

國立臺灣大學生物資源暨農學院

生物環境系統工程學研究所

碩士論文

Department of Bioenvironmental Systems Engineering

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Master's Thesis

礦溪流域洪水治理自然解方可行性評估

Feasibility Assessment of Nature-based Solutions for

Flood Management in the Huang River Basin

林冠余

Guan-Yu Lin

指導教授：廖國偉 教授

Advisor: Kuo-Wei Liao, Ph.D.

中華民國 113 年 7 月

July 2024





中文摘要

現今人類環境與社會面臨日益複雜的挑戰，在水利工程領域，洪水治理之觀念逐漸迎來典範轉移（paradigm shift），由採用灰色基礎設施之傳統工程解方轉向多目標、更為永續、以生態為基礎的自然解方（nature-based solutions）。這個轉變不僅關乎個別流域的洪水風險，亦對全球氣候變遷的適應性產生影響。然而，儘管NbS的潛力已被廣泛討論，對於其具體應用和評估仍缺乏明確架構。本研究的主要目的在於建立通用且可靠的NbS導入與評估流程，並實際應用於磺溪流域，以評估自然解方在降低洪水風險、其它生態系服務價值等方面的效果，填補NbS缺乏系統性方法的空白。

為實現上述目的，本研究參考2020年IUCN發布的NbS全球標準，建立一個五階段的NbS導入流程以及工作細項。本研究以磺溪流域作為案例，盤點背景資料，結合利害關係人之意見訂定改善指標，並設計具體的濕地方案。運用多種工具，包括HEC-RAS、InVEST和自適應克利金可靠度分析，來評估基線與NbS方案之間的差異並描述NbS效益。最後，將可靠度分析成果轉化為工程師慣用的安全係數，考慮氣候和地理條件下的不確定性因素，科學地量化自然解方在特定防洪標準下之安全性。

效益評估的主要發現包括：濕地設計方案在50年重現期洪水情境下能夠減少磺溪下游土地淹水面積約9.86%，在2年重現期洪水情境下減少約3.95%；規劃濕地設計方案將提高磺溪舊河道之碳儲存量75.74%並減少實際土壤侵蝕量50.77%，棲地適合度將保持在相似水平；濕地設計方案有助於減低洪水風險，淹水發生機率降至3%，等同於安全係數1.37。

此外，本研究嘗試將IUCN的NbS自我評估工具應用於濕地設計方案，總分為30分（部分相符）。結果顯示，濕地設計方案在應對社會挑戰及基於包容、透明和賦權的治理過程方面具有優勢，但在經濟可行性、公平與平衡地權衡、適應性管



理和主流化等標準方面尚未達到要求。自我評估工具有助於辨識行動方案與 NbS 全球標準的相符程度、釐清關鍵問題，並提供具體改善方向。

本研究建立標準的 NbS 導入及評估流程，並綜合評估 NbS 在不同方面的效果，作為 NbS 應用的示範案例，為水利工程領域的研究和實務提供重要支持和參考。

關鍵字：自然解方、洪水管理、生態系服務價值、生態防減災、可靠度分析。



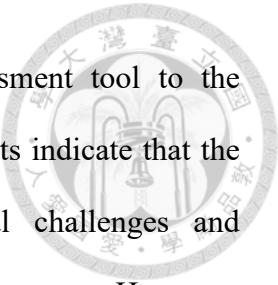
Abstract

In response to the increasingly complex challenges faced by our environment and society, there's a paradigm shift in flood management practices within the field of hydraulic engineering. Traditional approaches using gray infrastructure are giving way to Nature-based Solutions (NbS), which prioritize sustainability and ecosystem-based approaches. Despite widespread discussions about NbS potential, there's a lack of a clear framework for its application and evaluation.

The main objective of this study is to establish a universal and reliable process for the implementation and assessment of NbS, applied practically in the Huang River Watershed. This aims to evaluate the effectiveness of NbS in aspects such as flood risk and the value of ecosystem services, addressing the existing gap in systematic methods for NbS.

By referencing the 2020 global NbS standards from the IUCN, the study creates a five-stage process and tasks for NbS implementation. To evaluate the effectiveness of the implemented measures, several methods such as hydraulic analysis using HEC-RAS 2D, ecosystem service assessment via Integrate Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST), and risk analysis through reliability analysis are adopted.

The key findings of the benefit assessment include: the designed wetland can reduce the flooded area in the downstream of Huang River by 9.86% for 1 in 50 year flood event and by 3.95% for 1 in 2 year flood event; the designed wetland will increase carbon storage in the old river channel of Huang River by 75.74% and reduce actual soil erosion by 50.77%, while habitat quality will be maintained at a similar level; the designed wetland contributes to lowering flood risk, reducing the probability of flooding to 3%, equivalent to a safety factor of 1.37.



Additionally, this study applies the IUCN's NbS self-assessment tool to the designed wetland, resulting in a total score of 30 (Partial). The results indicate that the designed wetland demonstrates strengths in addressing societal challenges and governance processes based on inclusiveness, transparency, and empowerment. However, it falls short in meeting the standards for economic feasibility, fair and balanced trade-offs, adaptive management, and mainstreaming. The self-assessment tool could help in identifying the alignment of the action plan with the NbS global standards, clarifying key issues, and providing specific directions for improvement.

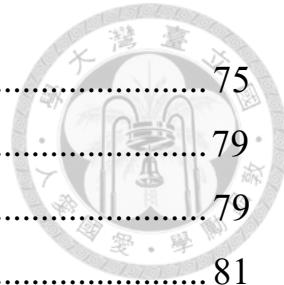
In summary, this study serves as a demonstration case for NbS application, providing a clear process for NbS implementation. It comprehensively evaluates the effects of NbS across various dimensions. The outcomes of this study provide valuable support and reference for research and practices in the field of hydraulic engineering.

Keywords: Nature-based solutions, Flood risk management, Ecosystem service value, Eco-DRR, Reliability analysis.



目次

| | |
|-----------------------------------------|-----|
| 中文摘要 | I |
| Abstract | III |
| 目次 | V |
| 圖次 | VII |
| 表次 | IX |
| 第一章 緒論 | 1 |
| 1.1 研究動機與目的 | 1 |
| 1.2 研究流程 | 2 |
| 1.3 論文架構 | 4 |
| 1.4 研究區域 | 5 |
| 第二章 文獻回顧 | 7 |
| 2.1 自然解方(Nature-based Solutions)..... | 7 |
| 2.2 二維水理模式 | 11 |
| 2.3 生態系服務價值評估 | 12 |
| 2.4 可靠度分析 | 15 |
| 第三章 研究方法 | 17 |
| 3.1 NbS 導入流程 | 17 |
| 3.2 NbS 效益評估方法 | 20 |
| 3.3 二維水理分析 | 20 |
| 3.4 生態系服務分析 | 31 |
| 3.5 可靠度分析 | 39 |
| 3.6 自我評估工具 (Self-Assessment Tools)..... | 46 |
| 第四章 結果與討論 | 50 |
| 4.1 礁溪流域之 NbS 導入 | 50 |
| 4.2 二維水理分析 | 54 |
| 4.3 生態系服務分析 | 66 |
| 4.4 可靠度分析與安全係數 | 73 |



| | |
|-----------------------------------------|----|
| 4.5 自我評估工具 (Self-Assessment Tools)..... | 75 |
| 第五章 結論與建議..... | 79 |
| 5.1 結論 | 79 |
| 5.2 建議 | 81 |
| 參考文獻 | 83 |
| 附錄 | 90 |



圖次

| | |
|--------------------------------------------|----|
| 圖 1-1 研究流程圖 | 3 |
| 圖 1-2 礙溪流域範圍 | 5 |
| 圖 1-3 礙溪流域之國土利用現況 | 6 |
| 圖 2-1 NbS 定義 (Angela et al., 2020) | 8 |
| 圖 3-1 NbS 導入流程 | 17 |
| 圖 3-2 NbS 效益評估流程圖 | 20 |
| 圖 3-3 二維水理分析流程 | 24 |
| 圖 3-4 礙溪流域 24 小時暴雨同位序法設計雨型圖 | 26 |
| 圖 3-5 礙溪大尺度 HEC-RAS 模型模擬範圍 | 27 |
| 圖 3-6 評估模型模擬範圍 | 29 |
| 圖 3-7 土地淹水面積示意圖 | 31 |
| 圖 3-8 生態系服務分析流程 | 33 |
| 圖 3-9 碳儲存與吸存模型之設定介面 | 34 |
| 圖 3-10 泥沙遞移率模型之設定介面(1) | 37 |
| 圖 3-11 泥沙遞移率模型之設定介面(2) | 37 |
| 圖 3-12 棲地品質模型之設定介面 | 38 |
| 圖 3-13 可靠度分析流程 | 41 |
| 圖 3-14 礙溪流域 24 小時設計雨型 | 43 |
| 圖 3-15 自我評估表之評分(Angela et al., 2020) | 47 |
| 圖 3-16 自我評估工具 (示意圖) | 49 |
| 圖 3-17 自我評估結果 (示意圖) | 49 |
| 圖 4-1 礙溪流域課題分布示意圖 | 52 |
| 圖 4-2 基線模型 50 年重現期洪水模擬成果 | 55 |
| 圖 4-3 基線模型 2 年重現期洪水模擬成果 | 56 |
| 圖 4-4 基線模型與淹水潛勢圖比較圖 | 58 |
| 圖 4-5 初步嘗試濕地設計之地形圖 | 59 |
| 圖 4-6 濕地設計方案之地形圖 | 63 |



| | |
|----------------------------------|----|
| 圖 4-7 濕地設計方案 50 年重現期洪水模擬成果 | 65 |
| 圖 4-8 濕地設計方案 2 年重現期洪水模擬成果 | 65 |
| 圖 4-9 磺溪舊河道之碳儲存量（基線） | 67 |
| 圖 4-10 濕地設計方案之碳儲存量 | 68 |
| 圖 4-11 磺溪舊河道之實際土壤侵蝕量（基線） | 70 |
| 圖 4-12 濕地設計方案之實際土壤侵蝕量 | 71 |
| 圖 4-13 磺溪舊河道之棲地適合度（基線） | 72 |
| 圖 4-14 濕地設計方案之棲地適合度 | 73 |



表次

| | |
|---------------------------------------|----|
| 表 2-1 基於生態系服務的價值分析模式比較表 | 13 |
| 表 3-1 礙溪流域 24 小時暴雨分析結果 | 25 |
| 表 3-2 清水坑溪匯流前修正三角形單位歷線成果 | 26 |
| 表 3-3 評估模型之入流歷線 | 28 |
| 表 3-4 評估模型設定之曼寧粗糙係數 | 30 |
| 表 3-5 IPCC 碳庫類型定義 | 35 |
| 表 3-6 各項土地覆蓋類型對應之碳庫量(Mg/ha) | 35 |
| 表 3-7 覆蓋與管理因子(C)與水土保持處理因子(P)參數表 | 36 |
| 表 3-8 棲地敏感性設定參數表 | 39 |
| 表 3-9 棲地威脅源設定參數表 | 39 |
| 表 3-10 自適應克利金可靠度分析之輸入參數 | 43 |
| 表 4-1 礙溪流域課題及社會挑戰綜整表 | 51 |
| 表 4-2 礙溪流域之利害關係人綜整表 | 51 |
| 表 4-3 礙溪舊河道改善願景綜整表 | 53 |
| 表 4-4 基線模型之洪水模擬成果 | 55 |
| 表 4-5 初步嘗試濕地設計之評估成果彙整表 | 61 |
| 表 4-6 設計濕地分區 | 63 |
| 表 4-7 濕地設計方案之評估成果 | 66 |
| 表 4-8 濕地設計方案之蓄水量 | 66 |
| 表 4-9 濕地設計方案之碳儲存效益評估表 | 67 |
| 表 4-10 濕地設計方案之土壤保持效益評估表 | 70 |
| 表 4-11 濕地設計方案之棲地品質效益評估表 | 72 |
| 表 4-12 自適應克利金可靠度分析成果表 | 74 |
| 表 4-13 礙溪舊河道與濕地設計方案之安全係數研擬成果表 | 75 |
| 表 4-14 自我評估工具評估成果-1 | 78 |
| 表 4-15 自我評估工具評估成果-2 | 78 |

第一章 緒論



1.1 研究動機與目的

當前，氣候變遷對自然環境和人類社會產生日漸顯著的影響，導致生態系統的失衡，並引發極為複雜的問題。面對這些挑戰，基於自然的解決方案（nature-based solutions）凸顯其不可或缺的重要性。做為歐盟委員會與許多國家積極推廣的政策制訂方向，NbS 不僅能夠減輕氣候變遷的影響和減少災害風險，還能應對跨領域的社會挑戰。其概念符合眾多國際主流共識與公約，例如巴黎協定和聯合國生物多樣性公約，並有助於實現聯合國 2030 永續發展目標(Faivre et al., 2017)。NbS 利用自然的生態系服務為生態系統和依賴它們的人類帶來福祉，這個概念反映了自然能夠為全球挑戰提供解決方案，並將這些挑戰轉化為機會(Science for Environment Policy, 2021)。諸多研究已顯示 NbS 在社會、環境與經濟方面提供的生態系服務，並展現 NbS 措施能同時提供多方面的協同效益及解決多項社會挑戰的能力。在水利工程領域，NbS 和傳統方法應對洪水的原則不同，NbS 會提供水流更多空間、利用生態系和自然的過程、通過蓄水環境增加城市吸水能力，相對傳統方法 NbS 會更具有優勢(Chiu et al., 2022)。

根據歐盟於 2021 年 2 月發布關於 NbS 出版物，有效的措施應該以證據為基礎，融合傳統知識，並得到最佳可用數據、研究和實踐的支持，此文件強調制定清晰的評估標準和方法將鼓勵適當採用和實施 NbS(Sowińska-Świerkosz & García, 2021)。然而，為評估 NbS 的有效性，目前還缺乏適當的方法學以及標準化的可用數據與指標(Kabisch et al., 2016)。NbS 評估過程複雜，涉及定量和定性變數的組合，而且有些變數不容易量化、不易監測，且具有高度不確定性。若期望推廣 NbS，則需要公認、可量化且可比較的標準方法來評估其多面向性能，這將有助於在 NbS 生命週期中的各種情景中提供相關的資料，作為與利害相關人溝通的媒介。

鑑於上述背景，本研究的目標在於建立一套通用的自然解方執行步驟，以因應水災風險、生態系退化等社會挑戰。以磺溪流域為例，首先進行背景資料盤點，接續規劃適合當地的 NbS 措施，最後利用水理模擬、生態系統服務指標和風險分析（包括可靠度分析）來評估其效益。透過整個流程，為未來學術界和工程界提供一個清晰明確的案例，並為 NbS 措施之有效性提供科學證據。



1.2 研究流程

本研究流程如圖 1-1 所示，主要步驟分別概述如下：

- 一、收集並回顧自然解方與分析模型之相關文獻，確立研究框架和理論基礎。
- 二、整理磺溪流域背景資料，如利害關係人、相關研究與計畫、流域課題等。
- 三、選定研究之流域議題，整理改善願景、改善目標等。
- 四、收集模式所需之輸入參數，並進行資料前處理，完成基線模型建置。
- 五、基於前述之研究基礎，選定最適合之 NbS 措施，並規劃設計方案細節。
- 六、進行二維水理分析、生態系服務分析、可靠度分析等效益評估，特別是在規劃設計和效益評估之間有迭代過程，確保方案產生較佳的改善效益。
- 七、使用自我評估工具，識別並驗證規劃成果在各項 NbS 全球標準的符合程度。
- 八、討論分析與評估結果。
- 九、總結研究發現，提出未來研究和實務的建議。



NbS
導入流程

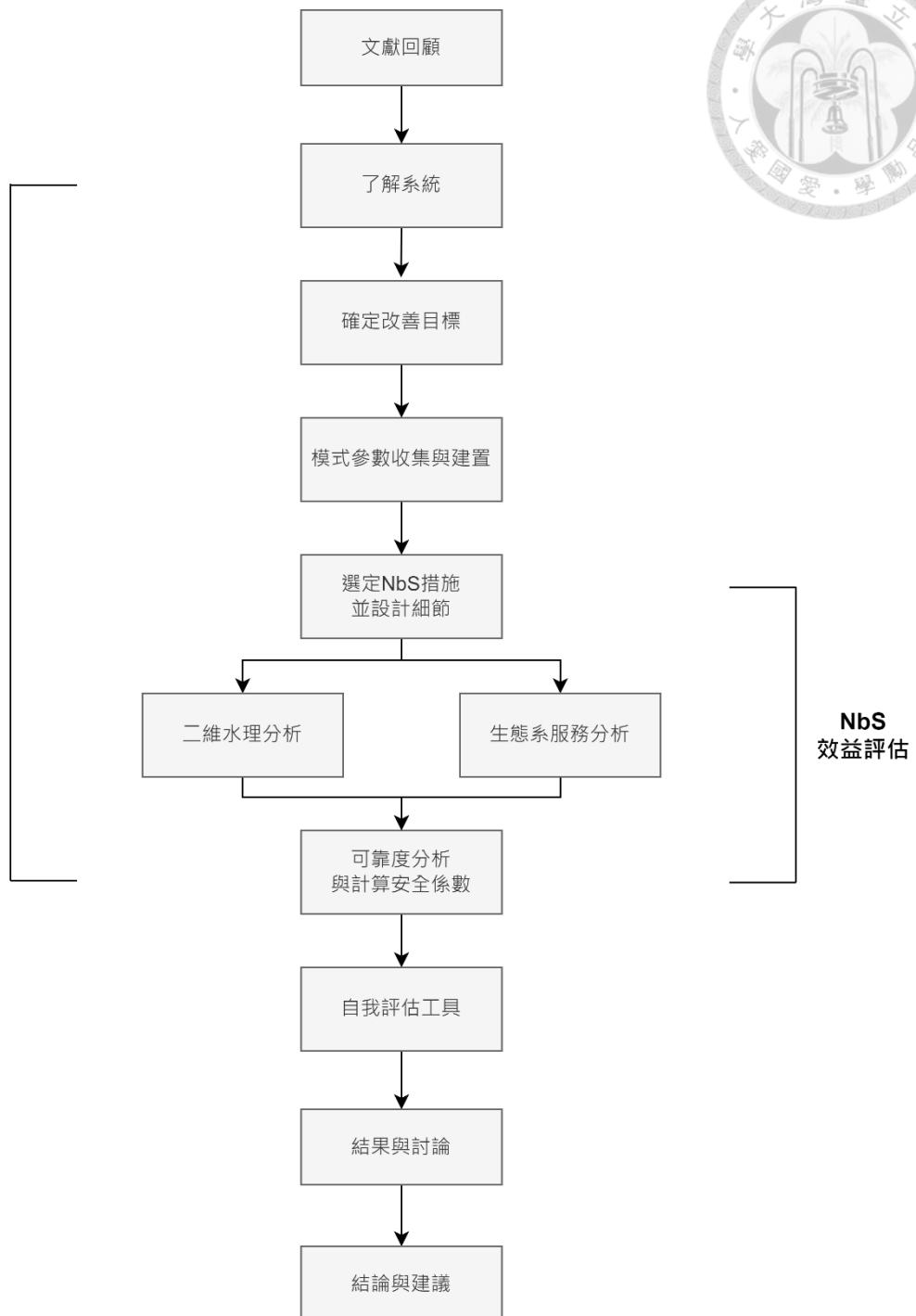


圖 1-1 研究流程圖



1.3 論文架構

本研究論文共分為五大章節，其內容分別概述如下：

第一章 緒論

說明本研究之研究動機與目的，概述研究流程、論文架構與介紹研究區域。

第二章 文獻回顧

回顧國內外自然解方、二維水理模式、生態系服務價值評估和可靠度分析之相關文獻。

第三章 研究方法

詳述研究流程（NbS 導入流程、NbS 效益評估方法），二維水理分析、生態系服務分析、可靠度分析個別採用之數值模型與設定參數，說明如何研擬安全係數以及介紹自我評估工具。

第四章 結果與討論

呈現並討論礦溪流域 NbS 導入過程、二維水理分析、生態系服務分析、可靠度分析與安全係數、以及自我評估工具之分析結果。

第五章 結論與建議

總結研究結果，提出建議、局限之處和未來精進方向。



1.4 研究區域

礪溪流域位於臺灣北部，北礪溪源自大屯火山群七星山北麓，其河道在深山峽谷中蜿蜒流淌，流經三和橋後河幅開始逐漸擴大，與自來的西北方的支流清水溪與西勢溪匯合後，最終流入東海。整個主流長約 13.75 公里，自西南向東北流動，流域總面積約為 50.8 平方公里。流域內高於海拔 100 公尺的山區佔據整個流域面積的 83%，坡度平均約為 1/15，流域範圍如圖 1-2 所示。

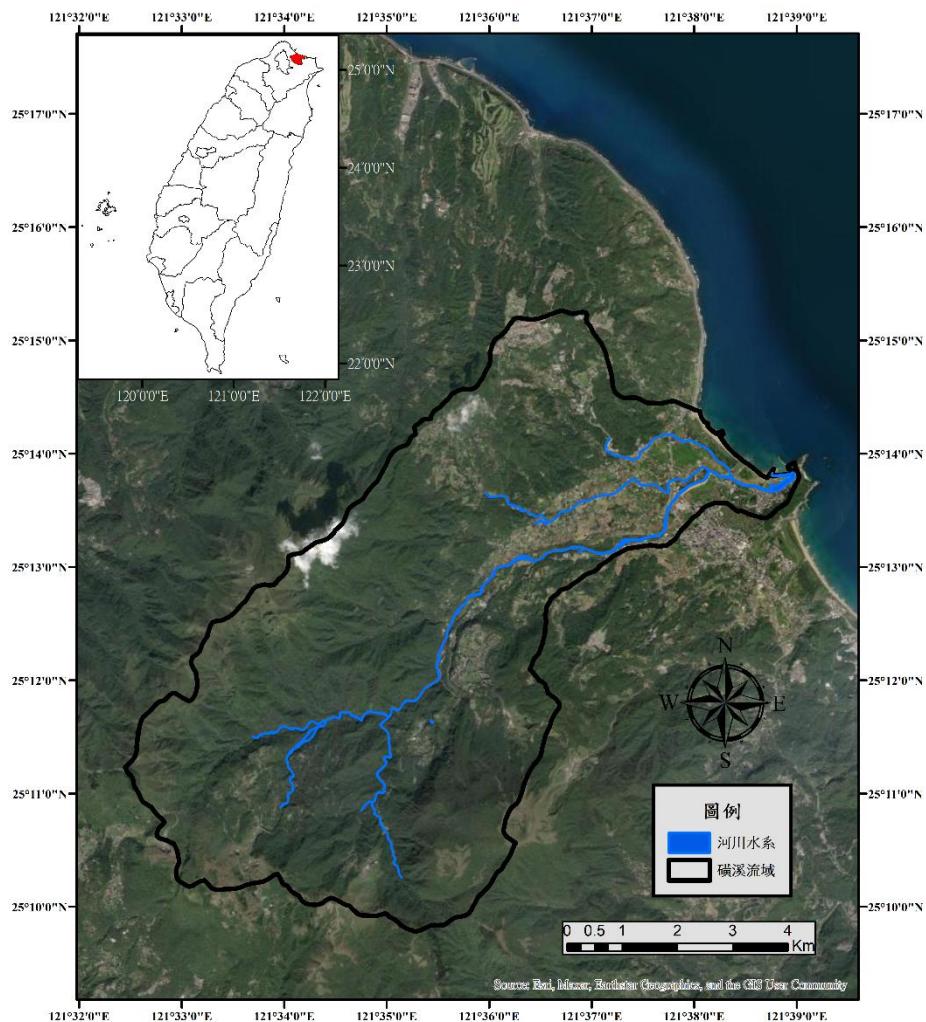


圖 1-2 矶溪流域範圍

礦溪流域之上游集水區部分涵蓋陽明山國家公園，林相豐富，整體集水區之土地利用型態主要分為林業用地、農業用地、水利用地、交通用地、工業用地、建築用地、遊憩用地、礦業及土石用地、軍事用地及其他用地等類項。其中以林業用地比例最大，達 49.35%，其次為農作用地約計 11.91%，住宅用地面積則約為 1.02%。礦溪流域之土地利用如圖 1-3 所示。

近年來，礦溪地區曾遭受嚴重的洪災，例如 2017 年 6 月 2 日的豪雨事件。這場豪雨導致礦溪下游區域出現 30 到 50 公分的積水，淹水面積總計約 110 公頃，淹水時間長達 6 小時。此次洪水事件也造成了河水溢堤和橋梁損壞等情況，新北市金山區公所共接獲 190 案災情通報。根據歷史洪災紀錄判斷，部分地區淹水是因為氣候變遷極端降雨增加超出河道所能宣洩之洪水量，另一些地區則是因為堤防和護岸被洪水沖毀而導致洪水泛濫。考慮到礦溪流域面臨的淹水風險，迫切需要採取策略以有效應對極端降雨事件帶來的挑戰。

