

國立臺灣大學工學院土木工程學系

碩士論文



Department of Civil Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Master's Thesis

紅樹林作為海岸防護自然解方的擴散機制及復育策略

Dispersal Mechanisms and Restoration Strategies of Mangroves as
a Nature-based Solution for Coastal Protection

張証惟

Cheng-Wei Chang

指導教授：施上粟 博士

Advisor: Shang-Shu Shih, Ph.D.

中華民國 114 年 6 月

June, 2025

誌謝



臺大，一直都是我夢想中的學校，總是幻想著入學後的畫面，對於臺大生活充滿期待。時光飛逝，如今回首這兩年的碩士生涯，經過扎實的訓練，才發現原本期待的生活原來是遍佈了荊棘的道路，在這過程中所幸有同儕相伴，總能找到方法一一跨越。綜觀這些酸甜苦辣，我想，以「有趣」一詞以蔽之再適合不過了。

首先，要感謝的是我的指導教授，施上粟老師，非常感謝老師在推甄時收我入門，非常榮幸能夠加入 NTUCE908，求學期間，老師總會時不時關心我的生活，開會時老師總是能夠保持耐心和親切，並且準確地給出有建設性的建議，就算犯錯，也會清楚的讓我知道問題在哪裡，並詳細的為我講解，一步一步的指導我完成了我的碩士論文，在這過程中，我曾無數次慶幸自己成為施老師的學生，感受老師對我的照顧，再次發自內心的感謝施老師的指導。同時也非常感謝林幸助老師和游晟暉老師擔任口試委員，給予我的論文非常多有助益的建言，幫助我完整我的論文。

接著，要感謝 NTUCE908 每一位成員曾經的幫助和照顧，淑幸姊、耀文、中澤、丰聖、曉鄢、榮憲、絹宜、麥哥，若非你們寶貴的經驗和提攜，我沒有辦法如此順利的完成學業，光輝和冠頤，感謝你們一路相伴，我要先結束我的學生生涯了，祝福你們未來順遂，碩維、苡瑄、心妤，感謝你們曾經的幫助，期許你們也能夠順利完成學業，並不吝嗇地給予學弟妹們幫助。

感謝我的女朋友又嘉，這兩年期間面臨的種種壓力常會讓我陷入自我懷疑的漩渦，感謝你總能夠接住我的負面情緒並把我從泥沼中拉出，給予我肯定，讓我有繼續走下去的動力，愛你呦！

最後要感謝我的媽媽，感謝媽媽提供我經濟支援，讓我在沒有後顧之憂的清況下完成學業，也感謝媽媽 23 年來的照顧，雖然我們並不是真正血緣關係上的母子，但妳無怨無悔的付出，讓我認定也認同妳就是我的媽媽，我長大了，以後就換我來照顧妳了。

謝謝曾出現在我生命中給予幫助的人，我將謹記於心，謝謝臺大，我畢業了！

中文摘要



全球氣候變遷加劇極端氣象事件發生頻率，顯著提升沿海區域災害風險，紅樹林因具備波浪消能、固砂、維持生態多樣性及碳儲存等多重生態系統服務功能，故被廣泛視為取代傳統硬體結構物作為海岸防護的自然解方(Nature-based Solution, NbS)，可提供兼具防災及生態效益的生態系統防減災永續策略(Ecosystem-based DRR)。水筆仔(*Kandelia obovata*)為臺灣北部的優勢種紅樹林植物，主要分布於淡水河中下游河段兩岸，於局部區域甚至因過度生長導致通洪能力降低。相對的，臺灣北部海岸帶卻鮮見紅樹林的分布，因此，探討紅樹林在海岸帶的擴散機制，並提出水理及胎生苗擴散基礎的復育策略，有助於檢討臺灣北部沿海永續治理方略。

本研究旨在透過整合多種數值模式及經驗公式制定出適合臺灣北部海岸帶的紅樹林復育策略，分別以水文特性評估水筆仔於臺灣北部海岸帶的潛在棲地生長環境及以水理特性分析水筆仔胎生苗的擴散軌跡。使用 SRH-Coast 水理模式模擬淡水河系中下游及其鄰近之北臺灣海岸帶的水動力，該模式整合了「風場、潮汐、波浪及河道流場」的交互作用，並根據此水理模擬結果銜接 PTM 粒子追蹤模式模擬水筆仔胎生苗的擴散軌跡。

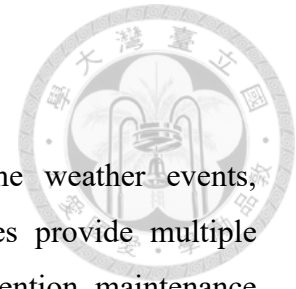
結果顯示，由淡水河道內紅樹林釋放的水筆仔胎生苗有機會擴散至河道內的灘地並建立新棲地，但受限於河口地區複雜潮波流的水動力流場，不易直接擴散至海岸帶。因此，本研究再引入 SSA 墊腳石法概念，在數值模式中於研究區域特定地點釋放水筆仔胎生苗，以觀察其是否能夠透過水動力的方式擴散至海岸帶的潛在棲地，模擬結果發現於大部分區域釋放水筆仔胎生苗，其主要軌跡呈現胎生苗在小範圍內進行循環往復漂移的現象，僅有少數具有明顯離岸流區域釋放水筆仔胎生苗，才能夠實現長距離擴張(Long Distance Dispersal, LDD)並抵達多個海岸帶潛在棲地。在前述選定之八個潛在棲地中，僅有少數能夠實現透過胎生苗的飄流入植而達成種源之間的交換，大部分的潛在棲地，都受限於地形、水流及大型結構物等因素，導致其漂移範圍僅限於釋放源附近。綜上所述，當水筆仔胎生苗由海岸帶特定地點釋放並抵達潛在棲地著生後，僅有很小的機率實現長距離擴張 LDD 並再次抵達其他潛在棲地而有機會著生。本研究同時以 HSI 棲地適合度指標評估海岸帶

潛在棲地，發現於淺水灣沙灘及寶斗厝沙灘的向海側 HSI 指標較高，而其餘潛在棲地則只有少數區域有較高的 HSI 指標，因此建議可以優先針對這些區域進行復育，有助於提升成功機率。

最後，假設紅樹林成功建立於海岸帶潛在棲地，以真實颱風事件進行水理模擬，評估極端氣候條件下紅樹林對於海岸防護的效果，並比較不同的紅樹林覆蓋率及排列方式對水理條件的影響，期望能針對各個海岸帶潛在棲地率定出最佳分布及覆蓋率。根據評估結果，無論覆蓋率高低，在三種不同的紅樹林分布情境下，發現當紅樹林全面分布於潛在棲地時，各項海岸防護指標表現最差，顯示流速、剪應力上升，且浸淹體積增加。而最佳配置情境則與各潛在棲地的地形及流場等複雜綜合條件有關，需依個別場址進行討論分析。

關鍵字：紅樹林、水筆仔、胎生苗擴散、NbS 自然解方、海岸防護

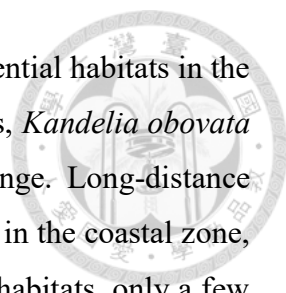
ABSTRACT



Global climate change has increased the frequency of extreme weather events, significantly increasing disaster risk in coastal zones. Mangroves provide multiple ecosystem services, including wave energy dissipation, sediment retention, maintenance of ecological diversity, and carbon storage. In recent years, mangroves have been widely regarded as a Nature-based Solution (NbS) to replace traditional engineered structures for coastal protection, representing a sustainable strategy with both disaster mitigation and ecological benefits. *Kandelia obovata* is the dominant mangrove species in northern Taiwan, mainly distributed on both sides of the middle reach and downstream of the Tamsui River. In contrast, mangroves are rarely distributed in the coastal zone of northern Taiwan. Therefore, exploring the dispersal mechanisms of mangroves and proposing a restoration strategy based on hydraulic conditions can help achieve NbS of both coastal protection and habitat restoration, as well as provide a crucial foundation for the sustainable management of the coastal zone in northern Taiwan.

This study aims to develop a mangrove restoration strategy for the coastal zone of northern Taiwan by integrating multiple numerical models and empirical formulas. The hydrological characteristics were used to evaluate the suitability of the potential habitats for *Kandelia obovata* in the coastal zone of northern Taiwan, and the hydraulic characteristics were utilized to analyze the dispersal trajectories of *Kandelia obovata* propagules. The hydraulic model SRH-Coast was constructed to simulate the hydrodynamics of the middle and lower reaches of the Tamsui River and the coastal zone of northern Taiwan. The model integrates the comprehensive hydrodynamics induced by the combined effects of wind, tide, waves, and river currents. The particle tracking model PTM was then executed to estimate the dispersal trajectories of *Kandelia obovata* propagules based on the hydrodynamic simulation results.

The results showed that *Kandelia obovata* propagules released from mangroves in Tamsui River have the potential to drift to mudflats on both sides of the river and colonization. However, complex estuarine hydrodynamics restrict their transport capacity and cannot drift to the coastal zone. Therefore, this study combined the Stepping Stone Approach (SSA) concept to simulate the artificial release of *Kandelia obovata* propagules at specific



locations in the coastal zone and observe whether they can reach potential habitats in the coastal zone through hydrodynamics. According to simulation results, *Kandelia obovata* propagules released from most areas can only drift in a small range. Long-distance dispersal (LDD) is possible and can reach multiple potential habitats in the coastal zone, only releasing from a few specific locations. Among eight potential habitats, only a few can achieve propagule exchange. *Kandelia obovata* propagules released from most potential habitats are restricted by factors such as terrain, hydrodynamics, and large structures, which limit the dispersal range only around the release source. In summary, when *Kandelia obovata* propagules are released from specific locations in the coastal zone and reach potential habitats for colonization, there is only a small probability that they can achieve LDD and reach other potential habitats again for colonization. This study also utilized the habitat suitability index (HSI) to evaluate potential habitats in the coastal zone and found that the HSI is higher on the seaside of Qianshuiwan Beach and Baodoucuo Beach. In comparison, only a few areas in the remaining potential habitats have a higher HSI. Restoration can be initiated in these areas to enhance the opportunity for successful colonization.

Finally, assuming that mangroves successfully colonize the potential habitats in the coastal zone, hydraulic simulations are conducted under a real typhoon event to evaluate the mangroves' capability in coastal protection under extreme climate conditions. The optimal distribution and coverage ratio of each potential habitat can be determined. According to the scenario simulation results, regardless of the mangrove coverage rate, the configuration with whole coverage of potential habitats consistently exhibited the poorest performance across coastal protection indicators. This condition was associated with increased flow velocity and shear stress, as well as greater inundation volume. The optimal mangrove distribution configuration varies depending on the specific topographic and hydrodynamic conditions of each potential habitat and thus requires site-specific analysis and discussion.

Keywords : Mangroves, *Kandelia obovata*, Propagule Dispersal, NbS, Coastal Protection

目次



誌謝	I
中文摘要	II
ABSTRACT	IV
目次	VI
圖次	VIII
表次	XI
第一章 緒論	1
1.1 研究背景	1
1.2 研究目的	2
1.3 論文架構	2
第二章 文獻回顧	4
2.1 紅樹林植物	4
2.2 臺灣紅樹林的變遷及分布	5
2.3 紅樹林適生環境	6
2.4 紅樹林生態系統服務	7
2.5 NBS 自然解方	8
2.6 紅樹林繁殖體漂移實驗及模擬	9
第三章 研究方法	13
3.1 研究流程	13
3.2 研究區域	14
3.3 SRH-COAST 水理模式	17
3.3.1 流場模組	18
3.3.2 波浪模組	21
3.3.3 結構物阻力計算	26
3.4 PTM 粒子追蹤模式	26

3.5	HSI 棲地適合度指標.....	31
3.6	SSA 墊腳石法.....	35
第四章	模式建立及驗證.....	37
4.1	資料蒐集及整理.....	37
4.1.1	地形資料.....	37
4.1.2	水文資料.....	38
4.2	SRH-COAST 水理模式.....	45
4.2.1	模式建立.....	45
4.2.2	模擬結果與驗證.....	48
4.3	PTM 粒子追蹤模式.....	52
4.3.1	模式建立.....	52
4.3.2	模擬結果與驗證.....	55
4.4	HSI 棲地適合度指標.....	84
4.4.1	IF 浸淹頻率分析結果.....	84
4.4.2	SI 適合度指標分析結果.....	88
第五章	颱風情境模擬分析.....	92
5.1	颱風事件水文條件.....	92
5.2	建立潛在棲地.....	97
5.3	評估海岸防護潛力.....	102
第六章	結論與建議.....	113
6.1	結論.....	113
6.2	建議.....	115
參考文獻		117
附錄		123

圖次



圖 2.2-1、臺灣紅樹林分布圖(林幸助, 2024)	6
圖 2.5-1、生態系統自然解方 NbS 概念圖(Cohen-Shacham et al., 2016).....	9
圖 2.6-1、印度洋莫三比克海峽紅樹林繁殖體漂移軌跡圖(Van der Stocken & Menemenlis, 2017)	12
圖 3.1-1、研究流程圖	13
圖 3.1-2、情境分析研究流程圖	14
圖 3.2-1、研究區域範圍	15
圖 3.2-2、淡水河紅樹林示意圖	16
圖 3.2-3、海岸帶紅樹林潛在棲地研究區域.....	16
圖 3.3-1、SRH-Coast 水理模式模組關係圖(Lai, 2024).....	17
圖 3.5-1、挖子尾浸淹頻率 IF(Shih, 2020)	33
圖 3.5-2、挖子尾土壤排序級數 SC(Shih, 2020).....	33
圖 3.5-3、關渡紅樹林浸淹頻率 IF 線性修正圖(Shih, 2020)	34
圖 3.5-4、潛在棲地適合度指標-浸淹頻率關係圖.....	35
圖 3.6-1、全球尺度全年繁殖體漂移軌跡密度(Van der Stocken et al., 2019a)	36
圖 4.1-1、流域面積比較	39
圖 4.1-2、上游河道入流量	40
圖 4.1-3、下游海岸潮位	41
圖 4.1-4、波浪資料	43
圖 4.1-5、波向玫瑰圖	44
圖 4.1-6、風速資料	44
圖 4.1-7、風向玫瑰圖	45
圖 4.2-1、模式地形高程	46
圖 4.2-2、水位/潮位驗證測站	49
圖 4.2-3、潮位驗證圖(淡海站)	50
圖 4.2-4、潮位驗證圖(淡水站)	50
圖 4.2-5、水位驗證圖(河口站)	51

圖 4.2-6、水位驗證圖(土地公鼻站).....	51
圖 4.2-7、水位驗證圖(獅子頭站).....	52
圖 4.3-1、SRH-2D 及 PTM 於淡水河河道之水筆仔胎生苗漂移軌跡(Shih et al., 2022).....	56
圖 4.3-2、挖子尾及竹圍紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡.....	58
圖 4.3-3、關渡紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡.....	58
圖 4.3-4、社子紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡.....	59
圖 4.3-5、蘆洲紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡.....	59
圖 4.3-6、臺北港北側點源釋放之路徑長及位移距離盒鬚圖.....	62
圖 4.3-7、海岸帶點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(富貴角).....	64
圖 4.3-8、海岸帶點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(淺水灣北部).....	64
圖 4.3-9、海岸帶點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(臺北港北部).....	65
圖 4.3-10、海岸帶潛在棲地面源釋放路徑長盒鬚圖.....	69
圖 4.3-11、海岸帶潛在棲地面源釋放位移距離盒鬚圖.....	69
圖 4.3-12、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖.....	78
圖 4.3-13、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(老梅沙灘).....	78
圖 4.3-14、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(白沙灣海水浴場).....	79
圖 4.3-15、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(淺水灣沙灘).....	79
圖 4.3-16、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(洲子灣海水浴場).....	80
圖 4.3-17、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(沙崙海水浴場).....	80
圖 4.3-18、西側邊界點源釋放之路徑長及位移距離盒鬚圖.....	82
圖 4.3-19、西側邊界點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖.....	84
圖 4.4-1、海岸帶潛在棲地 IF 浸淹頻率圖.....	87
圖 4.4-2、海岸帶潛在棲地 SI 適合度指標圖.....	90
圖 5.1-1、利奇馬颱風路徑.....	92
圖 5.1-2、2019 利奇馬颱風上游河道入流量.....	93
圖 5.1-3、2019 利奇馬颱風下游海岸潮位.....	94

圖 5.1-4、2019 利奇馬颱風波浪資料.....	95
圖 5.1-5、2019 利奇馬颱風波向玫瑰圖.....	96
圖 5.1-6、2019 利奇馬颱風風速資料.....	96
圖 5.1-7、2019 利奇馬颱風風向玫瑰圖.....	97
圖 5.2-1、情境一-向海側分布	98
圖 5.2-2、情境二-稍向內陸延伸分布	99
圖 5.2-3、情境三-潛在棲地全面分布	100
圖 5.3-1、紅樹林棲地未建立時的底床剪應力	103
圖 5.3-2、各情境分布之 SDP 盒鬚圖.....	106
圖 5.3-3、各情境分布之 CDP 盒鬚圖	107
圖 5.3-4、各情境分布之 VDP 盒鬚圖.....	107
圖 5.3-5、情境一向海側分布之底床剪應力消散潛力 SDP.....	110
圖 5.3-6、情境二稍向內陸延伸分布之底床剪應力消散潛力 SDP	110
圖 5.3-7、情境三潛在棲地全面分布之底床剪應力消散潛力 SDP	110
圖 5.3-8、情境一向海側分布之流速消散潛力 CDP	111
圖 5.3-9、情境二稍向內陸延伸分布之流速消散潛力 CDP	111
圖 5.3-10、情境三潛在棲地全面分布之流速消散潛力 CDP	111
圖 5.3-11、情境一向海側分布之植被消散潛力 VDP	112
圖 5.3-12、情境二稍向內陸延伸分布之植被消散潛力 VDP.....	112
圖 5.3-13、情境三潛在棲地全面分布之植被消散潛力 VDP.....	112

表次



表 3.3-1、波浪模組之波浪物理過程.....	21
表 4.1-1、流域面積法 n 值.....	40
表 4.2-1、曼寧 n 值設定.....	47
表 4.2-2、NSE 值參考表(Ritter & Muñoz-Carpena, 2013)	48
表 4.2-3、水位/潮位驗證成果表.....	49
表 4.3-1、紅樹林胎生苗粒子釋放參數設定表.....	54
表 4.3-2、潛在棲地胎生苗粒子釋放參數設定表.....	55
表 4.3-3、臺北港北側點源釋放之路徑長及位移距離分析表.....	62
表 4.3-4、臺北港北側點源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	63
表 4.3-5、臺北港北側點源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	63
表 4.3-6、海岸帶潛在棲地面源釋放之路徑長及位移距離分析表.....	68
表 4.3-7、老梅沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	70
表 4.3-8、白沙灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	70
表 4.3-9、淺水灣沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	71
表 4.3-10、洲子灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	71
表 4.3-11、沙崙海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	72
表 4.3-12、八里北堤沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	72
表 4.3-13、寶斗厝沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	73
表 4.3-14、林口頂寮沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	73
表 4.3-15、老梅沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	74
表 4.3-16、白沙灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	74
表 4.3-17、淺水灣沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	75
表 4.3-18、洲子灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	75
表 4.3-19、沙崙海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	76
表 4.3-20、八里北堤沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	76
表 4.3-21、寶斗厝沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	77
表 4.3-22、林口頂寮沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	77

表 4.3-23、西側邊界點源釋放之路徑長及位移距離分析表.....	82
表 4.3-24、西側邊界點源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例.....	83
表 4.3-25、西側邊界點源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例.....	83
表 4.4-1、SI 適合度指標分析表	91
表 5.2-1、SRH-Coast 水理模式結構物阻力係數(C_d)表	101
表 5.2-2、紅樹林之結構物參數設置表	102
表 5.3-1、紅樹林棲地未建立時的最大底床剪應力值及位置	104
表 5.3-2、NbS 評估三指標之最大及最小值	106
表 5.3-3、紅樹林海岸防護最佳分布情況	109



第一章 緒論

1.1 研究背景

近年來，受全球氣候變遷影響，極端氣象事件的發生日益頻繁，對全球構成嚴重威脅，沿海區域亦為受影響嚴重區域之一，以往，通常是以施建硬體結構物作為海岸防護的方式，如消波塊、海堤、潛堤、離岸堤等，雖然在海岸防護上取得非常好的成效，然而，卻往往伴隨著生態破壞、景觀阻隔及維護成本高昂等問題。隨著自然解方(Nature-based Solution, NbS)的概念被提出，逐漸成為兼具防減災及生態保育等功能的新興策略，並且被全球範圍內各個國家、組織及聯盟納入政策，紅樹林即為非常具代表性的例子之一。過去的研究，已證實海岸帶的紅樹林棲地在水理上能夠消減波浪能量，並且能夠有效的固砂達到國土保育的效果(van Hespen et al., 2023)；而在生態方面，紅樹林能夠提供許多生物棲息空間，進行適度的管理可增加濕地生態多樣性(Huang et al., 2012; Shih et al., 2021)；對於緩解全球暖化的方面，紅樹林具備高度碳儲存潛力，能夠成為重要的藍碳來源之一(Alongi, 2014; Alongi & Mukhopadhyay, 2015; Chou et al., 2022; Donato et al., 2011; Jennerjahn, 2020; Lin et al., 2024)。基於上述的多重功能及效益，紅樹林在海岸帶逐漸成為自然解方 NbS 及生態防減災(Ecosystem-based Disaster Risk Reduction, Eco-DRR)的重要策略。

臺灣北部紅樹林植物的優勢種為水筆仔(*Kandelia obovata*)，其向外擴張方式主要是胎生苗由母樹脫落，並隨水流漂移至新棲地著生，目前臺灣北部的紅樹林主要分布於淡水河系的中下游區域，皆為水筆仔純林，水筆仔胎生苗能夠在淡水河河道中隨水流漂移至兩岸的泥灘地著生形成新棲地，然而，河道內過多的紅樹林生長，可能使河道斷面窄縮，導致通洪能力降低，提高洪氾的風險。淡水河河道內紅樹林已呈現過度生長的趨勢，然而，目前於臺灣北部海岸帶除位於桃園的許厝港溼地外並沒有較大範圍紅樹林的分布（可能有零星分佈），因此，該區域具備高度潛力能夠作為良好的紅樹林復育研究區域，具有重要的研究價值。

在國際上，已有少數同時考慮「風、波、潮、流」的紅樹林胎生苗漂移研究，亦有涵蓋全球範圍的漂移模擬研究，然而，國內迄今尚缺乏相關的研究及基於水動

力的復育策略提出，因此，本研究試圖補足此一研究空缺，建立一套臺灣北部海岸帶的水理及水筆仔胎生苗漂移模式，以其水理模擬結果搭配水文特性，進一步探討水筆仔胎生苗於臺灣北部海岸帶在多重水動力條件下之漂移機制與著生潛勢。

