total Maximum Daily Load Analysis to Achieve Water Quality Standards for Dissolved Oxygen in Long Island Sound.
- Nice,A.J.(2005) Developing a fate and transport model for arsenic in estuaries. (Doctoral dissertation, University of Virginia).
- Philadelphia Water Department. (2006). Tookany/Tacony-Frankford Integrated Watershed Management Plan.
- The Maryland Department of the Environment. (2006). Maryland's 2006 TMDL Implementation Guidance for Local Governments. Baltimore, MD.
- U.S. Environmental Protection Agency.(2008). Handbook for Developing Watershed TMDLs
- U.S. Environmental Protection Agency.(2017). WASP8 Sediment Transport. Retrieved from <https://www.epa.gov/hydrowq/wasp-model-documentation>
- U.S. Environmental Protection Agency. (1994). Guidance for 1994 Section 303(d) Lists.
- U.S. Environmental Protection Agency. (1999). Protocol for Developing Nutrient TMDLs.
- U.S. Environmental Protection Agency. (1999). Protocol for Developing Sediment TMDLs.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2012). Water Quality Standard Handbook: Second Edition.
- U.S. Environmental Protection Agency. Office of Welands, Oceans and Watershed, Assessment and Watershed Protection Division. (2003). Elemenets of a State Water Monitoring and Assessment Program.
- 李貞憲 (2011)。水污染總量管制之風險分析與排放交易研究(碩士論文)。國立臺灣大學生物環境系統工程學研究所。
- 林亮君 (2004)。不確定環境下的河川總量管制策略(碩士論文)。朝陽科技大學環境工程與管理系碩士班。
- 林愷楠 (2017)。基隆河示範河段總量管制之研究(碩士論文)。國立臺北科技大學土木工程系土木與防災碩士班。
- 紀勝杰 (2019)。北港溪流域之涵容能力總量管制評估(碩士論文)。朝陽科技大學環境工程與管理系。
- 桃園市政府環境保護局 (2017)。106 年桃園市重點河川污染總量管制實施管理計畫。



- 桃園市政府環境保護局 (2018)。107 年桃園市重點河川污染總量管制實施管理計畫(含石門水庫污染總量管制實施管理計畫)。
- 桃園市政府環境保護局 (2019)。108 年桃園市重點河川污染總量管制實施管理計畫(含石門水庫污染總量管制實施管理計畫)。
- 陳怡安 (2019)。日月潭水庫涵容能力分析及總量管制規劃之研究(碩士論文)。逢甲大學水利工程與資源保育學系。
- 陳奎麟 (1995)。河川流域水質管理之研究：總量管制管理系統之發展與建立(碩士論文)。國立中央大學環境工程學系。
- 陳羿秋 (2015)。石門水庫水質總量管制之研究(碩士論文)。國立臺北科技大學土木與防災研究所。
- 陳起鳳 (2008)。集水區總量管制之不確定性分析研究-定性與定量不確定性分析應用(博士論文)。國立臺灣大學環境工程學研究所。
- 陳凱玄 (2015)。景美溪及基隆河之水污染總量管制策略研究(碩士論文)。明志科技大學環境與安全衛生工程系環境工程碩士班。
- 黃俊仁 (1992)。總量管制政策分析及評估程序之建立(碩士論文)。國立交通大學環境工程研究所。
- 經濟部水利署水利規劃分署。(2008) 河道曼寧 N 值與河床質粒徑關係之研究。
- 蔡政賢 (1993)。多目標非點源污染總量管制策略分析：以寶山水庫的總磷管制為案例(碩士論文)。國立交通大學環境工程研究所。
- 環境部 (2011)。環境影響評估河川水質評估模式技術規範。
- 環境部 (2014)。水體污染總量管制方式規劃專案工作計畫。
- 環境部 (2016)。指定河川水質總量管制方案評析及支援管理專案工作計畫。
- 環境部 (2018)。直轄市、縣(市)主管機關增訂或加嚴放流水標準之作業流程。
- 環境部 (2022)。110 年度前瞻河川水質環境管理計畫(北區)。
- 環境部 (2023)。111 年度前瞻河川水質環境管理計畫(北區)。
- 環境部 (2024)。112 年度前瞻河川水質環境管理計畫(北區)。