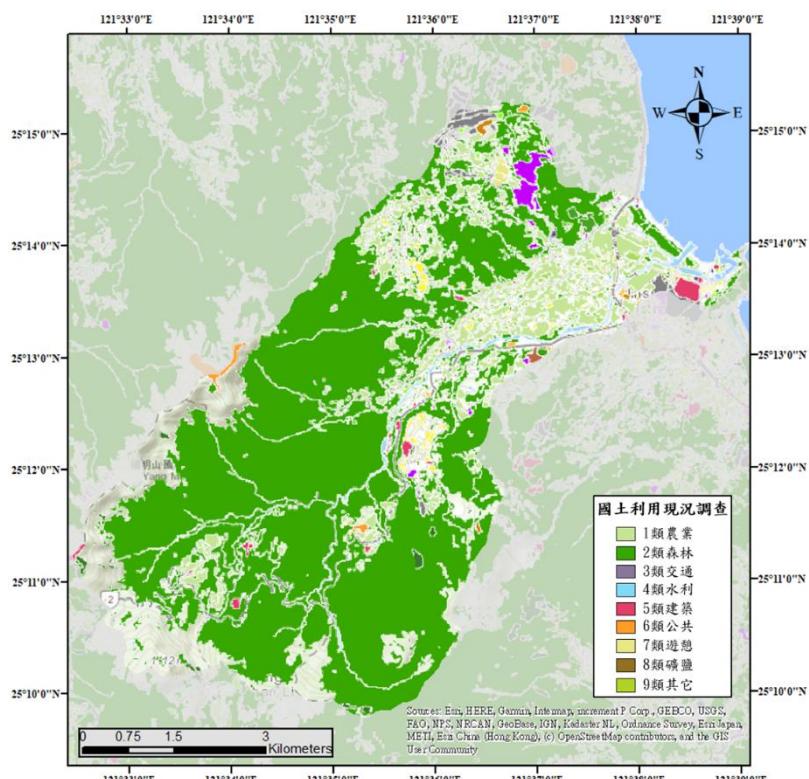


圖 1-3 矿溪流域之國土利用現況

第二章 文獻回顧



2.1 自然解方(Nature-based Solutions)

2.1.1 背景

自 2000 年代初期以來，專家學者廣泛討論如何利用創新方式來尋找既能支持自然、生態系統，又能滿足社會和經濟需求的解決方案，於是自然解方（Nature-based Solutions, NbS）這一概念應運而生。此名詞首次由世界銀行在其報告書中提及(MacKinnon et al., 2008)，最初在生物多樣性範疇內進行討論。隨著時間推移，自然解方因其在實現永續發展目標中的重要性而受到越來越多的關注。特別是國際自然保護聯盟（International Union for Conservation of Nature, IUCN）在 2009 年聯合國氣候變遷綱要公約（United Nations Framework Convention on Climate Change）談判中，強調了考慮生物多樣性和生態系統服務以適應和應對氣候變遷的重要性，自然解方逐漸成為關鍵術語，並開始應用於農業發展、土地利用規劃、治理工程等領域。自然解方有兩個最常被引用的定義，其一由歐盟委員會明確地解釋 NbS 一詞為「受自然啟發並得到自然支持的解決方案，具成本效益，確保同時帶來社會、經濟、和環境等面向之成效，並有助於強化城市韌性。這些解決方案通過適應在地化、具資源效率和系統性的措施，將更多、更具多樣性的自然特徵和過程引入城市、景觀和海景中。」(Bauduceau et al., 2015) 另一個定義由國際自然保護聯盟提出，將自然解方描述為「保護、永續管理和復育自然的或改造過的生態系統，這些行動有效地、適應性地應對社會挑戰，同時提供人類福祉和生物多樣性益處。」(Cohen-Shacham et al., 2016)

自然解方能夠被理解為一個傘狀框架（umbrella framework），其概念整合許多基於生態系統的創新方法，旨在應對諸如氣候變遷、糧食和水安全以及減少災害風險等各種急迫的、全球性的社會挑戰，做為促進社會和環境永續發展之可行途徑。與先前的方法相比，自然解方的概念具有三個重要創新：首先，高度重視並發展可



實際應用的解決方案；其次，它將系統化方法納入解決社會挑戰並發掘協同效益；最後，它具有內在的跨學科方法，共同創造、共同開發和共同實施解決方案以應對社會挑戰。(Mashiyi et al., 2023)。Cohen-Shacham et al. (2016)將現有基於生態系統的方法歸納為以下幾類：1. 生態系統復育方法（如生態復育、生態工程、森林景觀復育）；2. 特定議題導向的生態系統相關方法（如基於生態系統的防災減災、基於生態系統的減緩與適應、氣候適應服務等）；3. 綠色基礎設施和自然基礎設施方法（如自然水資源保留措施）；4. 基於生態系統的管理方法（如海岸帶綜合管理）；以及 5. 基於生態系統的保護方法（如區域保育管理）。換句話說，自然解方為涵蓋一系列基於生態系統方法的綜合概念，相關概念如基於生態系統的減緩（Ecosystem-based Mitigation, EbM）、基於生態系統的適應（Ecosystem-based Adaptation, EbA）、基於生態系統的防災減災（Ecosystem-based Disaster Risk Reduction, Eco-DRR）等，圖 2-1 能清楚展示其定義。



圖 2-1 NbS 定義 (Angela et al., 2020)

為了闡明自然解方的核心概念,IUCN 提出一套全球標準 (Angela et al., 2020), 包括八個標準，能夠將綠色/藍色措施定義為 NbS 行動。這些標準基於該概念的基本原則，以及與利害關係人協商所得的回饋，涵蓋以下幾個方面：1. 解決社會挑戰；2. 考慮景觀尺度的措施；3. 生物多樣性的增益；4. 經濟可行性；5. 治理能力；6. 公平、平衡地權衡；7. 適應性管理；8. 在適當的司法背景下主流化。應用於措施的規劃、設計、實施、驗證和適應性管理等階段，幫助使用者不斷改進 NbS 措施，以有效應對已識別的社會挑戰。

2.1.2 自然解方於洪水治理之應用

洪水治理是人類所面臨的重大課題，洪水不僅會對生命和財產造成嚴重威脅，還會破壞基礎設施和生態系統。根據聯合國政府間氣候變遷專門委員會 (IPCC) 的報告，隨著地球持續暖化，世界各地洪水、山崩、野火以及其他天氣和氣候相關災害等自然災害的頻率和規模都在增加(Lee et al., 2023)。傳統的治理方法主要採用灰色基礎設施，如渠道、區域排水系統、涵洞和截留設施等，但這些工程措施存在一些缺點：其水文適應能力有限、對溢流事件存在內在脆弱性以及對水生生態系統造成的潛在威脅，難以應對城市洪水的多面向影響(Su et al., 2024)。

近年來，在洪水治理上，全球出現了許多創新的防洪策略來解決不同的洪水問題，例如「與自然共建」(BwN)、「自然洪水管理」(NFM)、「低衝擊開發」(LID)、「永續城市排水系統」(SUDS)、「綠色基礎設施」(GI)、海綿城市等強調永續性、復原力和氣候變遷減緩與調適的策略(Chiu et al., 2022)。在自然解方概念下的方法通過恢復和保護自然生態系統來增強地區的防洪能力，並提供額外的生態和社會效益。具體而言，較為常見於河流之自然解方措施如重新連接河流和洪氾平原 (reconnecting rivers to flood plains)：在雨季給河流能夠安全地擴展的空間。/重建河流蜿蜒 (re-meander rivers)：重新蜿蜒被人工截彎取直過的河流，以幫助減少洪峰流量。/濕地復育 (wetland restoration)：以自然或人工創建的溼地，提供生態功能、水質淨化、防洪減災、生物多樣性保護及社會經濟價值。/以及河川復育 (river



restoration)：透過管理和干預河川及其周邊生態系統，以恢復其自然功能和生物多樣性。等，更多關於國內外自然解方的實際案例，請參閱附錄。

這些措施通過加強自然過程和機制，應對社會挑戰並創造多重的生態系服務價值。依照實際情況，可以在不同的尺度上採用這些措施，並能夠被廣泛應用於城市地區、鄉村地區、陸域自然環境、以及沿海和海洋環境等區域。NbS 似乎是推動國際社會邁向永續未來、減輕氣候變遷影響、為人類福祉創造機會以及維護生物多樣性效益的關鍵點。(Lemos et al., 2024)

2.1.3 濕地復育

濕地復育通常被視為具有多重服務功能的自然解方，這些功能對人類具有重大的社會、經濟和環境價值(Thorslund et al., 2017)。通過恢復和保護自然的濕地生態系統，亦或是創建人工濕地，可以有效地應對水安全、災害風險、生物多樣性流失、氣候變遷等挑戰。NbS 強調利用自然過程來解決環境和社會挑戰，而濕地復育正是通過恢復自然水文功能來實現這一目標。

濕地能減少地表水中的污染物，緩解由土壤侵蝕、徑流和廢水污染所帶來的水質惡化。透過一系列機械過程（如沉澱、過濾）、基質吸附、生物吸附及植物和微生物之間更複雜的相互作用，以及陽光中的紫外線消毒，來保留污染物，從而緩衝水質退化的影響。他們已被證實能夠從受污染的水中去除多種有機和無機物質（如營養物質、重金屬、農藥、碳氫化合物、外來化學物質、抗生素）(Ferreira et al., 2023)。在防洪減災方面的效果，濕地能夠提供顯著且正面的流量調節服務，如減少洪水頻率和強度、增強河川所能抵禦之洪水重現期、增加枯水期流量以及減少河川流量和地表徑流(Kadykalo & Findlay, 2016)。另一方面，由於濕地有助於補給地下水的特性，在眾多國家統計局中被認定在緩解乾旱方面非常有效(Yimer et al., 2024)。除了上述提及之優勢，淡水與食物、氣候調節（溫室氣體的來源和匯；影響當地和區域的溫度、感知和其他氣候過程）、美學與環境教育、養分循環等價值，皆是由濕地提供或源自濕地的四大生態系服務(Vymazal, 2024)，並可以為特定物種



提供棲息地和避難所，改善生物多樣性及棲息地的連通性。然而，需特別注意的是，評估濕地的整體表現取決於其特徵（如尺度、設計、植被類型）、在流域的位置、水流和污染物的類型和數量以及當地氣候條件(Hambäck et al., 2023)，這些變異性將會影響具體的成效與價值。

2.2 二維水理模式

隨著氣候變遷和都市化進程的加速，洪水災害頻率增加且嚴重程度加劇，如何有效地管理洪水風險成為各界關注的焦點。歐盟及其他機構已開始將自然解方作為傳統灰色基礎設施的替代或補充方案，並視其為應對高強度水文氣象災害（Hydro-meteorological Hazards, HMHs）的適應性措施。因此，量化自然解方在減少洪水災害上的效益顯得尤為重要。在此背景下，水動力模型如 HEC-RAS、MIKE、LISFLOOD 等，能夠提供洪水特徵的詳細訊息，例如受影響區域的範圍、速度和深度，可用於計算洪水風險及損害(Ruangpan et al., 2024)，這些定量評估成果將可幫助找出最有效和最有效率的洪水風險管理策略。洪水建模根據其維度可劃分為一維至三維，其中一維及二維模型較為廣泛利用，抉擇兩者之選用亦為重要課題。一維模型具有計算效率高、易於使用等優點，但由於其流動方程式與輸入參數之簡化設置，其在幫助理解水文過程的能力受到部分限制。儘管二維水理模型在應用時需要高解析度的地形數據和更多計算時間，此種模型能夠更精確地分析植被復育對洪水波動力學的影響(Gourevitch et al., 2020)。此外，二維洪水模型在模擬城市洪水方面具有兩個顯著優點：首先，它們能夠充分反映小尺度地形特徵的流動；其次，這些小尺度地形特徵對城市洪水影響顯著(Jodhani et al., 2023)。賴桂文（2016）同樣顯示，在如城市化地區、濕地研究、複雜水系分布和匯流口等複雜流況情境下，二維水理分析模式更為適用，這些條件與本研究區域高度契合。綜上所述，本研究將採用 HEC-RAS 2D 進行洪水建模，以期提供準確的洪水風險分析，並支持自然解方在減少洪水災害方面的效益評估。



國內外眾多應用 HEC-RAS 2D 於評估 NbS 措施之相關文獻，如戴浚哲 (2023) 運用 HEC-RAS 2D 洪水建模，評估自然解方措施（水砂溢淹區）和工程治理策略在保力溪流域內對於淹水災害的影響。蘇語乾 (2021) 將河道治理策略引入自然解方概念，利用 HEC-RAS 2D 模擬，評估大漢溪高灘地人工濕地植生分佈位置和範圍對洪氾影響及生態衝擊程度，並以此作為人工濕地植生清疏及維護管理的參考。Hankin et al. (2021) 則應用 HEC-RAS 2D 模型評估自然洪水管理措施（如重新連接河流與洪氾區、木質屏障等）在不同尺度下對於洪氾管理的效果，量化洪氾區的蓄水效果與經濟效益。

2.3 生態系服務價值評估

生態系服務與人類福祉密不可分，千禧年生態系統評估報告將生態系服務廣義定為「人類從生態系中獲得的利益」，即生態系統直接或間接提供於人類生活中相當的福利及必要的服務，如供給服務、調節服務、文化服務以及支持服務等四大類別，共計 25 個子類別(Millennium ecosystem assessment, 2005)。生態系服務價值評估是近年生態經濟學和環境經濟學的研究熱點，這項工作對於生態系統管理和永續發展具有重要作用，亦可作為決策指導；隨著相關理論和技術之演進，目前也有多種生態系服務價值評估模型，通過生物物理法、價值轉換法等方式量化。常見基於生態系服務的價值分析模式如 InVEST、BfST、GI-Val 等，本研究整理各模式差異之處為表 2-1，基於不同生態系服務類別、估值方法、貨幣化與否，皆期望為現有的綠色基礎設施或提議的綠色投資提供指示性之評估證據。

表 2-1 基於生態系服務的價值分析模式比較表

| 模式名稱 | InVEST | BfST | GI-Val |
|------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 開發單位 | 美國史丹佛大學、明尼蘇達大學、世界自然基金會等 | 英國建築業研究與資訊協會 CIRIA、Stantec、英國環境署等 | 西北自然經濟公司、英國環境、食品暨鄉村事務部 Defra 等 |
| 國家 | 美國 | 英國 | 英國 |
| 估值方法 | 生產函數 | 影響路徑方法&價值轉移 | 邏輯鏈&價值轉移 |
| 評估生態系服務之效益 | 「年度水量產出」、「碳儲存與固定」、「SDR：泥沙輸送率」、「棲息地品質」、「棲息地風險評估」、「沿海藍碳」、「波浪能生產」、「沿海脆弱性」、「作物生產：百分位數」、「都市洪水風險緩解模型」、「城市自然通道」、「城市雨水滯留模型」、「參觀：休閒旅遊」、「風景品質」等 23 項功能。 | 「水量」、「水質」、「洪水」、「空氣品質」、「碳匯」、「生態多樣性與生態」、「便利設施」、「交通」、「旅遊」、「教育」、「娛樂」、「經濟增長」、「促進發展」、「犯罪」等 18 項福利類別。 | 「氣候變遷的適應和減緩」、「洪水管理」、「地方品質」、「健康與幸福」、「土地和生物多樣性」、「生產力」、「土地和房地產價值」、「經濟增長和投資」、「旅遊業」、「土地產品」，以及「娛樂與休閒」等 11 項效益。 |
| 貨幣化 | 小部分 | 大部分 | 大部分 |
| 最近更新 | 2023 年 | 2019 年 | 2018 年 |
| 圖形化介面 | 有 | 有 | 無 |
| 免費 | O | O | O |

近年來，許多學者已開始利用基於生態系服務價值分析的模式來評估生態系方法的效果。例如，張瀚森 (2023)應用 InVEST 模式和 Flickr 數據來評估紅樹林對濱海野生動物保護區生態環境的影響，特別是紅樹林的密生與疏伐對棲地品質和遊憩經濟的影響。主要結果發現，紅樹林疏伐後，保護區的棲地品質提高 22.9%，



遊憩經濟增長 12.08%。此外，該研究還確認了棲地品質與文化服務價值之間的顯著關聯性，並指出棲地品質對遊憩價值具有正向影響，而收入則對遊憩價值產生負面影響。陳學寬 (2020)以五溝水湧泉濕地為例，評估其作為生態防減災的效益。該研究利用 InVEST 模式評估五溝水區域導入聯外排水改善工程前後(2012 年至 2018 年間)之生態系服務，包含年度產水量、碳儲存含量及棲地品質，並採用重製成本法針對年度產水量、碳儲存含量評估成果進行價值量化。研究成果發現該區域的碳存量普遍下降、年產水量上升、低棲地品質之區域面積增加，顯示生態防減災的價值是正面的，保護原始生態系統比傳統工程方法提供更多的好處。Gaglio et al. (2019) 則探討了生物多樣性保護措施 (即宣告保護區 - PAs) 及其相關時空土地利用/覆蓋變化對生態系服務之影響，利用 InVEST 模式分析葡萄牙中部的 Paul do Boquilobo 自然保護區 (NRPB) 之氣候調節 (碳儲存和固定) 和水調節和供應 (季節性產水量) 等生態系服務。該研究得出的結論顯示，像 NRPB 這樣的河岸高灘棲息地具有提供多種生態系服務的能力，而限制人類活動，如農業和放牧，有利於碳儲存和水份滯留。另一方面，通過實施保護區計畫可能會出現特定水調節服務之間的顯著衝突。在地下水資源有限或生態基流量難以維持的地方，可能不希望出現對地下水補給和逕流的減少。因此，使用建模方法評估複雜的生態系服務相互作用，同時考慮氣候變遷的可能影響，可以成為描述生態機制的寶貴工具。

在表 2-1 整理三種基於生態系服務的價值分析模式中，InVEST 模式具有以下優點：

1. 輸入參數具有自由度，可依研究區域參考文獻及建議手冊調整輸入參數，因地制宜。
2. 模式適用功能多樣化，且部分功能本研究分析目標契合。
3. 使用地圖作為資料來源，能夠以視覺化展現分析成果。
4. 截至目前，持續發布版本更新，並已在美洲、非洲、亞洲等 20 個國家（地區）的相關研究中得到廣泛認可及應用。

經審慎評估後，本研究選擇 InVEST 模式作為生態系服務分析之工具。



2.4 可靠度分析

可靠度分析在工程領域具有重要的學術和實務應用價值，通過量化不確定性和風險，如複雜的自然環境所帶來的水文地文條件變異，評估和提升工程結構和系統在不確定條件下的性能表現，以確保系統的安全性及穩定性，並優化設計方案。

常見用於可靠度分析的近似方法大致可分為三大類：

一、基於設計點的方法 (Most Probable Point (MPP)-based Methods)

一階可靠度方法 (First-order reliability method, FORM) 為著名的 MPP 可靠度評估方法，通常進行少量函數評估，以確定極限狀態函數在標準常態空間中至原點的最短距離，此距離又稱為可靠度係數(β)，用於預測破壞機率。其他常見的 MPP 方法包括一階二次矩法 (FOSM) 和二階可靠度方法 (SORM)。雖然此種方法在可靠度分析中非常有效，但其基於極限狀態近似的假設可能產生潛在誤差，且難以處理非線性或隱性的極限狀態函數。因此，MPP 方法的結果在某些情況下可能缺乏精確性和穩健性。

二、樣本法 (Sampling-based Methods)

基於採樣的方法中，蒙地卡羅模擬 (Monte Carlo Simulation, MCS) 被認為是最受歡迎的方法。由於 MCS 適用於顯性或隱性極限狀態函數，能夠準確計算破壞機率且易於實現，因此被廣泛應用於解決各種實際問題。然而，MCS 的評估過程可能計算量大且耗時，特別是在處理具有大量輸入變數的非線性系統和極低破壞機率的情況下。因此，後續發展出許多高階的取樣方法，如重點採樣 (Importance Sampling, IS)、子集模擬 (Subset Simulation, SS)、基於徑向之重要性採樣 (Radial-based Importance Sampling, RBIS) 和拉丁超立方採樣 (Latin Hypercube Sampling, LHS)，以克服計算成本過高的問題。



三、反應曲面法(Response Surface Method, RSM)

近年來，隨著人工智慧（AI）技術和機器學習理論的精進，基於反應曲面法（Response Surface Method, RSM）的可靠度分析相關研究蓬勃發展，其設計主動學習策略來自適應訓練代理模型（Surrogate Model），利用代理模型近似真實的極限狀態函數，以代替昂貴的數值模型進行可靠度分析。其中，自適應克利金方法（Adaptive Kriging-based Approach）因其提供的機率資訊以及可負擔的成本而廣受關注，相較於(Echard et al., 2011)提出之基於蒙地卡羅模擬和克利金代理模型的迭代方法（AK-MCS）及後續結合 FORM 方法改良之 AK-IS (Echard et al., 2013)，自適應克利金方法專門針對搜索區域內的極限狀態函數使用克利金代理模型，而無需真實的全域性能函數。隨著搜索區域的減小，其準確性逐漸提高，能夠透過少量的樣本數收斂出極限狀態函數的值與梯度。

採用可靠度分析有助於理解自然解方在洪水治理上的潛力和價值，例如在濕地復育或河川復育的設計和實施階段，可以通過結合可靠度分析與水理模式來評估這些措施在不同暴雨情境下的表現，也就是其對水災風險的改善效果。此外，可靠度分析能夠以流域系統的尺度評估水災風險，並可以評估實施多種自然解方措施所產生的協同作用。在提升設計和實施效率的同時，以量化出的機率資訊做為指標，幫助決策者在多種方案中選擇最優解方。

為了在不確定條件下量化評估自然解方措施對水災風險的改善效果，同時兼顧計算成本與分析成果之準確度，利用自適應克利金方法進行可靠度分析似乎是較為理想之選擇。

第三章 研究方法



3.1 NbS 導入流程

為了實務上的應用，本研究參考 NbS 全球標準中的 28 項指標(Angela et al., 2020; Saikia et al., 2022)，設計了一套具通用性之 NbS 導入流程，應對防災減災、生態系退化等社會挑戰，如圖 3-1 所示，包含「了解系統」、「確定改善目標」、「制定行動計畫」，到「實施行動計畫」以及實施後的「監測與評估」等五階段。

鑑於 NbS 措施的實際導入過程並不一定如規劃時理想與線性，流程圖上方的箭頭表示各階段之間可能根據實施過程中的新發現或變化進行調整和改進，例如監測與評估的成果發現效益未達預期、無法與利害關係人取得共識時，藉此反映自然解方其一核心理念—適應性管理，確保 NbS 措施在動態和複雜的環境中保有其有效性。

在應用此流程的過程中，我們致力於盡可能滿足 NbS 的全球標準，以建立一個可供後續規劃參考的案例。然而，受限於研究資源和時間的限制，在礦溪流域的應用中，本研究僅進行至第三階段：制定行動計畫的部分。

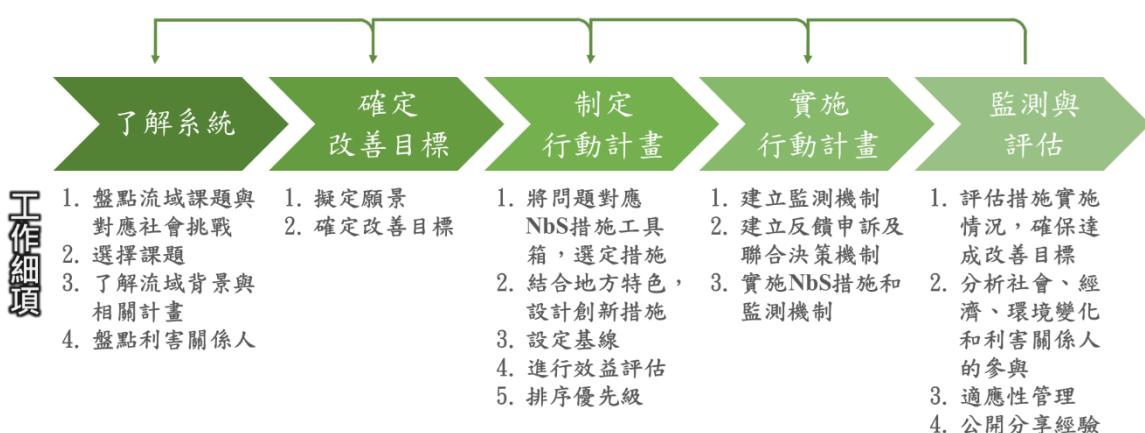


圖 3-1 NbS 導入流程



第一階段：了解系統

在這個階段，本研究希望 NbS 的設計是受實際問題所驅動。首先通過工作坊、圓桌會議等形式，本研究將識別與盤點利害關係人較為關心之流域課題，並對應社會挑戰，且這些社會挑戰需要被清楚地理解並紀錄。接著從中選擇亟需改善的課題，以應對具體的問題。同時，規劃者也需要深入瞭解流域的背景，並參考過往的研究和計畫，確保 NbS 設計建立在充分的背景知識和證據基礎上。最後，調查並盤點所有利害關係人，使他們能夠全程參與 NbS 措施的規劃過程，這個過程必須秉持平等和尊重的原則，並保護原住民的權益。

第二階段：確定改善目標

在這個階段，為明確地回應所有參與及受影響者之利害關係人的需求，並確保他們的利益得到充分考慮。本研究與利害關係人合作，討論他們對於選定課題未來的願景。在這個過程中，規劃者要清楚地記錄所有決策的過程。透過結合選定的改善課題和願景，規劃者能夠確定改善目標，可能包括生態多樣性的提升、河川水質的改善等，藉此確定 NbS 措施設計及評估的方向。

第三階段：制定行動計畫

在這個階段，本研究將開始制定具體的行動計畫。首先，可以參考 Morello et al. (2020) 整理在不同尺度下可使用之 NbS 措施，從中選擇最適合實現改善目標的措施。當規劃者深入設計行動計畫的細節時，需要綜合考慮社會、生態系統、經濟等多個方面的交互影響。這包括對現狀進行基線評估和預期效益評估，這些評估可能包含對人類福祉的提升、生態多樣性的保育效果以及對全球目標的貢獻等。本研究在此階段則著重於應對防災減災、生態系退化等社會挑戰，以二維水理分析、生態系服務分析與可靠度分析進行效益評估，提供後續研究參考。同時，規劃者也需要確認潛在的成本和收益，並針對實施區域和區域外進行風險辨識及管理。在計畫的設計中，規劃者也必須考慮到其它互補措施、不同部門之間的協作，以及多元的