1.2 研究目的

本研究旨在使用整合了「風、波、潮、流」四大水動力因素的水理模式 SRH-Coast 進行水理模擬，並根據此水理模擬銜接粒子追蹤模式 PTM，同時搭配墊腳石法 SSA 應用於紅樹林擴張機制釋放水筆仔胎生苗，模擬水筆仔胎生苗於多重水動力交互作用環境下的漂移軌跡及擢升潛勢，建立一套淡水河系及臺灣北部海岸帶的水理及水筆仔胎生苗漂移模式。另外，根據研究區域的水文特性對經驗公式進行修正，以水理模擬結果計算出海岸帶潛在棲地的棲地適合度指標 HSI，根據此水文及水理特性提出臺灣北部淡水河口附近海岸帶的紅樹林棲地復育策略。最後，假設海岸帶紅樹林成功復育，在不同紅樹林分布及覆蓋率情況下，以真實颱風事件進行水理模擬，以剪應力、流速及浸淹體積作為指標評估紅樹林作為海岸防護的自然解方 NbS 能力。

1.3 論文架構

第一章 緒論

說明本研究之研究背景、目的及論文架構。

第二章 文獻回顧

回顧已發表之文獻，介紹紅樹林的植物、生長環境及紅樹林的生態系統服務，綜合性說明自然解方 NbS 概念的起源及應用情況，並重點回顧評論國際間紅樹林胎生苗漂移的相關研究。

第三章 研究方法

說明研究流程及區域，並介紹所使用的 SRH-Coast 水理模式及 PTM 粒子漂移模式的計算方法及公式，說明棲地適合度指標 HSI 經驗公式的修正原則，並探討

墊腳石法 SSA 於紅樹林擴散機制的應用。

第四章 模式建立及驗證

說明 SRH-Coast 水理模式及 PTM 粒子漂移模式的建立、模擬結果及驗證，以及棲地適合度指標 HSI 的計算結果。

第五章 颱洪情境模擬分析

假設海岸帶紅樹林成功復育，在不同紅樹林分布及覆蓋率情況下，以真實颱洪事件進行水理模擬，以剪應力、流速及浸淹頻率作為指標評估紅樹林作為海岸防護的自然解方 NbS 能力。

第六章 結論與建議

總結本研究之研究結果，並針對研究的限制、不足、可改善及未來可進行的部分進行說明。



第二章 文獻回顧

2.1 紅樹林植物



紅樹林(Mangroves)的中文名稱是來自於紅樹科植物，因為其樹幹表面為紅色，樹皮可以提煉出單寧作為紅色染料，因此稱之為「紅樹」。而英文 Mangroves 可以用來通稱所有的紅樹林植物，是由西班牙文中的樹(Mangle)及英文中的樹叢(Grove)組合而成，可分為廣義紅樹林及狹義紅樹林(薛美莉, 1995)。Davis (1940)將廣義的紅樹林定義為生長於熱帶潮間帶、泥灘地上所有植物的總稱，也包括了與紅樹林共存但也可生長於內陸或其他非潮間帶環境的植物；而 MacNae (1969)則將狹義的紅樹林定義為僅限於生長在熱帶海岸最高潮線以下及平均高潮線以上的喬木及灌木，其只能生長在潮間帶環境中，不會出現在陸地生態系，且對鹽分與淹水環境具有極高適應性。

Tomlinson (1986)將紅樹林植物分為主要及次要紅樹林組成分子，主要紅樹林植物為僅生長於河口潮間帶環境中，沒有延伸至其他生態系的植物，且有能力形成純林及具有適應環境之特化形態，如氣生根、支柱根及胎生機制等，即為狹義紅樹林；次要紅樹林植物則是指雖然生長於紅樹林周圍，但非主要構成者。國際紅樹林組織(International Society for Mangrove Ecosystem, ISME)亦將紅樹林植物分為三類，分別為真紅樹林植物(True mangroves)、半紅樹林植物(Semi-mangroves)及伴生紅樹林植物(Mangrove associates)，最早可追溯至 Tansley and Fritsch (1905)針對斯里蘭卡的紅樹林提出的分類標準，首次依生態適應性及分布情況將紅樹林植物區分為真紅樹林植物及伴生紅樹林植物，後續 Tomlinson (1986)進一步明確界定了真紅樹林植物及伴生紅樹林植物的標準，同時也定義出次要紅樹林植物(Minor mangroves)，即為半紅樹林植物的來源，並被廣泛接受及引用。真紅樹林植物是指僅生長於河口潮間帶環境，且為了適應環境而有獨特形態和生理機制的植物，代表植物有欖李(*Lumnitzera racemosa*)、海茄苳(*Avicennia marina*)及水筆仔(*Kandelia obovata*)等有顯著耐淹及排鹽能力的植物(Tansley & Fritsch, 1905; Tomlinson, 1986)；半紅樹林植物是一種過渡型生態聚落，主要分布於紅樹林與陸域交界處，其具備一定的耐鹽性及

短期淹水耐受性，卻缺乏典型的紅樹林植物形態特徵，代表植物有黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)及穗花棋盤腳(*Barringtonia racemosa*)等(Tomlinson, 1986)；伴生紅樹林植物並非紅樹林生態系的組成核心，會出現在紅樹林或其他陸域或沿海環境中，其本質為陸生植物，缺乏鹽份處理機制及潮間帶適應性，代表植物有馬鞍藤(*Ipomoea pes-caprae*)及白茅(*Imperata cylindrica*)等(Tansley & Fritsch, 1905; Tomlinson, 1986)。

2.2 臺灣紅樹林的變遷及分布

施習德 et al. (2025)整合了臺灣紅樹林分布的歷史文獻、政策、報導、採集及口述記錄，進而分析自首次記載以來至今的臺灣紅樹林分布變遷。於日治時期的1900年代，臺灣的紅樹林主要分布在基隆灣、淡水河口、新竹紅毛港及高雄灣，其中，其中，基隆灣及高雄灣被認為是原生紅樹林，然而，這些原生紅樹林皆因港口的開闢導致無適合棲息的場所進而滅絕。施習德 et al. (2025)也認為臺灣西海岸的其他區域沒有紅樹林的原生分布記錄，大部分皆為日治後期的民眾攜帶來臺種植、國民來臺後大量造林及1994年李登輝前總統廣種紅樹林的政策，導致現今的紅樹林大多為人造林。然而臺灣北部的新店溪流域過去曾經發現過水筆仔的化石，因此臺灣的紅樹林是否全為外來種，可能需要更進一步的研究來探討及驗證。

臺灣曾經有六種真紅樹林植物生長，分別為水筆仔(*Kandelia obovata*)、海茄苳(*Avicennia marina*)、五梨跤(*Rhizophora mucronata*)、欖李(*Lumnitzera racemosa*)、紅茄苳(*Bruguiera gymnorhiza*)及細蕊紅樹(*Ceriops tagal*)(Hsueh & Lee, 2000)，其中，紅茄苳及細蕊紅樹早期主要生長於高雄灣，然而，由於高雄港的建立及擴建進而導致這兩種植物滅絕，因此，目前臺灣僅有四種真紅樹林植物生長，水筆仔較耐寒，主要生長於淡水河口，後續不斷被人為移植至臺灣西部海岸線，導致北中南部都有水筆仔紅樹林的分布；海茄苳主要分布於中南部的海岸線，近期因為氣候變遷的影響，甚至於桃園及新竹地區都能夠發現海茄苳的分布；而五梨跤及欖李僅少量分布於臺南及高雄地區。林幸助 (2024)整理了近年的臺灣紅樹林分布圖，如圖 2.2-1 所示，可做為了解近期臺灣紅樹林分布的參考。

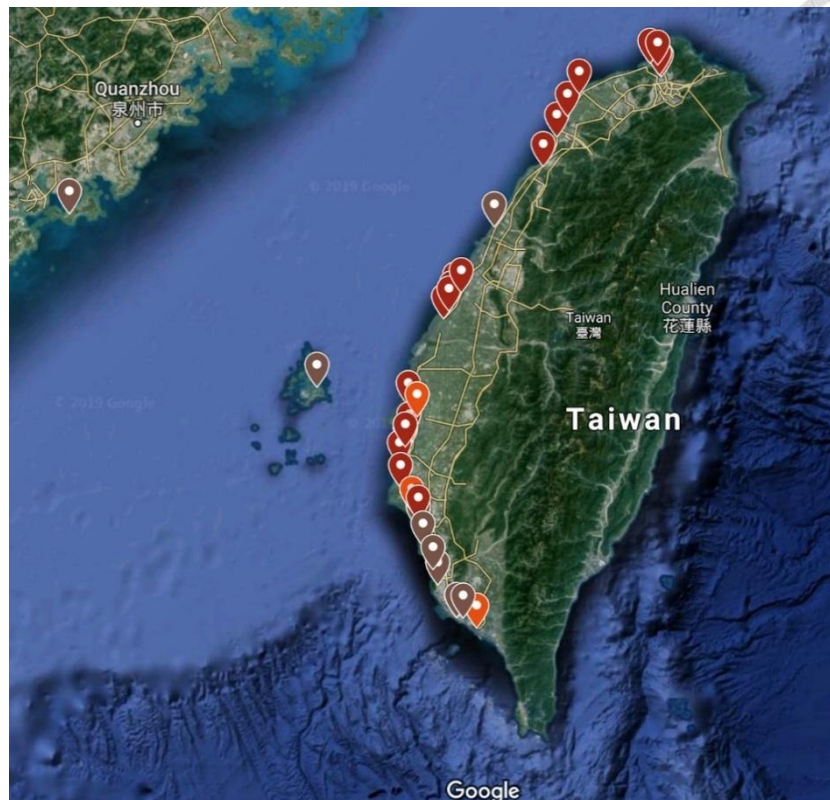


圖 2.2-1、臺灣紅樹林分布圖(林幸助, 2024)

2.3 紅樹林適生環境

胡敬華 (1959)及薛美莉 (1995)都有針對適合紅樹林生長的區域做出整理，包括了溫度、水流、鹽度、浸淹、地點及底質。

一般而言，紅樹林適合生長在最冷月均溫不低於 20°C 的環境，但會因為物種的耐寒性而有所差異，如海茄苳能夠在平均溫度 10°C 下生存，而水筆仔更為耐寒，能夠在溫帶氣候下生存，由於黑潮暖流的關係，最北到日本九州都有水筆仔的分布；水流是紅樹林植物傳播種苗的最佳方式，但流速過快不利於紅樹林的生長，紅樹林適合生長於 0~0.5 海里/小時水流流速的區域，這也解釋了為什麼臺灣早期只有流速較慢的基隆灣、淡水河口及高雄灣有原生紅樹林；鹽度對於紅樹林植物並非絕對必要條件，部分紅樹林植物在低鹽度區域仍可生長，但適當的鹽度有助於提升紅樹林植物在該環境下的競爭及適應能力；適當的浸淹頻率有助於紅樹林植物的生長，以淡水河為例，水筆仔通常生長於灘地或洪氾平原且每日浸淹 1 至 10 小時(Yang et al., 2013)；紅樹林植物適合生長於無風地帶，僅有海茄苳是抗風能力較強的物種，

且水流流速過快也不適合紅樹林植物生長，因此，有遮蔽的海灣、河口及潟湖等為適合紅樹林植物生長的區域，另外，若有廣大的潮間帶及淺灘，能夠提供較大的區域給紅樹林植物著生及生長；在河口三角洲及潟湖等地區的底質多為泥灘地，富含有機質，能夠提供足夠養分，適合紅樹林植物的生長。

2.4 紅樹林生態系統服務

生態系統服務(Ecosystem services)一詞最早由 Ehrlich and Mooney (1983)提出，強調自然生態系統所提供的多重功能對於維持人類生活的重要性，物種的滅絕將直接導致生態系統功能的衰減，進而損害人類依賴的服務功能，如水源淨化、氣候調節及維持土壤肥沃等，若以人為方式取代這些服務功能的成本相當高昂，也難以持久，因此，保護自然生態系統是維持這些服務最為經濟有效的方式。而 Costanza et al. (1997)則是首次將生態系統服務價值貨幣化並應用於估算全球尺度的經濟價值，其將生態系統視為一種自然資本，由此衍生出的服務包括氣候調節、水資源供應、廢棄物處理、生物控制及棲地庇護等 17 類，經計算其平均年經濟價值約為 33 兆美元，影響人類社會永續發展甚鉅，此不僅量化了生態系統服務對於人類生活的影響程度，也奠定了自然資本量化的基礎。

根據聯合國 2005 年提出的千禧年生態系統評估(Millennium Ecosystem Assessment, MA)，紅樹林的生態系統服務可以歸納為四大類型，包括了供給服務、調節服務、支持服務及文化服務。供給服務(Provisioning Services)，紅樹林提供樹皮、木材、燃料及漁業資源等，是沿海居民重要的生計來源之一；調節服務(Regulating Services)，包含了碳吸存及碳封存、水質淨化、沉積物攔截、海岸防護及減少侵蝕等，有助於防減災及因應氣候變遷；支持服務(Supporting Services)，紅樹林提供棲地給多種生物，能夠維持生態多樣性，並透過落葉分解與根系作用促進養分循環；文化服務(Cultural Services)，涵蓋了旅遊、休閒及生態教育等面向，紅樹林在生態價值認同及推動永續觀念扮演重要的角色。

生態系統服務對於氣候變遷的因應至關重要，因此，在氣候變遷的調適策略中，需考慮綠色基礎設施(Green Infrastructure, GI)及基於生態系統的調適辦法



(Ecosystem-based Adaptation, EbA)，這樣的做法已被認可並被列入多項國際公約作為政策執行的依據，如聯合國氣候變遷綱要公約(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC)、生物多樣性公約(Convention on Biological Diversity, CBD)及仙台減災綱領(Sendai Framework for Disaster Risk Reduction, SFDRR)等，因此，生態系統服務被視為落實氣候變遷調適(Climate Change Adaptation, CCA)、防減災(Disaster Risk Reduction, DRR)及永續發展目標(Sustainable Development Goals, SDGs)的有效手段(Ruangpan et al., 2020)。

2.5 NbS 自然解方

近年來，自然解方(Nature-based Solution, NbS)在全球範圍內獲得廣泛的關注及應用，成為應對氣候變遷、生態多樣性下降等衝擊的策略，自然解方 NbS 的概念最早於 2008 年由世界銀行(World Bank)所提出(MacKinnon et al., 2008)，國際自然保護聯盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)將其定義為「採取行動保護、永續管理和恢復自然或被改造的生態系統，以有效和調適性的方式應對社會挑戰，同時提供人類福祉和生物多樣性效益」(Epps, 2021)。

自然解方 NbS 同時也被廣泛應用於減災、糧食及水資源安全、促進人類健康等方面，成為實現永續發展的重要策略，因此，各國政府及國際組織逐漸將自然解方 NbS 納入政策並加以實踐，提出了如低衝擊開發(Low Impact Developments, LIDs)、最佳管理措施(Best Management Practices, BMPs)、水敏感性城市設計(Water Sensitive Urban Design, WSUD)、永續都市排水系統(Sustainable Urban Drainage Systems, SuDS)、生態防減災害風險(Ecosystem-based Disaster Risk Reduction, Eco-DRR)、藍綠基礎設施(Blue-Green Infrastructure, BGI)、歐盟綠色政綱(European Green Deal)、歐盟生物多樣性策略 2030(EU Biodiversity Strategy for 2030)及 2.4 節所提到的 GI、EbA 等政策，隨著這些政策的落實，自然解方 NbS 的應用範圍將持續擴大，並為全球環境保護及永續發展目標提供更具韌性的策略。

Cohen-Shacham et al. (2016)提出實現自然解方 NbS 的五種主要方法，分別是復育(Restoration)、特定議題導向(Issue-specific)、基礎設施(Infrastructure)、管理

(Management)及保護(Protect)。其中,「復育」是指以人為方式使受破壞的生態系統恢復功能,如紅樹林或濕地的復育;「特定議題導向」是指針對特定風險所設計的生態系統,包含了 EbA 及 Eco-DRR 等策略及概念;「基礎設施」則是以自然或半自然的元素融入傳統的建築結構物,期望能兼顧減災、生態保育、降低碳排放等理念,如同 BGI 的概念,例如綠屋頂、透水鋪面等設計都已經廣泛應用於臺灣及世界各地;當自然解方 NbS 的策略已付諸實行後,妥當的管理及保護手段是必須的,藉此確保生態系統功能的持續發揮與效益的長期維持,避免因人為干擾或環境變遷導致成效減弱。這五種主要方法可單獨或整合應用,其主要目的為提升人類福祉及促進生物多樣性保育,Ruangpan et al. (2020)也將水資源永續使用、生物多樣性、生活品質水準等也納入了自然解方 NbS 的目標範疇。紅樹林提供之 NbS 及 Eco-DRR 包括:自然碳匯(e.g., Shih et al. 2015a)、生物多樣性(e.g., Huang et al. 2012; Shih et al. 2021)、岸際保護(e.g., Shih et al. 2023)、潮溝潮灘河相維持(e.g., Lee et al. 2022; Shih et al. 2015b; Shih and Cheng 2022)等。



圖 2.5-1、生態系統自然解方 NbS 概念圖(Cohen-Shacham et al., 2016)

2.6 紅樹林繁殖體漂移實驗及模擬

在研究紅樹林的擴張機制時,尤其是針對胎生苗的漂移,一般有以下幾種方式:



繁殖體漂移實驗(Van der Stocken et al., 2013; Van der Stocken et al., 2015)、水理模擬銜接繁殖體漂移模擬(Van der Stocken et al., 2019a; Van der Stocken & Menemenlis, 2017)及遺傳及親緣基因分析(Cerón-Souza et al., 2015; Mori et al., 2015)。其中繁殖體漂移實驗理應是最能夠準確反映實際漂移情況的方式，一般做法是對繁殖體進行標記並放流，特定時間後在特定範圍進行搜索回收，這樣子的釋放回收過程可能會產生很多的問題，繁殖體可能會被鳥類或魚類捕食、沉沒或漂移超出搜索範圍無法回收等原因造成其實驗結果不一定準確；數值模擬則是簡化或理想化真實世界，僅能反映理論上的漂移擴張潛能，卻忽略掉了可能受到植株的阻攔或受到捕食等風險；而遺傳及親緣分析則僅能以推斷的方式來說明紅樹林的擴張，卻無法分析水理情形亦無法避免人為的介入。因此，各種對於紅樹林擴張機制的研究方法都有其優缺點，進行研究時應可搭配現象或數據上的驗證以增加實驗、模式或分析的可信度。

Van der Stocken et al. (2019b)整理了近期全球針對紅樹林擴張機制的研究，研究中亦將研究方法分為三種，即為上述提到之釋放回收實驗、數值模擬及遺傳及親緣分析，Yamashiro (1961)在日本於不同潮位時釋放水筆仔胎生苗，並追蹤 30 天，發現大多數胎生苗的漂移距離不超過 50 m，屬於短距離傳播(Short Distance Dispersal, SDD)；Komiyama et al. (1992)在泰國的河道內釋放五梨跤繁殖體，於第 1、4、12 及 31 天搜索回收，發現有 68%的繁殖體漂移距離小於 300 m，下游區域的最大漂移距離為 1210 m，而上游的最大漂移距離不如下游僅約 485 m；De Ryck et al. (2012)在肯亞的一處海灣釋放五梨跤及細蕊紅樹繁殖體，在兩周內持續搜索回收，於五個月後再次搜索回收，發現其最大漂移軌跡僅為 60 m，推測原因為紅樹林內植株密度過密，導致繁殖體無法有效向外漂移擴張，細蕊紅樹繁殖體的被捕食率高達 90%；Van der Stocken et al. (2013)及 Van der Stocken et al. (2015)分別在肯亞的河道及潮間帶釋放五梨跤繁殖體，發現於河道釋放的繁殖體最大漂移距離可達 2783 m，而在潮間帶釋放的繁殖體最大漂移距離不大於 150 m，推測可能是海岸帶的水動力較為紊亂，使其漂移距離較短，而本研究所關注的議題之一在於河道內釋放的繁殖體能否突破河口區域較為複雜的水動力漂移至外海，這部分在此篇文獻中並未提及；Sousa et al. (2007)在巴拿馬的海岸帶釋放不同種的繁殖體，並在一個

月內持續回收，發現漂移距離非常短，難以實現長距離傳播(Long Distance Dispersal, LDD)，且在第二週時的回收率為 80%，第四週時的回收率降至 60%，體現了現地試驗的難處，亦難避免少數實現長距離傳播 LDD 的繁殖體無法被回收計入數據的可能性。

以上為全球範圍內執行過現地繁殖體漂移實驗的研究，而除了對於繁殖體漂移的實驗外，數值模擬亦為相當重要且值得參考的數據之一，Di Nitto et al. (2013) 以數值模擬在斯里蘭卡的半封閉潟湖區域釋放五梨跤及細蕊紅樹的繁殖體，發現超過 95% 的繁殖體漂移僅侷限於母樹附近，長距離漂移 LDD 極為罕見，原因可歸咎於該處的潟湖地形，使得進出該處的水體減少，整體水動力減弱，難以帶動繁殖體漂移擴張，和本研究的挖子尾紅樹林胎生苗漂移情形類似，如 4.3.2 節所說明；Van der Stocken and Menemenlis (2017) 在全球尺度內以能夠考慮渦流及潮汐的高解析度海洋數值模式進行繁殖體漂移模擬，總共 2.5 個月的模擬時長，研究中有特別強調風場的強度及方向對於漂移軌跡有相當大程度的影響，研究結果顯示，海岸帶的繁殖體漂移主要以沿岸流為主，和本研究結果相符合，如 4.3.2 節所說明，整體漂移軌跡不大於 50km，但於莫三比克海峽(Mozambique Channel)區域偶有發生跨洋的長距離漂移 LDD，如圖 2.6-1 所示；Van der Stocken et al. (2019a) 在全球尺度內以考慮渦流及潮汐的高解析度海洋數值模式進行繁殖體漂移模擬，模擬全球超過 4000 個紅樹林分布區，根據不同物種設定繁殖體最小及最大漂浮期，進行一年的漂移模擬，研究結果發現大多數繁殖體的漂移軌跡不大於 50 km，隨著繁殖體的最大漂浮期增加，長距離漂移 LDD 的可能性增加，偶而會有跨洋漂移的情況發生，且全球的紅樹林分布存在明顯的連通及阻隔，如美洲及非洲的紅樹林完全不連通，其漂移軌跡圖如圖 3.6-1 所示，此研究對於瞭解全球紅樹林擴張機制有重大意義。

若僅使用繁殖體漂移實驗或數值模擬進行研究，可能存在無可避免的誤差，但仍具備一定的代表性，若能夠同時對同一研究地點同時進行實驗及數值模擬，可以同時觀察到現實漂移情況及理論上最大漂移潛能，互相參考以利決策。Ngeve et al. (2017b) 及 Ngeve et al. (2017a) 分別在非洲喀麥隆河口區域針對五梨跤做釋放回收實驗及數值模擬，實驗結果發現大部分繁殖體漂移距離不大於 1 km，最大漂移距離為 5 km，而數值模擬結果的最大漂移距離為 215 km，顯示在自然情況下可能的漂