資金來源。最後，規劃者將根據效益評估的結果，公正地權衡各種設計方案可能帶來的效益和影響，以確保所選擇的行動計畫相對於其他備選方案更加可行和合理。

第四階段：實施行動計畫

在這個階段，位於實施 NbS 行動計畫的前後，規劃者將建立監測機制，以確保 NbS 能夠滿足預期效益。並且在啟動計畫前，需要與利害關係人取得共識，建立明確的申訴反饋機制，若 NbS 的尺度超過管轄範圍，則須與管轄區外受影響之利害關係人建立聯合決策機制。除此之外，若執行行動計畫將受到政策、法律或法規之約束導致窒礙難行時，會需要通過跨區域及部會合作，共同促進政策和法規完善，使 NbS 與政策與法規所提供之背景兼容，才能使它們展現預期之效果，並確保 NbS 的永續性和延續性。在階段的最後，將實施 NbS 措施以及監測機制。

第五階段：監測與評估

在這個階段，規劃者需要定期的監測與評估 NbS 行動計畫實際實施後對人類福祉、生物多樣性帶來之成效，以確保達成改善目標，以及對自然造成非預期的負面影響。針對 NbS 行動計畫之規劃以及各項保障措施分析社會、經濟、環境變化和利害關係人的參與，證明 NbS 對人類福祉、氣候變遷、生物多樣性和人權等相關的國家及全球目標有所貢獻，並定期檢視是否遵守商議之權衡條件且不破壞整體 NbS 之穩定性。此外，通過監測與評估之成果進行適應性之管理，反覆調整、學習與修正。最後，公開分享和交流經驗教訓，將可促進 NbS 的推廣與主流化，帶來更多積極的改變。

此流程不僅適用於磺溪流域的特定案例，還可作為應對防災減災和生態系退化等社會挑戰的導入步驟。該流程有助於規劃和評估自然解方 (NbS) 措施，以應對不斷變化的環境挑戰，期望推動 NbS 的推廣和主流化，從而促進全球環境和社會目標的實現，實現更加永續的未來。



3.2 NbS 效益評估方法

為評估自然解方設計方案對磺溪舊河道的改善效益，本研究的二維水理分析採用 HEC-RAS 2D 模式評估磺溪下游土地淹水面積；生態系服務分析採用 InVEST 軟體評估碳儲存量、土壤保持、棲地品質等生態系服務指標；可靠度分析結合 HEC-RAS 2D 模式與 DF-AK-PSO-HHs 方法評估可靠度指標，並將成果轉換為安全係數。評估過程如圖 3-2 所示。

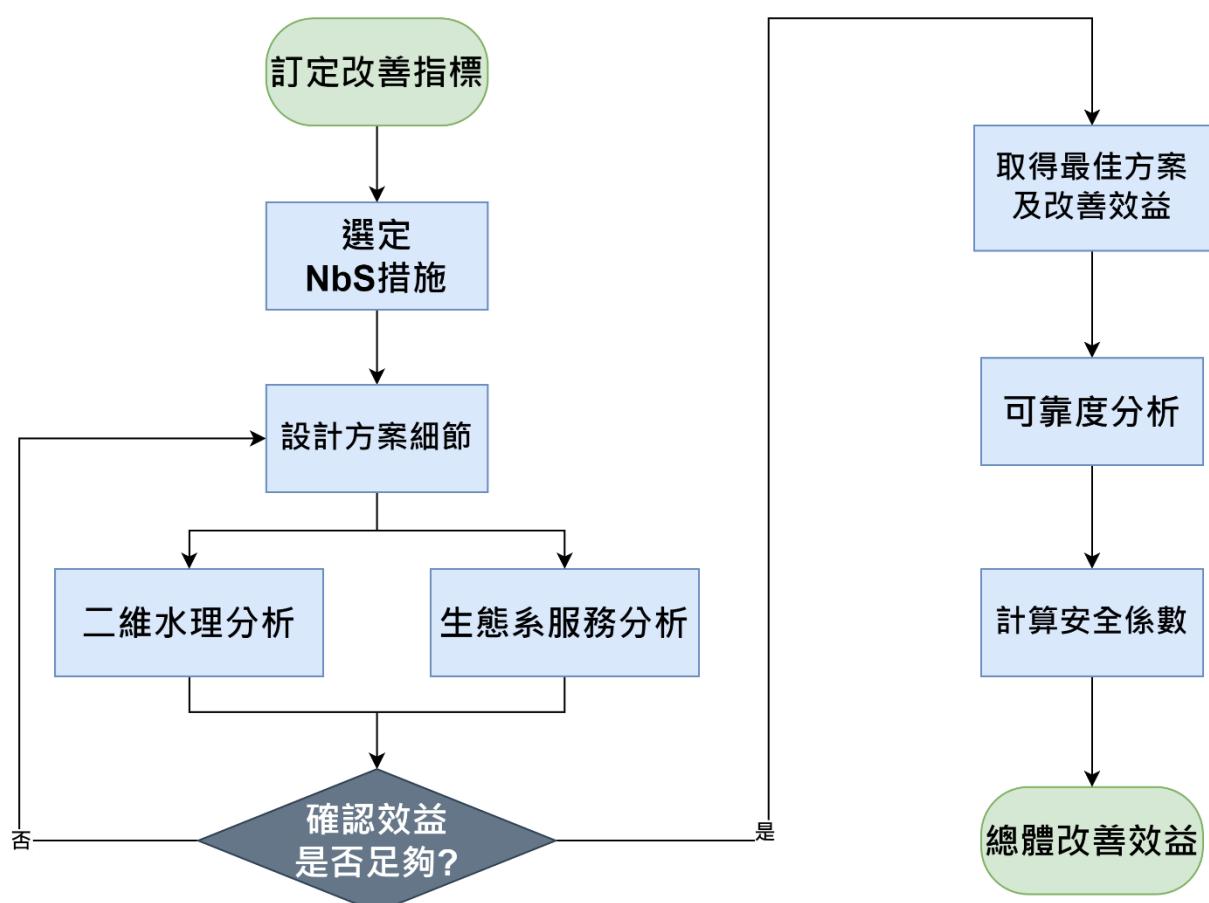


圖 3-2 NbS 效益評估流程圖

3.3 二維水理分析

本研究採用美國陸軍工程兵團水文工程中心開發之 HEC-RAS 2D 模型，HEC-RAS 的二維變量建模係透過隱式有限體積法來求解二維淺水方程式(Shallow Water Equations, SWE) 或擴散波方程式 (Diffusion Wave Equations, DWE)。雖然擴散波



方程式為 HEC-RAS 2D 之預設設定，具有模擬時間短、穩定性高等優點，但考量本研究位於較為平緩的流域下游，水流的垂直尺度遠小於水平尺度，且為了準確計算自然解方措施周圍複雜流況對淹水水深和流速的影響，因此選擇使用較為複雜的淺水動量方程設定進行二維變量流演算。主要採用之控制方程式說明如下：

一、連續方程式

若流體為二維不可壓縮之變量流，其連續方程式如下所示

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = q \quad \text{式 3-1}$$

式中，H 為水面高程，t 為時間，h 為斷面水深，u、v 分為 x、y 坐標方向之速度分量，q 為外部通量。

若以向量形式描述上式，連續方程式則表示為

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \nabla \cdot (hV) = q \quad \text{式 3-2}$$

式中， $V = (u, v)$ 為二維速度向量， $\nabla = \left(\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y} \right)$ (二維情況下)。

二、淺水動量方程式

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -g \frac{\partial H}{\partial x} + v_t \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) - C_f u + f_c v \quad \text{式 3-3}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial H}{\partial y} + v_t \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) - C_f v + f_c u \quad \text{式 3-4}$$

式中，H 為水面高程，t 為時間，u、v 分為 x、y 坐標方向之速度分量，g 為重力加速度， v_t 為黏滯係數， C_f 為底床摩擦係數， f_c 為科式參數。上式之物理意義由左至右可被歸納成局部加速度項、對流加速度項、水壓力項、渦流擴散項、摩擦力項、和科氏力項。其中，渦流擴散項之 v_t 計算公式如式 3-5 所示。



$$v_t = Du_* h$$

式 3-5

式中，D 為混和係數， u_* 為剪力速度，h 為斷面水深。

摩擦力項之 C_f 則可由底床摩擦係數公式和 Chezy 公式推導為式 3-6。

$$C_f = \frac{n^2 g |V|}{R^{\frac{4}{3}}} \quad \text{式 3-6}$$

式中，n 為曼寧粗糙度係數，g 為重力加速度，V 為速度向量，R 為水力半徑。

而科氏力項之 f_c 是描述流體質點在旋轉體中受慣性力產生之偏移，計算如式 3-7 所示。

$$f_c = 2\omega \sin\varphi \quad \text{式 3-7}$$

式中，地球恆星角速度 $\omega = 0.00007292 \text{ (1/s)}$ ， φ 為緯度。

3.3.1 評估流程

本研究以「具有滯洪功能的人工濕地」為礦溪舊河道之規劃構想，此小節為二維水理分析之方法與過程，分析流程如圖 3-3 所示。

首先，本研究嘗試不同的設計方法，包括升降舊河道入口處的堤防高度、建造蓄洪池、增加溢淹空間等，並使用 HEC-RAS 2D 模型進行建模。使用二維變量流功能，模擬採用 50 年重現期和 2 年重現期兩種流量情境，並將模擬成果之最大水深圖層輸出。

透過對 HEC-RAS 模擬結果進行圖層裁剪、重新分類、圖層計算器等處理，可以獲得設計方案的改善指標「土地淹水面積」。這裡的土地淹水面積定義為 HEC-RAS 模擬範圍減去河流和舊河道的範圍，剩餘範圍內的淹水面積，詳細說明於 3.3.3 節。



接下來，將設計方案的土地淹水面積減去基線（baseline）模型的土地淹水面積，以獲得改善效益。最後，權衡不同設計方案之間的改善效益，以選擇最優的設計方案。

基線模型係採用 3.3.2 節之模式參數設定，與民國 102~104 年之地文情境較為接近，而水文情境為民國 109 年公告之暴雨頻率分析成果，並採用與礮溪計畫流量相同計算方式，定義基線模型為礮溪下游處於防洪設施較不完備的狀態。

初步評估結果顯示，增加溢淹空間對於礮溪下游的淹水模擬改善效果最為顯著。因此，本研究進一步詳細設計了濕地方案，結合利害關係人的改善願景規劃自行車道與種植植生，模式修改細節詳述於 4.2.4 節，並按照相同的流程獲取濕地設計方案的改善效益。

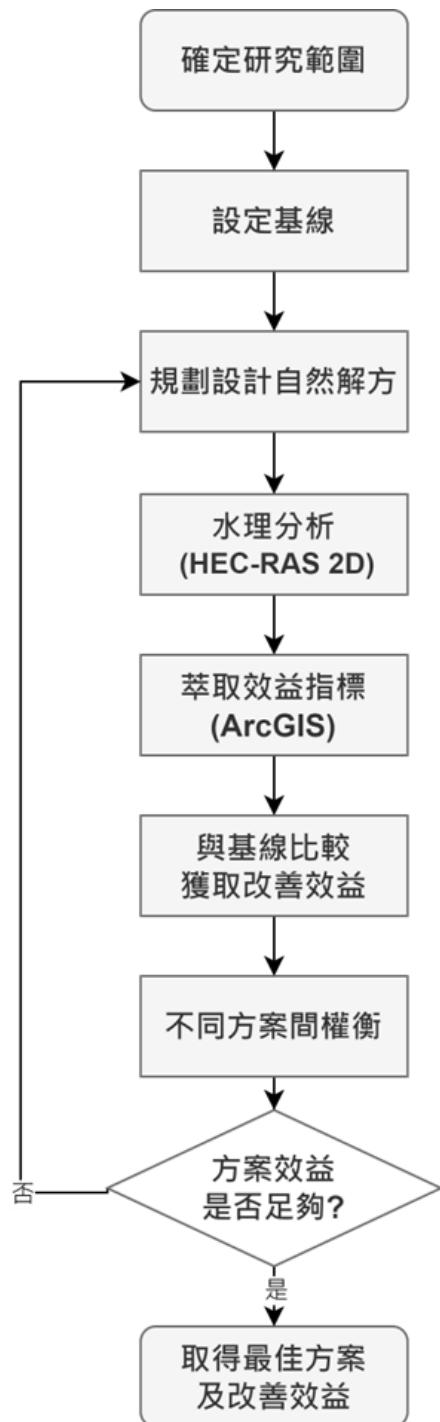


圖 3-3 二維水理分析流程



3.3.2 HEC-RAS 2D 模式參數設定

一、水文參數

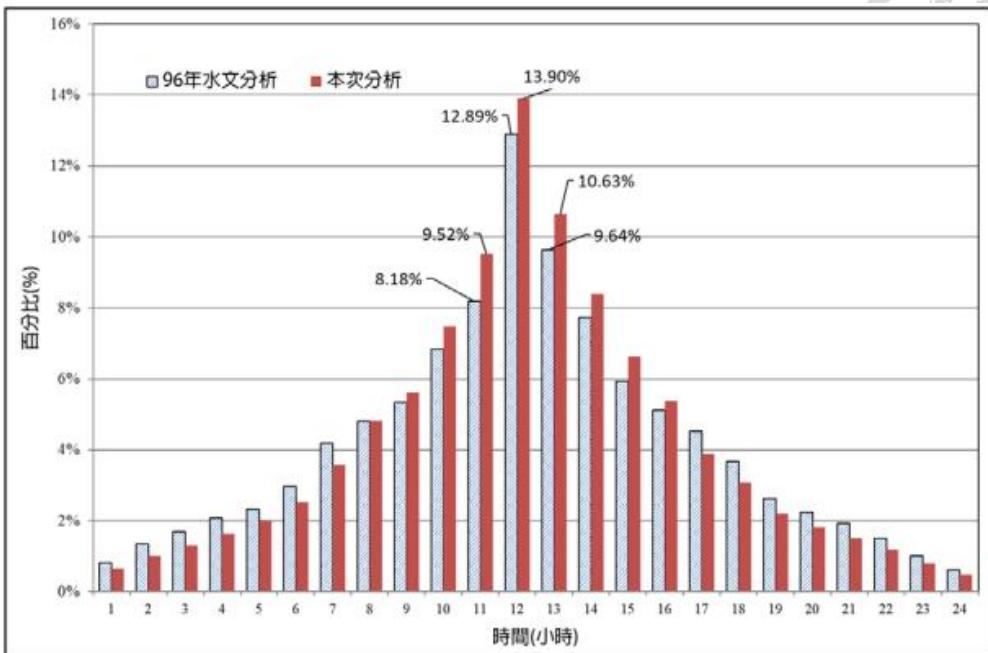
參考民國 109 年辦理之「礑溪水系風險評估」，其中公告礑溪之暴雨頻率分析成果，整理於表 3-1。本模擬選擇入流為清水坑溪匯流前控制點，採用極端值 I 型之最大一日暴雨量，並且採用之同位序平均法設計雨型及修正三角形歷線，如圖 3-4 及表 3-2 所示，流量歷線之計算過程與礑溪計畫流量相同。

表 3-1 矽溪流域 24 小時暴雨分析結果

| 控制點 | 分佈機率 | 重現期距(年) | | | | | | | |
|-----------------|---------|---------|-------|-------|-------|-------|--------|---------|---------|
| | | 2 | 5 | 10 | 20 | 25 | 50 | 100 | 200 |
| 河口 | 二參數對數常態 | 272.4 | 396.5 | 482.6 | 567.6 | 595.0 | 681.2 | 769.3 | 859.9 |
| | 對數皮爾遜三型 | 265.1 | 382.2 | 474.3 | 574.2 | 608.5 | 722.7 | 850.0 | 992.3 |
| | 極端值一型分佈 | 279.0 | 418.9 | 511.6 | 600.5 | 628.7 | 715.6 | 801.9 | 887.8 |
| 西勢溪 匯流前 | 二參數對數常態 | 278.7 | 407.4 | 496.9 | 585.4 | 614.0 | 704.0 | 796.0 | 890.8 |
| | 對數皮爾遜三型 | 272.4 | 395.0 | 489.9 | 591.8 | 626.5 | 741.3 | 867.9 | 1,008.0 |
| | 極端值一型分佈 | 285.8 | 431.1 | 527.2 | 619.5 | 648.7 | 738.9 | 828.4 | 917.5 |
| 清水溪 匯流前 | 二參數對數常態 | 290.7 | 433.6 | 534.4 | 635.1 | 667.8 | 771.2 | 877.8 | 988.2 |
| | 對數皮爾遜三型 | 284.3 | 419.4 | 525.3 | 640.1 | 679.5 | 810.2 | 955.4 | 1,117.4 |
| | 極端值一型分佈 | 300.0 | 462.2 | 569.7 | 672.7 | 705.4 | 806.1 | 906.0 | 1,005.6 |
| 三和橋 | 二參數對數常態 | 307.0 | 455.5 | 559.9 | 663.9 | 697.7 | 804.2 | 913.8 | 1,027.1 |
| | 對數皮爾遜三型 | 304.7 | 451.1 | 558.4 | 668.9 | 705.5 | 823.4 | 948.3 | 1,081.4 |
| | 極端值一型分佈 | 316.3 | 484.7 | 596.1 | 703.0 | 737.0 | 841.5 | 945.2 | 1,048.5 |
| 清水坑 溪 匯流前 | 二參數對數常態 | 380.8 | 558.3 | 682.0 | 804.6 | 844.3 | 969.1 | 1,097.0 | 1,228.7 |
| | 對數皮爾遜三型 | 392.2 | 575.3 | 689.0 | 791.6 | 822.9 | 915.9 | 1,003.4 | 1,086.4 |
| | 極端值一型分佈 | 390.8 | 591.4 | 724.2 | 851.6 | 892.0 | 1016.5 | 1140.0 | 1,086.4 |

單位：mm

資料來源：礑溪水系風險評估，經濟部水利署第十河川局(民國 109 年)；本研究整理。



資料來源：礑溪水系風險評估，經濟部水利署第十河川局(民國 109 年)

圖 3-4 矽溪流域 24 小時暴雨同位序法設計雨型圖

表 3-2 清水坑溪匯流前修正三角形單位歷線成果

| D=1.0 | 時間(hr) | U(1,t) (cms) |
|---------|--------|--------------|
| 清水坑溪匯流前 | 0 | 0.00 |
| | 0.25 | 2.53 |
| | 0.5 | 7.94 |
| | 0.75 | 13.05 |
| | 1 | 16.75 |
| | 1.25 | 10.82 |
| | 1.5 | 5.68 |
| | 1.75 | 1.88 |
| | 2 | 0.09 |
| | 2.25 | 0.00 |
| | 2.5 | 0.00 |
| | 2.75 | 0.00 |
| | 3 | 0.00 |
| | 3.25 | 0.00 |
| | 3.5 | 0.00 |
| | 3.75 | 0.00 |
| | 4 | 0.00 |

資料來源：矽溪水系風險評估，經濟部水利署第十河川局(民國 109 年)；本研究整理。



為模擬真實情況，先使用大尺度之 HEC-RAS 模型模擬礑溪主流 50 年重現期及 2 年重現期之流量，入流於清水坑溪匯流前控制點，出流於礑溪 40 號橋附近，曼寧粗糙係數設定為 0.04，模擬範圍如圖 3-5 所示。再根據礑溪控制點累計集水區面積估算礑溪主流、清水溪及西勢溪之流量比例，將大尺度 HEC-RAS 模型之出流歷線成果依 $1:0.3079:0.1916$ 的比例分配，做為本次評估模型之入流歷線，共設定三個入流口，以及 2 年和 50 年兩種重現期距，各入流口之流量歷線彙整於表 3-3。



圖 3-5 磓溪大尺度 HEC-RAS 模型模擬範圍



表 3-3 評估模型之入流歷線

| 單位:cms 時間(hr) | 兩年重現期 | | | 五十年重現期 | | |
|------------------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|
| | 礦溪主流 | 清水溪 | 西勢溪 | 礦溪主流 | 清水溪 | 西勢溪 |
| 00:00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 01:00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 02:00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 03:00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 14.96 | 4.61 | 2.87 |
| 04:00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 21.32 | 6.56 | 4.08 |
| 05:00 | 6.43 | 1.98 | 1.23 | 27.83 | 8.57 | 5.33 |
| 06:00 | 9.65 | 2.97 | 1.85 | 36.49 | 11.23 | 6.99 |
| 07:00 | 15.21 | 4.68 | 2.91 | 52.20 | 16.07 | 10.00 |
| 08:00 | 23.83 | 7.34 | 4.56 | 73.84 | 22.73 | 14.15 |
| 09:00 | 31.70 | 9.76 | 6.07 | 93.92 | 28.91 | 17.99 |
| 10:00 | 41.71 | 12.84 | 7.99 | 121.80 | 37.50 | 23.33 |
| 11:00 | 56.09 | 17.27 | 10.74 | 158.47 | 48.79 | 30.36 |
| 12:00 | 81.23 | 25.01 | 15.56 | 226.74 | 69.80 | 43.43 |
| 13:00 | 80.79 | 24.87 | 15.48 | 215.30 | 66.28 | 41.24 |
| 14:00 | 63.74 | 19.62 | 12.21 | 171.46 | 52.79 | 32.85 |
| 15:00 | 49.50 | 15.24 | 9.48 | 135.16 | 41.61 | 25.89 |
| 16:00 | 38.78 | 11.94 | 7.43 | 108.19 | 33.31 | 20.72 |
| 17:00 | 29.07 | 8.95 | 5.57 | 81.43 | 25.07 | 15.60 |
| 18:00 | 20.93 | 6.44 | 4.01 | 61.12 | 18.81 | 11.71 |
| 19:00 | 15.03 | 4.63 | 2.88 | 44.92 | 13.83 | 8.61 |
| 20:00 | 10.20 | 3.14 | 1.95 | 33.77 | 10.40 | 6.47 |
| 21:00 | 7.50 | 2.31 | 1.44 | 26.69 | 8.22 | 5.11 |
| 22:00 | 5.38 | 1.66 | 1.03 | 20.90 | 6.43 | 4.00 |
| 23:00 | 3.51 | 1.08 | 0.67 | 14.89 | 4.58 | 2.85 |
| 00:00 | 1.81 | 0.56 | 0.35 | 8.77 | 2.70 | 1.68 |
| 01:00 | 0.84 | 0.26 | 0.16 | 4.28 | 1.32 | 0.82 |
| 02:00 | 0.46 | 0.14 | 0.09 | 1.99 | 0.61 | 0.38 |



二、地文參數

本模擬使用 102 年至 104 年辦理「國土保育地質敏感區調查分析計畫」完成之非莫拉克災區之高解析度數值地形，採用礦溪流域 1 公尺解析度之數值高程模型，模擬範圍涵蓋礦溪下游區域，如圖 3-6 所示。此外，因數值高程模型在清水溪河道與礦清路交界處有部分橋樑高程消除錯誤之情形，可能導致模擬與實際情況不相符，故通過交界處前後河床高程內插作地形修正。

為模擬較為真實之情境，本模擬使用民國 110 年 12 月國土利用現況調查成果之土地利用圖資，將模擬範圍之土地覆蓋分為荒地、草地、開放水域、建地與道路以及森林等五種類型，並參考 HEC-RAS 手冊對於不同土地覆蓋建議之曼寧糙度係數，依照各土地覆蓋類型賦予不同曼寧糙度係數，如表 3-4 所示。



圖 3-6 評估模型模擬範圍

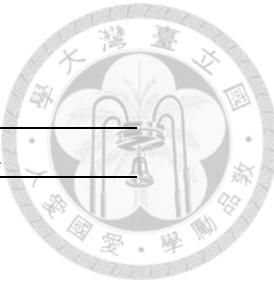


表 3-4 評估模型設定之曼寧粗糙係數

| 項目 | 土地覆蓋類型 | 手冊建議值 | 採用值 |
|----|--------|-------------|-------|
| 1 | 荒地 | 0.023-0.030 | 0.025 |
| 2 | 草地 | 0.025-0.05 | 0.035 |
| 3 | 開放水域 | 0.025-0.05 | 0.04 |
| 4 | 建地與道路 | 0.12-0.20 | 0.15 |
| 5 | 森林 | 0.10-0.16 | 0.16 |

3.3.3 效益指標

為了評估並量化自然解方措施對磺溪下游淹水潛勢的改善效益，本研究以「土地淹水面積」作為效益指標。本研究將土地淹水面積定義為除了河道、河流漫灘地以及舊河道規劃區域之外的土地範圍內淹水之面積。所聚焦的土地範圍包括居民區、農耕用地、道路和漁港等重要保全對象，若發生淹水可能對生命和財產造成嚴重損害。將使用這一指標來評估自然解方措施對於改善磺溪下游淹水潛勢的效益。

指標萃取方式說明如下：

首先，將 HEC-RAS 二維模式模擬成果之最大淹水深度圖資匯出，使用 ArcGis 圖資裁剪功能將模擬成果減去河道、河流漫灘地和舊河道的範圍（圖 3-7 中的河道區域），獲取剩餘範圍內的淹水面積，並採用與經濟部水利署第三代淹水潛勢圖相同之淹水深度分級，將模擬之最大淹水深度成果重分類再統計各級距內淹水面積作為指標。使用上述步驟萃取之土地淹水面積分佈如圖 3-7 所示。

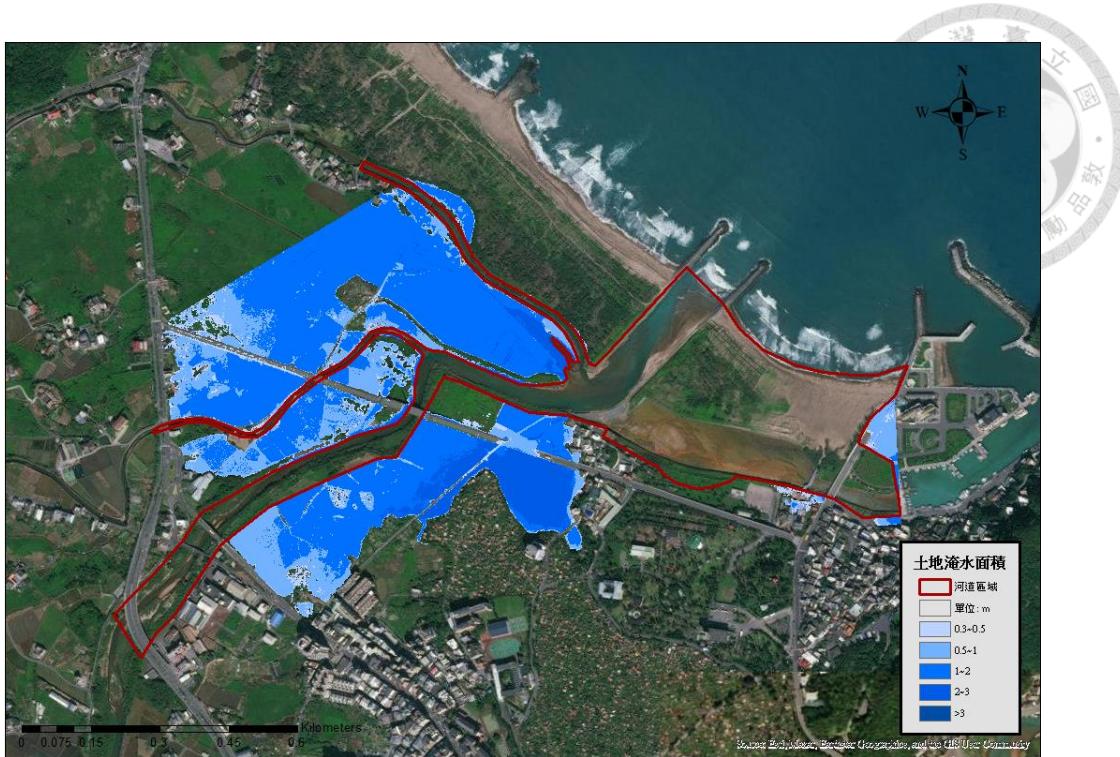


圖 3-7 土地淹水面積示意圖

3.4 生態系服務分析

本研究採用之 InVEST 軟體由美國史丹佛大學、明尼蘇達大學、美國民間保育組織大自然保護協會(The Nature Conservancy) 和世界自然基金會(World Wildlife Fund, WWF) 等機構共同進行之「自然資本計畫(The Natural Capital Project)」於 2007 年聯合開發而成，全名為生態系服務綜合評價與權衡工具(The Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Tool)，是一套免費、開源的軟體模型，用於繪製並評估支持並滿足人類生活的大自然提供的物品和服務的價值。採用生產函數方法來量化和評估生態系服務。InVEST 的多服務、模組化設計為平衡這些不同實體的環境和經濟目標提供了一個有效的工具。

3.4.1 評估流程

本研究以「具有滯洪功能的人工濕地」為礦溪舊河道之規劃構想，並考量設計方案能夠帶來之生態系服務價值。此小節為生態系服務分析之方法與過程，透過 InVEST 模式評估各項生態系服務之改善效益，分析流程如圖 3-8 所示。



結合二維水理分析成果，同樣選擇增加溢淹空間之濕地設計方案。依照選定之功能收集並處理所需資料，如土地覆蓋、碳庫、降雨侵蝕分布、土壤侵蝕分布等圖資及參數表。

基線模型係採用民國 110 年 12 月國土利用現況調查成果之土地利用圖資，將礦溪舊河道之土地覆蓋分為荒地、草地、開放水域、建地與道路以及森林等五種類型及 3.4.2 節之模式參數設定，基線模型代表礦溪舊河道在民國 110 年之情境。而濕地設計方案則是採用調整後之土地覆蓋（如 4.2.4 節所述），定義為礦溪舊河道導入溼地設計方案後之情境。

接下來，輸入資料與參數，使用 InVEST 模式。由於濕地碳匯是非常重要的生態系服務，將能幫助減少溫室氣體、緩解氣候變遷，在未來也許還能通過碳權交易增加方案整體的經濟表現。此外，利害關係人十分關心舊河道的泥砂淤積問題以及營造舊河道做為環境教育場域與優良野生動物（如候鳥）棲息地之期望。本研究將著重評估濕地設計方案及基線之「碳儲存與吸存」、「土壤保持」、「棲息地品質」等生態系服務指標。

最後，將設計方案之生態系服務價值與基線（baseline）相減，以獲取改善效益。

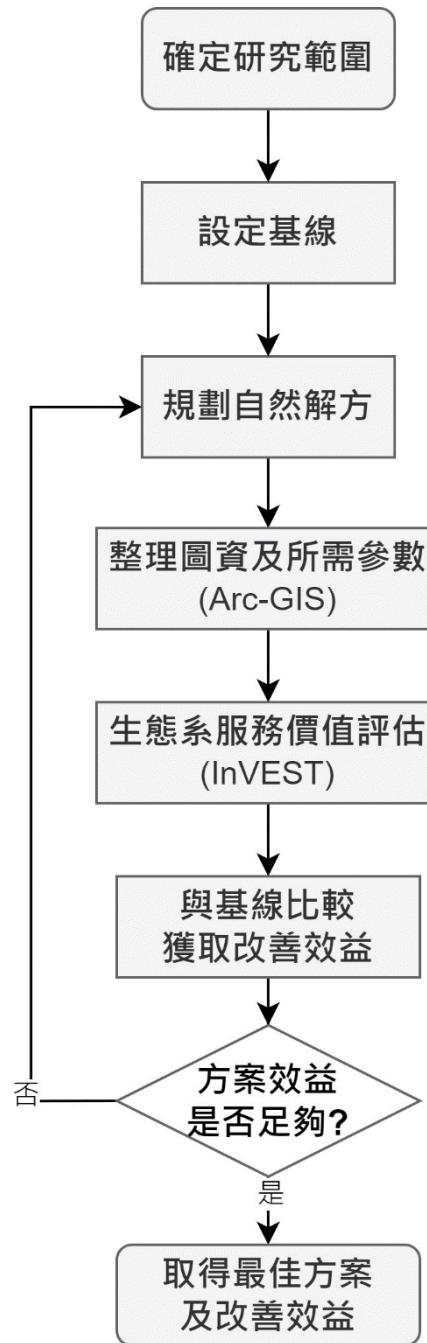


圖 3-8 生態系服務分析流程



3.4.2 InVEST 模式參數設定

一、碳儲存與吸存

以碳儲存與吸存分析為例，InVEST 碳儲存與吸存模型之設定介面如圖 3-9，需要土地覆蓋圖資與不同土地覆蓋類型之「地上部生物量」、「地下部生物量」、「土壤有機質」及「死有機質」等四種碳庫之年碳吸存量參數。依據聯合國政府間氣候變遷小組（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）定義四種碳庫說明如表 3-5。本研究參考魏好庭（2022），以及(Adame et al., 2015)，濕地部分採用草生沼澤之碳儲存量做為碳庫設定，可將各土地覆蓋類型對應之碳庫量設定如表 3-6。



圖 3-9 碳儲存與吸存模型之設定介面



表 3-5 IPCC 碳庫類型定義

| 碳庫類別 | | 說明 |
|-------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 生物量 (Biomass) | 地上生物量 (Aboveground biomass) | 所有活植被的生物量，包括木本和草本植物，地上部分包括樹幹、樹樁、枝幹、樹皮、種子和葉片。 註：當森林下層植被的生物量相對較少時，可以接受某些方法和相關數據用於某些森林地塊中，前提是這些方法在整個時間序列中一致。 |
| | 地下生物量 (Belowground biomass) | 所有活根的生物量。建議排除直徑小於 2 毫米的細根，因為這些根在經驗上難以與土壤有機質或枯落物區分開。 |
| 死有機質 (Dead organic matter) | 枯木 (Dead wood) | 包括所有不包含在地上生物量中的非活木質生物質，不論是站立的、躺在地上的還是埋在土壤中的。枯木包括躺在地面上的木頭、死根和樹樁，直徑大於等於 10 公分。 |
| | 枯落物 (Litter) | 包括所有非活生物質，尺寸大於土壤有機質的限制（建議 2 毫米）且小於選擇的枯木最小直徑（例如 10 公分），以不同的分解階段躺在礦質土壤或有機土壤中。這包括文獻中通常定義的小層次。直徑小於枯木最小直徑的細根和枯落物被包含在枯落物中，因為在經驗上無法將它們區分開。 |
| 土壤 (Soil) | 土壤有機質 (Soil organic matter) | 包括礦質土壤中的有機碳，是由國家選擇並在整個時間序列中一致的。有機土壤中的有機碳，包括 2 毫米以下的活細根和枯木細根以及枯落物，當它們在經驗上無法區分時，會包含在土壤有機質中。預設的土壤深度為 30 公分。 |

資料來源：2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories

表 3-6 各項土地覆蓋類型對應之碳庫量(Mg/ha)

| 土地覆蓋 | 地上碳庫量 | 地下碳庫量 | 土壤碳庫量 | 有機體碳庫量 |
|------|-------|-------|-------|--------|
| 農地 | 47 | 4 | 73 | 1 |
| 森林 | 134 | 86 | 109 | 41 |
| 草地 | 4 | 4 | 16 | 1 |
| 水域 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 建地 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| 荒地 | 1 | 1 | 5 | 0 |
| 濕地 | 38.2 | 0 | 298.3 | 0 |



二、土壤保持

土壤保持模型首先基於數值高程模型（DEM）資料生成研究區域中土壤侵蝕泥沙的空間分佈，根據修正通用土壤流失公式(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)計算每個柵格單元土壤侵蝕泥沙量，並通過空間關聯指數 IC 計算泥沙遞移率(Sediment Delivery Ratio, SDR)，進而估算該範圍每年所輸出之泥沙總量。這個模型有助於量化自然景觀對防止泥沙淤積的生態系服務功能。InVEST 之設定介面如圖 3-10 和圖 3-11 所示。

進行評估需要輸入 DEM 圖資、降雨沖蝕指數(R)、土壤沖蝕指數(K)等多項參數，本研究在基線部分使用 102 年至 104 年完成之非莫拉克災區之高解析度數值地形，濕地設計方案之數值地形則透過 HEC-RAS 調整地形檔案後輸出。使用行動水保服務網查詢舊河道周圍共 20 個點之降雨沖蝕指數(R)以及土壤可蝕性(K)，然後通過 Kriging 空間插值法內插產製研究範圍內降雨沖蝕指數(R)以及土壤可蝕性因子(K)分布圖資。最後，參考水保手冊設定各土地覆蓋類型之「覆蓋與管理因子」與「水土保持處理因子」如表 3-7，即可取得 InVEST 的計算之結果。

表 3-7 覆蓋與管理因子(C)與水土保持處理因子(P)參數表

| 土地覆蓋 | 覆蓋與管理因子 (C) | 水土保持處理因子 (P) |
|------|----------------|-----------------|
| 農地 | 0.1 | 1 |
| 森林 | 0.01 | 1 |
| 草地 | 0.01 | 1 |
| 水域 | 1 | 1 |
| 建地 | 0.01 | 1 |
| 荒地 | 1 | 1 |
| 濕地 | 0.01 | 1 |



圖 3-10 泥沙遞移率模型之設定介面(1)

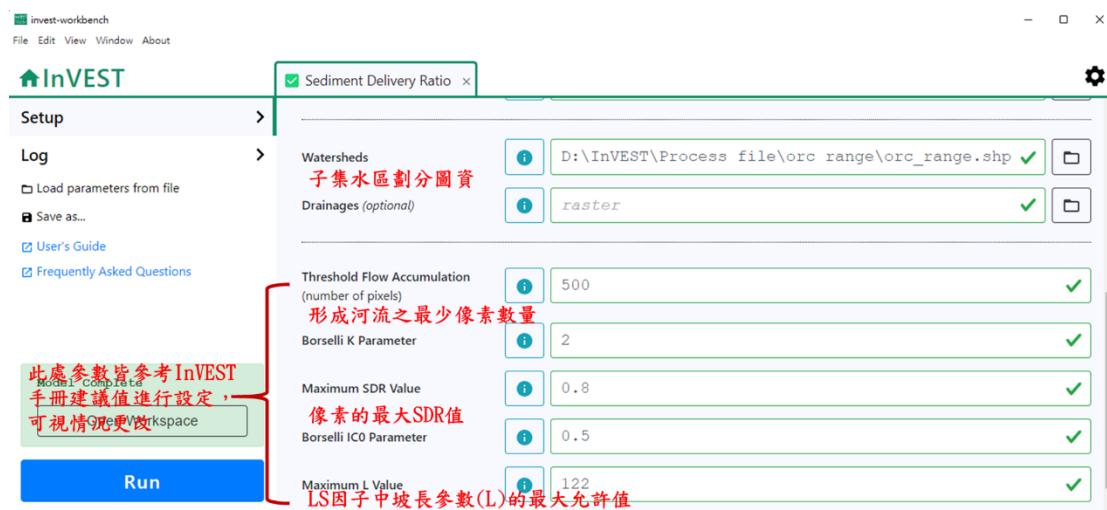


圖 3-11 泥沙遞移率模型之設定介面(2)

三、棲地品質

生物多樣性與生態系統為人類提供各種服務，兩者具有緊密且相互依存的關係，這種關聯對於人類社會的永續發展至關重要。生物多樣性的評估是一項複雜的任務，然而，其本質帶有空間特徵，因此，InVEST 模型透過對土地利用資料的分析，以及該土地利用對生物多樣性的威脅程度，提供了一種有效的工具。InVEST 模型以棲地品質和棲地稀缺性作為指標，用於反映生物多樣性的狀態，將評估研究區域各種棲地類型或植被類型的範圍以及各種棲地類型分別的退化程度。具體來



說，棲地品質和棲地稀缺性模式主要受四個因素所影響，包含各種威脅之間的相對影響、每一種棲地類型對每一種威脅的相對敏感度、棲地網格與威脅源之間的距離、棲地網格受到的合法保護的程度。InVEST 之設定介面如圖 3-12。

模式需要輸入威脅源表格及敏感度表格，通過衛星影像判識研究範圍內並無實際農耕用地，因此，本研究參考(Tang et al., 2020)、(Bai et al., 2019)等研究之設定參數，定義研究範圍內土地覆蓋類型為農地、森林、草地以及濕地之區域為棲地，賦予不同棲地適合度之起始值，其餘建地及荒地則定義為威脅源，另外，建地類別屬道路部分依主要道路和自行車道分別設定不同威脅程度，共 4 種棲地威脅源。半飽和常數參考手冊建議值做設定。彙整棲地敏感性設定之參數於表 3-8，以及威脅源設定之參數於表 3-9。



圖 3-12 棲地品質模型之設定介面

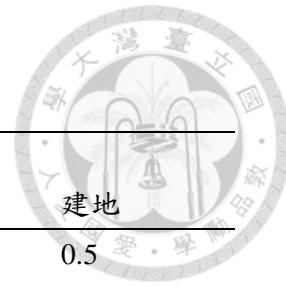


表 3-8 樓地敏感性設定參數表

| 土地覆蓋 | 樓地適合度 | 樓地敏感度 | | | |
|------|-------|-------|------|-----|-----|
| | | 主要道路 | 自行車道 | 荒地 | 建地 |
| 農地 | 0.8 | 0.3 | 0.3 | 0.5 | 0.5 |
| 森林 | 1 | 0.4 | 0.4 | 0.8 | 0.9 |
| 草地 | 0.8 | 0.3 | 0.3 | 0.5 | 0.5 |
| 水域 | 1 | 0.5 | 0.5 | 0.7 | 0.7 |
| 建地 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 荒地 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 濕地 | 1 | 0.4 | 0.4 | 0.7 | 0.8 |

表 3-9 樓地威脅源設定參數表

| 威脅源 | 最大影響距離 | 權重 | 遞減迴歸式 |
|------|--------|-----|-------|
| 主要道路 | 4 | 0.4 | 指數遞減 |
| 自行車道 | 2 | 0.2 | 指數遞減 |
| 荒地 | 3 | 0.5 | 指數遞減 |
| 建地 | 8 | 0.8 | 指數遞減 |

3.5 可靠度分析

在進行可靠度分析時，需要反覆執行定然性分析來獲得大量樣本，以提供準確的分析結果（包括失效機率 P_f 和可靠度係數 β ），例如蒙地卡羅分析。然而，對於複雜結構的可靠度分析，數值計算往往需要耗費大量時間，這對工程實務來說是一大挑戰。因此，本研究採用(Thedy & Liao, 2023)開發之「基於空心超球空間的 PSO 增強 DoE 的無分佈自適應克利金法」（簡稱 DF-AK-PSO-HHS）可靠度分析演算法。此方法具有多項優點，例如應用粒子群演算法 (Particle Swarm Optimization, PSO) 來查找最佳訓練樣本池，從而消除對樣本池的依賴並降低克利金法評估次數。此外，使用空心超球空間 (Hollow-Hypersphere Space, HHS) 來制定環形區域以減少 PSO 搜索範圍，不僅排除了半徑為 β_1 的外圈區域，還排除了半徑為 β_2 的內圈範圍。此設計通過減少搜索空間來提高 PSO 效率，同時， β_2 還能在克利金模型建立後執



行基於徑向之重要性採樣 RBIS，以計算可靠度評估中的失效機率。相較於傳統應用的 AK-MCS 方法，此方法具有更高的計算效率。

3.5.1 評估流程

本研究通過 MAT-LAB 語法與 HEC-RAS 2D 模型連結，能夠達成隨機變數（暴雨量、暴雨雨型、曼寧粗糙係數）的自動賦值、執行 HEC-RAS 模擬、紀錄模擬成果作為樣本並進行可靠度分析。此方法實現模擬和分析過程的自動化，大幅減少計算和時間成本，具體分析流程如圖 3-13 所示。

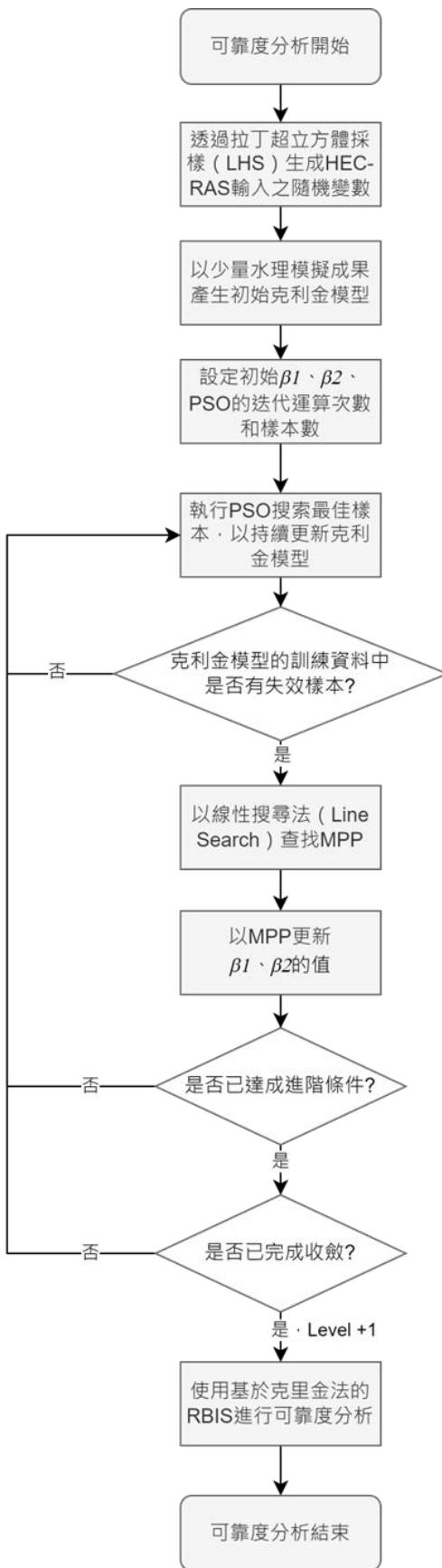


圖 3-13 可靠度分析流程



3.5.2 參數設定

為充分評估自然解決方案在降低淹水風險方面的效能，本研究建立 HEC-RAS 基線模型與濕地設計模型，並透過 MATLAB 連結，執行自適應克利金可靠度分析。以下將提供具體的參數設定：

本研究透過 HEC-RAS 2D 模型建立了磺溪下游的洪水模型，用於多次模擬隨機暴雨情境下的淹水深度。進行可靠度分析時，需要明確定義洪水模型的失效條件。本研究主要關注清水農地與磺港漁港周邊的區域，首先定義失效函數 (G1) 為：在模型中，磺港漁港周邊的道路挑選一個網格作為代表，只要該網格的淹水深度超過 0.5 公尺，即視為失效。另外，定義失效函數 (G2) 為：在模型中，清水農地住宅區及磺港漁港周邊的道路各挑選一個網格作為代表，將其視為一系統，只要系統內任一網格的淹水深度超過 0.5 公尺，即視為失效。因此，模型的失效機率即為發生淹水的機率。

此外，現實世界中的水文地文情境非常複雜，充滿了高度不確定性。這種不確定性反映在模型輸入參數中，如降雨量、降雨型態、曼寧粗糙係數等等。為了考慮不同洪水情境，使模型更貼近實際情況，本研究將 50 年重現期之暴雨量、暴雨雨型之偏態係數 (Skewness) 和峰態係數 (Kurtosis)、五種土地覆蓋（荒地、草地、開放水域、建地與道路和森林）之曼寧粗糙係數等 8 項參數設定為隨機變數。其中，暴雨雨型的設定是通過分析 5 場代表性暴雨，使用 Huff 法、分配法、位序法以及修正位序法獲得 4 種暴雨設計雨型，再使用 SOS 演算法找出具有最小均方誤差的曲線，即為本研究所使用的暴雨雨型，分析成果如圖 3-14 所示。而各種土地覆蓋的曼寧粗糙係數將會在 HEC-RAS 手冊建議之範圍內產生隨機變數。

各隨機變數的具體設定詳見表 3-10，這些隨機變數作為二維水理模型的輸入參數，以更全面地模擬多變的洪水情境，評估洪水風險。

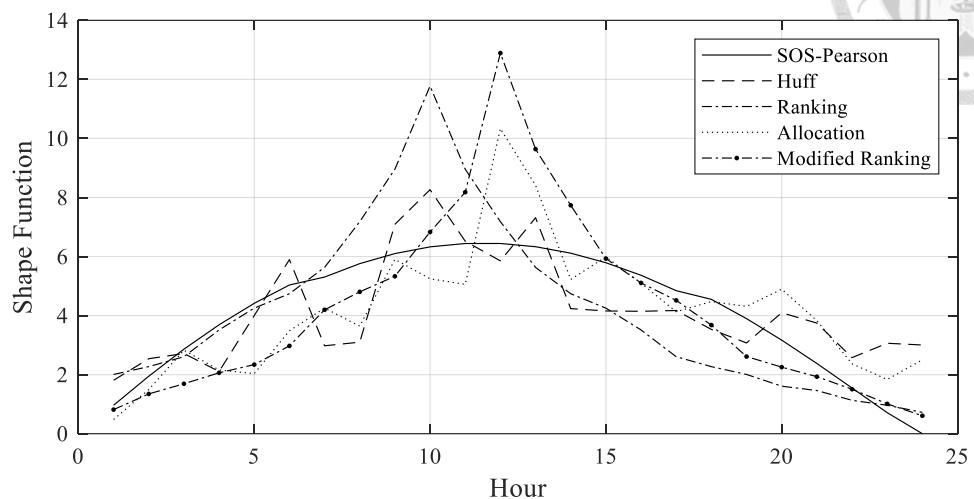


圖 3-14 磺溪流域 24 小時設計雨型

表 3-10 自適應克利金可靠度分析之輸入參數

| 隨機變數 | 均值 | 變異係數 | 下界 | 上界 | 機率密度函數 |
|-------------------|--------|------|-------|-------|--------|
| 暴雨量 | 1016.5 | 0.15 | 0 | 2000 | Beta |
| 曼寧粗糙係數 (荒地) | 0.025 | 0.15 | 0.018 | 0.035 | Beta |
| 曼寧粗糙係數 (草地) | 0.035 | 0.15 | 0.025 | 0.05 | Beta |
| 曼寧粗糙係數 (開放水域) | 0.04 | 0.15 | 0.025 | 0.05 | Beta |
| 曼寧粗糙係數 (建地與道路) | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.20 | Beta |
| 曼寧粗糙係數 (森林) | 0.16 | 0.15 | 0.10 | 0.16 | Beta |
| 暴雨雨型之 偏態係數 | 0.0424 | 0.15 | - | - | Normal |
| 暴雨雨型之 峰態係數 | 2.2746 | 0.15 | - | - | Normal |