移距離較短，若以人為進行干預，其漂移潛力將大幅提升。

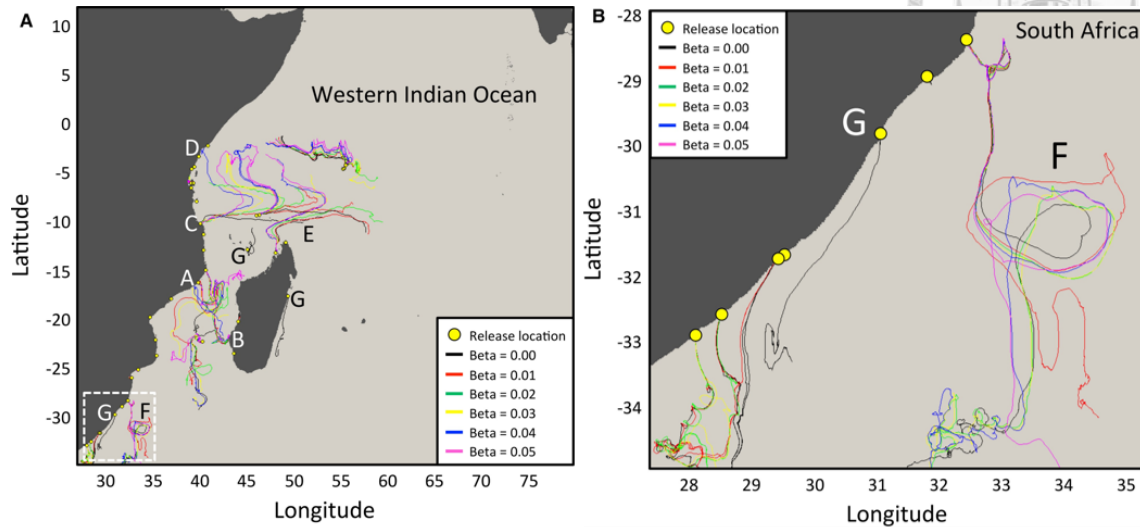


圖 2.6-1、印度洋莫三比克海峽紅樹林繁殖體漂移軌跡圖(Van der Stocken & Menemenlis, 2017)

第三章 研究方法

3.1 研究流程

本研究主要聚焦於建立水筆仔胎生苗漂移模式，以了解其擴散機制，首先使用 SRH-Coast 水理模式，輸入實測的地形及水文等資料後進行模擬，後續銜接 PTM 粒子追蹤模式，輸入水理模擬結果、粒子釋放時間及粒子特性等參數，搭配 SSA 墊腳石法的概念設定粒子釋放源，完整的模擬海岸帶的紅樹林擴張機制；而另一部分使用水理模擬的流場資料計算各個潛在棲地內的浸淹頻率(Inundation Frequency, IF)，進一步計算出潛在棲地內各個區域的水筆仔適合度指標。根據以上水筆仔胎生苗漂移模擬結果及棲地適合度指標計算結果，可以針對適合臺灣北部海岸帶的紅樹林棲地復育策略進行討論，整體研究流程圖如圖 3.1-1 所示。

了解可能的臺灣北部海岸帶的紅樹林擴張機制後，本研究假設紅樹林成功建立於海岸帶潛在棲地，以探討成功建立的紅樹林在極端氣候下的海岸防護能力，因此在 SRH-Coast 水理模式中除了需要輸入地形及颱風水文等資料外，需要額外建立結構物(obstructions)代表紅樹林棲地進行模擬，以此水理模擬結果計算三項指標，評估在不同的紅樹林分布及覆蓋率情境下，對於海岸防護的 NbS 能力，整體颱風情境模擬分析流程圖如圖 3.1-2 所示。

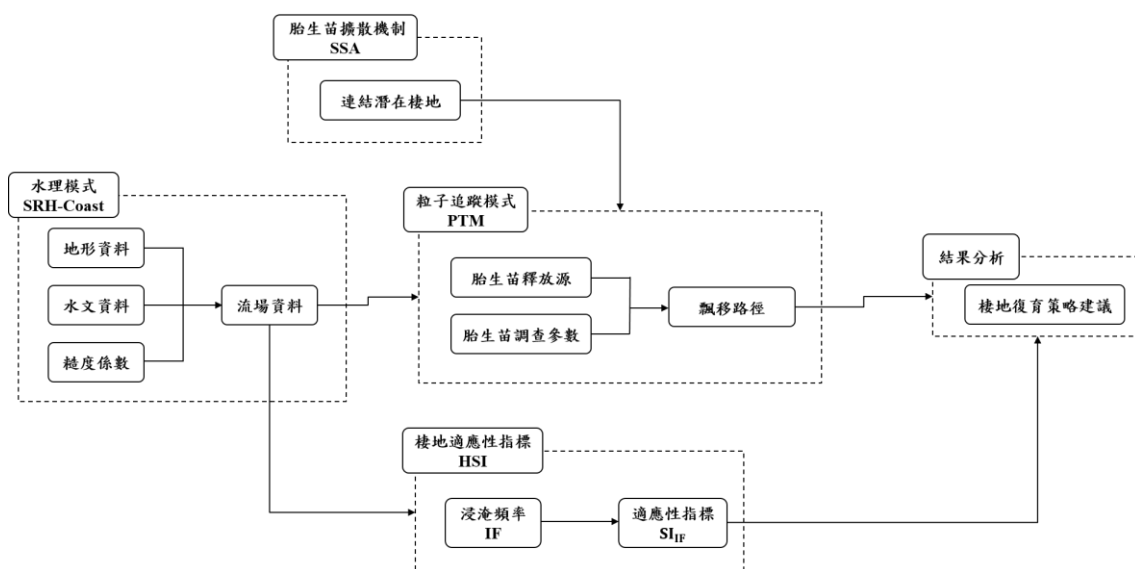


圖 3.1-1、研究流程圖

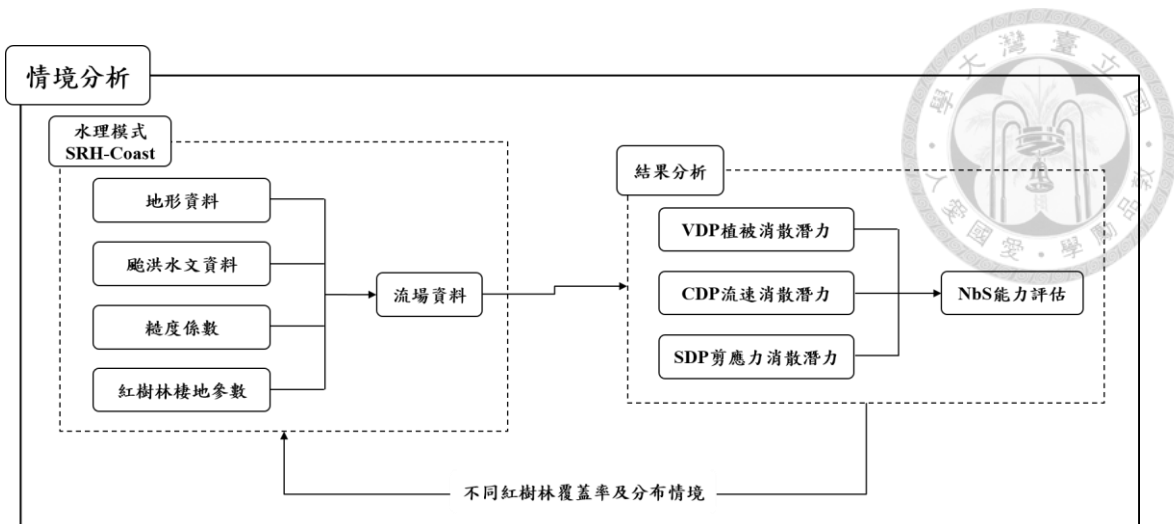


圖 3.1-2、情境分析研究流程圖

3.2 研究區域

本研究以淡水河流域及淡水河外海區域作為水動力研究區域，總面積達 931,741,289m²。淡水河系流域涵蓋了上游的大漢溪、新店溪、基隆河，研究區域的上游邊界分別位於大漢溪的浮洲橋、新店溪的中正橋及基隆河的洲美快速道路，下游邊界則延伸至桃園竹圍漁港、麟山鼻潮位站及淡水河口外海約 28km 處，研究區域範圍如圖 3.2-1 所示。

研究區域海岸線長度約 57km，以淡水河口為界，其東西兩側有著截然不同的海岸地質型態。淡水河口以東海岸線曲折，主要為岩岸地形，僅分布少量沙灘，這些沙灘多源於河道所攜帶的泥沙於河口處沉積，形成三角洲地形，此外，部分泥沙受洋流、波浪、潮汐的交互作用於岬灣處逐漸堆積，形成沙灘地形；淡水河口以西海岸線平整，沿岸建有臺北港、林口火力發電廠等大型海岸結構物，這些結構物減弱了該區域的海岸水動力，造成洋流、波浪、潮汐能量下降，使泥沙較容易於此處沉積，進而形成沙灘地形。

研究區域內包含了蘆洲灘地、社子島濕地、關渡自然公園、竹圍紅樹林自然保留區以及挖子尾自然保留區在內之內河道灘地上的水筆仔紅樹林濕地，如圖 3.2-2 所示，編號 1 至 6 分別為挖子尾、竹圍、關渡、社子_北、社子_南及蘆洲紅樹林。生長於河道灘地的紅樹林可能阻礙河道水流、減少河道通洪面積，導致河道水位抬

升，進而增加洪水溢淹的風險(Lee & Shih, 2004)；然而，生長於海岸地區的紅樹林對於波浪波高的衰減效果十分顯著(van Hespen et al., 2023)，可以作為海岸防護的天然材料，有效降低極端氣候對沿海地區的波浪侵襲的影響。因此，本研究關注淡水河系及其海岸帶紅樹林濕地的擴張能力，深入探討河道與海岸水動力對於水筆仔胎生苗的漂移與擴張路徑的影響，評估海岸地區的淡鹹水交會處、河口、沙灘等環境是否適合作為水筆仔胎生苗著生區域，並透過空照圖中選定出八個區域作為主要研究區域，如圖 3.2-3 所示，分別為林口頂寮沙灘、寶斗厝沙灘、八里北堤沙灘、沙崙海水浴場、洲子灣海水浴場、淺水灣沙灘、白沙灣海水浴場及老梅沙灘，進一步分析這些區域作為水筆仔紅樹林棲地的可行性及其復育策略，並探討棲地建立後對於海岸防護的效果。本研究曾於現地勘查並與歷史衛星圖比較，可以得知近年來潛在棲地的變化，八個潛在棲地的現地及歷史衛星圖如附錄圖 10、附錄圖 11、附錄圖 12、附錄圖 13、附錄圖 14、附錄圖 15、附錄圖 16、附錄圖 17 所示。



圖 3.2-1、研究區域範圍

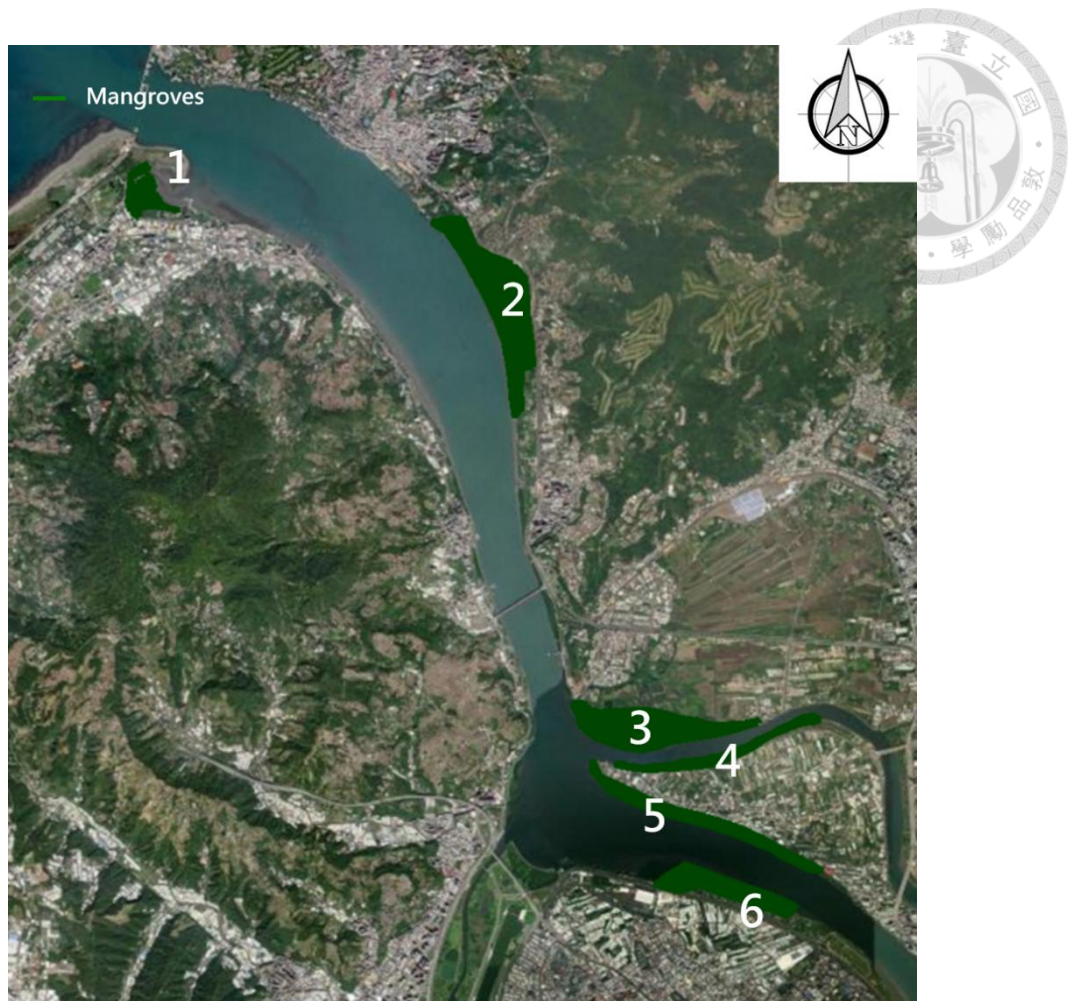


圖 3.2-2、淡水河紅樹林示意圖

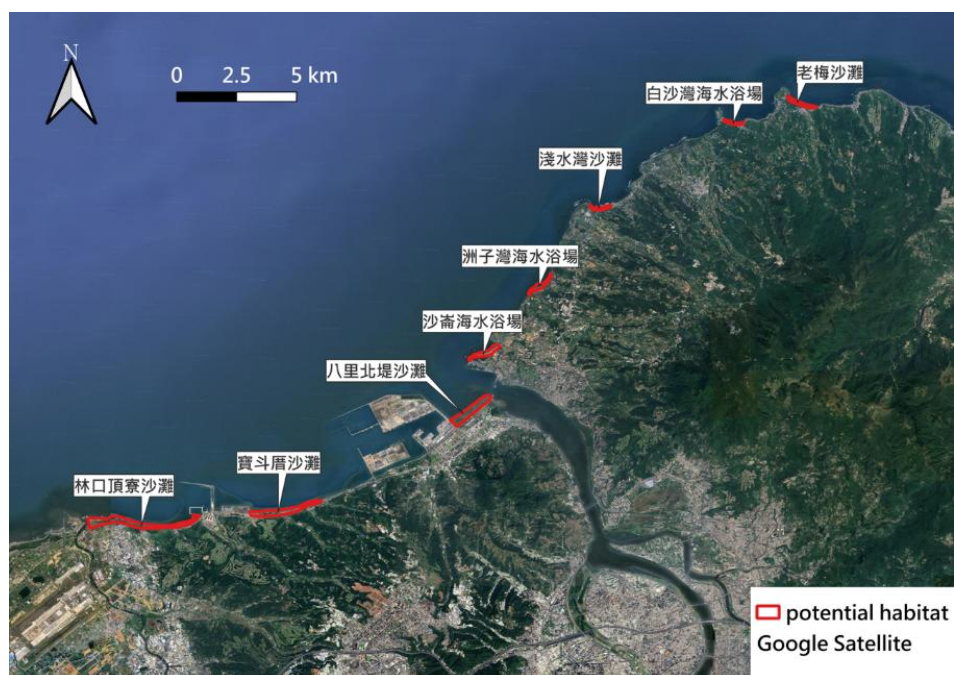


圖 3.2-3、海岸帶紅樹林潛在棲地研究區域



3.3 SRH-Coast 水理模式

本研究使用 SRH-Coast(Sedimentation and River Hydraulics-Coast)水理模式進行淡水河及其海岸帶的水動力模擬，SRH-Coast 水理模式自 2018 年起，由美國墾務局及臺灣經濟部水利署合作開發，迄今，已透過解析解、其他數值模式比較及多處實地案例進行驗證(Lai, 2023; Lai, 2024)，其中一項應用案例即為臺灣淡水河口及其海岸帶的水動力模擬，與本研究的研究區域條件相似，驗證結果顯示模式有著良好的準確性。

SRH-Coast 水理模式整合三大模組，分別為流場模組(Current Module)、波浪模組(Wave Module)、輸砂模組(Sediment Module)，採用鬆耦合(Loosely Coupled)進行數值計算，並且具備雙向耦合(Two-Way Coupling)的數值架構，各個模組獨立求解其控制方程式卻又交換資訊互相影響，可合理反映波浪-流場-輸砂間的物理交互影響過程(Lai, 2024)。本研究，在流場模組中需要輸入河道流量資料及潮汐潮位資料的邊界條件；在波浪模組中需要設定波浪特性及相關參數；本研究並未考慮輸砂過程，因此沒有使用輸砂模組設定。

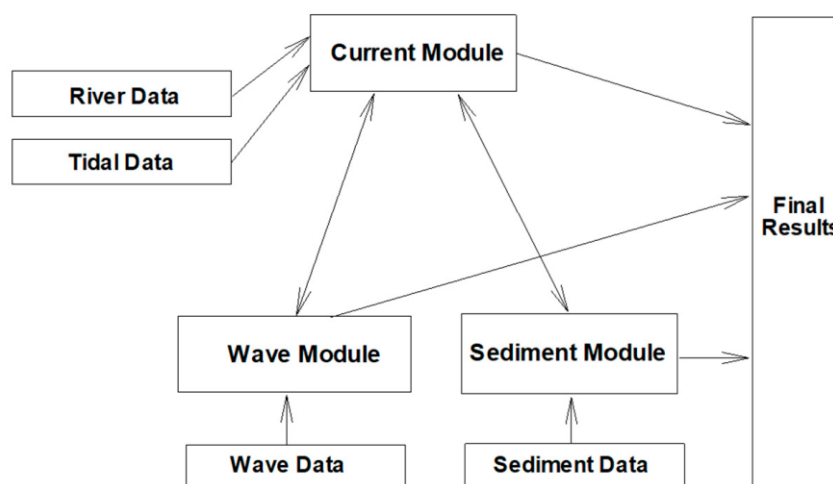


圖 3.3-1、SRH-Coast 水理模式模組關係圖(Lai, 2024)

SRH-Coast 水理模式使用命令列(command-line)的方式操作，使用者需透過指令進行參數設定及模擬執行，模擬完成後再將結果檔案匯入 SMS (Surface-water

Modeling System, Version 12.2) 軟體進行結果可視化顯示及後續分析，其計算結果的物理量包含底床剪應力、福祿數、流速、流向、水深及水位高，亦可於模式中進行各個時間點物理量的運算。



3.3.1 流場模組

由於大多數的明渠流水深較淺，可以忽略垂直方向的流動，因此大部分的水理模式的控制方程式會將三維的 Navier-Stokes equations 簡化為深度平均的二維形式，即形成二維 St. Venant equations，如式 3.3-1、式 3.3-2、式 3.3-3 所示。

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial hU}{\partial x} + \frac{\partial hV}{\partial y} = e \quad \text{式 3.3-1}$$

$$\frac{\partial hU}{\partial t} + \frac{\partial hUU}{\partial x} + \frac{\partial hVU}{\partial y} = \frac{\partial hT_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial hT_{xy}}{\partial y} - gh \frac{\partial z}{\partial x} - \frac{\tau_{bx}}{\rho} + D_{xx} + D_{xy} \quad \text{式 3.3-2}$$

$$\frac{\partial hV}{\partial t} + \frac{\partial hUV}{\partial x} + \frac{\partial hVV}{\partial y} = \frac{\partial hT_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial hT_{yy}}{\partial y} - gh \frac{\partial z}{\partial y} - \frac{\tau_{by}}{\rho} + D_{yx} + D_{yy} \quad \text{式 3.3-3}$$

其中， t 代表時間， x 、 y 代表水平笛卡兒座標(horizontal Cartesian coordinates)的水平及垂直座標， h 代表水深， U 、 V 分別代表代表於 x 、 y 方向上的深度平均流速， e 代表超滲降雨， g 代表重力加速度， T_{xx} 、 T_{xy} 、 T_{yy} 代表深度平均的紊流應力， D_{xx} 、 D_{xy} 、 D_{yx} 、 D_{yy} 代表因深度平均產生的延散， $z = z_b + h$ 代表水面高程， z_b 代表底床高程， ρ 代表水密度， τ_{bx} 、 τ_{by} 代表底床摩擦剪應力。由於 SRH-Coast 沒有完整的操作手冊，僅有幾份開發報告，於報告中並未明確寫出受風影響的流場模組控制方程式，但可以合理的推測風是以流場表面剪應力的外力項加入流場模組的控制方程式計算中。

底床摩擦剪應力是使用曼寧糙度方程式(Manning's roughness equation)進行計算，如式 3.3-4 所示。

$$\begin{pmatrix} \tau_{bx} \\ \tau_{by} \end{pmatrix} = \rho C_f \begin{pmatrix} U \\ V \end{pmatrix} \sqrt{U^2 + V^2}; \quad C_f = \frac{gn^2}{h^{1/3}} \quad \text{式 3.3-4}$$

其中， n 代表曼寧糙度係數。

深度平均的紊流應力是使用布辛尼斯克方程式(Boussinesq equation)進行計算，如式 3.3-5、式 3.3-6、式 3.3-7 所示。

$$T_{xx} = 2(v + v_t) \frac{\partial U}{\partial x} - \frac{2}{3}k \quad \text{式 3.3-5}$$

$$T_{xy} = (v + v_t) \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \quad \text{式 3.3-6}$$

$$T_{yy} = 2(v + v_t) \frac{\partial V}{\partial y} - \frac{2}{3}k \quad \text{式 3.3-7}$$

其中， v 代表水的運動黏滯係數(kinematic viscosity)， v_t 代表紊流渦度黏滯係數(turbulent eddy viscosity)， k 代表紊流動能(turbulent kinematic energy)。

紊流渦度黏滯係數(turbulent eddy viscosity)是以紊流模式進行計算，有兩種模式可以選擇，分別是深度平均拋物線模式及 k - ε 模式(Rodi, 1993)，本研究採用深度平均拋物線模式計算紊流渦度黏滯係數。