3.5.3 研擬安全係數

因單一領域的思維已不符需求，分析時應考量跨領域的衝擊，因此，水文氣象風險分析有其必要性且其為一個複雜的系統工程。傳統上，經常使用安全係數考慮不確定性對設計的影響，以機率密度函式表示需求與容量。當需求大於容量時，系統即為失效狀態，此時系統的安全性由式 3-8 確認。

$$FS = \frac{\mu_R}{\mu_S} = \frac{R_N}{S_N} \quad \text{式 3-8}$$

其中， FS 為安全係數， μ_R 與 μ_S 為容量與需求的平均值， R_N 為容量的標稱強度， S_N 為需求的標稱強度。透過安全係數的設置，可以強制將容量與需求間的平均值距離加大，確保兩者重疊的區域不至過大(因此降低失效機率)。極限設計法 (Load and Resistance Factor Design, LRFD) 與安全係數具有類似的概念，但 LRFD 將容量與載重的不確定性進行區分，並進一步考慮不同載重間的不確定性，如式 3-9 所示。

$$\phi R_N \geq \gamma_D D + \gamma_L L \quad \text{式 3-9}$$

其中， ϕ 為折減係數， γ_D 為靜載重放大係數， γ_L 為活載重放大係數。

不同於安全係數法，可靠度分析應用於風險評估時，直接進行失效機率的計算。計算前一般先定義一個性能方程式(limit state function 或 performance function)。如式 3-10 所示，

$$M = R - S \quad \text{式 3-10}$$

其中 M 為一個新的隨機變數，失效機率的數學式可以表示為

$$P_f = \int_{M(x)<0} f_X(x) dx \quad \text{式 3-11}$$



由式 3-11 可知求解失效機率(可靠度)為一個積分的過程，現今已發展許多演算法取代直接積分，其中一個相對簡單且廣為接受的方法為藉由定義一個稱為可靠度指標(reliability index, β)的物理量來計算失效機率。可靠度指標的定義如下：

$$\beta = \frac{\mu_M}{\sigma_M} \quad \text{式 3-12}$$

如果與安全係數法比較，很明顯地，安全係數法關心的層面只到 μ_M 是否大於零，而可靠度指標進一步探討 μ_M 到零的距離(且以 σ_M 當作距離單位)。極限設計法(LRFD)中將系統的容量與需求假設為對數常態分佈，在此情形下，性能方程式一般定義為

$$\ln(M) = \ln(R) - \ln(S) \quad \text{式 3-13}$$

此時的可靠度指標為

$$\beta = \frac{\mu_{\ln(M)}}{\sigma_{\ln(M)}} = \frac{\lambda_R - \lambda_S}{\sqrt{\xi_R^2 + \xi_S^2}} = \frac{\ln\left(\frac{\mu_R}{\mu_S}\right)}{\sqrt{\ln[(1 + \delta_R^2)(1 + \delta_S^2)]}} \sqrt{\frac{1 + \delta_S^2}{1 + \delta_R^2}} \quad \text{式 3-14}$$

其中， $\lambda = \ln(\mu) - \frac{1}{2}\xi^2$ ， $\xi^2 = \ln(1 + \frac{\sigma^2}{\mu^2})$ ， δ 為變異係數(coefficient of variation)。

當變異係數不大時(<0.3)， $\ln(1 + \delta^2)$ 約等於 δ^2 ，此時，可靠度指標將等於

$$\beta \approx \frac{\ln\left[\frac{\mu_R}{\mu_S}\right]}{\sqrt{\delta_R^2 + \delta_S^2}} = \frac{\ln[F_S]}{\sqrt{\delta_R^2 + \delta_S^2}} \quad \text{式 3-15}$$

本研究採用自行研發的自適應克利金法計算可靠度指標並利用上述內容建立可靠度指標與安全係數或 LRFD 參數間的關係，考量氣候和地理條件下的不確定性因素，量化自然解方在 50 年重現期洪水情境下之安全性。



3.6 自我評估工具 (Self-Assessment Tools)

根據 NbS 全球標準使用指南(Angela et al., 2020)，該標準涵蓋 8 大標準和與各標準對應的 3~5 個相關指標，共 28 項指標。旨在作為一個簡單而有效的指導工具，用於設計、規模化和審核實際應用，尋找最佳實踐，幫助糾正和改進措施，以界定、識別和評估一個計劃或項目是否符合國際公認的 NbS 標準。使用者可以利用自我評估工具將該標準應用於措施生命週期中的各階段，如規劃設計新的自然解方、實施中的試點項目、驗證過去的項目及未來的提案時。該工具設計之精妙之處在於其能夠輕鬆地與現有的專案管理工具和技術方法一起使用，例如已完成的實證報告或經營管理系統，並做為評分之依據，從而將額外工作的需求降至最低。

為了讓使用者能夠估算欲評估的措施與 8 大標準的相符程度，並確定措施是否符合 IUCN 的 NbS 全球標準，IUCN 已開發了一個 Excel 表格形式的自我評估工具，使用者能夠確定措施有多少程度的符合各項指標（高度符合(strong)、基本符合(adequate)、部分符合(partial)、不符合(insufficient)）。此工具提供的結果以紅綠燈號表示，如圖 3-15 所示，幫助識別仍需改進的地方，並給出整體的相符程度，從而說明措施是否遵循 IUCN 的 NbS 全球標準。在填寫自我評估表時，藉由閱讀和思考指導問題，依照個別指標選擇填寫高度符合、基本符合、部分符合、不符合（對應大於 75%、50%-75%、25%-50% 和低於 25% 的評分），各指標的得分將會進行標準化處理，使各標準具有相同的權重，最後計算得分總和，得到總體評分的百分比，以表示相符程度。除了填寫評分外，需要敘述評分理由和提供相關的參考文件做為驗證方式。需特別注意，若措施在任一項指標的得分為「不符合」，則代表該措施不符合 IUCN 的 NbS 全球標準。



| 指標評分 (%) | | | 產出結果 |
|----------|-----------|------|-------------------|
| | ≥75 | 高度符合 | 措施遵循IUCN的NbS全球標準 |
| | ≥50 & <75 | 基本符合 | |
| | ≥25 & <50 | 部分符合 | |
| | <25 | 不符合 | 措施不遵循IUCN的NbS全球標準 |

圖 3-15 自我評估表之評分(Angela et al., 2020)

此外，儘管自我評估工具能夠識別和評估措施的設計是否符合 NbS 的資格，其作用更像是輔助性評估工具，並不能直接取代其他實務的指導標準、工具和方法。使用者應於規劃至實施的過程中，根據實際情況將自我評估工具與其他現有的實務標準和方法相結合，以確保措施的全面性和有效性。

針對自我評估表，根據 IUCN 指導之使用步驟及本研究應用該 Excel 表格之經驗，具體流程如下：

1. 首先，註冊使用者群組，並下載最新的自我評估工具。
2. 在「資源」子表單中，列出常用驗證方法和檔案位置：

表格中的灰色字部分列出了一些常見的必要文件類型，如生態多樣性基線評估、成本效益分析、利害相關者地圖等。為了透明度、可信度和進一步的工作，需要提供文件。

3. 在每個「標準」子表單中，針對每個指標行：
 - a. 回答指導問題並根據答案確定指標是否得到不足、部分、充分或強烈程度的解決。每個工作表中的評分指南描述了不同評分之間的差異。在指標行的評分框中，從下拉選單中選擇評分，評分會以紅綠燈號顯示。
 - b. 描述選擇評分的理由。
 - c. 列出提供指標評分驗證和支持所提供理由的文件、網站、內容、審核、研究等。



4. 查看「概覽」子表單以評估是否需要進一步的工作：

如果任何單一標準的匹配度為「不足」，則該措施不符合標準。無論百分比匹配如何，所有指標都必須至少得到部分解決。再使用蜘蛛圖來識別需要改進的地方。

5. 向召集項目發起人和相關利害關係人諮詢結果：

一些評分可能還需要更改、補充理由或提供驗證方法。需藉由共同參與的機會完成最後一列，列出對項目未來的任何已識別建議、機會和挑戰。

6. 向相關利害關係人（包括 IUCN）報告結果和經驗教訓：

為了透明度，請向相關利害關係人提供自我評估表。根據需要，也可以以 PPT 或 PDF 格式呈現結果和建議。如果將結果和經驗教訓與 IUCN 共享，可以提供進一步的指導，並且該措施可能被用於 IUCN 全球 NbS 標準的試點報告中。填寫調查表單有助於輕鬆分享結果和反饋，或者可以直接聯繫 IUCNNbS 小組 (NbSStandard@iucn.org)。

請注意，因本研究應用自我評估工具時，其仍處於草稿階段，故本研究收集關於評分表已公開的研究資訊(Le Gouvello et al., 2023; Luo et al., 2024)，將其彙整後以示意圖的方式呈現，**圖 3-16 及圖 3-17** 之呈現內容並非由 IUCN 正式發表的版本。實際使用自我評估工具時，Excel 表格的形式如**圖 3-16** 所示，藉由閱讀和思考指導問題，選擇與評分敘述最相符的選項，並在後方填寫給予評分的理由，同時提供幫助驗證的文件，總共 28 項指標的評分填寫完畢後即可完成自我評估。最後評估的成果如**圖 3-17** 所示，能夠看到被評分的措施在各項 NbS 全球標準的符合程度。

圖 3-16 自我評估工具（示意圖）

| 標準 | 評分 | 該標準總分 | 標準化評分 | 最終評分 |
|-------------|----|-------|-------|------|
| 1. 社會挑戰 | 7 | 9 | 0.78 | 0.8 |
| 2. 規模化設計 | 5 | 9 | 0.56 | 0.6 |
| 3. 生物多樣性淨增益 | 2 | 12 | 0.17 | 0.2 |
| 4. 經濟可行性 | 7 | 12 | 0.58 | 0.6 |
| 5. 包容性治理 | 10 | 15 | 0.67 | 0.7 |
| 6. 公平權衡 | 3 | 9 | 0.33 | 0.3 |
| 7. 適應性管理 | 4 | 9 | 0.44 | 0.4 |
| 8. 可持續性和主流化 | 5 | 9 | 0.56 | 0.6 |
| 總計 | | | 4.08 | 0.5 |

圖 3-17 自我評估結果（示意圖）

本研究期望利用自我評估工具，系統性和客觀地評鑑磺溪自然解方案例研究成果在各項 NbS 全球標準的符合程度，以此判斷目前成果優劣、釐清關鍵問題，並辨識未來精進方向。

第四章 結果與討論



4.1 磺溪流域之 NbS 導入

本研究應用 NbS 導入流程於磺溪流域，將依照流程中各階段分段詳細闡述應用過程，本次研究將會執行至第三階段：制定行動計劃，包括盤點流域課題、整理背景資料、收集利害關係人名單與意見、規劃 NbS 措施以及針對設計之 NbS 措施進行效益評估等。

4.1.1 了解系統

參考「磺溪流域整體改善與調適規劃(2/2)」，在該計畫執行期間，總共舉辦了 21 場小平台會議和 2 場大平台會議。這些會議邀請了與流域相關的社區、區公所以及關注地方生態問題的團體等利害關係人，廣泛徵集民眾意見。透過互動式討論，辨識地方環境資源和問題，並深入溝通改進和調適策略，以達成共識，創造了公私合作的機會。同時也會邀請流域管理相關目的事業主管機關、在地諮詢小組，明確各部門的業務和分工，以協助民眾參與和跨領域專業的角色，共同討論推動流域改善和調適規劃的問題。此種透過研商平台會議提升民眾參與的方式與 NbS 導入流程前期之工作細項緊密契合。因此，本研究收集該計畫多場小平台會議的會議紀錄，梳理磺溪利害關係人關注的流域課題，分布如圖 4-1 所示，並明確地紀錄應對各課題可能面臨的社會挑戰於表 4-1。在利害關係人關心的流域課題之中，本研究選定磺溪舊河道作為研究課題，主要原因在於改善磺溪舊河道具有同時應對氣候變遷、防災減災、以及棲地環境惡化等重要社會挑戰的潛力。此外，本研究還進行對磺溪的背景資料以及與課題相關計畫的資料收集，包括流域概要、歷年洪水災害、生態調查等資料，也透過套疊圖資去建立災害風險地圖以及環境敏感地圖，使 NbS 措施的設計上更加具有證據基礎，並有助於找出措施欲改善的區位和規模。表 4-2 中整理磺溪流域的利害關係人列表，如地方代表、在地 NGO、相關協會和公部門等，後續能夠與利害關係人持續溝通，確保 NbS 措施的公平與包容性。



表 4-1 磺溪流域課題及社會挑戰綜整表

| 流域課題 | 應對之社會挑戰 |
|---------------|--------------------------------------------|
| 河防問題 | · 氣候變遷的減緩與適應 · 防災減災 |
| 灌溉用水不足(引用磺溪水) | · 糧食安全 |
| 土砂災害(上游) | · 氣候變遷的減緩與適應 · 防災減災 |
| 河道淤積 | · 氣候變遷的減緩與適應 · 防災減災 |
| 農地廢耕與破碎化 | · 氣候變遷的減緩與適應 · 生態環境退化與生物多樣性喪失 |
| 清水農地 | · 氣候變遷的減緩與適應 · 生態環境退化與生物多樣性喪失 |
| 磺溪舊河道 | · 氣候變遷的減緩與適應 · 防災減災 · 生態環境退化與生物多樣性喪失 |

資料來源：磺溪流域整體改善與調適規劃，經濟部水利署第十河川局(民國 111 年)；本研究整理。

表 4-2 磺溪流域之利害關係人綜整表

| 地方代表 |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 磺港里、清泉里、萬壽里、三界里、西湖里、兩湖里、五湖里、六股里、重和里、美田里等里長及居民、在地農民、土地所有權人。 |
| 在地 NGO |
| 金山文史工作室、台灣休閒漁業發展協會、金山漫遊職人體驗學苑、北海創生青年論壇。 |
| 相關協會 |
| 社團法人中華民國野鳥學會、社團法人台北市野鳥學會、社團法人基隆市野鳥學會、人禾環境倫理發展基金會、新南田董米、臺大森多實驗室。 |
| 公部門 |
| 新北市金山區公所、農田水利署北基管理處、水利署第十河川局、水保局台北分局、新北市政府水利局、新北市政府農業局、新北市政府漁業及漁港事業管理處、交通部觀光局北觀處、交通部公路總局、林務局羅東林區管理處、北海岸及觀音山國家風景區管理處、行政院農業委員會農糧署北區分署、財政部國有財產署、新北市政府養護工程處。 |

資料來源：磺溪流域整體改善與調適規劃，經濟部水利署第十河川局(民國 111 年)；本研究整理。



圖 4-1 磺溪流域課題分布示意圖

4.1.2 確定改善目標

磺溪下游本來是磺港漁港的出海口，但由於受到磺溪的洪水和沙流影響，港口的停泊區和航道經常被淤積，漁船也經常受損或流失，對於漁業發展造成了嚴重衝擊。為了改善這一情況，台北縣政府於民國 84 年提出了磺溪出海口分流改道計劃。

然而，由於舊河道缺乏穩定的流入水源並持續淤積，其原有的水環境功能逐漸下降，舊河道逐漸被荒廢，現在已經成為閒置無用的區域，同時也面臨著水質惡化、廢水排放以及淤積等問題。

經過公部門和利害關係人的共同參與，對於舊河道的規劃願景已經形成明確的共識，包括防災減災、生態環境退化、景觀改善、休憩觀光等面向，如表 4-3 所示，使 NbS 措施的規劃具有相當的可行性，故本研究希望接續過往計畫之成果，在磺溪舊河道規劃 NbS 措施。

通過利害關係人的規劃共識，設定磺溪舊河道之改善目標為減少磺溪下游淹水潛勢、改善舊河道之生態環境和水質問題，以及增加休憩觀光功能，並且將使用



土地淹水面積、生態系服務價值以及可靠度分析轉化之安全係數作為評估改善效益的指標。

表 4-3 磺溪舊河道改善願景綜整表

| 防災減災 |
|-----------------------------------------|
| 作為磺溪分洪水道，解決清泉里淹水問題。 |
| 生態環境退化 |
| 種植植生(如喬木)，延伸藍綠基盤、需改善現況不佳的水質、增加環境教育功能。 |
| 景觀改善 |
| 需特別考慮淤沙、水質偏酸、步道鏽蝕、居民曬漁具等問題。 |
| 休憩觀光 |
| 沿海動線阻斷改善、保留溫泉特色、規劃自行車道、設置低強度木棧道、增加停車空間。 |

資料來源：磺溪流域整體改善與調適規劃，經濟部水利署第十河川局(民國 111 年)；本研究整理。

4.1.3 制定行動計畫

參考 Morello et al. (2020) 整理在不同尺度下可使用之 NbS 措施，結合利害關係人的規劃共識，本研究的規劃構想是「創造有滯洪功能的濕地，復育並提升棲地品質」，這一規劃不僅可以應對氣候變遷極端事件所帶來的高流量情境，於舊河道創造滯蓄洪空間，減低磺溪下游之淹水風險，而且在低流量情境下，有助於維護並提升舊河道濕地的生物多樣性和棲地品質。將利用溼地生態系統中的物理過程、化學過程以及生物過程，來發揮濕地自然淨化水質的功能。此規劃不僅可以節省空間、人力和預算，還有助於生態環境的改善和永續發展。

為完善濕地規劃設計方案，本研究初步測試了不同設計，調整舊河道及舊河道左側（流向磺港漁港）的林務局造林地之數值高程模型，如升降調整舊河道入口處堤防高度、設置蓄洪池、增加溢淹空間等，透過水理分析之成果權衡比較，其中以增加溢淹空間對於磺溪下游淹水模擬的改善最為顯著，故選定以增加舊河道溢淹空間的原則設計濕地方案。

針對舊河道的設計方案之效益評估，遵照 NbS 效益評估方法，評估過程如圖 3-2 所示，二維水理分析主要評估磺溪下游土地淹水面積，生態系服務分析評估碳



儲存量、土壤保持、棲地品質等生態系服務指標，自適應克利金可靠度分析評估可靠度指標並轉換為安全係數，詳細評估成果將整理於 4.2 節至 4.4 節。

上述分析皆包含基線評估和預期效益評估，透過以上分析，將可以綜合評估濕地方案對水災風險、碳匯和棲地品質等方面帶來之重要效益，有助於規劃者全面了解社會和生態系統將受到的影響，進一步證明此 NbS 措施的價值和可行性。

4.2 二維水理分析

4.2.1 基線模型

依據前述之參數設定（水文、地文參數），使用 HEC-RAS 2D 模式的非穩態流模擬，並使用 Arc-GIS 軟體擷取土地淹水面積，即為濕地設計方案效益評估之基線，表 4-4 為基線模型之洪水模擬成果。

基線模型的最大水深分佈情形如圖 4-2 和圖 4-3，主要積淹水區域為磺溪 40 號橋下游左右岸、清水溪兩岸以及清水農地等，其中清水農地處具有較高之最大水深，推測原因可能為該區域地勢較低窪。50 年重現期流量情境下，總土地淹水面積為 461421 m^2 ，最大淹水深度集中於 $1\text{ m} \sim 3\text{ m}$ 。；2 年重現期流量情境下，總土地淹水面積為 169648 m^2 ，最大淹水深度集中於 $0.3\text{ m} \sim 1\text{ m}$ ，且並無超越 3 m 之淹水情形。評估成果將在下節與淹水潛勢圖進行驗證分析。

必須強調的是，本基線模型採用 102~104 年之數值高程模型，水利署第十河川局於近年已完成多件工程，且新北市政府亦於民國 112 年完成清水溪治理，可能導致為此模型淹水潛勢與現況產生差異。



表 4-4 基線模型之洪水模擬成果

| 流量情境 | 淹水深度 (m) | 土地淹水面積 (m ²) | 總土地淹水面積 (m ²) |
|---------|-------------|-----------------------------|------------------------------|
| 50 年重現期 | 0.3~0.5 | 14830 | 461421 |
| | 0.5~1 | 51355 | |
| | 1~2 | 209578 | |
| | 2~3 | 175144 | |
| | >3 | 10514 | |
| | 0.3~0.5 | 58454 | |
| 2 年重現期 | 0.5~1 | 89090 | 169648 |
| | 1~2 | 20893 | |
| | 2~3 | 1211 | |
| | >3 | 0 | |



圖 4-2 基線模型 50 年重現期洪水模擬成果



圖 4-3 基線模型 2 年重現期洪水模擬成果

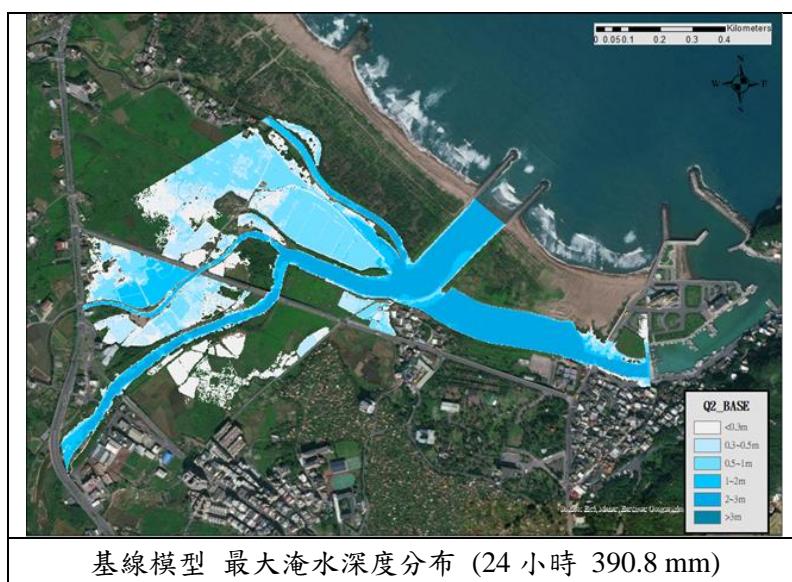


4.2.2 模式驗證

為確保二維水理模式之精確性，本研究首先輸入礑溪近年的水文地文資料建立基線模型後，隨後進行模式驗證分析。使用水利署提供之第三代淹水潛勢圖，將其剪裁成與礑溪下游模擬區域相同範圍，並將基線模型的最大淹水深度結果出圖與之進行比較。

可見圖 4-4，本研究基線模型設定以 24 小時 390.8 毫米降雨，而淹水潛勢圖設定 24 小時 350 毫米定量降雨。通過比較結果顯示，主要淹水區域皆於礑溪 40 號橋下游左右岸以及清水農地，淹水深度以 0.5 公尺~1 公尺所佔面積較多。在更高降雨設定下的基線模型，其淹水深度大部分超過 0.5 公尺，淹水所覆蓋之區域也與淹水潛勢圖所覆蓋區域相當接近。

通過上述成果比較，判斷兩者具有相似的趨勢，故認為本研究所建立的模型具有一定可信度，可以為決策者提供有價值的參考資訊。



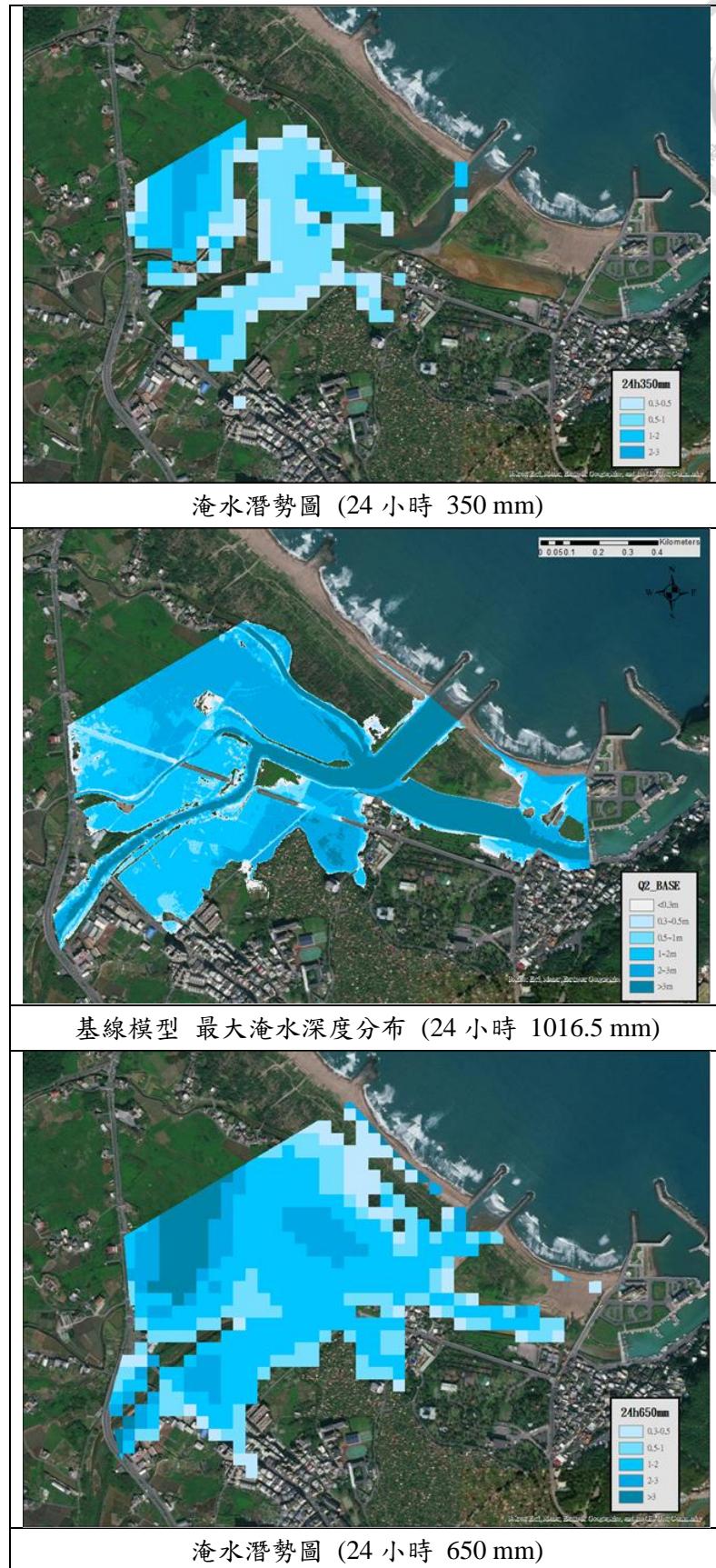


圖 4-4 基線模型與淹水潛勢圖比較圖



4.2.3 初步嘗試

設定規劃區域為礦溪舊河道，並以具有滯洪功能的人工濕地為規劃構想後，透過 HEC-RAS 模式中更改地形檔案的功能，嘗試多種設計方式，包括設計 1：建造 2 公尺深之蓄洪池、設計 2：調升舊河道入口處的堤防高度 2 公尺、設計 3：增加舊河道前段溢淹空間、設計 4：增加舊河道中段溢淹空間以及設計 5：調降舊河道入口處的堤防高度 0.2 公尺並增加舊河道中段溢淹空間等，調整後之地形如圖 4-5 所示。此外，各方案進行二維水理模擬採用相同的水文參數設定。