深度平均拋物線模式如式 3.3-8 所示。

$$v_t = C_t U_* h \quad \text{式 3.3-8}$$

其中， U_* 代表底床摩擦流速， C_t 代表經驗係數，其值介於 0.3~1.0，於 SRH-Coast 中的預設值為 0.7。

k - ε 模式如式 3.3-9、式 3.3-10、式 3.3-11 所示，於模式中所使用的參數與係數如式 3.3-12、式 3.3-13、式 3.3-14 所示。

$$v_t = \frac{C_\mu k^2}{\varepsilon} \quad \text{式 3.3-9}$$

$$\frac{\partial hk}{\partial t} + \frac{\partial hUk}{\partial x} + \frac{\partial hVk}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{hv_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{hv_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial y} \right) + P_h + P_{kb} - h\varepsilon \quad \text{式 3.3-10}$$

$$\frac{\partial h\varepsilon}{\partial t} + \frac{\partial hU\varepsilon}{\partial x} + \frac{\partial hV\varepsilon}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{hv_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{hv_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} \right) + C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} P_h + P_{\varepsilon b} - C_{\varepsilon 2} h \frac{\varepsilon^2}{k} \quad \text{式 3.3-11}$$

$$P_h = hv_t \left[2 \left(\frac{\partial U}{\partial x} \right)^2 + 2 \left(\frac{\partial V}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right)^2 \right] \quad \text{式 3.3-12}$$

$$P_{kb} = C_f^{-1/2} U_*^3 ; \quad P_{\varepsilon b} = C_{\varepsilon f} C_{\varepsilon 2} C_\mu^{1/2} C_f^{-3/4} U_*^4 / h \quad \text{式 3.3-13}$$

$$C_\mu = 0.09 ; C_{\varepsilon 1} = 1.44 ; C_{\varepsilon 2} = 1.92 ; \sigma_k = 1 ; \sigma_\varepsilon = 1.3 ; C_{\varepsilon f} = 1.8 \sim 3.6 \quad \text{式 3.3-14}$$

其中， P_h 及 P_{kb} 代表在均勻流的情況下由於底床摩擦力所造成的紊流能量產生與消散。

於 SRH-Coast 水理模式中，曼寧糙度係數 n 為一個不隨流況改變的常數，可以根據不同區域的底床性質進行設定。而除了曼寧糙度係數 n 外，另一種常用於表達底床糙度的方式為等效粗糙高度(equivalent roughness height) k_s ，曼寧糙度係數 n 及等效粗糙高度 k_s 之間的關係如式 3.3-15 所示。

$$n = \frac{k_s^{1/6}}{A} \quad \text{式 3.3-15}$$

其中， A 代表經驗係數，通常約為 26，會根據底床性質、植被、沉積物粒徑等因素而略有不同，對於平坦河床， k_s 可設定為 $2d_{90}$ ；若底床為沙-波浪交互作用， k_s 則與波高相關。

3.3.2 波浪模組

SRH-Coast 的波浪模組中同時考慮了許多深水、淺水、近岸及河口等區域與波浪相關的物理過程，詳列於表 3.3-1。



表 3.3-1、波浪模組之波浪物理過程

物理現象	說明
風生波浪 (Wind-Induced Wave Generation)	風吹拂海面所生成的波浪傳播
折射 (Refraction)	由於地形變化及流場速度梯度所產生的折射現象
淺化效應 (Shoaling)	由於地形變化及流場速度梯度所產生的淺化效應
繞射 (Diffraction)	防波堤後方的繞射現象
碎波 (Wave Breaking)	由於地形變化於近岸產生的碎波現象
底床摩擦力	由底床摩擦力引起的波浪能量消散
四波交互作用 (quadruplet wave-wave interaction)	深水區四波交互作用的波浪能量交換
三波交互作用 (triplet wave-wave interaction)	淺水區三波交互作用的波浪能量交換
白化碎波 (Whitecapping)	深水區由於風吹拂海面導致碎波所產生的白化碎波

在深水的波浪傳播模擬中，常採用相位平均波能量平衡方程式作為控制方程式來進行計算，然而，在近岸及河口等水動力及地形複雜的區域，會產生由流場及地形所導致的波浪頻率及波向的偏移現象，導致波浪能量 E 不再守恆，而波浪作用量(Wave Action Density) N 能夠在同時考慮流場條件的情況下保持守恆，因此，SRH-Coast 水理模式採用波浪作用量 N 為主要控制變數，建立五維的波浪作用量密度平衡方程式，如式 3.3-17 所示。

$$N = \frac{E}{\sigma} \quad \text{式 3.3-16}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial N(t,x,y,\theta,\sigma)}{\partial t} + \frac{\partial (c_{g,x} + V_x)N(t,x,y,\theta,\sigma)}{\partial x} + \frac{\partial (c_{g,y} + V_y)N(t,x,y,\theta,\sigma)}{\partial y} + \frac{\partial c_\theta N(t,x,y,\theta,\sigma)}{\partial \theta} \\ + \frac{\partial c_\sigma N(t,x,y,\theta,\sigma)}{\partial \sigma} = \frac{S_{tot,wave}(t,x,y,\theta,\sigma)}{\sigma} \end{aligned} \quad \text{式 3.3-17}$$

其中， θ 代表由 x 軸逆時針起算的波向， $\sigma = \frac{2\pi}{T}$ 代表波浪角頻率， T 代表波浪週期， $c_{g,x} = c_g \cos \theta$ 及 $c_{g,y} = c_g \sin \theta$ 分別代表 x 及 y 方向的群波速度， V_x 及 V_y 分別代表 x 及 y 方向的深度積分流速， c_θ 代表波向變化率， c_σ 代表頻率偏移率， $S_{tot,wave}$ 代表波浪模組中所有能量來源及消散的總和。

群波速度 c_g 的計算是由頻散關係式(Dispersion Relation)開始推算，如式 3.3.18 所示。

$$\sigma^2 = gk \tanh kh \quad \text{式 3.3-18}$$

$$c_{ph} = \frac{\sigma}{k} = \sqrt{\frac{g}{k} \tanh kh} \quad \text{式 3.3-19}$$

$$c_g = nc_{ph} \quad \text{式 3.3-20}$$

$$n = \frac{1}{2} \left(1 + \frac{2kh}{\sinh 2kh} \right) \quad \text{式 3.3-21}$$

其中， $k = \frac{2\pi}{L}$ 代表波浪數， L 代表波長， g 代表重力加速度， h 代表水深， c_{ph} 代



表波浪相位速度， n 代表 c_g 與 c_{ph} 之比值。

波向變化率 c_θ 代表由於地形變化及流場速度梯度所產生的繞射現象，波向變化率 c_θ 的計算如式 3.3-22 所示。

$$c_\theta = -\frac{1}{k} \left(\frac{\partial \sigma}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial m} + \vec{k} \cdot \frac{\partial \vec{U}}{\partial m} \right) \quad \text{式 3.3-22}$$

其中， m 代表波峰傳播的距離， $\vec{k} = (k \cos \theta, k \sin \theta)$ ，等號右側第一項代表由地形變化導致的繞射，等號右側第二項代表由流場變化導致的繞射。式 3.3-22 又可將頻散關係式(Dispersion Relation)式 3.3-18 代入，並以笛卡兒座標系統表示(Adam, 2016)，可得到擴展後的波向變化率 c_θ 公式，如式 3.3-23 所示。

$$c_\theta = \frac{\sigma}{\sinh 2kh} \left(\sin \theta \frac{\partial h}{\partial x} - \cos \theta \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \cos \theta \sin \theta \frac{\partial U}{\partial x} - \cos^2 \theta \frac{\partial U}{\partial y} + \sin^2 \theta \frac{\partial V}{\partial x} - \cos \theta \sin \theta \frac{\partial V}{\partial y} \quad \text{式 3.3-23}$$

頻率偏移率 c_σ 代表由於地形變化及流場速度梯度所產生的頻率偏移現象，頻率偏移率 c_σ 的計算如式 3.3-24 所示。

$$c_\sigma = \frac{\partial \sigma}{\partial h} \left(\frac{\partial h}{\partial t} + \vec{U} \cdot \nabla h \right) - c_g \vec{k} \cdot \frac{\partial \vec{U}}{\partial n} \quad \text{式 3.3-24}$$

其中， n 代表波向，有三個因子會使波浪頻率產生偏移，分別為 $\frac{\partial h}{\partial t}$ 、 $\vec{U} \cdot \nabla h$ 及 $c_g \vec{k} \cdot \frac{\partial \vec{U}}{\partial n}$ ，其中， $\frac{\partial h}{\partial t}$ 代表水深隨時間的變化， $\vec{U} \cdot \nabla h$ 代表地形的變化造成波浪頻率的偏移， $c_g \vec{k} \cdot \frac{\partial \vec{U}}{\partial n}$ 代表流場導致波浪頻率的偏移。式 3.3-24 可將頻散關係式(Dispersion Relation)式 3.3-18 代入，並以笛卡兒座標系統表示(Adam, 2016)，可得到擴展後的頻率偏移率 c_σ 公式，如式 3.3-25 所示。

$$c_\sigma = \frac{\sigma k}{\sinh 2kh} \left[\frac{\partial h}{\partial t} + U \frac{\partial h}{\partial x} + V \frac{\partial h}{\partial y} \right] - c_g k (\cos^2 \theta \frac{\partial U}{\partial x} + \cos \theta \sin \theta \frac{\partial U}{\partial y} + \cos \theta \sin \theta \frac{\partial V}{\partial x} + \sin^2 \theta \frac{\partial V}{\partial y}) \quad \text{式 3.3-25}$$

根據波浪作用量密度平衡方程式可以解出有關於波浪的平均統計參數，其中一個最常使用於海岸工程領域的參數為示性波高(Significant Wave Height) H_s ，其定義為觀測期間內前三分之一大波高的平均值，計算公式如式 3.3-26 所示。

$$H_s = 4\sqrt{m_0} \quad \text{式 3.3-26}$$

$$m_0 = E_{tot} = \int_0^\infty \int_{-2\pi}^{2\pi} E(\sigma, \theta) d\theta d\sigma \quad \text{式 3.3-27}$$

其中， m_0 代表波浪能量的零階矩，即為波浪能量於頻率及波向分布的總和。

SRH-Coast 水理模式中考慮了許多波浪能量生成及消散的物理過程， $S_{tot, wave}$ 代表所有與波浪能量生成與消散的總和，其計算公式如式 3.3-28 所示。

$$S_{tot, wave} = S_{wind} + S_{nl3} + S_{nl4} + S_{ds, wc} + S_{ds, bf} + S_{ds, br} \quad \text{式 3.3-28}$$

其中， S_{wind} 代表由風吹拂海面所產生的波浪生成項， S_{nl3} 及 S_{nl4} 分別代表三波及四波交互作用所產生的波浪能量交換的源項， $S_{ds, wc}$ 代表由於風吹拂海面導致碎波所產生的白化碎波(Whitecapping)消散項， $S_{ds, bf}$ 代表底床摩擦力引起的波浪能量消散項， $S_{ds, br}$ 代表由於近岸的地形變化所導致的碎波(Wave Breaking)消散項。

在 SRH-Coast 水理模式中，需要輸入的波浪參數為示性波高(Significant Wave Height) H_s 、尖峰頻率(Peak Frequency) f_p 及波向，輸入波浪參數後，即可以二維的波浪能量頻譜計算波浪在頻率及波向的分布，而二維的波浪能量頻譜又常透過兩個一維的分布函數表達，如式 3.3-29 所示。

$$E(t, \theta, f) = E_\theta(t, \theta) E_f(t, f) \quad \text{式 3.3-29}$$

其中， t 代表時間， θ 代表波向， f 代表頻率， E_θ 代表波向分布函數， E_f 代表頻率分布函數。

另外，波向分布函數是一維的，波向的角度是由 x 軸逆時針起算，且角度範圍介於 -2π 至 2π 之間。波向分布函數的計算採用 Mitsuyasu et al. (1975)提出的 $\cos^{2s}$ 法，如式 3.3-31 所示。

$$\int_{-\pi}^{\pi} E_{\theta}(t, \theta) d\theta = 1$$

式 3.3-30

$$E_{\theta}(t, \theta) = \frac{2^{2s-1}}{\pi} \frac{\Gamma^2(s+1)}{\Gamma(2s+1)} \cos^{2s} \left(\frac{\theta}{2} \right)$$

式 3.3-31

其中， Γ 代表 Gamma 函數， s 為代表波浪頻率、波浪尖峰頻率及風速的函數，較大的 s 值代表更廣泛的波向分布，根據 Goda (1985)定義的 s 函數計算如式 3.3-32 所示。

$$s = \begin{cases} S_{max} \left(\frac{f}{f_p} \right)^5 & \text{if } f < f_p \\ S_{max} \left(\frac{f}{f_p} \right)^{-2.5} & \text{if } f \geq f_p \end{cases} \quad \text{式 3.3-32}$$

其中， $S_{max} = 10$ 代表風浪， $S_{max} = 25$ 代表衰減距離較短的湧浪， $S_{max} = 75$ 代表衰減距離較長的湧浪。

SRH-Coast 提供多種方式來計算頻率分布函數，包含 JONSWAP 頻譜、GAUSSIAN 頻譜及使用者自行定義的離散頻譜，其中以 JONSWAP 頻譜最為常見及通用，適用於水深 $h > 45\text{m}$ 的深水區。

$$E_f(t, f) = \frac{\alpha g^2}{(2\pi)^4 f^5} e^{-1.25 \left(\frac{f_p}{f} \right)^4} \gamma^a \quad \text{式 3.3-33}$$

$$a = e^{-\left[\left(\frac{f}{f_p} - 1 \right)^2 / (2\sigma^2) \right]} \quad \text{式 3.3-34}$$

$$\alpha = 0.076 \left(\frac{gF}{W^2} \right)^{-0.22} \quad \text{式 3.3-35}$$

$$f_p = \frac{3.5g}{W} \left(\frac{gF}{W^2} \right)^{-0.33} \quad \text{式 3.3-36}$$

$$\gamma = 7 \left(\frac{gF}{W^2} \right)^{-0.143} \quad \text{式 3.3-37}$$

$$\sigma = \begin{cases} 0.07 & \text{when } f < f_p \\ 0.09 & \text{when } f \geq f_p \end{cases} \quad \text{式 3.3-38}$$

其中， W 代表距離海面 10m 高的風速， F 代表 fetch 距離，即為風開始吹拂海面至波浪生成的距離， f 代表波浪頻率， f_p 代表波浪尖峰頻率，其值和重力加速度 g 、 F 及 W 有關， α 代表經驗係數，控制整體頻率分布函數 E_f 的大小，其值和重力加速度 g 、 F 及 W 有關， γ 代表頻譜峰值增強係數，其值和重力加速度 g 、 F 及 W 有關， a 代表頻譜峰值修正項， σ 代表頻譜的寬度，其值受頻率 f 及尖峰頻率 f_p 影響，較小的 σ 值會產生較窄較尖銳的頻譜。

3.3.3 結構物阻力計算

本研究在 SRH-Coast 水理模式中建立結構物以模擬紅樹林棲地對流場的影響，在模式中，使用者可以設定結構物的形態、直徑、底部高程、高度、阻力係數 (C_d) 及孔隙率，其阻力及剪應力計算公式分別如式 3.3-39 及 3.3-40 所示。模式的計算過程，首先計算不包含結構物的水動力，當計算至包含結構物的網格時，根據局部流速及結構物參數計算結構物所導致的阻力及剪應力，再將其代回流場的控制方程式（式 3.3-1、式 3.3-2 及式 3.3-3）繼續計算。

$$F_d = \frac{1}{2} C_d \rho (U^2 + V^2) \beta A_p \quad \text{式 3.3-39}$$

$$\tau_{total} = \tau_b + \frac{1}{2} C_d \rho (U^2 + V^2) \frac{\beta A_p}{\sum A_i} \quad \text{式 3.3-40}$$

其中， F_d 代表結構物產生之阻力， C_d 代表結構物的阻力係數， U 和 V 分別代表 x 和 y 方向的流速， β 代表結構物的孔隙率， A_p 代表受水流衝擊的面積， τ_{total} 代表總剪應力， τ_b 代表底床剪應力。

3.4 PTM 粒子追蹤模式

本研究使用 PTM (Particle Tracking Model) 模式模擬水筆仔胎生苗在水動力作用下的漂移行為，PTM 是一種基於拉格朗日 (Lagrangian) 觀點的粒子追蹤模式，由美國陸軍工程師研究與發展中心 (U.S. Army Engineer Research and Development Center, ERDC) 開發。PTM 模式採用拉格朗日 (Lagrangian) 觀點，將粒子離散為有限數量，並隨著水動力變化而移動。不同於歐拉 (Eulerian) 觀點，拉格朗日觀點的模式

能夠很好的模擬指定釋放源的運輸過程，尤其是釋放源的沉積物或顆粒分布不均勻時，拉格朗日觀點能夠更精確的模擬單一顆粒的運輸行為。

PTM 模式收錄於 SMS 軟體中，使用者可以透過 SMS 軟體進行模式的設定、模擬及分析等，PTM 模式需要輸入二維的深度平均水動力模擬的結果檔，藉此驅動粒子的運輸行為模擬。在 PTM 模式中，釋放源的設定可分為點源、線源及面源三種，使用者可以根據研究需求進行合理的設定。在 PTM 模式中，各個粒子被視為獨立個體，可以單獨設定粒子的物理特性，如質量、粒徑、密度、釋放位置...等，且在模擬過程中擁有各自的傳輸行為及路徑。

在 PTM 模式中，提供三種模擬的模式，分別為二維模式(2D mode)、準三維模式(Qusai 3D mode)、三維模式(3D mode)，使用者可以根據研究精細程度的需求進行選擇。二維模式是最簡單的運行模式，忽略粒子於垂直方向的變化，僅考慮水平方向運動；準三維模式則同時考慮了粒子在水平及垂直方向運動，其中，粒子的垂直流速是由流場的垂直流速、隨機擴散分量及粒子沉降速度所組成的離散數值；三維模式是最精細的運行模式，完整的考慮了粒子在水平及垂直方向運動，能夠詳細的模擬粒子的運輸、沉降、再懸浮等運動現象。PTM 模式亦提供了中性浮體功能(Neutrally-Buoyant Option)，此功能適用於沉降速度趨近於 0 的粒子，若啟用中性浮體功能，粒子的沉降速度為 0，並且必須是三維模式才能夠啟用中性浮體功能。本研究由於需要模擬水筆仔胎生苗的著生行為，所以選擇三維模式進行模擬。另外，由於新鮮的水筆仔胎生苗內部有許多間隙且充滿氣體，其密度接近或小於 1000 kg/m^3 ，使其能夠漂浮於水面上，因此，在 PTM 模式中啟用中性浮體粒子的選項，使粒子能夠模擬漂浮的狀態。

PTM 模式使用二階預測校正技術(Second-order Predictor-Corrector Technique)計算出每個粒子在 $t + \Delta t$ 時的位置，此方法同時適用於三維空間的 x 、 y 、 z 方向。第一階是使用粒子當前的位置 x_n 及時間 t 預測出半個時間步長($t + \frac{1}{2}\Delta t$)時的粒子位置 x' ，如式 3.4-1 所示。



$$\begin{cases} x' = x_n + \frac{1}{2}(u_A dt + u_D dt) \\ y' = y_n + \frac{1}{2}(v_A dt + v_D dt) \\ z' = z_n + \frac{1}{2}(w_A dt + w_D dt) \end{cases}$$

式 3.4-1

其中， u_A 及 u_D 分別代表粒子當前的位置 x_n 、 y_n 、 z_n 及時間 t 於 x 方向的平流速度及擴散速度， v_A 及 v_D 分別代表粒子當前的位置 x_n 、 y_n 、 z_n 及時間 t 於 y 方向的平流速度及擴散速度， w_A 及 w_D 分別代表粒子當前的位置 x_n 、 y_n 、 z_n 及時間 t 於 z 方向的平流速度及擴散速度。

第二階則使用半個時間步長($t + \frac{1}{2}\Delta t$)時的粒子預測位置 x' 所得到的平流速度及擴散速度計算出完整時間步長($t + \Delta t$)時的粒子位置 x_{n+1} ，如式 3.4-2 所示。

$$\begin{cases} x_{n+1} = x_n + u'_A dt + u'_D dt \\ y_{n+1} = y_n + v'_A dt + v'_D dt \\ z_{n+1} = z_n + w'_A dt + w'_D dt \end{cases}$$

式 3.4-2

其中， u'_A 及 u'_D 分別代表粒子於半個時間步長的預測位置 x' 、 y' 、 z' 及時間 $t + \frac{1}{2}\Delta t$ 於 x 方向的平流速度及擴散速度， v'_A 及 v'_D 分別代表粒子於半個時間步長的預測位置 x' 、 y' 、 z' 及時間 $t + \frac{1}{2}\Delta t$ 於 y 方向的平流速度及擴散速度， w'_A 及 w'_D 分別代表粒子於半個時間步長的預測位置 x' 、 y' 、 z' 及時間 $t + \frac{1}{2}\Delta t$ 於 z 方向的平流速度及擴散速度。

在三維模式中，粒子的水平平流速度為流場中該粒子垂直高程處流體的水平流速，如式 3.4-3 所示。

$$\begin{cases} \vec{u}_A = \vec{u}(z_p) \\ \vec{v}_A = \vec{v}(z_p) \end{cases}$$

式 3.4-3

其中， $\vec{u}_A$ 、 $\vec{v}_A$ 分別代表粒子在 x 和 y 方向的水平平流速度， $\vec{u}(z_p)$ 、 $\vec{v}(z_p)$ 分別代表流場中粒子垂直高程處流體在 x 和 y 方向的水平流速， z_p 代表粒子的高程。

在三維模式中，粒子的垂直平流速度如式 3.4-4 所示。

$$w_A = w(z_p) - w_s \quad \text{式 3.4-4}$$

其中， w_A 代表粒子的垂直平流速度， $w(z_p)$ 代表流場中粒子垂直高程處流體的垂直流速， w_s 代表粒子的沉降速度。

由於輸入 PTM 模式的 SRH-Coast 水理模式的結果檔為深度平均的二維形式，在 PTM 模式中的流體的垂直流速是以連續方程式進行估計，如式 3.4-5 所示。

$$w(z_p) = \left(\frac{1}{h} \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \nabla U \right) (h - z_p) \quad \text{式 3.4-5}$$

其中， ζ 代表自由液面的高程。

由於輸入 PTM 模式的 SRH-Coast 水理模式的結果檔為深度平均的二維形式，沒有辦法透過流場資料獲得渦流擴散率(Eddy Diffusivity)，因此在 PTM 模式中獨立計算側向擴散率(Lateral Diffusivity)，紊流擴散係數(Turbulent Diffusion Coefficient)的計算如式 3.4-6 所示。

$$E_t = K_{E_t} h u_*'' \quad \text{式 3.4-6}$$

其中， E_t 代表紊流擴散係數， K_{E_t} 代表經驗係數，其值介於 0.15 至 0.6 之間， h 代表水深， u_*'' 代表剪切流速。

在 PTM 模式中對紊流擴散係數的計算式 3.4-6 進行兩個部份的修正。第一個部份的修正為在計算中加入了碎波係數(Wave Breaking Coefficient)，目的是增強由碎波引起的混和效應，修正後的紊流擴散係數計算如式 3.4-7 所示。

$$E_t = M_b K_{E_t} h u_*'' \quad \text{式 3.4-7}$$

其中， M_b 代表碎波係數，其定義如式 3.4-8 所示。

$$M_b = \begin{cases} 1, & \text{outside surf zone} \\ 1 + K_{E_w} H_s, & \text{inside surf zone} \end{cases} \quad \text{式 3.4-8}$$