圖 4-5 初步嘗試濕地設計之地形圖



為找出較具改善效益之濕地設計方式，使用 HEC-RAS 2D 模擬了 2 年和 50 年重現期的流量情境，這是基於前述的流量歷線、模擬網格範圍、以及調整數值高程模型等參數。將模擬成果出圖處理為土地淹水面積，與基線相減之變化量則為改善效益。此外，考慮舊河道之出口為礦港漁港，為重要之保全對象，本研究同時關注設計方案對舊河道出流量以及出流洪峰之影響，並以不大幅度超越基線為原則。各設計方式評估成果如下：

首先，直接在舊河道挖掘 2 公尺深的滯洪池可以減少土地淹水面積，但在 50 年重現期的洪水情境下效果微乎其微。

透過調整舊河道左側（現況為林務局之造林地）之地形，來達到增加舊河道溢淹空間的設計方式，無論是增加前段或是中段的溢淹空間，在兩種流量情境下皆可以減少土地淹水面積，在 50 年重現期的洪水情境下將可以降低約 1800 m^2 之土地淹水面積，在 2 年重現期的洪水情境下則降低約 5700 m^2 之土地淹水面積，帶來不錯的改善效果。另外，這種設計方式不會增加舊河道的出流體積和洪峰流量，從而降低對礦溪漁港的洪水風險。

此外，若調升舊河道入口處的堤防，當發生 2 年重現期的洪水時，將會導致模擬區域的土地淹水面積增加。即便在 50 年重現期的洪水情境下，這種設計方式可能帶來改善效益，但為避免在較常發生的洪水情況下造成更嚴重的淹水，將不採用調升舊河道入口處堤防的設計方式。

各設計方式的具體改善效益彙整於表 4-5，其中以增加舊河道溢淹空間的設計方式具有較佳效益，故本研究以此設計方式為原則，詳細設計「濕地設計方案」，並在下一節中詳細討論設計過程和成果。



表 4-5 初步嘗試濕地設計之評估成果彙整表

| 流量情境 | 項目 | 設計方式 | 土地淹水面積 變化 (m ²) | 舊河道出流 體積 (m ³) | 舊河道出流 洪峰 (cms) |
|---------|----|-------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------|
| 50 年重現期 | 1 | 舊河道挖 2m 深 之滯洪池 | -46 | -7287 | -0.002 |
| | 2 | 入口堤防調升 2m | -5668 | -145328 | -0.513 |
| | 3 | 增加舊河道前段 溢淹空間 | -1867 | -4582 | -0.171 |
| | 4 | 增加舊河道中段 溢淹空間 | -1709 | -4624 | -0.143 |
| | 5 | 入口堤防調降 0.2m | -1703 | 3663 | -0.142 |
| 2 年重現期 | 1 | 舊河道挖 2m 深 之滯洪池 | -4543 | -3445 | -0.069 |
| | 2 | 入口堤防調升 2m | 9651 | -415708 | -4.262 |
| | 3 | 增加舊河道前段 溢淹空間 | -5519 | -562 | -0.116 |
| | 4 | 增加舊河道中段 溢淹空間 | -5970 | -427 | -0.12 |
| | 5 | 入口堤防調降 0.2m | -3396 | 873 | -0.064 |



4.2.4 濕地設計方案

濕地以其基於自然的物理化學特性，提供獨特且不可替代的功能，與眾多生態系服務密切相關，對於生物多樣性保育、緩解氣候變遷、人類福祉至關重要。因此，濕地被認為是現代城市地區應對水危機的替代方案(Saquib et al., 2022)，並被廣泛討論作為水資源管理的自然解方 (NbS) 措施的典範。濕地是多功能系統，具有能有效提高對低重現期洪水的抵禦能力、降低乾旱的持續時間和嚴重程度、去除或減少不同來源的有機和無機污染物等優勢(Faivre et al., 2017)，與本研究之規劃願景相互契合。

通過前述嘗試之各種設計方式，將以增加舊河道溢淹空間的設計方式為原則，詳細規劃濕地設計方案，並調整水理模型輸入之數值高程模型和曼寧粗糙係數(依土地覆蓋狀況賦予)。首先，本研究參考相關文獻以及濕地設計指南(Center for Watershed Protection, 2013)，將濕地規劃分為深水區、緩衝帶、淺灘、淹水區和非淹水區等五個區域。假設濕地最底部為海拔 0 公尺，常流水位約為 1 公尺深，然後仔細設計每個區域的高程，以確保其適合不同植被和野生動物的生態環境需求，設計濕地分區的詳細情況請參見表 4-6。

在這個設計中，深水區、緩衝帶和淺灘區將經常處於受河水週期性漫淹的狀態，為水生植物和水鳥提供理想的棲息地。淹水區平常不會被河水淹沒，但在洪水來臨時，此區域將作為濕地的滯洪空間，有助於減緩洪水對周圍地區的衝擊。非淹水區則能夠抵禦洪水，提供較為安全的區域，同時也能夠結合利害關係人的共識，規劃此區域成為約 10 尺寬的自行車和行人步道，促進人們與自然互動的機會。而非淹水區與土丘及沙灘之交界處設計以坡度 1/4 的土坡做為過渡帶，增加生物連通性。

此外，除舊河道左側之土地，右側之土地也有進行調整，使濕地呈現蜿蜒的狀態，將有助於延長水力停留時間，增強濕地的自然淨水效果，並創造更多的生態生存空間。



濕地設計方案是根據礦溪流域的特點和具體問題因地制宜設計之解決方案，在規劃及評估階段考量利害關係人的意見，而評估過程以迭代評估方式修正設計，反映適應性管理的精神，並強調生態系服務與基於科學證據的效益評估，以上作為使此方案貫徹自然解方的核心理念，有充分理由作為NbS措施。

最終，礦溪舊河道之濕地設計方案如圖 4-6 所示，基線模型與濕地設計方案模型之設定差異僅為舊河道規劃範圍之數值高程模型和土地覆蓋狀況，總挖填土方約為 $126000m^3$ ，期望此方案能夠保護生態環境、減緩洪水風險，同時為當地社區提供休閒、生態教育和旅遊觀光等多重價值。

表 4-6 設計濕地分區

| 項目 | 設計濕地分區 | 設計準則 | 高程 |
|-----|--------|--------------|--------|
| I | 深水區 | 50~100 cm 水深 | 0 m |
| II | 緩衝帶 | 15~50 cm 水深 | 0.75 m |
| III | 淺灘 | 0~15 cm 水深 | 1 m |
| IV | 淹水區 | 0~30 cm 高地 | 1.15 m |
| V | 非淹水區 | >30 cm 高地 | 2.5 m |

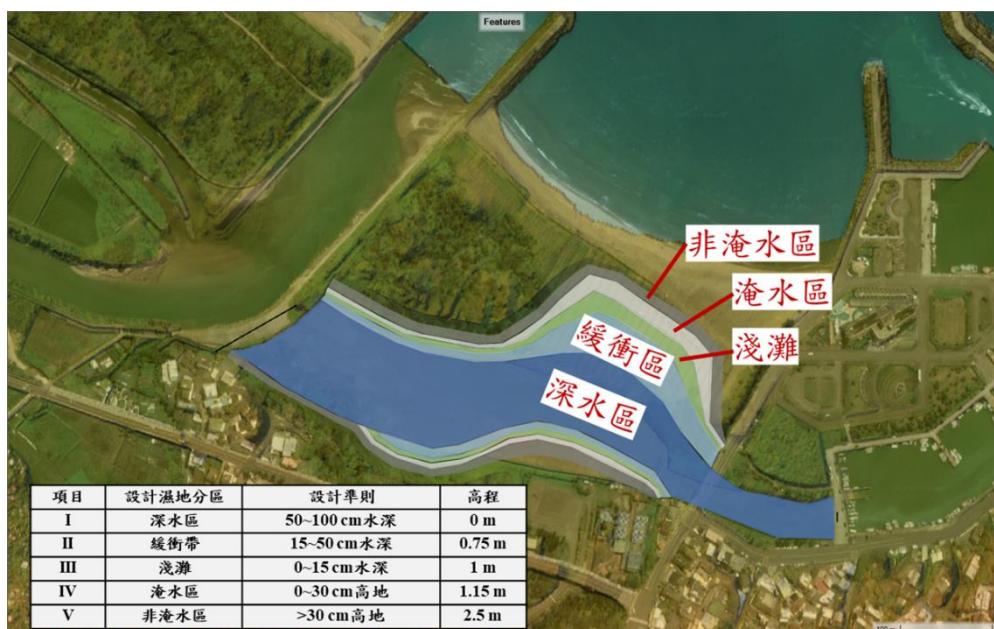


圖 4-6 濕地設計方案之地形圖



在確定濕地設計方案後，運用與前述相同之評估流程，使用 HEC-RAS 2D 模擬了 2 年和 50 年重現期的流量情境，模擬成果如圖 4-7 和圖 4-8 所示。再與基線比較，以獲取土地淹水面積之變化量，作為改善效益指標。彙整評估成果於表 4-7。

該方案在 50 年重現期的洪水情境下，顯示淹水深度 2 m 以上的區域減少，淹水深度 2 m 以下之區域增加，而淹水深度介於 0.3 m~0.5 m 的區域增加較多，可能的原因因為濕地的滯洪效果造成該區域洪水峰值改變，亦能代表最大淹水深度由較高深度降低至 2 m 以下的區域增加。總體而言，模擬區域的總淹水深度呈現下降趨勢，總計將可以減少約 45481 m^2 之土地淹水面積 (9.86%)。在 2 年重現期的洪水情境下，各深度之淹水範圍皆為減少，尤其在 0.5 m~1 m 淹水深度的區域減少最為明顯，約減少 5192 m^2 ，總共將可以減少約 6700 m^2 之土地淹水面積 (3.95%)。

此外，值得注意的是，本研究發現於 50 年重現期的洪水情境下，若將濕地方案與調降舊河道入口處的堤防相結合，將會略微提升改善土地淹水面積的效果。當堤防調降為 1 m 時，總土地淹水面積將可以減少約 46786 m^2 (10.14%)，而堤防調降為 0.3 m 時則可以減少約 47608 m^2 (10.32%)，顯示自然解方能夠融合不同策略來提供更多的效益。

除了土地淹水面積這項效益指標，透過評估濕地設計方案範圍的淹水深度，相比於舊河道基線，設計的濕地方案能夠蓄存更多水量，具體成果彙整於表 4-8。

藉由上述評估成果，可以發現此濕地設計方案在兩種不同重現期距的洪水情境下皆能夠降低土地淹水面積，具有減緩磺溪下游淹水潛勢之效益。

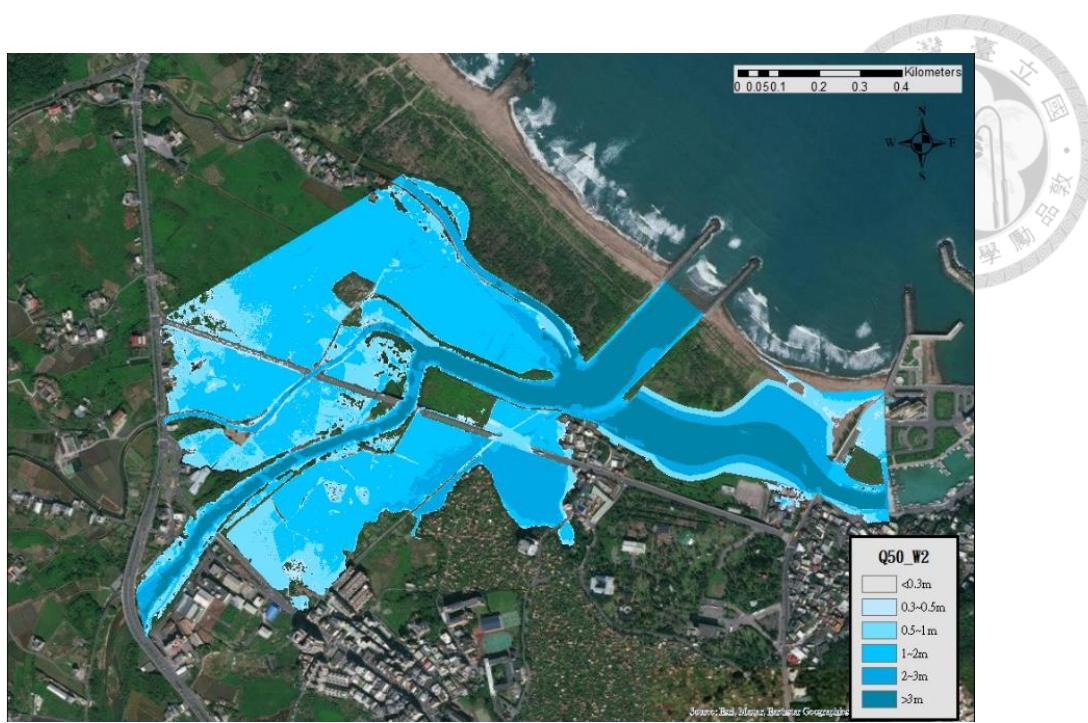


圖 4-7 濕地設計方案 50 年重現期洪水模擬成果



圖 4-8 濕地設計方案 2 年重現期洪水模擬成果



表 4-7 濕地設計方案之評估成果

| 流量情境 | 淹水深度 (m) | 土地淹水面積變化 (m ²) | 總土地淹水面積變化 (m ²) | 百分比 (%) |
|---------|-------------|-------------------------------|--------------------------------|------------|
| 50 年重現期 | 0.3~0.5 | 8053 | -45481 | -9.86 |
| | 0.5~1 | 46039 | | |
| | 1~2 | 43407 | | |
| | 2~3 | -133660 | | |
| | >3 | -9320 | | |
| | 0.3~0.5 | -1056 | | |
| 2 年重現期 | 0.5~1 | -5192 | -6700 | -3.95 |
| | 1~2 | -386 | | |
| | 2~3 | -66 | | |
| | >3 | 0 | | |

表 4-8 濕地設計方案之蓄水量

| 流量情境 | 濕地蓄水量 (m ³) | 總蓄水量變化 (m ³) | 百分比 (%) |
|---------|----------------------------|-----------------------------|------------|
| 50 年重現期 | 259288 | 18952 | +7.89 |
| 2 年重現期 | 152959 | 31577 | +26.01 |

4.3 生態系服務分析

4.3.1 碳儲存與吸存

透過前述的土地覆蓋資料以及碳庫量表格作為輸入參數，使用 InVEST 模型進行磺溪舊河道和濕地設計方案的碳儲存量分析。從圖 4-9 中可以清楚看到，目前的磺溪舊河道狀況下，高碳儲存量區域主要位於左側的闊葉林地和兩岸的旱田草地。然而，其他土地覆蓋區域，如建地、道路、和水域等，無法有效地儲存溫室氣體。

然而，經過自然解方規劃後的濕地設計方案，如圖 4-10 所示，擴展了闊葉林地和濕地的覆蓋範圍，大幅提升此區域的碳儲存能力。相較於舊河道現況，這個濕地設計方案將使總碳儲存量提升高達 75.74%。效益評估成果總結於表 4-9。

此結果強調了濕地設計方案在碳儲存方面的巨大潛力。通過增加綠地覆蓋，不僅能夠提升生態系統的健康，還可以在減少溫室氣體排放方面發揮積極作用，有助於應對氣候變遷。同時，這也為當地環境保護和永續發展提供可行的途徑。



表 4-9 濕地設計方案之碳儲存效益評估表

| 方案 | 總碳存量 | 總碳存量變化 | 總碳存量變化 |
|--------|---------|----------|--------|
| | (Mg) | (Mg) | 百分比(%) |
| 磺溪舊河道 | 1553.62 | - | - |
| 濕地設計方案 | 2730.38 | +1196.76 | +75.74 |



圖 4-9 磺溪舊河道之碳儲存量（基線）



圖 4-10 濕地設計方案之碳儲存量

4.3.2 土壤保持

透過前述的土地覆蓋資料、數值高程模型、降雨沖蝕指數（R）與土壤沖蝕指數（K）分布、覆蓋與管理因子（C）以及水土保持處理因子（P）作為輸入參數，使用 InVEST 模型進行磺溪舊河道和濕地設計方案的土壤保持分析。由圖 4-11 可見，目前的磺溪舊河道狀況下，舊河道左側造林地林木較為稀疏之區域、舊河道出口處左側之未使用地以及新金山海水浴場等區域存在較高的實際土壤侵蝕量，可以歸因於這些區域缺乏足夠的草本和木本植被覆蓋，且舊河道兩岸也存在沖刷和侵蝕的風險。

經過自然解方規劃後的濕地設計方案，如圖 4-12 所示，存在較高的實際土壤侵蝕量之區域集中於舊河道左側的海水浴場，其它因為植生覆蓋比率較低造成較高侵蝕量之區域將獲得改善，同時因為規劃的濕地，使舊河道兩岸之沖刷侵蝕問題能夠緩解。相較於舊河道現況，這個濕地設計方案將使實際土壤侵蝕量減少 50.77%。



此外，本研究進一步地評估磺溪舊河道和濕地設計方案的避免土壤侵蝕總量，其計算方式為該方案在無植被及水土保持措施時的土壤侵蝕量減去該方案所評估之實際土壤侵蝕量（考慮植被及管理因子），此指標能夠量化景觀對於控制土壤侵蝕的生態系服務。相較於舊河道現況，濕地設計方案的避免土壤侵蝕增加 9.28%，顯示其規劃之植生及景觀能夠直接對減少土壤侵蝕做出貢獻。效益評估成果總結於表 4-10。

此結果突顯了濕地設計方案在土壤保持方面的潛在優勢。透過增加綠地和濕地的覆蓋面積，能夠有效減少濕地規劃區域內的土壤自然侵蝕量，進而改善舊河道泥砂淤積的問題，同時降低維護成本，此方案對於磺溪舊河道的生態保護和水資源管理具有極大的重要性。



表 4-10 濕地設計方案之土壤保持效益評估表

| 方案 | 總實際土壤侵蝕量 | 實際土壤侵蝕量變化 | 實際土壤侵蝕量變化 |
|--------|----------|-----------|-----------|
| | (Mg) | (Mg) | 百分比(%) |
| 礦溪舊河道 | 3782.16 | - | - |
| 濕地設計方案 | 1861.94 | -1920.22 | -50.77 |
| 方案 | 總避免土壤侵蝕量 | 避免土壤侵蝕變化 | 避免土壤侵蝕變化 |
| | (Mg) | (Mg) | 百分比(%) |
| 礦溪舊河道 | 37940.6 | - | - |
| 濕地設計方案 | 41463.3 | 3522.7 | +9.28 |



圖 4-11 磺溪舊河道之實際土壤侵蝕量（基線）



圖 4-12 濕地設計方案之實際土壤侵蝕量

4.3.3 棲地品質

透過前述的土地覆蓋資料、威脅因子及分布以及棲地敏感度作為輸入參數，使用 InVEST 模型進行磺溪舊河道和濕地設計方案的棲地品質分析。在目前的磺溪舊河道狀況下，如圖 4-13 所示，本區域整體之平均棲地適合度相對較低，研判是因為被歸為威脅源的建地、荒地以及道路在這個區域的比例相對較高，且這些威脅源的影響範圍遠超出了評估範圍，因此導致了整體平均棲地適合度的下降。

然而，經過自然解方規劃後的濕地設計方案，如圖 4-14 所示，林地和濕地涵蓋範圍增加，但仍受到威脅源的一定程度的影響，因此改善效果有限。相較於舊河道現況，這個濕地設計方案將使平均棲地適合度降低 0.1%。效益評估成果總結於表 4-11。

總體來說，平均棲地適合度將保持在相近的水準，濕地設計方案對磺溪舊河道的棲地品質不會產生明顯的影響。若希望提升整體棲地適合度，減少區域內的威脅源的影響將是更為有效的策略。



表 4-11 濕地設計方案之棲地品質效益評估表

| 方案 | 平均棲地適合度 | 平均棲地適合度變化 | 平均棲地適合度變化 百分比(%) |
|--------|----------|-----------|---------------------|
| 礦溪舊河道 | 0.001753 | - | - |
| 濕地設計方案 | 0.001751 | -0.000002 | -0.1 |

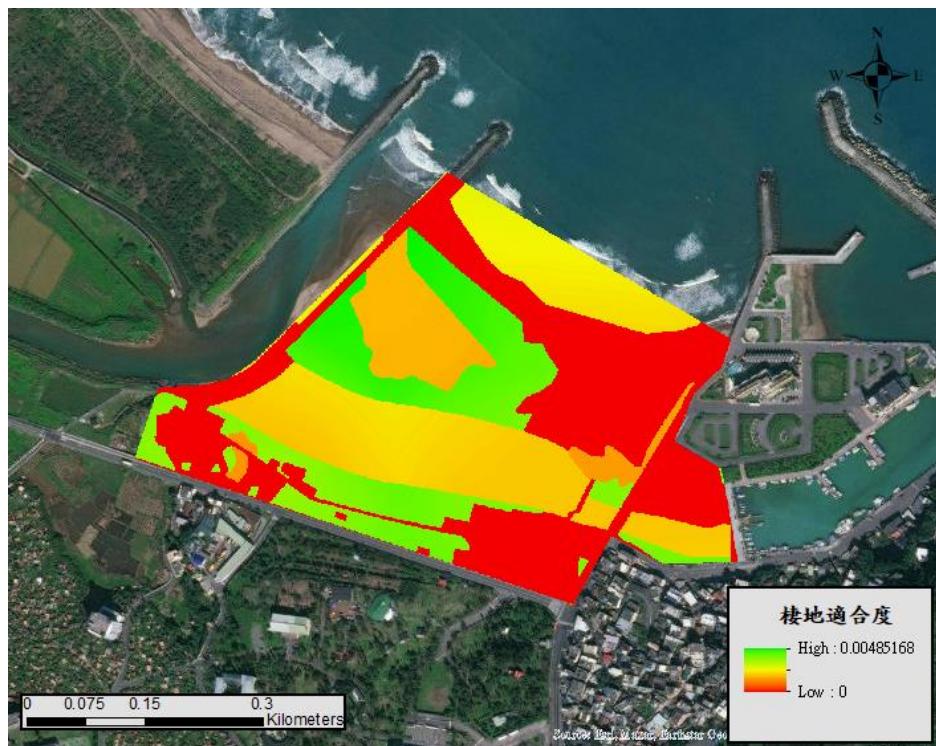


圖 4-13 磺溪舊河道之棲地適合度（基線）

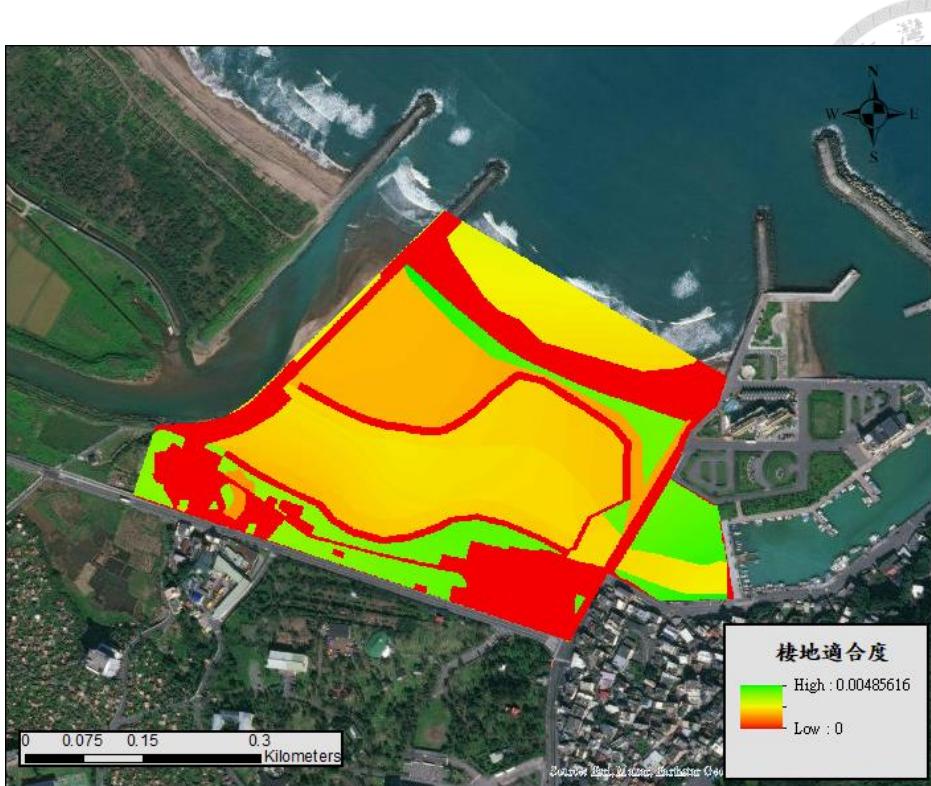


圖 4-14 濕地設計方案之棲地適合度

4.4 可靠度分析與安全係數

4.4.1 可靠度分析

引述二維水理分析的成果，濕地設計方案在兩種不同重現期距的洪水情境下均能夠有效減少土地淹水面積，具備減緩礄溪下游淹水潛勢之效益，除了使用土地淹水面積作為判斷自然解方對於水災風險改善效益之指標，本研究亦採用更為先進的風險分析概念，同時考慮氣候地理條件下眾多不確定性因素，以量化自然解方之性能。

通過前述之評估流程與參數設定，本研究針對礄溪基線模型及濕地設計模型進行自適應克利金可靠度分析，結果包含迭代運算次數、失效機率 P_f 及可靠度係數 β ，分別代表 HEC-RAS 模型執行二維水理模擬之次數、系統發生淹水之機率以及極限狀態曲線在轉換坐標系中距離原點之最短距離（可用於估算安全係數），評估成果如表 4-12 所示。



基於失效函數 G1 之可靠度分析，在基線模型輸入之隨機變數皆為均值之情況，代表性網格的淹水深度約為 0.72 公尺，超越淹水閥值 0.5 公尺。在此種情形下，由於性能方程式之定義為 $\ln(M) = \ln(R) - \ln(S)$ (系統的容量與需求假設為對數常態分佈)，無須進行自適應克利金可靠度分析即可判斷系統的失效機率大於 50%，且可靠度係數將為負數。通過上述邏輯，能夠推估礦溪下游基線具有相當程度的淹水機率，淹水發生的機率將超過 50%，此結果與先前研究吻合。在規劃濕地設計方案後，淹水發生之機率將能夠降低至 3%。

基於失效函數 G2，同時考慮舊河道上下游之淹水情形，將其視為一系統進行可靠度分析後，基線模型之失效機率為 97.3%，而規劃濕地設計方案後，系統之失效機率將會降低至 5.3%，此結果與 G1 分析之結果具有相同趨勢。

上述評估成果顯示此濕地設計方案確實具有降低淹水潛勢之效果，並以此分析流程作為量化自然解方風險效益之示例，為綜合考慮不確定性因素的水災風險管理提供了重要的參考依據。

表 4-12 自適應克利金可靠度分析成果表

| 失效函數 | 方案 | 迭代運算次數 | 失效機率 P_f | 可靠度係數 β |
|------|-----------|--------|------------|---------------|
| G1 | 礦溪舊河道（基線） | - | > 0.5 | < 0 |
| | 濕地設計方案 | 117 | 0.034357 | 1.046521 |
| G2 | 礦溪舊河道（基線） | 285 | 0.973035 | 0.008749 |
| | 濕地設計方案 | 85 | 0.053427 | 0.923465 |

4.4.2 安全係數

本研究利用自行研發的自適應克利金法計算可靠度指標並利用上述內容建立可靠度指標與安全係數或 LRFD 參數間的關係。依 4.4.1 節之說明，已成功建立礦溪自適應克利金可靠度分析，將 MAT-LAB 與 HEC-RAS 連結，自動化執行二維水理模擬和可靠度分析。通過自適應克利金可靠度分析的成果，評估礦溪基線模型以及濕地設計模型之可靠度指標如表 4-12 所示。



為計算安全係數，並滿足前述設定之條件，本研究假定系統容量與需求的變異係數之平方和開根號（即 $\sqrt{\delta_R^2 + \delta_S^2}$ ）為 0.3。將這一數值代入式 3-15，即可估算濕地設計模型在 50 年重現期暴雨情境下的安全係數。

然而礦溪基線模型的狀況有所不同，因其失效機率超過 50%，可靠度係數將為負值，判定此狀況不適用於式 3-15，代表此系統之安全係數將為小於 1 的值。

具體評估成果彙整於表 4-13，複雜的可靠度概念被轉換為工程師熟知的安全係數，可以發現礦溪基線模型的安全性處於較為不佳狀態 (<1)。通過導入濕地設計方案，將使系統之安全係數提升至 1.37，同時考慮舊河道上下游的系統安全係數也能夠提升至 1.32。證明此分析架構成功制定出安全係數之可行性。

相比於傳統的安全係數，此評估方法更全面地考慮了不確定性因素，將為自然解方的可靠度和安全性提供重要的參考指標。

表 4-13 矿溪舊河道與濕地設計方案之安全係數研擬成果表

| 失效函數 | 方案 | 可靠度係數 β | 安全係數 |
|------|--------|---------------|---------|
| G1 | 礦溪舊河道 | <0 | <1 |
| | 濕地設計方案 | 1.046521 | 1.36882 |
| G2 | 礦溪舊河道 | ≈ 0 | <1 |
| | 濕地設計方案 | 0.923465 | 1.31922 |

4.5 自我評估工具 (Self-Assessment Tools)

本研究以現有的研究成果做為證據資料進行初步自我評估，評估成果如表 4-14 與表 4-15 所示，總分為 30 分，最終結果為部分相符。在 28 項指標中，高度符合有 2 項、基本符合有 4 項、部分符合有 10 項、不符合有 12 項。

結果顯示，現階段礦溪舊河道的溼地設計方案做為 NbS 的優勢在於能夠有效地應對社會挑戰（標準 1；總分 70 分）以及其基於包容、透明和賦權的治理過程（標準 5；總分 50 分）。可以歸功於經濟部水利署在先前執行之計畫中，與利害關



係人舉辦多場平台會議溝通討論，共同協商以擬定出重要之流域議題和規劃願景，成為本研究自然解方規劃的基石，並在溼地設計方案的規劃設計、效益評估中被充分考慮。此外，參與利害關係人的種類豐富，公部門、關心在地議題之 NGO 團體、地方民眾代表皆有參與討論，並且在水利署網站有公開完整的會議紀錄，為其包容性和透明度提供有說服力的證據。

部分達成的標準是在設計中考慮規模（標準 2；總分 30 分）和對生物多樣性產生淨效益（標準 3；總分 30 分）。因為在溼地設計中識別並回應了社會和生態系統間的相互作用，並嘗試評估其效益，以迭代方式選出較優的設計方案。此外，在水災風險分析上不僅於舊河道範圍，而是將礦溪下游的研究範圍納入考慮。生態系統現狀有基於現有的土地覆蓋資料進行評估，也通過實地訪問與工作坊的紀錄獲得一般性的了解，並在規劃上考量了增強生態系統完整性和生物連通性的可能，如復育溼地、設置溼地步道等。若要改進，也許能通過考慮跨部門的協同效應、結合其他 NbS 互補措施、評估此方案對在地經濟之影響、定期監測與評估生物多樣性與生態系統狀態之指標等方式提高評分。

經濟可行性（標準 4）、公平與平衡地權衡（標準 6）、適應性管理（標準 7）、在適當的司法背景下主流化（標準 8）等標準之總體評分為不符合，表示在這些方面尚未滿足 NbS 全球標準。本研究認為主要原因有三：首先，現有舊河道濕地設計方案的規劃與評估聚焦在社會與生態系統方面，尚缺乏支持其經濟可行性之相關證據與並納入方案設計之中考量。其次，由於此行動方案尚處於初期之規劃階段，而自我評估涵蓋措施的全生命週期，評估與承認利害關係人的土利使用權、義務與責任、擬定效益指標後續監測與評估之方案、建立適應性管理之迭代學習框架皆尚未達成。最後，儘管分享規劃經驗促進變革以及為全球目標做出貢獻是在本研究中考慮並且期望達成的目標，但支持證據的完整性和說服力不足，且並無提供加強本地 NbS 採用及推動相關法規的證據。為了改進這些不足之處，建議進行成本效益評估研究、規劃上述提及之相關方案與學習框架、並分享經驗以促進 NbS 的主流



化。若能將不符合 NbS 全球標準的 12 項指標皆提升至部分符合的程度，該方案才能真正意義上被稱為自然解方。

自然解方 (NbS) 做為一種更為永續、基於自然、由生態系主導的洪水管理方式，能夠提供多方面的人類福祉及價值，已逐漸成為防洪策略與研究的關注焦點。為了符合國際公認的 NbS 全球標準，自我評估表成為一個不可或缺的工具。根據本研究嘗試應用此工具的經驗，發現自我評估確實能提供寶貴見解，幫助措施的規劃更加貼近 NbS 全球標準。

此工具提供各指標的指導問題以及符合指標程度的敘述，輔助使用者獨立完成自我評估。然而，本研究發現此工具的不足之處在於符合指標程度的敘述不夠明確和細緻。例如各指標的評分敘述並未詳盡涵蓋各指導問題的符合程度，或是敘述過於籠統難以準確判定，建議能將各指標的指導問題提取其「核心問題」，並劃分成四個程度的敘述，以更好地幫助使用者判別評分。在評分時，能借鑑大考寫作測驗的評分方式，由兩位足夠了解 NbS 全球標準的評閱委員共同評分，若評分間差異較大，則交由核心委員複閱，以確保評分不受單一主觀想法的影響，提高評分的客觀性和準確性。

儘管使措施完全滿足各項指標並非易事，但在措施全生命週期的不同階段進行自我評估，可以幫助確定預期之外的結果、缺點和優點，從而進行改善或調整。自然解方的概念與框架正處於發展階段，目前缺乏應用於各地案例之研究，通過分享實際應用經驗，將能夠加強交流學習，亦或是推廣基於台灣背景的自然解方措施。

必須強調的是，這些評分僅為初步且片面的評估，並根據評分結果提供已識別的建議、機會和挑戰。若能集結相關領域專家及 IUCN 之 NbS 團隊成員共同完成評估，結果將更具代表性。期待未來的研究能夠更深入探討並實踐自然解方，為解決全球環境問題做出貢獻。



表 4-14 自我評估工具評估成果-1

| Criterion | Indicator | Grade |
|-----------|---------------------------------------------|--------------|
| C1 | 1.1 優先考慮利益相關者最急迫的社會挑戰 | strong |
| | 1.2 所對應的社會挑戰能被清楚的理解與紀錄 | sufficient |
| | 1.3 確立、設定基準並定期評估 NBS 所提升的人類福祉 | partial |
| C2 | 2.1 NBS 的設計反應出經濟、社會及生態系統間的交互作用 | partial |
| | 2.2 NBS 的設計整合其他互補措施及跨部門的協同合作 | partial |
| | 2.3 NBS 的設計包含實施地區以外的風險辨識及風險管理 | partial |
| C3 | 3.1 NBS 行動直接反應生態系統現況的實證評量以及退化主因 | sufficient |
| | 3.2 確立、設定基準並定期評估明確且可衡量的生態多樣性保育成效 | insufficient |
| | 3.3 監測及定期評估 NBS 對自然造成的非預期負面影響 | insufficient |
| | 3.4 確認增進生態系統完整性的機會並納入 NBS 策略 | partial |
| C4 | 4.1 確立並記錄 NBS 相關的直接及間接成本效益 | insufficient |
| | 4.2 提供成本效益研究以支持 NBS 的選擇 | insufficient |
| | 4.3 NBS 設計的可行性相較於備選方案是合理的，並顧及相關外部影響 | insufficient |
| | 4.4 NBS 設計考慮資源選項的組合 | insufficient |
| C5 | 5.1 啟動 NBS 前，設定明確且取得共識的回饋及申訴解決機制以供所有利害關係人參與 | insufficient |
| | 5.2 參與係基於互敬平等的基礎，不受性別、年齡、社會地位影響且保障原住民族權利 | sufficient |
| | 5.3 盡點受 NBS 直接或間接影響的利害關係者，並使其能參與 NBS 措施 | sufficient |
| | 5.4 決策過程記錄並回應所有參與及受影響利害關係者的權益 | strong |
| | 5.5 若 NBS 的尺度超過管轄範圍，建立受影響管轄區利害關係者共同決策機制 | partial |
| C6 | 6.1 確認 NBS 措施相關權衡的潛在成本和利益，並告知保護和適當的改善 | insufficient |
| | 6.2 承認與尊重不同利害關係者在土地與資源的權利、使用、許可與責任 | partial |
| | 6.3 定期檢視已建立的保護措施，以確保達成共識之權衡條件且不破壞整體生態系統 | insufficient |
| C7 | 7.1 NBS 策略可做為定期監測和評估的基礎 | partial |
| | 7.2 在 NBS 措施的生命週期中，發展並實施監測和評估計畫 | insufficient |
| | 7.3 在 NBS 措施的生命週期中，應用調適管理的反覆式學習框架 | insufficient |
| C8 | 8.1 分享 NBS 的設計、實施與經驗傳承以帶來改變 | partial |
| | 8.2 NBS 加強促進政策與規範框架以支持理解與主流化 | insufficient |
| | 8.3 NBS 對人類福祉、氣候變遷、生物多樣性和人權之全球目標有所貢獻 | partial |

表 4-15 自我評估工具評估成果-2

| 標準 | 評分 | 該標準總分 | 標準化評分 | 最終評分 |
|-------------|----|-------|-------|------|
| 1. 社會挑戰 | 6 | 9 | 0.67 | 0.7 |
| 2. 規模化設計 | 3 | 9 | 0.33 | 0.3 |
| 3. 生物多樣性淨增益 | 3 | 12 | 0.25 | 0.3 |
| 4. 經濟可行性 | 0 | 12 | 0.00 | 0 |
| 5. 包容性治理 | 8 | 15 | 0.53 | 0.5 |
| 6. 公平權衡 | 1 | 9 | 0.11 | 0.1 |
| 7. 適應性管理 | 1 | 9 | 0.11 | 0.1 |
| 8. 可持續性和主流化 | 2 | 9 | 0.22 | 0.2 |
| 總計 | | | 2.23 | 0.3 |

第五章 結論與建議



5.1 結論

本研究首先參考 2020 年 IUCN 發布之 NbS 全球指標，建立具通用性之 NbS 導入流程，共包含「了解系統」、「確定改善目標」、「制定行動計畫」、「實施行動計畫」、「監測與評估」等五階段，確保各階段的工作細項能夠滿足 NbS 的全球標準，並實際應用於磺溪流域。

在 NbS 導入流程應用的過程中，本研究盤點磺溪流域之背景資料，收集利害關係人關心之流域課題，並選定研究課題為磺溪舊河道。結合利害關係人之規劃共識設定改善指標，以「創造有滯洪功能的濕地，復育並提升棲地品質」為構想詳細設計濕地。透過二維水理分析、生態系服務分析和可靠度分析架構，採用 HEC-RAS、InVEST 及 DF-AK-PSO-HHs 等工具，綜合地評估濕地設計方案在洪水管理、生態系服務和減低水災風險方面的效果，為自然解方的應用與評估提供示例。濕地設計方案之效益評估成果綜整如下：

1. 通過 HEC-RAS 2D 模型模擬 2 年和 50 年重現期的流量情境，與基線進行比較，以獲得土地淹水面積的變化量，作為改善效益的指標。在 50 年重現期的洪水情境下，改善方案顯示淹水深度 2 公尺以上的區域減少，總體而言，可以減少約 45481 平方公尺的土地淹水面積 (-9.86%)。而在 2 年重現期的洪水情境下，各深度的淹水範圍都減少，總體減少約 6700 平方公尺的土地淹水面積 (-3.95%)。
2. 磺溪舊河道目前高碳儲存量的區域主要位於左側的闊葉林地和兩岸的旱田草地。其他土地覆蓋區域，如建地、道路和水域，無法有效地儲存溫室氣體。通過自然解方規劃的濕地設計方案，擴展闊葉林地和濕地的覆蓋範圍，大幅提升碳儲存能力。相較於舊河道的現狀，濕地設計方案使總碳儲存量提升高達 75.74%。



3. 在礦溪舊河道的現狀下，舊河道左側的造林地林木較為稀疏的區域、舊河道出口左側的未使用地以及新金山海水浴場等區域存在較高的實際土壤侵蝕量，同時舊河道兩岸也存在沖刷和侵蝕的風險。通過自然解方規劃的濕地設計方案，因植被覆蓋率較低造成較高侵蝕量的區域將得到改善，將使實際土壤侵蝕量減少 50.77%，對於舊河道的生態保護和水資源管理具有重要意義。
4. 矿溪舊河道的基線平均棲地適合度相對較低。這導因於建地、荒地和道路等被歸為威脅源的土地覆蓋類型在這個區域的比例相對較高，且這些威脅源的影響範圍遠遠超出了本研究評估範圍，從而導致整體平均棲地適合度降低。通過自然解方規劃的濕地設計方案，林地和濕地的覆蓋範圍增加，但仍受到威脅源的一定程度的影響，因此改善效果有限。濕地設計方案將使平均棲地適合度保持在相似的水平 (-0.1%)，對礦溪舊河道的棲地品質不會產生明顯的影響。
5. 通過可靠度分析，考慮氣候和地理條件下的多種不確定性因素，量化濕地設計方案的性能。濕地設計能夠顯著降低洪水風險，使淹水發生機率降低至 3%。可靠度分析成果顯示基線模型及濕地設計模型之安全係數分別為 <1 及 1.37。

此外，本研究通過自我評估工具對礦溪舊河道的濕地設計方案進行初步評估，結果顯示其在應對社會挑戰和包容、透明的治理過程方面具有優勢。然而，經濟可行性、公平性、適應性管理和促進主流化等方面尚未達成 NbS 全球標準的要求。此評估結果提供具體的改進方向，例如進行成本效益評估、設計適應性管理框架，以及加強跨部門協作等。這些建議將有助於未來的規劃和實施更符合 NbS 標準，進一步提升方案的整體效益和永續性，並促進自然解方在台灣及其他地區的應用與發展。



5.2 建議

1. 本研究已建立磺溪基線與濕地設計方案在不確定因素下之系統分析模型，並成功將成果轉換為安全係數，研究成果具有可行性與可靠度。不過，目前成果僅初步提出分析架構、仍非全面性的成果。例如後續可針對各重現期設計雨量研擬安全係數，將有助於更全面地量化自然解方在防災減災之效果，作為政策規劃之參考。
2. 考慮研究資源和時間的限制，本研究主要針對濕地設計方案的洪水風險、生態系服務價值等方面進行效益評估，尚未完全滿足 NbS 全球標準之描述，為求評估之完整性並回應利害關係人之需求，後續研究應進行水質、生態調查以及成本效益方面之評估。此外，本研究的不確定分析僅針對水文氣象風險部分，生態系服務分析同樣具有高度不確定性，但卻鮮少有相關研究，未來若可將生態系服務的不確定性量化，對於實務應用應有更大的效益。
3. 本研究為磺溪舊河道規劃之 NbS 措施為人工濕地復育，若能與其他 NbS 措施進行權衡比較，找出各措施間潛在成本效益的平衡點，亦或是結合不同措施，如永續排水系統、綠色基礎設施等，將能夠最大程度地實現自然解方的潛力。此外，後續相關研究將能通過中研院 DMP 存取本研究之研究成果，參考基線模型及濕地設計模型之參數設定，或以模型分析成果權衡比較方案效益。
4. 通過本研究之規劃以及效益評估，提供證據說明磺溪舊河道的濕地方案具有多重效益，期望後續研究或政策能接續執行 NbS 導入流程後續之工作細項，持續推動此行動方案之建立和落實，例如釐清土地使用分區、土地權屬等相關問題，亦或是各部會、權屬機關及利害關係人共同討論細部規劃與監測機制等，為台灣建立具代表性之自然解方案例。



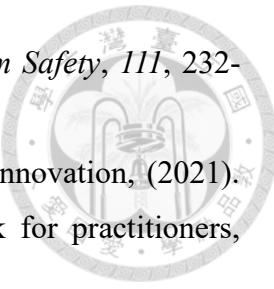
5. 本研究設計之 NbS 導入流程乃基於特定範疇（如應對水災風險、生態系退化等社會挑戰）驗證其適用性，並未完全涵蓋自然解方評估的所有應用場景及方法，如研擬生態系服務給付、提升生物多樣性等，後續仍須更多自然解方相關研究參與以及實務應用經驗，以適應性學習、迭代更新此流程。



參考文獻

1. 行政院農業委員會水土保持局 (2017)，水土保持手冊。
2. 陳學寬 (2020)。五溝水湧泉濕地生態防減災之評估。〔碩士論文。國立成功大學〕臺灣博碩士論文知識加值系統。 <https://hdl.handle.net/11296/s3397b>。
3. 莊曜成等人 (2023)， JUN 2023 工程 · 96 卷 02 期 第 106~120 頁，自然解方於外傘頂洲防護應用。
4. 張瀚森 (2023)。棲地品質對新竹市濱海野生動物保護區遊憩價值之影響--生態系統文化服務觀點。〔碩士論文。國立清華大學〕臺灣博碩士論文知識加值系統。 <https://hdl.handle.net/11296/hgn2g5>。
5. 經濟部水利署第九河川局 (2020)，鰲溪河川復育方案。
6. 經濟部水利署第十河川局 (2014)，礑溪(含支流及河口海域)河川情勢調查。
7. 經濟部水利署第十河川局 (2020)，礑溪水系及景美溪支流永定溪河川環境管理規劃。
8. 經濟部水利署第十河川局(交通大學) (2020)，礑溪水系風險評估成果報告書。
9. 經濟部水利署第十河川局(以樂工程顧問)(2022)，礑溪水系逕流分擔評估規劃暨流域整體改善與調適規劃(2/2)成果報告。
10. 經濟部水利署水利規劃分署 (2017)，礑溪治理規劃檢討報告。
11. 經濟部水利工程計畫透明網 (2020)，鰲溪豐南堤段設施維修改善工程。
12. 賴桂文 (2016)，HEC-RAS 水理模式 2D 模組介紹及應用。學術天地-工程技術 新知,1-17。
13. 戴浚哲 (2023)。洪水災害調適策略之效益與安全性評估 -以屏東縣保力溪為例。〔碩士論文。國立臺灣大學〕臺灣博碩士論文知識加值系統。
<https://hdl.handle.net/11296/c7uehr>。
14. 魏好庭 (2022)，高雄新市鎮開發之生態系統服務影響分析，中華民國環境工程學會2022環境資訊與規劃管理研討會。
15. 蘇語乾 (2021)。應用 UAV 空拍技術及 HEC-RAS 2D 水理模式於河川高灘地植生管理。〔碩士論文。國立臺灣大學〕臺灣博碩士論文知識加值系統。
<https://hdl.handle.net/11296/73wp2d>。

16. Adame, F., Santini, N., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A. D., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12, 3805-3818. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015>
17. Angela, A., Cohen-Shacham, E., Dalton, J., Edwards, S., Hessenberger, D., Maginnis, S., Maynard, S., McElwee, P., Murti, R., Nelson, C., Ruiz, V., Siikamäki, J., & Vasseur, L. (2020). Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions: first edition. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.09.en>
18. Bai, L., Xiu, C., Feng, X., & Liu, D. (2019). Influence of urbanization on regional habitat quality:a case study of Changchun City. *Habitat International*, 93, 102042. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2019.102042>
19. Bauduceau, N., Berry, P., Cecchi, C., Elmquist, T., Fernandez, M., Hartig, T., Krull, W., Mayerhofer, E., Sandra, N., & Noring, L. (2015). Towards an EU research and innovation policy agenda for nature-based solutions & re-naturing cities: Final report of the horizon 2020 expert group on'nature-based solutions and re-naturing cities'.
20. Center for Watershed Protection (June 2013). Stormwater Management Guidebook.
21. Chiu, Y.-Y., Raina, N., & Chen, H.-E. (2022). Evolution of Flood Defense Strategies: Toward Nature-Based Solutions. *Environments*, 9(1).
22. Chris Spray, Andrew Black, Chris Bromley, Fiona Caithness, Jennifer Dodd, Alan MacDonald, Roberto Martinez Romero, Tommy McDermott, Hamish Moir, Lorraine Quinn, Helen Reid. (2021) Eddleston Water Report: Summary Report. ; Tweed Forum: Old Melrose, UK;
Available online: <https://tweedforum.org/eddaleston-project-database/>
23. Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. *IUCN: Gland, Switzerland*, 97, 2016-2036.
24. Cross, M. (2017). Wallasea Island Wild Coast Project, UK: circular economy in the built environment. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management*, 170(1), 3-14. <https://doi.org/10.1680/jwarm.16.00006>
25. Echard, B., Gayton, N., & Lemaire, M. (2011). AK-MCS: An active learning reliability method combining Kriging and Monte Carlo Simulation. *Structural Safety*, 33(2), 145-154. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.strusafe.2011.01.002>
26. Echard, B., Gayton, N., Lemaire, M., & Relun, N. (2013). A combined Importance Sampling and Kriging reliability method for small failure probabilities with time-



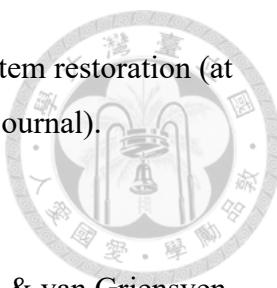
- demanding numerical models. *Reliability Engineering & System Safety*, 111, 232-240. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ress.2012.10.008>
27. European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, (2021). Evaluating the impact of nature-based solutions : a handbook for practitioners, Publications Office of the European Union.
28. Faivre, N., Fritz, M., Freitas, T., de Boissezon, B., & Vandewoestijne, S. (2017). Nature-Based Solutions in the EU: Innovating with nature to address social, economic and environmental challenges. *Environmental Research*, 159, 509-518. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.032>
29. Ferreira, C. S. S., Kašanin-Grubin, M., Solomun, M. K., Sushkova, S., Minkina, T., Zhao, W., & Kalantari, Z. (2023). Wetlands as nature-based solutions for water management in different environments. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 33, 100476. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100476>
30. Gaglio, M., Aschonitis, V., Pieretti, L., Santos, L., Gissi, E., Castaldelli, G., & Fano, E. A. (2019). Modelling past, present and future Ecosystem Services supply in a protected floodplain under land use and climate changes. *Ecological Modelling*, 403, 23-34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.04.019>
31. Gourevitch, J. D., Singh, N. K., Minot, J., Raub, K. B., Rizzo, D. M., Wemple, B. C., & Ricketts, T. H. (2020). Spatial targeting of floodplain restoration to equitably mitigate flood risk. *Global Environmental Change*, 61, 102050. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102050>
32. Hambäck, P. A., Dawson, L., Geranmayeh, P., Jarsjö, J., Kačergytė, I., Peacock, M., Collentine, D., Destouni, G., Futter, M., Hugelius, G., Hedman, S., Jonsson, S., Klatt, B. K., Lindström, A., Nilsson, J. E., Pärt, T., Schneider, L. D., Strand, J. A., Urrutia-Cordero, P., . . . Blicharska, M. (2023). Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: A scaling issue. *Science of The Total Environment*, 862, 160746. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160746>
33. Hankin, B., Page, T., McShane, G., Chappell, N., Spray, C., Black, A., & Comins, L. (2021). How can we plan resilient systems of nature-based mitigation measures in larger catchments for flood risk reduction now and in the future? *Water Security*, 13, 100091. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasec.2021.100091>