其中， K_{E_w} 代表將碎波引起的擴散增強與示性波高取得關聯性的經驗係數，通常設定為 5， H_s 代表波浪的示性波高。

第二個部分的修正為設定一個最小紊流擴散係數 $E_{t_{min}}$ 。在式 3.4-6 中的紊流擴散係數 E_t 是根據水深和剪切流速成比例變化的，在海岸區域，當水深增加時，剪力流速會急遽降低，而當粒子被運輸至更深的水域時，紊流擴散率會趨近於 0。為了解決這個問題，在 PTM 模式中加入一個最小紊流擴散係數 $E_{t_{min}}$ ，確保即使在深水區，紊流擴散率也不會為 0，避免顆粒在深水區的擴散過程被低估，修正後的紊流擴散係數計算如式 3.4-9 所示。

$$E_t = \max(E_{t_{min}}, M_b K_{E_t} h u_*^n) \quad \text{式 3.4-9}$$

其中， $E_{t_{min}}$ 代表最小紊流擴散係數，在 PTM 模式中的預設值為 $0.02 \text{ m}^2/\text{s}$ 。

在 PTM 模式中的垂直擴散率使用拋物線型的分布進行建模，如式 3.4-10 所示。

$$E_v = M_b K_{E_v} U \left[\frac{z_p (h - z_p)^2}{h^3} \right] \quad \text{式 3.4-10}$$

其中， E_v 代表垂直擴散係數， K_{E_v} 代表將碎波引起的擴散增強與示性波高取得關聯性的經驗係數。

垂直擴散率的計算式 3.4-10 與水平紊流擴散率的計算相同，進行最小值限制的修正，如式 3.4-11 所示。

$$E_v = \max \left\{ E_{v_{min}}, M_b K_{E_v} U \left[\frac{z_p (h - z_p)^2}{h^3} \right] \right\} \quad \text{式 3.4-11}$$

其中， $E_{v_{min}}$ 代表最小垂直擴散係數，在 PTM 模式中的預設值為 0。

在 PTM 模式中，前述的水平及垂直擴散係數的估計用於驅動隨機遊走模式 (Random Walk Model)，進而計算粒子水平及垂直的擴散速度。水平擴散速度計算如式 3.4-12 所示。



$$\begin{cases} u_D = 2(\Pi - 0.5)\sqrt{\frac{6E_t}{dt}} \\ v_D = 2(\Pi - 0.5)\sqrt{\frac{6E_t}{dt}} \end{cases}$$

其中， u_D 和 v_D 分別代表粒子在 x 和 y 方向的水平擴散速度， Π 代表 0 至 1 之間均勻分布的隨機數。

垂直擴散速度計算如式 3.4-13 所示。

$$w_D = 2(\Pi - 0.5)\sqrt{\frac{6E_v}{dt}} \quad \text{式 3.4-13}$$

其中， w_D 代表粒子的垂直擴散速度。

3.5 HSI 棲地適合度指標

棲地適合度指標(Habitat Suitability Index)HSI 是一種生態學模型，是基於大量現地調查資料回歸而成的經驗公式，透過量化棲地的多種水文特性形成多個參數，綜合考量這些參數來構建出一個指數，用於評估棲地環境對於紅樹林植物的適合度。

水筆仔紅樹林棲地通常位於潮間帶，其棲地適合度指標 HSI 的計算受到浸淹頻率(Inundation Frequency)IF、土壤排序級數(Soil Sort Coefficient)SC 及浸淹水的鹽度(Salinity)S 影響，這些因素與水筆仔的生長密切相關。

Yang et al. (2013)提出了基於水文方法的浸淹頻率 IF 計算方法，將每一筆水位資料由大至小排序並給予標號，最大者為 1，如式 3.5-1 所示。

$$IF = \frac{M}{n+1} \times 100\% \quad \text{式 3.5-1}$$

其中， M 代表水位資料排序後之標號， n 代表資料總數，透過此方法即可得知浸淹頻率 IF 與各個水位高程之間的關係。

本研究使用 SRH-Coast 水理模式進行模擬，並且於 SMS 軟體中進行結果分析，

其中輸出的結果物理量包含了水深及水位，因此本研究根據此方法進行調整，定義水深大於 0 即為浸淹(Inundation)，在每一個網格都設置一觀察點，觀察每一個網格的總浸淹時間 t_i ，將總浸淹時間 t_i 除以模擬的總時間步長(Time Step)，即可得到每一個網格的浸淹頻率 IF，如式 3.5-2 所示。

$$IF = \frac{t_i}{T} \times 100\% \quad \text{式 3.5-2}$$

其中， t_i 代表單一網格點的總浸淹時間， T 代表模擬的總時間步長。

紅樹林的生長除了與浸淹頻率相關以外，亦和對於鹽水的耐受度有關，Yang et al. (2013)透過對於淡水河多處紅樹林的現地調查資料回歸而成的經驗公式構建出浸淹的水鹽度與浸淹頻率之間的關係，如式 3.5-3 所示，進而可以得到適合紅樹林生長的高程範圍。

$$\begin{cases} \frac{S}{0.076-IF_{S,HE}} = 385 \\ \frac{S}{0.076-IF_{S,LE}} = 99 \end{cases} \quad \text{式 3.5-3}$$

其中， S 代表年平均鹽度(ppt)， $IF_{S,HE}$ 及 $IF_{S,LE}$ 分別代表在該鹽度下最大高程及最小高程的浸淹頻率 IF。

Shih (2020)提出針對水筆仔的棲地適合度指標 HSI，為 0 至 1 之間的指標，是基於其對於挖子尾紅樹林現地調查的資料而構建出的 HSI 計算方法，分別以浸淹頻率 IF 及土壤排序級數 SC 進行 HSI 的計算，並綜合考量以兩種方式計算而得的結果，如式 3.5-4、式 3.5-5、式 3.5-6 所示。

$$SI_{IF} = \begin{cases} 0.0652 \times IF + 0.1680, & 0\% \leq IF < 12.76\% \\ 1.0, & 12.76\% \leq IF < 14.72\% \\ -0.0374 \times IF + 1.5508, & 14.72\% \leq IF < 41.45\% \end{cases} \quad \text{式 3.5-4}$$

$$SI_{SC} = \begin{cases} 1.5197 \times SC - 2.5105, & 1.93 \leq SC < 2.31 \\ -1.7035 \times SC + 4.9351, & 2.31 \leq SC < 2.69 \end{cases} \quad \text{式 3.5-5}$$

$$SI_{COMBO} = \min(SI_{IF}, SI_{SC}) \quad \text{式 3.5-6}$$

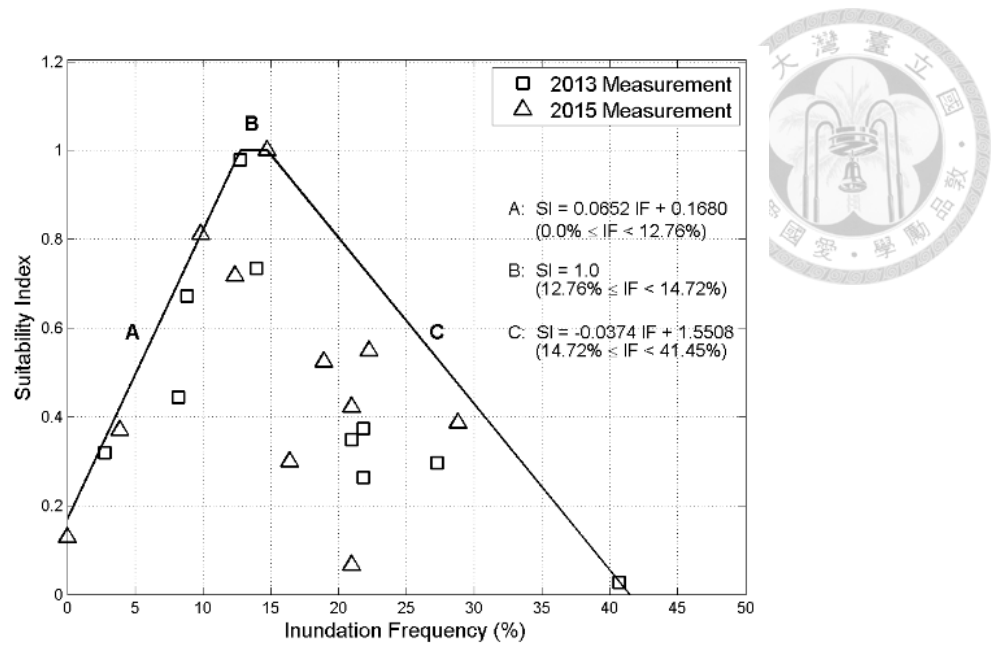


圖 3.5-1、挖子尾浸淹頻率 IF(Shih, 2020)

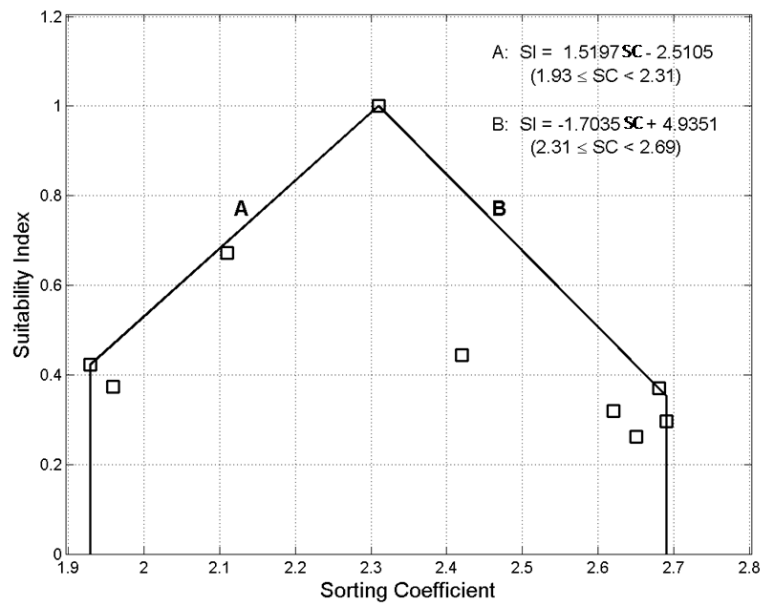


圖 3.5-2、挖子尾土壤排序級數 SC(Shih, 2020)

Shih (2020)以挖子尾紅樹林現地調查的資料構建出了棲地適合度指標 HSI 的三種計算方式 SI_{IF} 、 SI_{SC} 及 SI_{COMBO} ，並以關渡紅樹林進行驗證，但是由於不同棲地的浸淹頻率 IF 及鹽度 S 存在差異，關渡紅樹林比挖子尾紅樹林距離海岸線更遠，混和的淡水也更多，鹽度 S 較低，使得水筆仔可以承受的浸淹頻率 IF 範圍提高，因此根據 Yang et al. (2013)的建議對浸淹頻率 IF 進行線性修正，如圖 3.5-3 所示。

圖中，藍線代表關渡及挖子尾紅樹林的浸淹頻率範圍，紅線代表 Yang et al. (2013) 建議的水筆仔生長的最大及最小浸淹頻率，黑線代表對關渡紅樹林浸淹頻率 IF 的線性內插及外插。

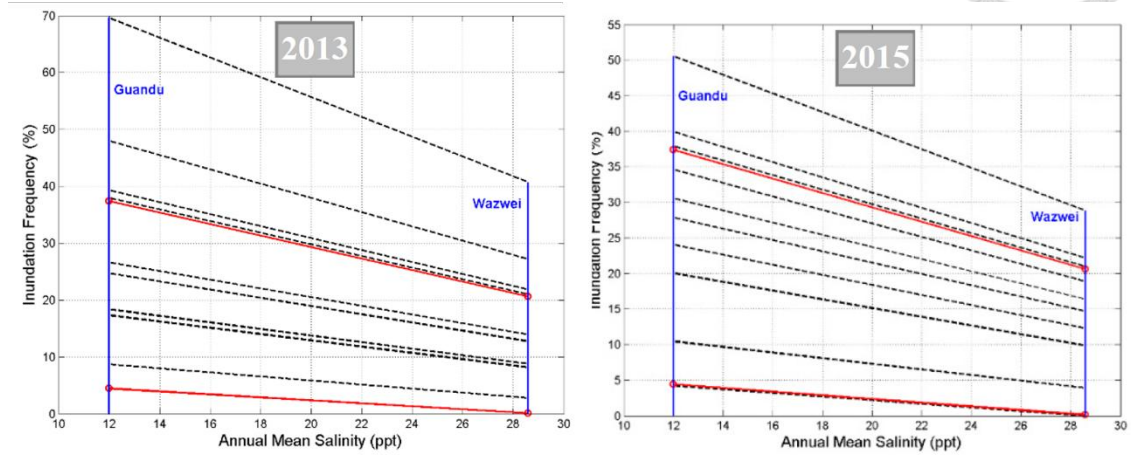


圖 3.5-3、關渡紅樹林浸淹頻率 IF 線性修正圖(Shih, 2020)

Shih (2020)以關渡紅樹林的棲地適合度指標 HSI 與現地調查資料進行驗證，發現以浸淹頻率 IF 進行計算(式 3.5-4)的棲地適合度指標 HSI 是最準確的，因此後續的計算都是以浸淹頻率 IF 進行計算。

本研究所關注的潛在棲地和挖子尾紅樹林均位於海岸帶，因此假設兩處的鹽度條件相同，並且假設水筆仔紅樹林在兩處對於鹽度的耐受性相同，因此無需針對此進行浸淹頻率 IF 的線性修正，但是潛在棲地的浸淹頻率 IF 範圍大於挖子尾紅樹林，水筆仔無法承受過大的浸淹頻率 IF，因此將所有浸淹頻率 IF 大於 41.45%的 SI_{IF} 值設定為 0，並對式 3.5-4 進行修正，形成適用於海岸帶潛在棲地的棲地適合度指數 HSI 模式，如式 3.5-7 所示。

$$SI_{IF} = \begin{cases} 0.0652 \times IF + 0.1680, & 0\% \leq IF < 12.76\% \\ 1.0, & 12.76\% \leq IF < 14.72\% \\ -0.0374 \times IF + 1.5508, & 14.72\% \leq IF < 41.45\% \\ 0, & 41.45\% \leq IF < 100\% \end{cases} \quad \text{式 3.5-7}$$

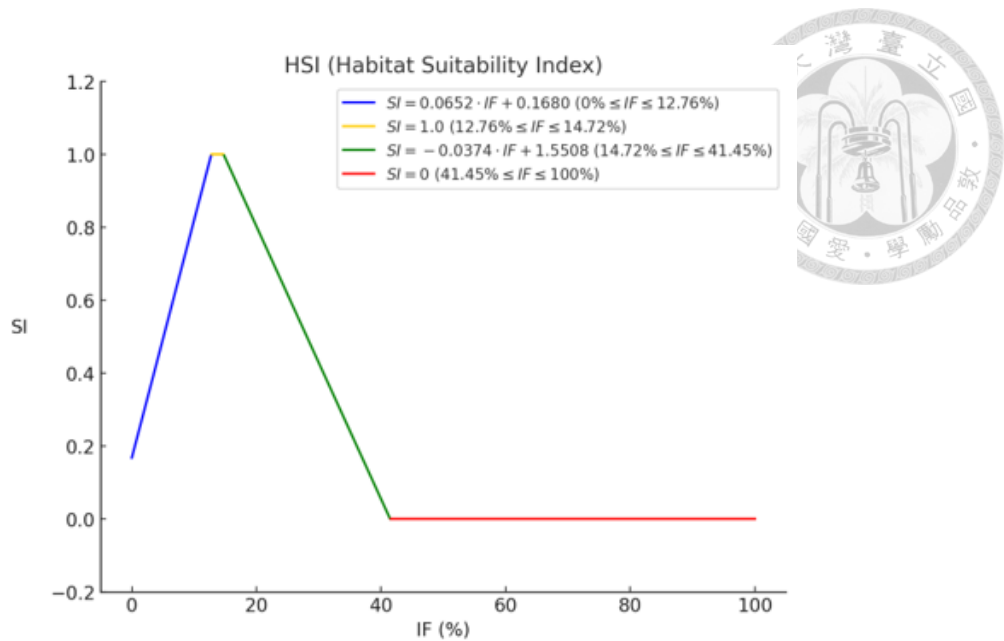


圖 3.5-4、潛在棲地適合度指標-浸淹頻率關係圖

3.6 SSA 墊腳石法

墊腳石法(Stepping Stone Approach, SSA)最初是由 Ackoff 及 Flood 等學者於 1950 年代早期提出此概念模式，其主要目的為透過探索未知的路徑來改善運輸問題(Taha, 2017)，Kimura and Weiss (1964)則在生物學領域提出墊腳石模型，用以描述基因在地理空間中逐步的遷移情形，後續其概念也常被延伸應用至環境汙染控制及相關研究中。

本研究將墊腳石法 SSA 應用於水筆仔胎生苗的擴散機制，水筆仔胎生苗由母樹落下後，透過水動力擴散至適合的地點著生，成功建立棲地後，再次釋放胎生苗，擴散至其他適合的地點著生，將此過程其視為一個多階段的擴散系統，在 PTM 模式中對其擴散機制進行模擬。Van der Stocken et al. (2019a)曾在全球範圍內超過4000個紅樹林區域進行繁殖體漂移模擬，繁殖體能否實現長距離擴張也取決於繁殖體受鹽度影響的密度改變程度，因此，SSA 墊腳石法成為紅樹林擴張的重要策略，其研究結果發現太平洋島鏈中的島嶼，如 Galapagos、Polynesia、Micronesia 及 Melanesia 等區域可能扮演繁殖體跨洋漂移的墊腳石的角色，由圖 3.6-1 中可發現，由中美洲至西太平洋之間的太平洋島鏈區域有一段軌跡密度偏低但連續的漂移軌跡通道，而在西太平洋島鏈處有釋放點，並於此處發現漂移軌跡密度明顯增加，顯

示該區具備作為跨洋漂流墊腳石的潛力；而 Shih et al. (2022)亦曾將墊腳石法 SSA 應用於河道內水筆仔胎生苗的擴散模擬，而本研究同時將墊腳石法 SSA 應用於河道內水筆仔紅樹林擴散及海岸帶水筆仔紅樹林復育策略的制定，並探討河道及海岸帶水動力的差異及其對水筆仔胎生苗擴散的影響及限制。

本研究將淡水河河道中的挖子尾、竹圍、關渡、社子及蘆洲紅樹林設為水筆仔胎生苗的釋放源，觀察其於河道中的擴散情形，判斷其是否能夠在河道內著生並再次擴散，最終判斷其是否能夠藉由水動力擴散至海岸帶。此外，本研究也模擬在研究範圍內的海岸帶隨機釋放水筆仔胎生苗，尋找有可能藉由水動力使水筆仔胎生苗漂移至海岸帶潛在棲地的地點，若能夠成功漂移至潛在棲地，則進一步模擬水筆仔胎生苗是否能夠繼續漂移至其他的海岸帶潛在棲地。最終，藉由墊腳石法 SSA 完成一個海岸帶水筆仔紅樹林的復育策略。

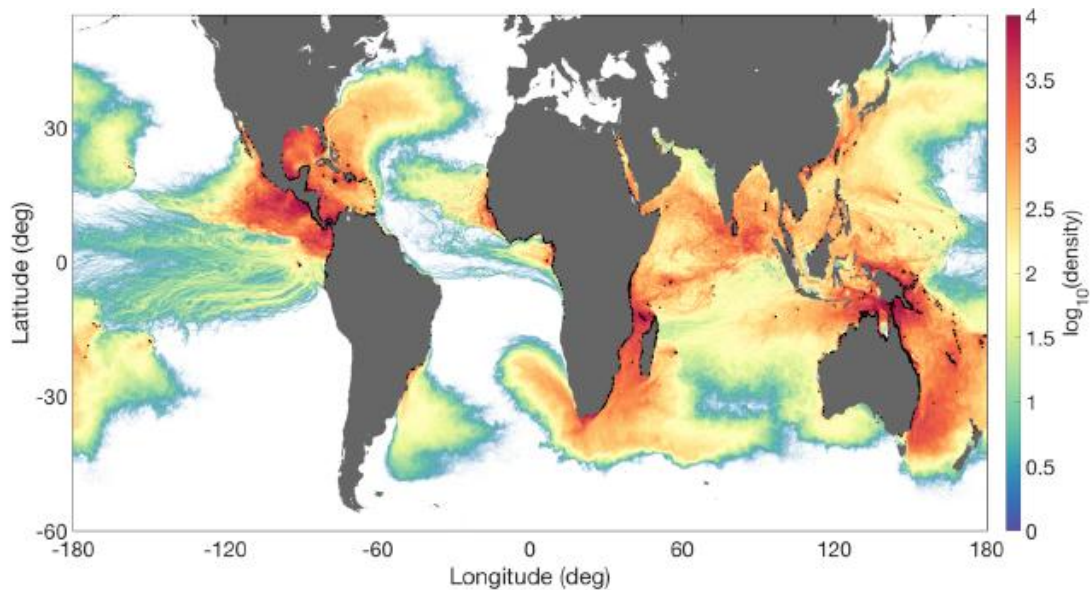


圖 3.6-1、全球尺度全年繁殖體漂移軌跡密度(Van der Stocken et al., 2019a)

第四章 模式建立及驗證



4.1 資料蒐集及整理

建立數值模式的過程中，需要有齊全的資料，尤其品質良好的資料能夠有效的提升模式運行的穩定性，也進而提升模式預測的準確程度。建立數值模式所需的資料類型可分為地形、流量、潮位、風、波浪。

4.1.1 地形資料

本研究所使用的地形高程資料分為三個部分，分別為海岸區域地形、河道區域地形及紅樹林、潮間帶等陸地區域地形。

本研究所使用之海岸區域地形資料，為交通部運輸研究所運輸技術研究中心於 2008 年 5 月使用單波束測深儀測得之淡水河下游及外海地形資料。由於近年並無更新之海域測深資料，且海域地形之探測相對困難，因此本研究採用該次 2008 年之測量成果，原始測深資料經內插處理後，轉換為淡水河下游及外海區域之地形網格資料，再利用 SMS (Surface-water Modeling System, Version 12.2) 軟體轉換為對應之 scatter 檔案，儘管河道及河口區域的地形變化較為迅速，海岸及海洋區域的地形變化時間尺度則相對較大，可達數年至數十年(Lesser et al., 2004)，因此，雖然 2008 年的海岸區域地形資料並非最新且和 2022 年的河道及陸地 DEM 資料年份不同，但用於模擬淡水河外海區域地形時，仍具有一定的代表性；河道區域地形採用經濟部水利署第十河川分署於水文資訊網公布的 2022 年淡水河流域河川大斷面資料，將斷面資料進行內插後得到淡水河流域河道地形的網格資料，再於 SMS 軟體中轉換成淡水河流域河道地形 scatter 檔案；陸地區域地形採用內政部國土測繪中心於 2022 年以航空攝影測量的全臺灣 20 公尺網格數值地形模型 DTM 資料，於 SMS 軟體中將 TIF 檔資料轉換成陸地區域地形 scatter 檔案，並將高程值內插至 scatter 檔案。