34. Horton, B., Digman, C.J., Ashley, R.M. and McMullan, J. CIRIA (2019). BfST Guidance – Guidance to assess the benefits of blue and green infrastructure using BfST
35. Jodhani, K. H., Patel, D., & Madhavan, N. (2023). A review on analysis of flood modelling using different numerical models. *Materials Today: Proceedings*, 80, 3867-3876. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.07.405>
36. Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., & Stadler, J. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and society*, 21(2).
37. Kadykalo, A. N., & Findlay, C. S. (2016). The flow regulation services of wetlands. *Ecosystem Services*, 20, 91-103. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.005>
38. Kumar, P., Debele, S. E., Sahani, J., Rawat, N., Marti-Cardona, B., Alfieri, S. M., ... & Zieher, T. (2021). Nature-based solutions efficiency evaluation against natural hazards: Modelling methods, advantages and limitations. *Science of the Total Environment*, 784, 147058.
39. Le Gouvello, R., Cohen-Shacham, E., Herr, D., Spadone, A., Simard, F., & Brugere, C. (2023). The IUCN Global Standard for Nature-based Solutions™ as a tool for enhancing the sustainable development of marine aquaculture [Original Research]. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1146637>
40. Lee, H., Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., & Barret, K. (2023). IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
41. Lemos, G. L. d., Eslabão, A. d. A., dos Santos, J. F., Rodrigues, A. T., Costa, L. F. d., Costa, H. K. d. M., Fagá, M. T. W., & Santos, E. M. d. (2024). Nature-based solutions experiences: A systematic literature review for public policies. *Nature-Based Solutions*, 5, 100121. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2024.100121>

42. Luo, M., Cai, J., Zeng, Z., Zheng, Y., & Lin, T. (2024). Development and practices of nature-based solutions in China. *Nature-Based Solutions*, 5, 100109. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100109>
43. MacKinnon, K., Sobrevila, C., & Hickey, V. (2008). *Biodiversity, climate change, and adaptation: nature-based solutions from the World Bank portfolio*.
44. Mansourian, S., Doncheva, N., Valchev, K., & Vallauri, D. (2019). Lessons learnt from 20 years of floodplain forest restoration: the lower danube landscape. *France: WWF*.
45. Mashiyi, S., Weesakul, S., Vojinovic, Z., Sanchez Torres, A., Babel, M. S., Dithabumrung, S., & Ruangpan, L. (2023). Designing and evaluating robust nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 93, 103787. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2023.103787>
46. Millennium ecosystem assessment, M. (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5). Island press Washington, DC.
47. Morello, E., Mahmoud, I., Colaninno, N., (eds.) , (forthcoming in 2020). Catalogue of Nature-based solutions for urban regeneration, Energy & Urban Planning Workshop, School of Architecture Urban Planning Construction Engineering, Politecnico di Milano.
48. Natural Capital Project, 2023. InVEST 3.14.0. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences.
49. Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Plavšić, J., Curran, A., Rosic, N., Pudar, R., Savic, D., & Brdjanovic, D. (2024). Economic assessment of nature-based solutions to reduce flood risk and enhance co-benefits. *Journal of Environmental Management*, 352, 119985. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119985>
50. Saikia, P., Beane, G., Garriga, R. G., Avello, P., Ellis, L., Fisher, S., Leten, J., Ruiz-Apilánez, I., Shouler, M., Ward, R., & Jiménez, A. (2022). City Water Resilience Framework: A governance based planning tool to enhance urban water resilience. *Sustainable Cities and Society*, 77, 103497. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103497>
51. Saquib, S., Gupta, A., & Joshi, A. (2022). Chapter 21 - Emerging water crisis: Impact of urbanization on water resources and constructed wetlands as a nature-based

- solution (NbS). In A. L. Srivastav, S. Madhav, A. K. Bhardwaj, & E. Valsami-Jones (Eds.), *Current Directions in Water Scarcity Research* (Vol. 6, pp. 447-468). Elsevier.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91838-1.00021-X>
52. Science for Environment Policy. (2021). The Solution is in Nature. Future Brief 24. Brief Produced for the European Commission DG Environment.
53. Sowińska-Świerkosz, B., & García, J. (2021). A new evaluation framework for nature-based solutions (NBS) projects based on the application of performance questions and indicators approach. *Science of The Total Environment*, 787, 147615.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147615>
54. Su, J., Wang, M., Zhang, D., Yuan, H., Zhou, S., Wang, Y., & Adib Mohammad Razi, M. (2024). Integrating technical and societal strategies in Nature-based Solutions for urban flood mitigation in Guangzhou, a heritage city. *Ecological Indicators*, 162, 112030.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112030>
55. Tang, F., Fu, M., Wang, L., & Zhang, P. (2020). Land-use change in Changli County, China: Predicting its spatio-temporal evolution in habitat quality. *Ecological Indicators*, 117, 106719.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106719>
56. The Mersey Forest, Natural Economy Northwest, CABE, Natural England, Yorkshire Forward, The Northern Way, Design for London, Defra, Tees Valley Unlimited, Pleasington Consulting Ltd, and Genecon LLP (2010). GI-Val: the green infrastructure valuation toolkit. Version 1.6 (updated in 2018).
57. Thedy, J., & Liao, K.-W. (2023). Adaptive Kriging Adopting PSO with Hollow-Hypersphere space in structural reliability assessment. *Probabilistic Engineering Mechanics*, 74, 103513.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.probengmech.2023.103513>
58. Thorslund, J., Jarsjo, J., Jaramillo, F., Jawitz, J. W., Manzoni, S., Basu, N. B., Chalov, S. R., Cohen, M. J., Creed, I. F., Goldenberg, R., Hylin, A., Kalantari, Z., Koussis, A. D., Lyon, S. W., Mazi, K., Mard, J., Persson, K., Pietro, J., Prieto, C., . . . Destouni, G. (2017). Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, 108, 489-497.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.012>

59. Vymazal, J. (2024). Natural and constructed wetlands for ecosystem restoration (at the occasion of 30 years anniversary of Ecological Engineering journal). *Ecological Engineering*, 201, 107188.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107188>
60. Yimer, E. A., De Trift, L., Lobkowicz, I., Villani, L., Nossent, J., & van Griensven, A. (2024). The underexposed nature-based solutions: A critical state-of-art review on drought mitigation. *Journal of Environmental Management*, 352, 119903.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119903>





附錄

案例一：艾德爾斯頓水域的河川復育以實現自然洪水管理(Spray, C. et al., 2021)

艾德爾斯頓河（Eddleston Water）位於蘇格蘭邊界，是一個 69 平方公里的集水區，主流自北向南流經約 20 公里，匯入皮布爾斯（Peebles）的特威德河（River Tweed）。過去 500 年來，集水區經歷了大規模變化，包括清除本地森林、建造排水設施、河流截彎取直及非本地針葉樹造林等，這些改變影響了河谷及周圍山坡的排水方式。從中上游處到皮布爾斯的 12 公里長主幹河道在 19 世紀初期和中期被拉直、渠道化並加固堤壩，以便修建道路和鐵路，這使得河流與其洪氾平原的連接消失。2009 年，蘇格蘭環境保護局（SEPA）根據歐盟水框架指令（WFD）標準將該河流分類為生態狀況不佳，主要是由於這些歷史性影響導致河道物理結構和水生植物覆蓋的損失。對比 18 世紀末的舊地圖和 2012 年開始治理前的現狀顯示，僅在 Darnhall 段，河道長度就縮短了約 16%。這不僅縮短河道長度，還破壞了包括鮭魚和鱒魚在內的動植物棲息地，以及其他受保護物種如水獺和七鰐鰻。這些變化使得上游產生的地表徑流迅速下傳，增加了艾德爾斯頓和皮布爾斯社區被淹沒的風險。2010 年，SEPA 的 200 年一遇洪水風險地圖顯示有 589 處房產面臨地表水洪水風險（其中 521 處在皮布爾斯）。

艾德爾斯頓河研究旨在評估自然洪水管理（Natural Flood Management, NFM）在減少洪水風險和改善流域棲息地方面的有效性。通過綜合方法處理洪水風險和棲息地改善，並在整個流域範圍內使用多種 NFM 措施，艾德爾斯頓河項目成功地在河段和景觀層面重現遺失的水文和生態過程。這些措施的引入使河流在其集水區內重新連接，包括在上游地區進行大規模的河岸樹木種植和引入工程木結構，以及在洪氾平原上創建洪水儲存池、恢復蜿蜒河道、移除鄰近的防洪堤防等措施，這些都幫助暫時儲存水流並減緩水流速度。此外，NFM 還提供了一系列其他的益處和生態系統服務，並成為重要的氣候變遷適應措施。



艾德爾斯頓河至 2021 年的研究中，主要發現如下：

一、NFM 能夠減少洪水風險

- 工程木結構、池塘和河岸植被顯著增加滯留時間，能夠減少峰值流量，並增加發出洪水警報與應對的機會。
- 全流域年均高流量事件的次數減少，在皮布爾斯減少 29%，在上游減少 50%。
- 結合 NFM 措施，全流域洪峰大約能減少 5%。
- 模擬和實證證據顯示，河流蜿蜒化結合堤壩移除、精心設計的洪氾平原儲存池能有效減少洪水風險。

二、NFM 措施增強棲息地復育、促進自然修復和氣候變遷適應

- NFM 措施包括種植超過 33 萬株本地樹木和創建 38 個池塘，提供直接的棲息地恢復益處。
- 環境 DNA 分析顯示，NFM 池塘為多種水生無脊椎動物提供新的棲息地。
- 蜿蜒化增加河道長度和河道內的棲息地多樣性，逐步恢復無脊椎動物群落，改善鮭魚健康。
- 河岸樹木種植提供氣候變遷適應，景觀尺度的 NFM 有助於減少氣候變遷引起的洪水事件影響。

三、NFM 措施提供多種生態系統服務，並避免洪水損害，帶來顯著的成本效益。

- 評估顯示，避免的洪水損害的淨現值 (NPV) 為 95 萬英鎊。
- 其他共同效益額外提供 420 萬英鎊的 NPV，來自水質改善、碳管理、娛樂、生物多樣性和漁業。
- 增強版 NFM 措施的建模顯示，可能帶來 285 萬英鎊的 NPV，總計 1770 萬英鎊的額外利益。



案例二：Wallasea 島荒野海岸復育計畫 (Cross, 2017)

英國皇家鳥類保護協會 RSPB 提出了一項全國性旗艦級的海岸棲息地創建計畫，位於埃塞克斯南部的克勞奇 (Crouch) 和羅奇 (Roach) 河口交界處的 Wallasea 島。該計畫於 2008 年啟動，並於 2018 年完成。Wallasea 島可能是數世紀前由荷蘭工程師通過將五個獨立的鹽沼島嶼填海造陸而成，並被夷平整理以便進行集約化的小麥和油菜種植。計畫實施前，該島是一大片低窪的潮間帶土地，完全位於沿海洪氾平原內，被高大且長滿青苔的海堤環繞。漲潮時，該島高度低於海平面 2 公尺，每年有 1:5 的風險面臨災難性洪水，因此被認為是執行此計畫的理想地點。

「Wallasea 島荒野海岸計畫」旨在將該島的大部分區域恢復為多樣化的動態潮間帶棲息地，擁有寬廣的過渡區域，這些區域將富含鳥類、魚類和無脊椎動物，同時有助於解決 Wallasea 的防洪風險。皇家鳥類保護協會在一個面積達 900 公頃的地點上，通過管理性重整計畫，恢復了在 Wallasea 島上圍墾而來的農田。該計畫與 Crossrail 合作，利用隧道工程挖掘出的 300 萬噸土壤來提升地面高度並高於舊有的海堤，創造新的潮汐野生動物棲息地共 115 公頃，包括潟湖、鹽沼和泥灘。其具體設計如圖 1 所示。



圖 1 Wallasea 島溼地設計圖

時至今日，Wallasea 島荒野海岸計畫展示其在應對及適應氣候變遷、生態系統健康和社會經濟成果方面的多重效益。在氣候變遷方面，該計畫區域每年每公頃能夠封存兩噸的碳，有助於減緩氣候變遷；通過管理性重整計畫，該計畫減少了海堤被暴潮破壞的風險，新創建的潮間帶區域與蓄洪區能隨海平面上升和下降，形成順應自然潮汐循環的濕地，進一步降低整個河口系統的洪水風險。在生態系統健康方面，Wallasea 島已成為遷徙鳥類如黑雁和反嘴鴨的繁殖地，以及鳳頭麥雞、琵嘴鴨、紅腳鶲、琵鷺和金斑鴨等 20,000 隻水鳥的永久棲息地，並被指定為拉姆薩爾濕地和特殊保護區。此外，該計畫為商業重要魚類如鱸魚和鮭魚等提供了育苗區，並通過建設新的防護牆提升建築物的防護能力，減少海堤的長期維護成本，估計在 2010 年至 2020 年間節省 65 萬至 1000 萬英鎊。總體而言，Wallasea 島荒野海岸計畫在多個方面顯示出其顯著的效益和成功，並持續進行監測與評估，成為自然解方的典範。



案例三：多瑙河下游綠色走廊計畫 (Mansourian et al., 2019)

多瑙河下游是該區域一條重要的河流，但在過去一個世紀裡面臨大規模退化。由於防洪堤壩的建設，將河道與其四分之三的自然洪氾平原分隔開來，導致其流向發生巨大改變，使該地區更加容易受到洪水影響，且洪水風險可能因氣候變遷而進一步加劇。此外，礫石開採、疏浚和水壩建設也導致附近農田的地下水位下降和河床侵蝕。由於農業行為的汙染，多瑙河下游還曾經歷嚴重的富營養化問題。

多瑙河下游綠色走廊計畫於 2000 年由保加利亞、羅馬尼亞、烏克蘭和摩爾多瓦政府達成協議，旨在保護多瑙河下游沿線 935,000 公頃的保護區、恢復 224,000 公頃的洪氾平原，並促進促進多瑙河下游 1000 公里的永續利用和開發。截至 2020 年，已有超過 60,000 公頃的洪氾平原得到恢復。隨著恢復工作的進行，沿河的堤壩被移除，使河流恢復其自然流動模式，超過 750 公頃的土地自然回復到自然淹沒的狀態。入侵植物也是當地關注的重點問題，在烏克蘭的塔塔魯島 (Tataru Island) 通過放牧傳統牛種的方式清除入侵植物。同時，綠廊沿線種植豐富的本地植被，並在河岸種植數萬棵本地樹木，創造復育自然森林的區域。

該計畫通過拆除效果不佳的防洪堤壩和恢復洪氾平原，增強沿河社區應對洪水的韌性。恢復的洪氾平原被認為是一種更成功的洪水滯留機制，有助於乾旱管理並降低基礎設施維護成本。在 2013 年多瑙河洪水期間，儘管水位高於正常水位，但多瑙河下游並未泛濫，顯示出其有效的洪水管理能力。隨著自然過程的重建，該計畫顯著改善河流沿岸的棲息地範圍和品質，對於多瑙河下游記錄到的 5,137 種物種至關重要。此區域是歐洲一些最稀有魚類的棲息地，包括瀕臨滅絕的鱘魚（如白鱘等），還是 331 種鳥類和全球 90% 紅胸雁的棲息地。此外，恢復自然河流植被和洪氾平原有助於補充地下水資源並淨化河水。在經濟方面，改善的河流景觀提升魚類和蘆葦等自然資源的收穫品質，每年還能夠創造約 14 萬歐元的旅遊收入。社區獲得更好的防洪保護，減少環境損害的成本。根據世界自然基金會的估算，恢復的洪氾平原和河流的淨價值每年達到 1.118 億歐元。



案例四：台灣花蓮鯉溪流域

花蓮縣富里鄉的主要河川—鯉溪，發源於海岸山脈，為秀姑巒溪源頭之一，總長度約 18.5 公里。「鯉溪」這個名字顧名思義，過往溪裡常見中華鯉的蹤影。除了中華鯉之外，鯉溪其實曾擁有多樣的原生物種，包含菊池氏細鯽、日本禿頭鱉、臺東間爬岩鱉等。然而，由於河川治理和取水工程的興建，影響了河川現有物種的棲息空間，同時也阻礙了洄游生物的歸途。加上人為捕撈和外來種的入侵，對當地物種造成嚴重威脅。

為復育原始生態並降低河川災害，經濟部水利署第九河川局於 2019 年邀請在地居民、環保團體和學界參與，成立「鯉溪流域管理平台」。平台細分為河川（全流域）治理藍圖推動、水質水量、物種保育及棲地復育、地方創生及農村再生四個小平台，共有 26 個單位共同參與，期望透過公私協力、跨域合作、資訊共享及地方共學的方式營造共好的流域環境。在深入溝通協調後，有關部門與利害關係人共同制定了鯉溪復育計劃，以恢復河川生命力為主軸，制定了「還石於河」、「還水於河」、「還地於河」、「還魚於河」四部曲作為階段目標。整理部分復育計劃成果如下：

1. 鯉溪豐南堤段工程

歷經 2019 年 8 月的白鹿颱風，緊臨豐南社區的垂直堤岸與戲台受損。為了修復這些損害，九河局與當地居民共同參與，決定不採用傳統以混凝土修復的方式。透過鯉溪流域管理平台舉辦的共學討論，制定了以重建河床護甲層為目標的近自然工法，改用拋放塊石、設置石梁工的方式以增加河岸粗糙度、重建河床護甲層，從而復育自然生物棲地、減少河道侵蝕並增強抵禦洪水的能力，工程於 109 年施做完成，並完成生態檢核。豐南堤段整治完工後如圖 2 所示。



資料來源：鯉溪豐南堤段設施維修改善工程，經濟部水利署水利工程計畫透明網

圖 2 豐南堤段整治竣工圖

2. TIMOLAN 生態復育區

九河局在復育計劃的過程中徵收了鯉溪左岸的一塊高灘地，依循「還魚於河」的方向，以復育原生植物及菊池氏細鯽作為目標，將這塊高灘地改造為保種復育園區，規劃復育池、保種池以及控制池等三個生態池。最初，復育區僅有 13 尾菊池氏細鯽，而截至 2022 年七月的數量已經超過 3000 尾。

3. 潭埔堀抬水堰臨時魚道試驗

為改善橫向水工構造物（23 道攔河堰）阻斷河川廊道之狀況，在第九河川局的支持下，社區及部落發起小型魚道試驗，在潭埔堀抬水堰以木材製作臨時魚道，為河川的原生物種，開闢一條安全返鄉之路。居民經由實地觀察經驗不斷改良魚道設計與擺放位置，目前使用的魚種已越來越多。



案例五：自然解方於外傘頂洲防護應用

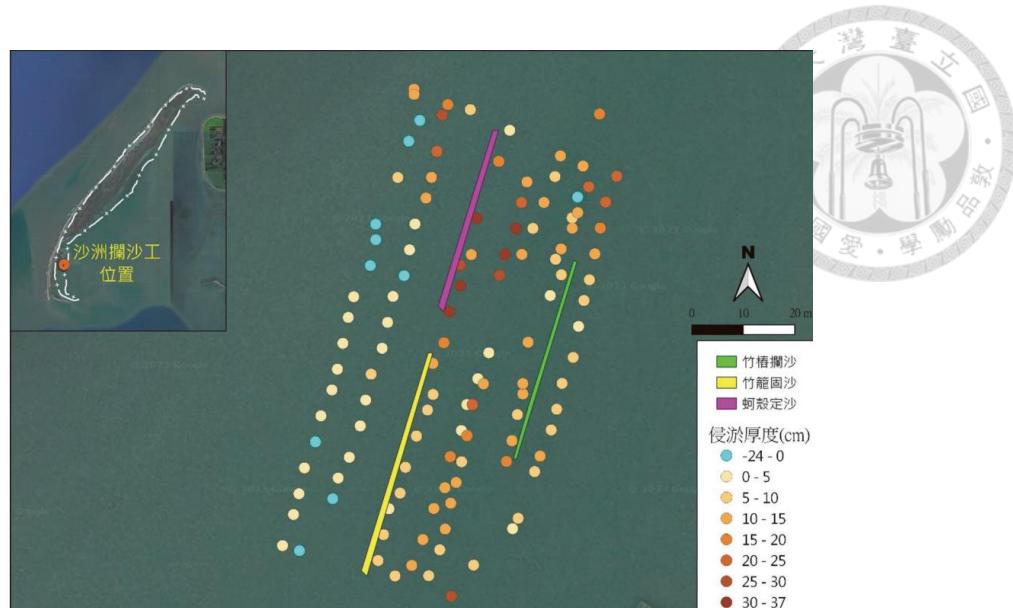
外傘頂洲坐落於臺灣嘉義縣東石鄉外海，不僅是當地沿海養殖業的主要屏障，同時也扮演著重要的防護沙洲角色。多年來，受到颱風暴潮、水道治理、沿海土地開發以及相關設施興建等多重因素的影響，外傘頂洲面臨沙源減少和冬季東北季風引起的沿岸流與風沙搬運等挑戰，導致逐漸侵蝕和淺化。根據 1984 年至 2021 年的統計，整體沙洲向南移動約 3.5 公里，最南端灘線向東移動約 6 公里，平均每年的後退速率為向南移動 95 公尺，向東移動 162 公尺。總體上看，外傘頂洲呈現持續逆時鐘方向不斷靠近嘉義海岸的趨勢。

因應外傘頂洲海岸沙源不足、沿岸流漂沙不足以及波浪越洗等三種沙洲侵蝕機制，水利署第五河川局制定了三種 NbS 方法，包括公私協力的沙洲攔沙工、人工養灘以及突堤滯沙設施。

1. 沙洲公私協力攔沙工

藉由公私協力活動，結合相關政府機關、學術機構和當地居民的力量，利用沿海漂流蚵架在外傘頂洲背風面建造簡易的沙洲攔沙工設施，以達到海岸防護和天然廢棄物再利用的雙重目標。同時，透過整合地方共識，與當地居民合作推動外傘頂洲的防護工作。

在外傘頂洲南端東側高潮位線與低潮位線區域，布置了三種攔沙固沙工，包括竹椿攔沙、竹籠固沙和蚵殼定沙，以倒「品」字型方式排列。三種工法的長度約為 45 公尺左右，間距約在 15~20 公尺之間。主要目標是在沙洲迎風面，攔截波浪越洗時攜帶的沙源，以避免養殖水域受到波浪越洗的影響而淤積。圖 3 呈現了在 2022 年 8 月 22 日至 10 月 6 日的 45 天期間，對三種沙洲攔沙工周圍淤沙高度的觀測結果。



資料來源：自然解方於外傘頂洲防護應用，JUN 2023 工程 • 96 卷 02 期，中國工程師學會

圖 3 3 種沙洲攔沙工攔沙厚度分布（2022 年 8 月 22 日~10 月 6 日）

2. 北港溪河口疏濬沙進行人工養灘

為了應對外傘頂洲冬季最大波高約在 2~4 公尺之間的挑戰，若能夠將沙洲高度提升到 4 公尺以上，可有效防止波浪越坡進入東側水域，進而有效改善養殖水域內靜穩度。同時，人工養灘必須與高灘定沙工或其他固沙工協同作業，以防止高灘沙子被風飛沙帶入東側水域導致養殖水域淤淺。

河口疏濬養灘工程的主要目標是對台子村漁港與北港溪河口之間的水域進行改善，將河口-1m 區域的深度由原先高程向下浚深 3 公尺，促使外海漂沙在深槽區落淤，避免影響漁港航道的水深，並提升北港溪河口的通洪能力。該工程預計將補充外傘頂洲約 10 萬立方公尺的土方量，利用輸沙管線將沙抽至養灘區，將沙洲高度填築至+4.0 公尺，同時調整臨海側坡面之坡度，以促使自然營力將沙源補充至外傘頂洲南側。



3. 海岸滯沙工

透過竹椿群建構的突堤工法將有效攔阻下游移動的漂沙，結合在竹椿內部吊掛蚵殼，能夠增加攔沙效果並創造浮游生物附著環境，實現沙洲防護和生態環境保育的多重目標。

水利署第五河川局透過公私協力計畫，選用了竹椿攔沙、竹籠固沙、蚵殼定沙等三種工法，打造沙源流失第一道防線。初步實施成果顯示，攔沙固沙工周邊淤沙效果超過 30 公分，其中以蚵殼定沙效果最為顯著，有效地攔截因波浪越洗被帶入沙洲養殖水域的沙源。這些工法就地取材，並激勵沿海漁民、蚵農參與，成為未來公私協力保護外傘頂洲的長期目標。河口疏濬養灘工程和海岸滯沙工程仍在進行中，預計將在後續評估中顯示出正面的生態保育效益。