4.1.2 水文資料

SRH-Coast(Sedimentation and River Hydraulics-Coast)水理模式進行模擬需要的資料包含上游河道邊界的入流量及下游海岸邊界的潮位，模擬時間範圍為 2022 年 2 月 1 日 0 時至 2022 年 4 月 1 日 0 時，為使模式計算更加穩定且結果更為可靠，在模擬時間範圍前增加 5 小時進行暖機模擬，每 1 小時一筆資料，總共 1421 筆資料。

上游河道包含了淡水河流域的大漢溪、新店溪、基隆河，模式邊界分別位於大漢溪的浮洲橋、新店溪的中正橋、基隆河的洲美快速道路，入流量採用經濟部水利署於水文資訊網公布的歷史流量資料以及防災資訊網公布的水庫出流量資料。大漢溪部分距離模式邊界最近的經濟部水利署流量站為位於三峽河的「三峽(2)」及位於橫溪的「橫溪」測站，由於測站距離模式邊界很近且無其餘流量較大支流，故大漢溪入流量採用「石門水庫出流量」、「三峽(2)」、「橫溪」測站流量加總；新店溪部分距離模式邊界最近的經濟部水利署流量站為位於新店溪的「秀朗」測站及位於景美溪的「寶橋」測站，由於測站距離模式邊界很近且無其餘流量較大支流，故新店溪入流量採用「秀朗」及「寶橋」測站流量加總；基隆河部分距離模式邊界最近的經濟部水利署流量站為位於基隆河的「五堵」測站，但由於測站距離模式邊界非常遠，若直接採用「五堵」測站流量作為模式邊界入流量可能與實際有所誤差，因此以「流域面積法」針對邊界入流量進行估計，如式 4.1-1 所示。

$$Q_1 = Q_2 \left(\frac{A_1}{A_2} \right)^n \quad \text{式 4.1-1}$$

流域面積法作法為使用「五堵」測站的流量 Q_2 與模式邊界洲美快速道路上游流域面積 A_1 和「五堵」測站上游流域面積 A_2 之間的關係估計出模式邊界洲美快速道路的入流量 Q_1 ，模式邊界洲美快速道路上游流域面積 A_1 和「五堵」測站上游流域面積 A_2 使用 QGIS 地理資訊系統(Quantum Geographic Information System)中的水文分析工具繪製而得，如圖 4.1-1 所示。取得模式邊界洲美快速道路上游流域面積 A_1 和「五堵」測站上游流域面積 A_2 後需對式 4.1-1 中的 n 值進行估計，採用「107 淡水河水系水文水理論證報告」的控制點及頻率分析重現期流量，取距離「五堵」測站

上下游最近的控制點，分別為「過港」及「社後」，以流域面積法計算出各重現期的 n 值並取平均值，將此 n 值套用於模式邊界洲美快速道路的入流量 Q_1 的估計，如表 4.1-1 所示。

大漢溪、新店溪及基隆河的邊界入流量如圖 4.1-2 所示，大漢溪於 2022 年 2 月 23 日下午 6 點達到尖峰入流量 271.25 cms，新店溪於 2022 年 2 月 23 日下午 3 點達到尖峰入流量 421.50 cms，基隆河於 2022 年 2 月 23 日下午 6 點達到尖峰入流量 271.25 cms。根據觀測資料，當時已經連續多日降雨，且大漢溪、新店溪及基隆河的尖峰入流量皆於 2022 年 2 月 23 日下午達到尖峰，代表降雨量於當日下午達到最大後開始減弱。

潮位資料採用交通部中央氣象署於海象環境資訊平台公布的潮位站觀測歷史資料，選擇「麟山鼻」及「竹圍」潮位站資料作為模式下游邊界條件設定，「竹圍」潮位站資料作為下游西邊界條件，「麟山鼻」潮位站資料作為下游東邊界條件，將兩潮位站資料取平均的平均潮位作為下游北邊界條件，潮位資料如圖 4.1-3 所示。

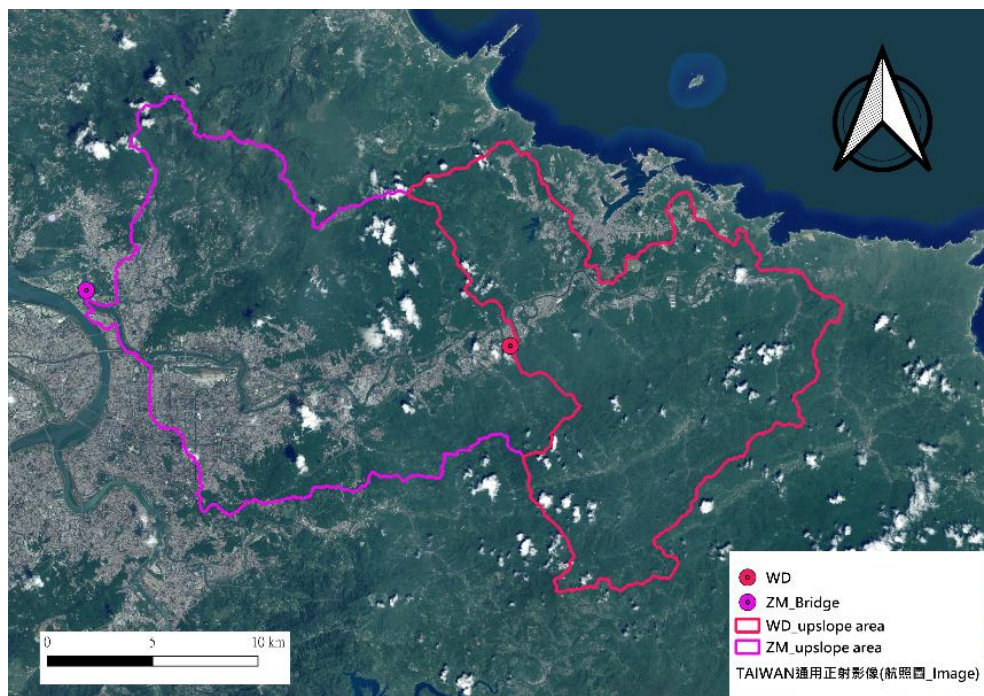


圖 4.1-1、流域面積比較

表 4.1-1、流域面積法 n 值

重現期 (年)	控制點流量(cms)		控制點面積(km ²)		$n=\ln(Q2/Q1)/\ln(A2/A1)$	average n
	社後	過港	社後	過港		
2	930	819			0.936	
5	1360	1190			0.983	
10	1690	1460			1.077	
20	2030	1750			1.093	
25	2150	1860	315	275	1.067	1.088
50	2450	2090			1.170	
100	2800	2390			1.166	
200	3230	2740			1.212	

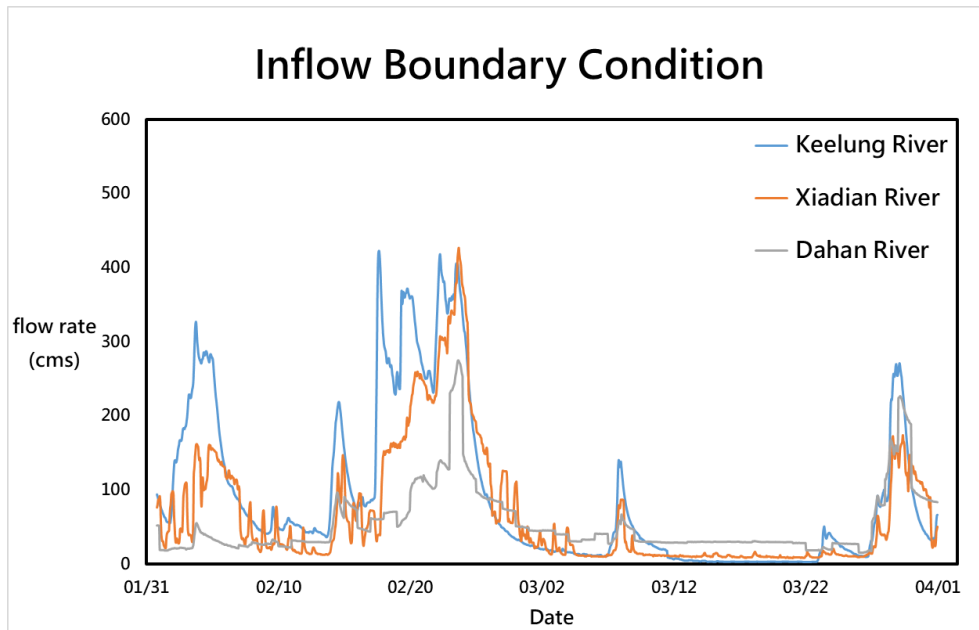


圖 4.1-2、上游河道入流量

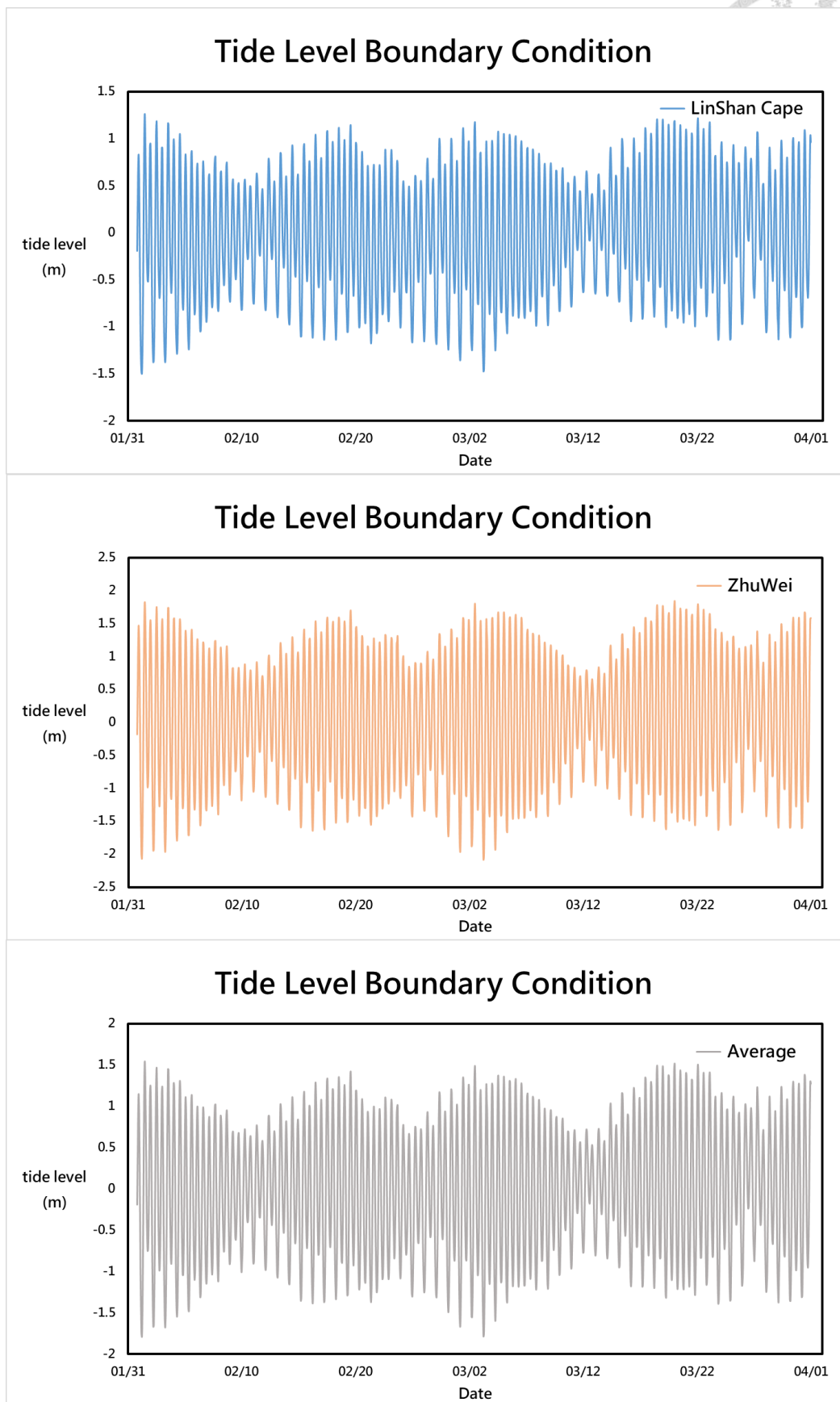


圖 4.1-3、下游海岸潮位

SRH-Coast(Sedimentation and River Hydraulics-Coast)水理模式除了可以進行河道水理計算外，亦可加入波浪及風影響的計算模擬，因此需額外提供波浪及風資料，SRH-Coast(Sedimentation and River Hydraulics-Coast)水理模式所需的波浪資料為示性波高、尖峰頻率及波向，風資料為風速及風向，其中模式所需的波向及風向皆以「去向」表示，並且以正東為 0 度表示，角度隨逆時針方向增加，與一般觀測記錄習慣不同，因此需對其進行轉換。風及波浪資料採用交通部中央氣象署於海象環境資訊平台公布的資料浮標觀測歷史資料，選擇臺灣最北端富貴角外海的「富貴角」浮標資料作為模式設定，模擬時間範圍為 2022 年 2 月 1 日 0 時至 2022 年 4 月 1 日 0 時，為使模式計算更加穩定且結果更為可靠，在模擬時間範圍前增加 5 小時進行暖機模擬，每 1 小時一筆資料，總共 1421 筆資料。

波浪的示性波高及尖峰頻率資料如圖 4.1-4 所示，最大示性波高及尖峰頻率分別可達 4.86 m 及 0.323 Hz，而最小示性波高及尖峰頻率分別為 0.24 m 及 0.086 Hz。轉換後的波向如圖 4.1-5 所示，波浪去向主要集中於 225 至 270 度之間，代表大部分波浪由北北東方向朝臺灣北部海岸傳播。風速資料如圖 4.1-6 所示，最大風速可達 14.3 m/s，由蒲氏風級表分類為 7 級風，最小風速為 0 m/s（即代表完全無風）。轉換後的風向如圖 4.1-7 所示，風去向主要集中於 180 至 270 度之間，與冬春交際盛行之東北季風相符。

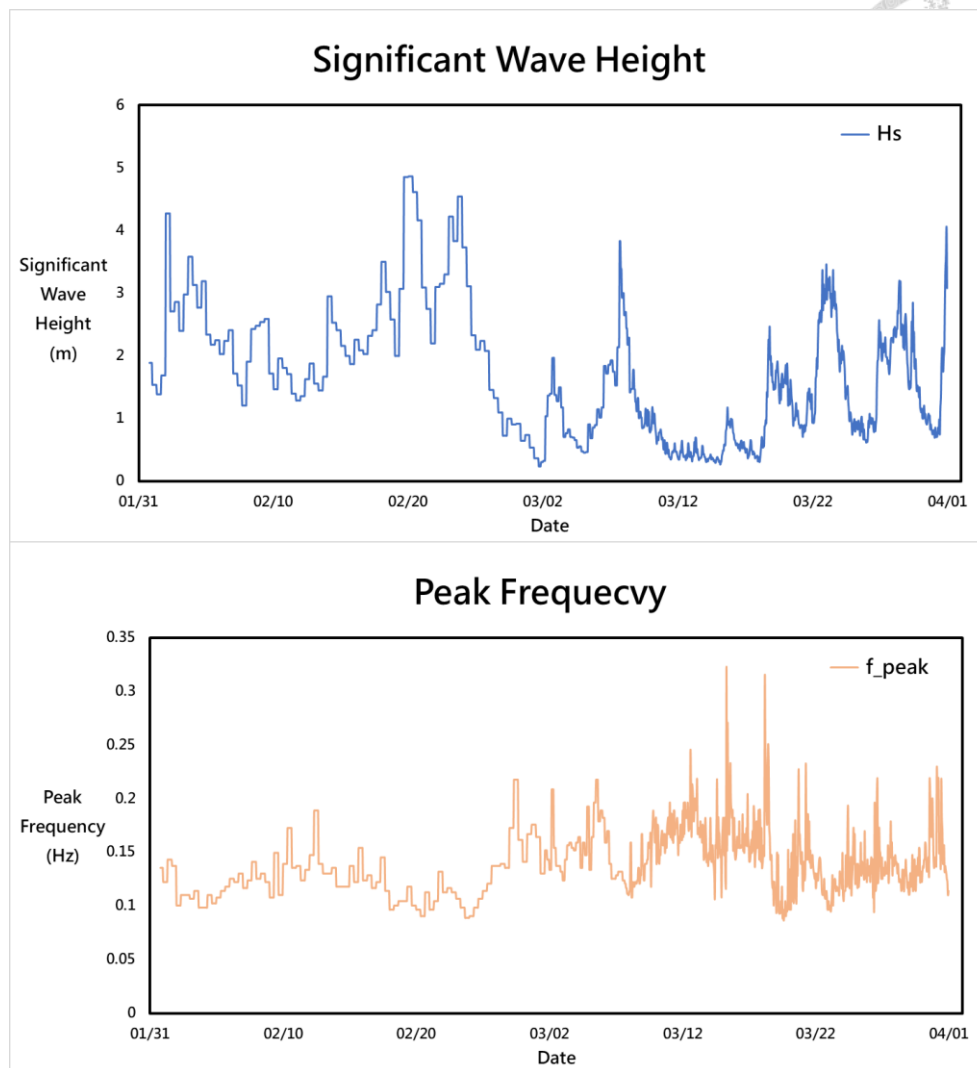


圖 4.1-4、波浪資料

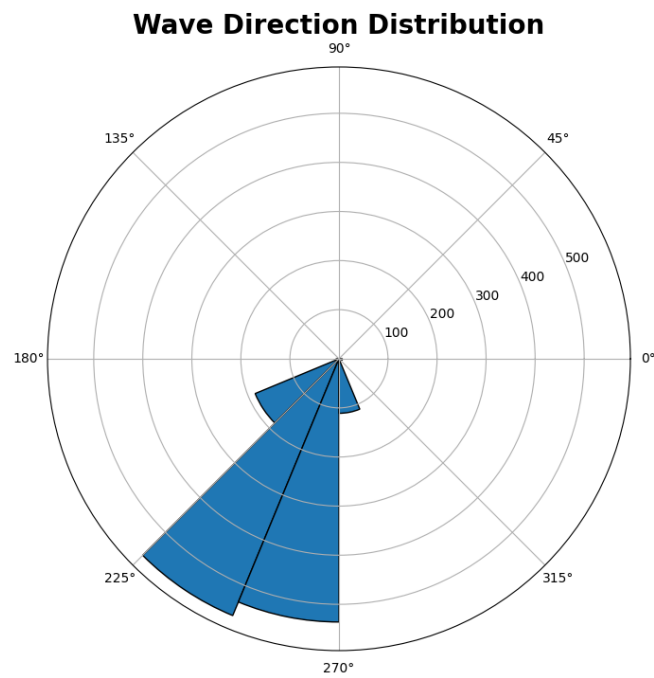


圖 4.1-5、波向玫瑰圖

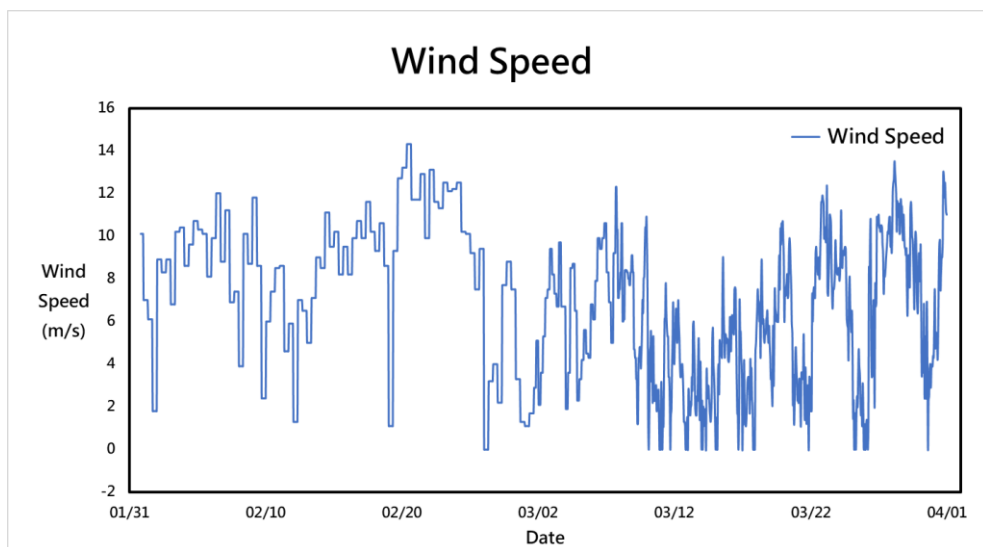


圖 4.1-6、風速資料

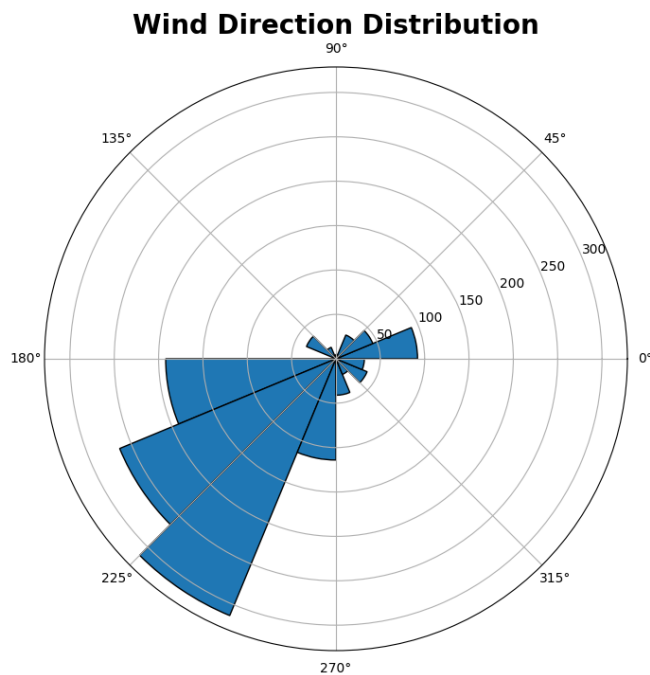


圖 4.1-7、風向玫瑰圖

4.2 SRH-Coast 水理模式

4.2.1 模式建立

本研究於 SRH-Coast 水理模式的建模中全數使用三角網格，三角網格能夠更加貼合海岸及河道邊緣處，進一步提升模擬精細度，此外，考量到 PTM 粒子追蹤模式需要匯入由 SRH-Coast 計算出的水理流場資料，為確保兩模式間的資料銜接順暢，故採用三角網格進行建模。研究區域總面積為 $931,741,289\text{m}^2$ ，總網格數為 12188 個，最小網格面積為 14.56m^2 ，最大網格面積為 $6,359,807.75\text{m}^2$ ，平均網格面積為 $76,309.57\text{m}^2$ 。

完成 SRH-Coast 水理模式網格建立後，將 4.1.2 所述的海岸、河道及陸地區域的地形 scatter 資料分別內插至模式中的研究範圍中，生成可供模式使用的地形資料，如圖 4.2-1 所示。

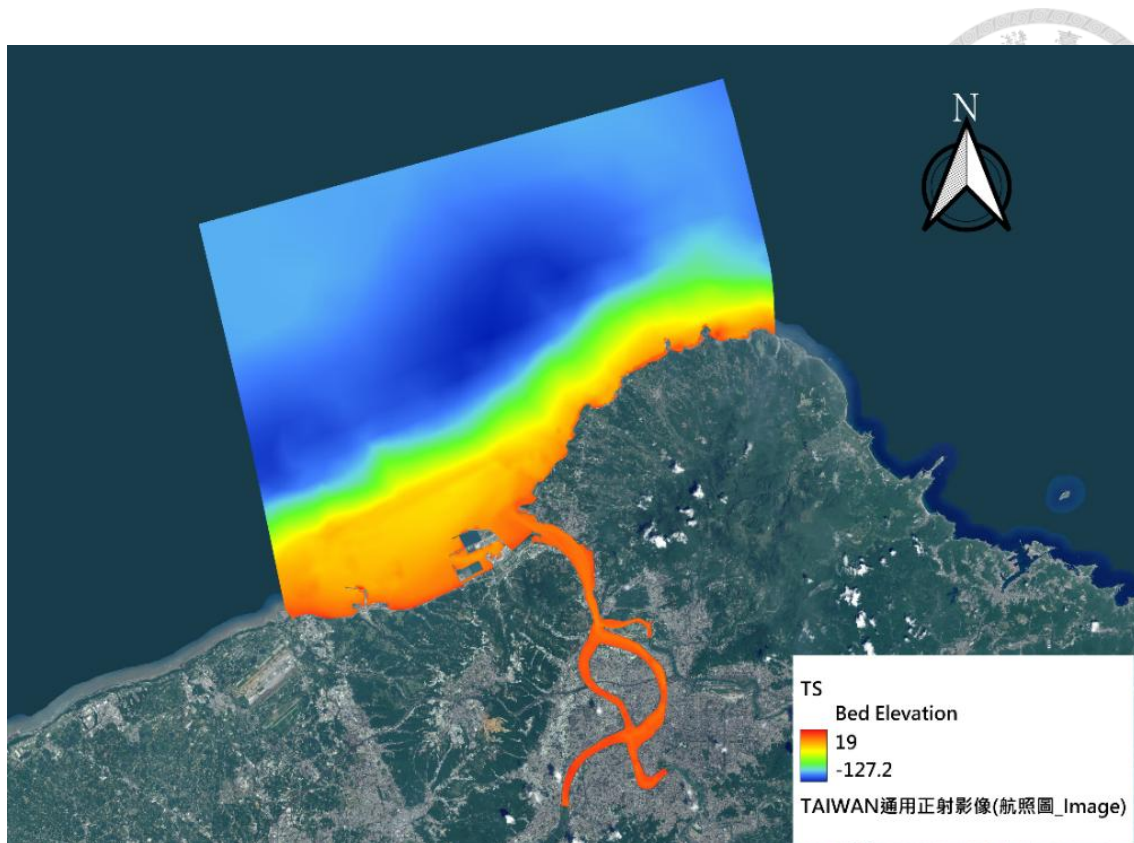


圖 4.2-1、模式地形高程

本研究的模式邊界可區分為河道上游區域以及下游的海岸區域，上游邊界分別位於大漢溪的浮洲橋、新店溪的中正橋、基隆河的洲美快速道路，上游邊界需要提供流量資料作為邊界條件，下游邊界分別位於桃園竹圍漁港、麟山鼻潮位站及淡水河口外海約 28 km 處，而下游邊界需要提供潮位資料作為邊界條件。除了流量及潮位的邊界條件外，本研究亦需提供風及波浪的資料，其中風資料需包含風速及風向、波浪資料需包含波高、頻率及波向。

一般常見的觀測資料其波向及風向資料皆是以來向表示，並且採用正北為 0 度，角度隨順時針方向增加；然而在 SRH-Coast 水理模式中，波向及風向需以去向表示，並且採用正東為 0 度，角度隨逆時針方向增加。因此，在將資料匯入模式前需先進行相應調整。流量、潮位、風、波浪資料的選用及調整方法詳見 4.1.2 說明。

在 SRH-Coast 水理模式中，波浪頻率與波向的離散化精度對於模式的計算穩定性與收斂性具有顯著影響。因此，需根據波浪頻率與波向範圍設定適當的離散空間網格。經過反覆測試與率定，同時考量計算資源限制的前提下，最終確定合適的

參數，以確保模式能夠穩定運行。SRH-Coast 水理模式主要由「波浪模組」和「流場模組」組成，兩者採用鬆散耦合(loosely coupled)的計算方式，代表兩個模組雖然是獨立計算的卻同時又會相互影響。本研究所設定的頻率及波向空間網格主要針對波浪模組，波浪模組的 time step 設定為 2 秒、波向範圍為 $-170^{\circ} \sim 20^{\circ}$ ，對應 27 個波向空間網格、頻率範圍為 0.05 Hz~0.35 Hz、對應 13 個頻率空間網格，而流場模組 time step 設定為 10 秒，並且每 1 小時輸出一次結果。其餘模式設置可以參照波浪模組、流場模組及風場資料參數表，如附錄表 1、附錄表 2 及附錄表 3 所示。

在模式建立的過程中，曼寧糙度的設定是一個關鍵因素，本研究將研究區域劃分為四個主要區域，以進行相應的曼寧糙度設定，分別為河道、海洋、紅樹林以及由河口和沙灘所形成的紅樹林潛在棲地，根據(Chow, 1959)針對不同地形的曼寧糙度建議值進行設定，如表 4.2-1 所示。

表 4.2-1、曼寧 n 值設定

區域	曼寧 n 值
河道	0.023
海洋	0.025
紅樹林	0.08
潛在棲地	0.03



4.2.2 模擬結果與驗證

水理模擬完成後，為檢視模式對實際水理條件的模擬能力，本研究採用均方根誤差 RMSE 和由(Nash & Sutcliffe, 1970)提出的模式有效性係數(Nash-Sutcliffe efficiency coefficient; NSE)來進行水理模式的驗證，評估模式模擬結果與實際觀測數據的一致性。此外，本研究參考(Ritter & Muñoz-Carpena, 2013)的建議，當 NSE 值越接近 1，表示模式的模擬效果越佳。

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=N} (O_i - P_i)^2}{N}} \quad \text{式 4.2-1}$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i=N} (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^{i=N} (O_i - \bar{o})^2} = 1 - \left(\frac{RMSE}{SD} \right)^2 \quad \text{式 4.2-2}$$

式中， N 表示樣本數， O_i 表示實際觀測水位， P_i 表示模式模擬水位， $\bar{o}$ 表示實際觀測水位的平均值， SD 表示實際觀測水位的標準差。

表 4.2-2、NSE 值參考表(Ritter & Muñoz-Carpena, 2013)

NSE 值	模擬品質
≥ 0.90	非常好
0.80~0.90	好
0.65~0.80	可接受
< 0.65	不盡滿意

本研究是以淡水河系下游及其海岸帶為主要研究區域，並採用經濟部水利署設置的河口、土地公鼻、獅子頭水位站及交通部中央氣象署設置的淡海、淡水潮位站的實際觀測資料，和模式模擬結果進行驗證，以評估模式模擬結果與實際觀測數據的一致性，驗證成果如表 4.2-3、圖 4.2-3、圖 4.2-4、圖 4.2-5、圖 4.2-6 及圖 4.2-7 所示。

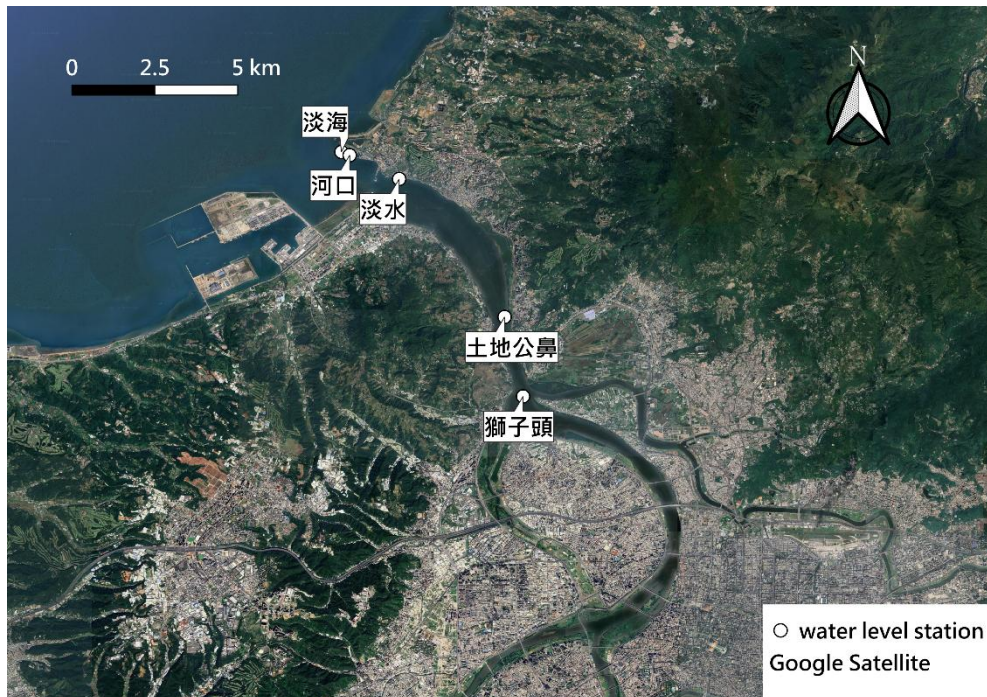


圖 4.2-2、水位/潮位驗證測站

表 4.2-3、水位/潮位驗證成果表

水位/潮位站	RMSE 值 (m)	NSE 值
淡海	0.08	0.99
淡水	0.09	0.99
河口	0.09	0.99
土地公鼻	0.25	0.87
獅子頭	0.14	0.97

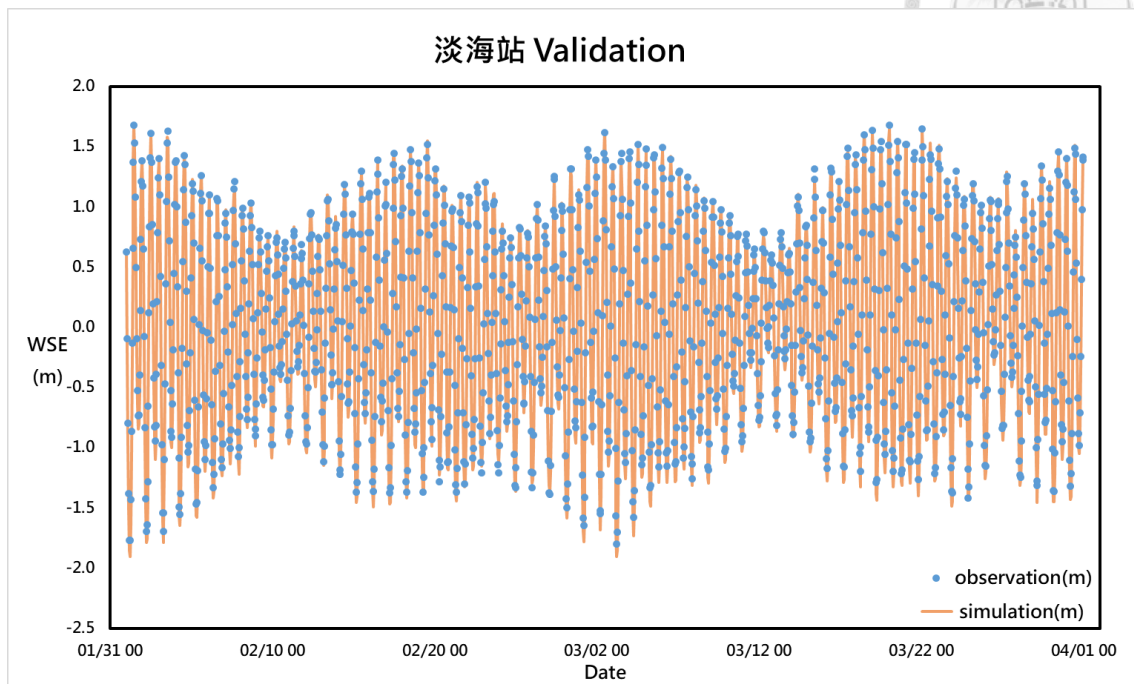


圖 4.2-3、潮位驗證圖(淡海站)

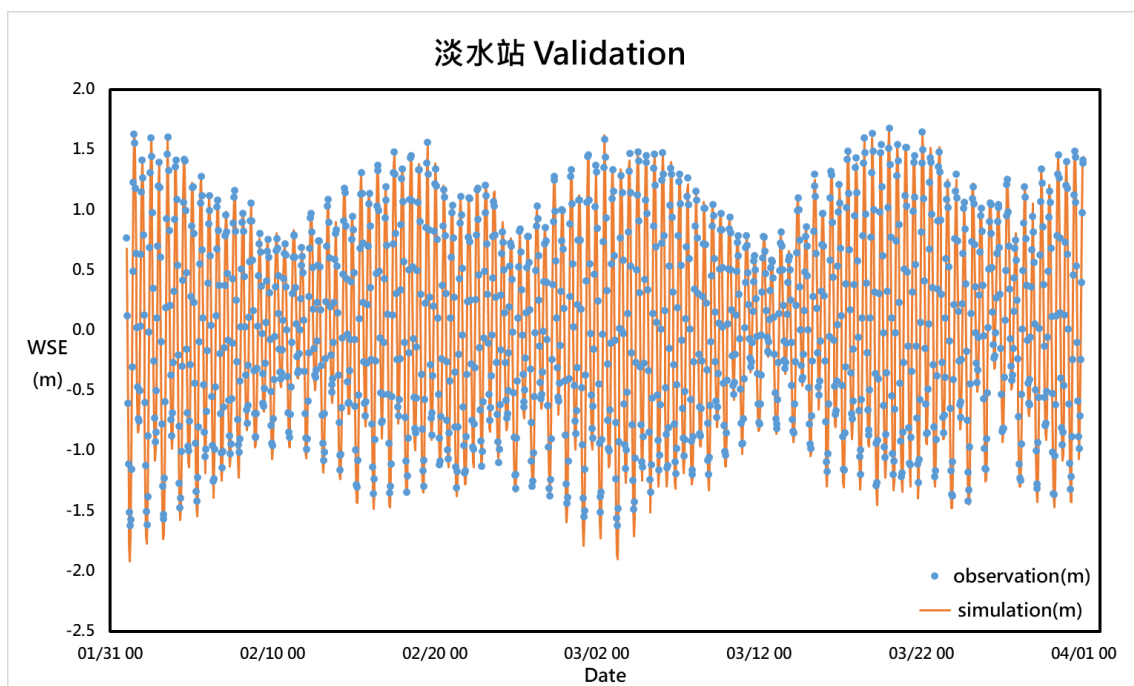


圖 4.2-4、潮位驗證圖(淡水站)

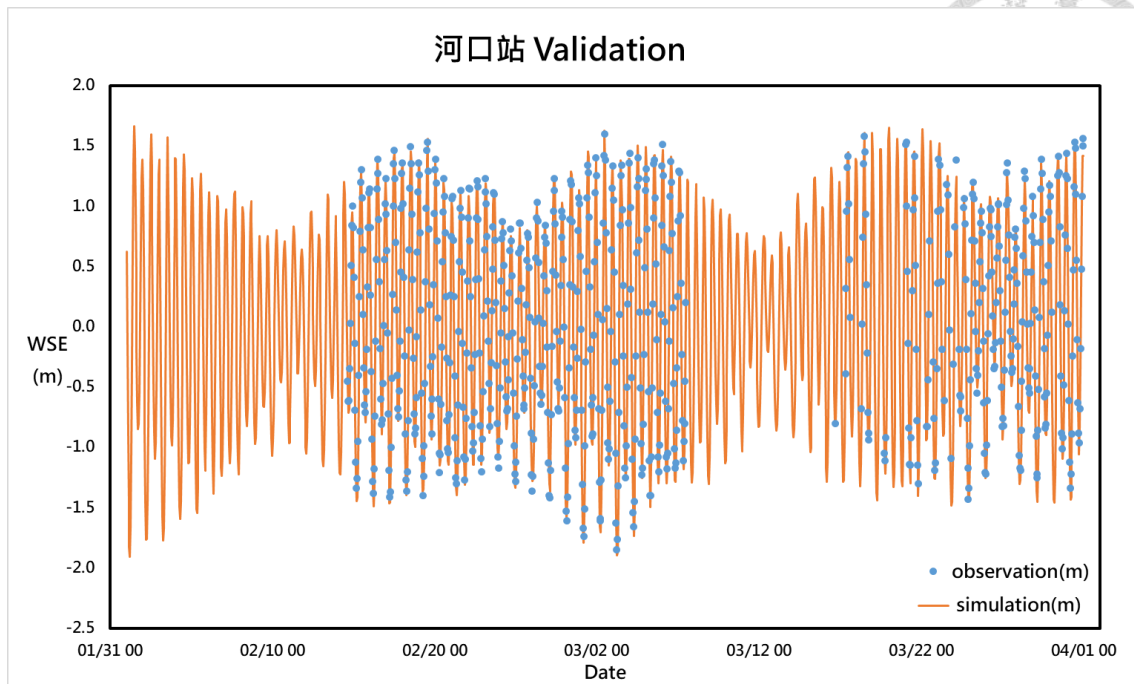


圖 4.2-5、水位驗證圖(河口站)

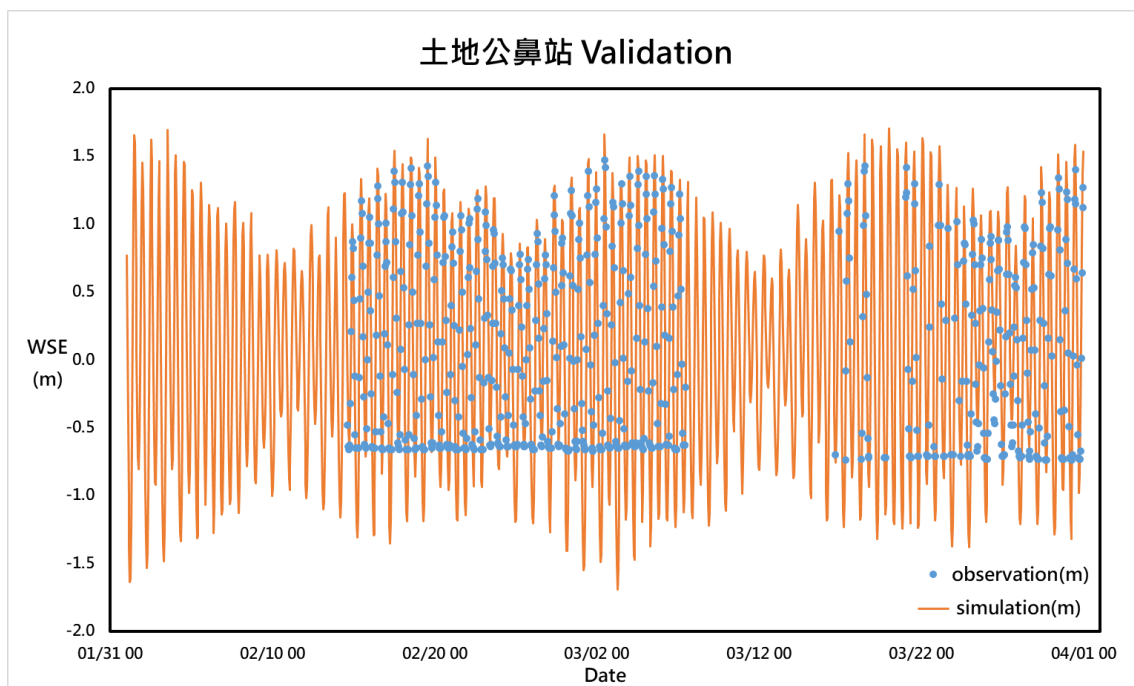


圖 4.2-6、水位驗證圖(土地公鼻站)

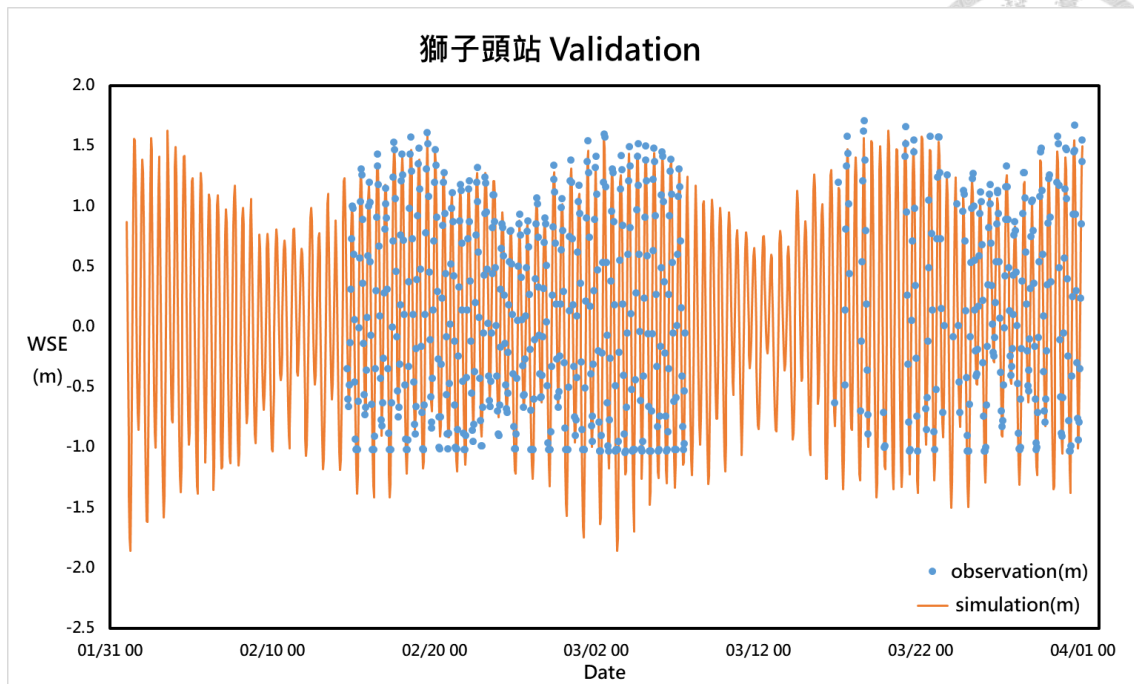


圖 4.2-7、水位驗證圖(獅子頭站)

由圖 4.2-6 和圖 4.2-7 可觀察到，在土地公鼻水位站和獅子頭水位站的實際觀測水位在低水位時出現高估的情形。觀察藍色點所代表的實際觀測水位分布發現在低水位時的實測水位曲線較不合理，顯示可能存在測量誤差或其他影響因素。此外，根據先前對於淡水河模擬的相關研究，亦發現這兩個測站的水位模擬結果呈現類似的偏差情形。推測此現象可能是由於河道底床泥沙淤積導致水位站基準高程提高，使得低水位時實際水位已低於感測儀器的測量範圍，進而影響水位觀測結果。

4.3 PTM 粒子追蹤模式

4.3.1 模式建立

過去針對水筆仔胎生苗的基本特性與模式建置已有相關研究，許偉斌 (2020) 在挖子尾、竹圍、關渡、社子四處水筆仔紅樹林進行現地調查，收集胎生苗的質量、體積、密度、直徑等基本數據，而黃中澤 (2021) 則根據這些現地調查資料建立 PTM 模式的相關參數。本研究則參考上述文獻的調查數據及參數設置建立了 PTM 模式的參數設定，以確保模式能準確模擬水筆仔胎生苗的漂移與分佈特性。然而，由於水筆仔胎生苗為稍微彎曲的細長條形，而 PTM 模式僅能針對圓球形粒子進行模擬，

因此參考許偉斌 (2020)進行的水槽試驗及 PTM 模擬，採用等體積法，將胎生苗以同等體積的圓球形粒子替代，並換算出圓球形粒子的直徑。

$$V_{propagule} = V_{particle} = \frac{\pi}{6} D_{particle}^3 \quad \text{式 4.3-1}$$

式中， $V_{propagule}$ 代表水筆仔胎生苗的體積、 $V_{particle}$ 代表圓球形粒子體積、 $D_{particle}$ 代表圓球形粒子直徑。

水筆仔胎生苗內部有許多間隙且充滿氣體，其密度接近或小於 1000 kg/m^3 ，使其能夠漂浮於水面上。因此，在 PTM 模式中啟用中性浮體粒子的選項，使粒子能夠模擬漂浮的狀態。同時，設定為 3D 模式進行模擬，使模式能夠同時考慮水平流及垂直流的影響。粒子的沉降速度設定為-1，代表讓模式自動計算粒子的沉降速度，但由於開啟了中性浮體粒子功能，所以粒子的沉降速度為 0。

本研究的設置兩種釋放源，分別為「點源釋放」及「面源釋放」，點源釋放的顆粒數計算方式如式 4.3-2 所示，面源釋放的顆粒數計算方式則如式 4.3-3 所示。其中，點源釋放的目的是模擬人為在特定地點釋放水筆仔胎生苗，並觀察胎生苗是否能夠漂移擴散至海岸帶的潛在棲地；而淡水河道內的紅樹林及海岸帶的潛在棲地則適合設定為面源釋放，乃因主要目的是探討河道內的紅樹林及若海岸帶的潛在棲地成功建立後的胎生苗擴散能力。本研究設定每個點源釋放的胎生苗為即時釋放，且每次釋放 200 顆胎生苗；而面源釋放的胎生苗釋放頻率固定為 $5.27 \times 10^{-9} \text{ kg/m}^2 \cdot \text{s}$ 。本研究在 PTM 模式中將各個潛在棲地皆設置為捕網(Trap)，以此功能自動計算進入潛在棲地的水筆仔胎生苗顆粒數，此功能可設定粒子是否能夠離開捕網及當粒子離開捕網後又再次進入是否重複計算，本研究設定水筆仔胎生苗可自由離開捕網以符合實際情況，僅考慮其自然擱淺著生情況。

水筆仔的生殖期約為每年 12 月至隔年 4 月，這段期間水筆仔胎生苗開始從母樹上脫落，因此將釋放時間設定為 2022 年 2 月 1 日 0 時至 2 時，總共兩個小時，該時段屬於退潮期間，退潮時的水動力會將胎生苗帶離海岸，有助於避免胎生苗自母體脫落當下即受困於灘地，從而得到更完整的胎生苗漂移軌跡。淡水河道中各個紅樹林棲地的 PTM 模式釋放參數設定如表 4.3-1 所示，海岸帶潛在棲地的 PTM 模



式釋放參數設定如表 4.3-2 所示。

根據許偉斌 (2020)所執行的水筆仔胎生苗生理實驗結果，水筆仔胎生苗在鹽水浸泡的環境下，從新鮮狀態至完全腐爛的時間約為 60 日，因此，PTM 模擬時長宜不大於 60 日。本研究考量此胎生苗生理特性，設定胎生苗漂移軌跡模擬時間為 2022 年 2 月 1 日 0 時至 2022 年 4 月 1 日 0 時，總共 59 日，這期間已涵蓋完整的潮汐週期變化，確保模式能夠充分模擬胎生苗在不同潮汐條件下的漂移軌跡，考量計算資源的限制，設定 time step 為 10 秒，每 1 小時輸出一筆結果。

$$\frac{\text{總質量}}{\text{顆粒質量}} = \text{顆粒數} \quad \text{式 4.3-2}$$

$$\frac{\text{釋放頻率} \times \text{釋放時間} \times \text{釋放面積}}{\text{顆粒質量}} = \text{顆粒數} \quad \text{式 4.3-3}$$

在海岸帶潛在棲地的 PTM 模式釋放參數設定中，假設胎生苗的質量、粒徑與密度均與挖子尾紅樹林相同，此設定基於挖子尾紅樹林同樣位於海岸帶，其水文條件與潛在棲地相對接近，具有較相近的環境特徵，因此，假設潛在棲地成功建立後的胎生苗特性與挖子尾紅樹林相同，有助於確保模型的合理性。

表 4.3-1、紅樹林胎生苗粒子釋放參數設定表

濕地	質量 (kg)	粒徑 (mm)	密度 (kg/m ³)	釋放頻率 (kg/m ² s)	釋放面積 (m ²)	釋放時間 (hr)	顆粒數
挖子尾	0.0109	27.52	1000		113048.31		393
竹圍	0.0111	27.78	991.1		638645.01		2183
關渡	0.0127	29.08	982.92	5.27×10 ⁻⁹	484391.77	2	1447
社子_北	0.0127	29.08	982.92		125785.31		375
社子_南	0.0119	28.25	1006.77		249196.96		794
蘆洲	0.0119	28.25	1006.77		259851.30		828

表 4.3-2、潛在棲地胎生苗粒子釋放參數設定表



潛在棲地	質量 (kg)	粒徑 (mm)	密度 (kg/m ³)	釋放頻率 (kg/m ² s)	釋放面積 (m ²)	釋放時間 (hr)	顆粒數
林口頂寮 沙灘					978526.94		3391
寶斗厝 沙灘					597362.11		2079
八里北堤 沙灘					629475.15		2175
沙崙海水 浴場	0.0109	27.52	1000	5.27×10^{-9}	247346.60	2	855
洲子灣 海水浴場					174912.67		563
淺水灣 沙灘					90039.53		313
白沙灣 海水浴場					76706.85		265
老梅沙灘					151257.08		526

4.3.2 模擬結果與驗證

Shih et al. (2022)曾使用 SRH-2D 水理模式及 PTM 模式進行淡水河河道中的水筆仔胎生苗漂移軌跡模擬，成功應用 SSA 墊腳石法發現水筆仔胎生苗軌跡能夠抵達關渡及社子地區的泥灘地，並以紅樹林區域調查結果驗證。然而，由於 SRH-2D 水理模式僅能夠模擬河川及潮汐水動力，無法考慮風及波浪對水動力的影響，水筆仔的生殖期為每年 12 月至隔年 4 月，此時臺灣北部地區盛行東北季風，風對水動力的影響顯著，因此儘管在蘆洲地區的泥灘地發現有紅樹林生長，但在當時的研究

中水筆仔胎生苗軌跡無法到達蘆洲地區，水筆仔胎生苗漂移軌跡如圖 4.3-1 所示。

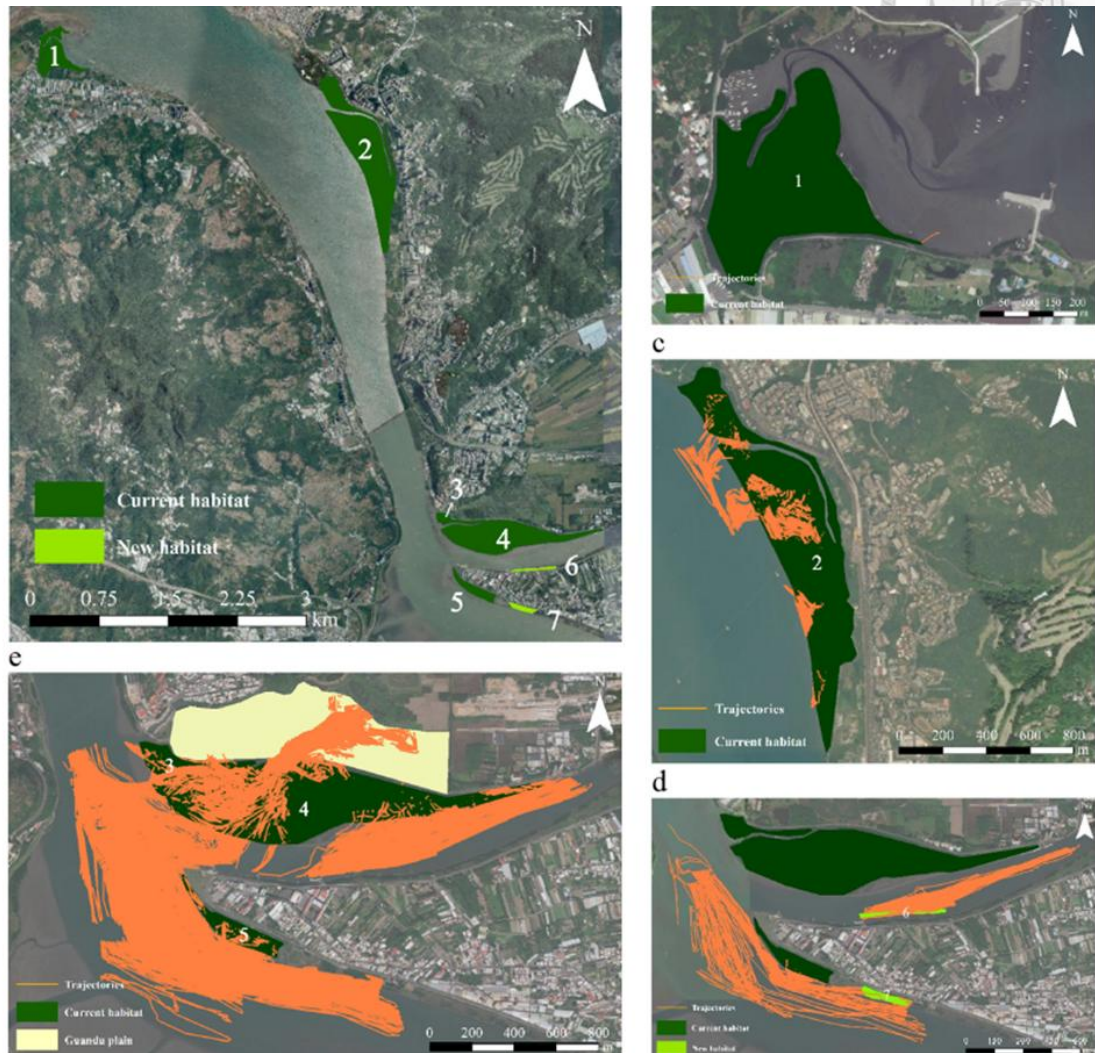


圖 4.3-1、SRH-2D 及 PTM 於淡水河河道之水筆仔胎生苗漂移軌跡(Shih et al., 2022)

本研究則是使用 SRH-Coast 水理模式及 PTM 模式進行淡水河河道中的水筆仔胎生苗漂移軌跡模擬，SRH-Coast 水理模式能夠同時考慮潮汐、波浪、河道水流及風場動力，和 Shih et al. (2022)相比，本研究在淡水河河道中的水筆仔胎生苗漂移軌跡範圍更大，如下方說明。

挖子尾紅樹林的水筆仔胎生苗漂移軌跡範圍較小，如圖 4.3-2 所示，主要是因為其瀉湖地形所致，半封閉的瀉湖地形使水流進出受限，與外界的水流交換較少，導致此區域水動力較弱，潮汐及波浪對此區域的影響也不顯著，進而限制了水筆仔



胎生苗向外漂移的範圍，因此挖子尾紅樹林的擴張主要侷限於原棲地附近，無法向外長距離漂移。竹圍紅樹林的水筆仔胎生苗漂移軌跡範圍稍大，如圖 4.3-2 所示，有機會於淡水河右岸之灘地建立新棲地，然而，由於已接近淡水河河口，為潮汐、波浪及河道水流的交會處，其水動力較為複雜，導致水筆仔胎生苗無法進一步向海岸帶擴張。關渡紅樹林的水筆仔胎生苗漂移軌跡更為廣闊，如圖 4.3-3 所示，由淡水河與基隆河交會處至淡水河河口都是其漂移範圍，除了在原棲地關渡紅樹林擴張外，其漂移軌跡能夠抵達社子島北部和南部的紅樹林以及與社子島相隔淡水河的蘆洲紅樹林，除此之外，水筆仔胎生苗有機會於淡水河左岸的灘地著生並建立新棲地。社子紅樹林可分為社子島北部和南部，社子島北部紅樹林的水筆仔胎生苗漂移軌跡範圍較小，如圖 4.3-4 所示，僅侷限於基隆河河道內，較難實現長距離擴張及新棲地建立；社子島南部紅樹林的水筆仔胎生苗漂移軌跡與關渡紅樹林類似，如圖 4.3-4 所示，其範圍同樣可以從淡水河與與基隆河交會處至淡水河河口，有機會於蘆洲、二重疏洪道出口及淡水河左岸的灘地著生並建立新棲地。蘆洲紅樹林的水筆仔胎生苗漂移軌跡與關渡及社子_南紅樹林類似，如圖 4.3-5 所示，有機會於社子島南部、二重疏洪道出口及淡水河左岸的灘地著生並建立新棲地。

根據淡水河河道之水筆仔胎生苗漂移軌跡模擬結果，發現由河道內紅樹林釋放的水筆仔胎生苗漂移範圍可由關渡、社子、蘆洲地區延伸至淡水河河口，但無法穿越河口進一步向海岸帶擴張，因此，若要執行臺灣北部海岸帶的紅樹林復育，在自然情況下可能無法達成，需要制定其他針對性的策略。

根據比對歷年的衛星影像，可以得知社子紅樹林的範圍原本並不如現在廣泛，以及蘆洲紅樹林是近年才逐漸建立的。透過本研究的水筆仔胎生苗漂移模擬結果，可得知社子紅樹林及蘆洲紅樹林的潛在來源及其建立的過程，為瞭解紅樹林的擴張機制提供依據，同時，社子紅樹林的擴張及蘆洲紅樹林的建立也驗證了本研究所建立的水筆仔胎生苗漂移模式的準確性及實用性，說明此模式能夠有效模擬水筆仔胎生苗漂移的實際情況。



圖 4.3-2、挖子尾及竹圍紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡

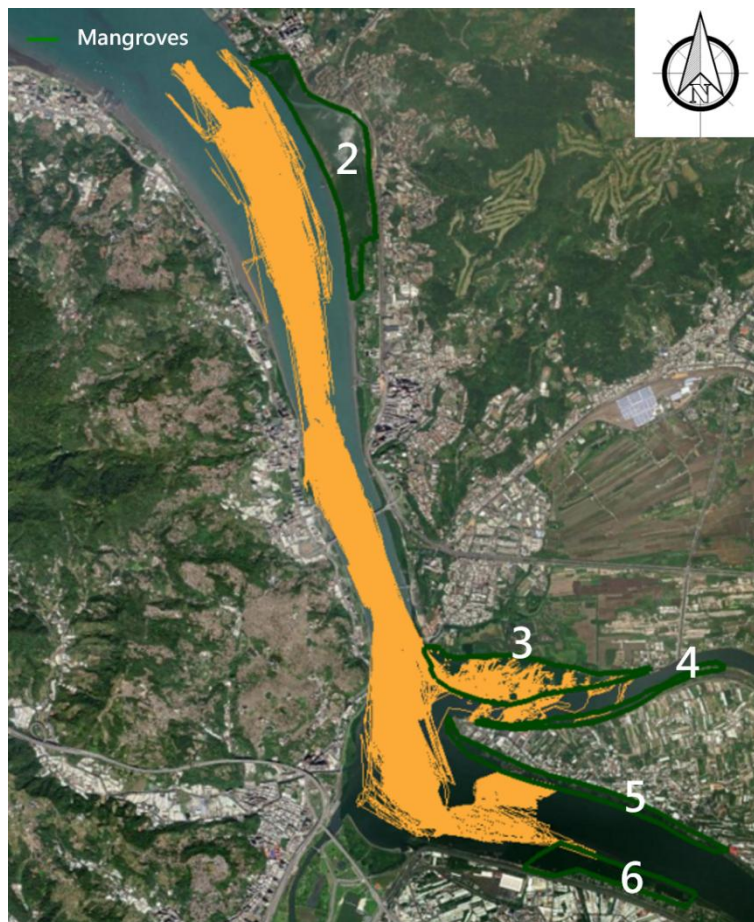


圖 4.3-3、關渡紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡

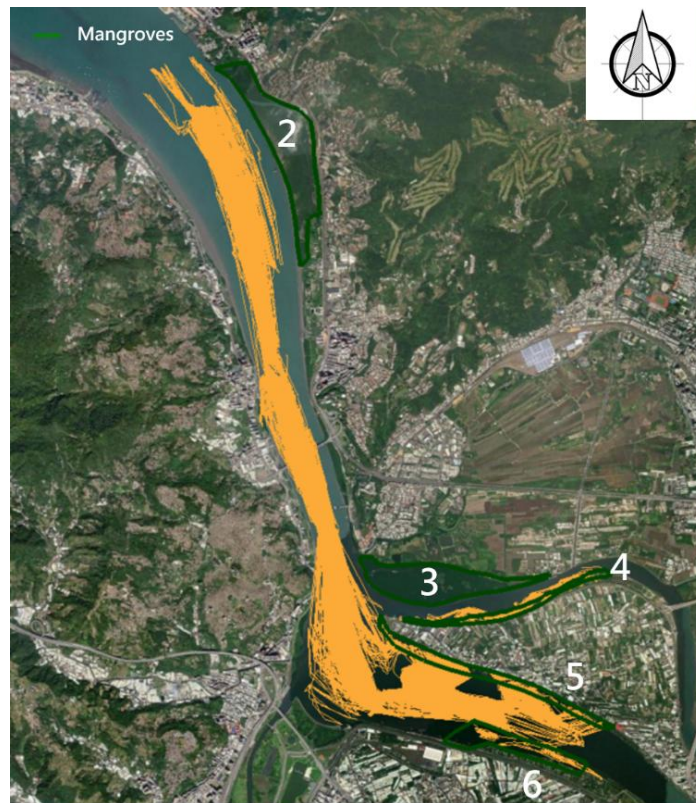


圖 4.3-4、社子紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡

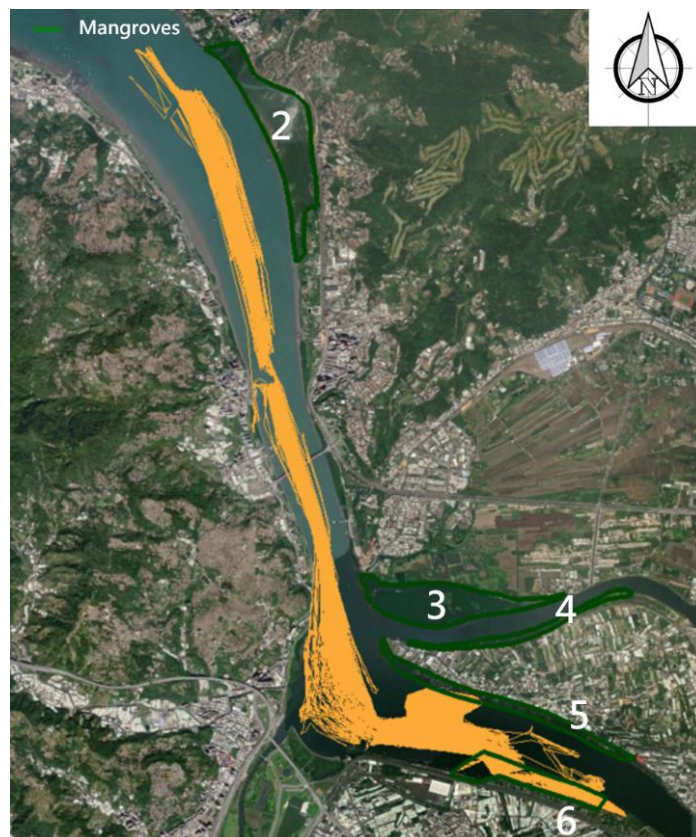


圖 4.3-5、蘆洲紅樹林水筆仔胎生苗漂移軌跡

由於從淡水河河道內的紅樹林釋放的水筆仔胎生苗的漂移軌跡侷限在淡水河口複雜的水動力流場，難以向海岸帶擴張，因此，本研究在海岸帶以點源釋放粒子模擬人為釋放水筆仔胎生苗作為墊腳石法 SSA 的第一步，尋找有機會透過海岸水動力漂移至海岸帶的潛在棲地的釋放地點，經過多次釋放地點嘗試，最終，僅找出於北臺灣海岸帶的三個地點，在這些地點釋放水筆仔胎生苗，有機會藉由水動力漂移至海岸帶的潛在棲地，如圖 4.3-7、圖 4.3-8 及圖 4.3-9 所示。本研究僅將選定的八個潛在棲地視為適合水筆仔胎生苗著生的地點，其餘地區多為岩岸、小規模的沙灘及人工結構物，這些區域在本研究中被認定為不適合水筆仔棲地建立的地點，其餘區域考慮列入考慮。

結果發現：(1) 於臺灣最北端富貴角釋放的水筆仔胎生苗，其漂移軌跡範圍相當小，如圖 4.3-7 所示，且僅有極少數的粒子能夠抵達編號 1 的潛在棲地-老梅沙灘，其餘大部分數粒子則擱淺於釋放點東側的岩岸，該處不適合水筆仔胎生苗的著生；(2) 於淺水灣北部釋放的水筆仔胎生苗，其漂移軌跡範圍相對較大，如圖 4.3-8 所示，有少數的粒子能夠抵達編號 3 的潛在棲地-淺水灣沙灘，並有部分的粒子能夠抵達編號 4 的潛在棲地-洲子灣海水浴場，然而，多數的粒子都擱淺於淺水灣沙灘東側的岩岸，該區同樣不適合水筆仔胎生苗的著生，另外，有部分的粒子漂移至編號 2 的潛在棲地-白沙灣沙灘的外海，因白沙灣海域常年有裂流(rip current)發生，裂流將粒子帶向外海，雖然這增加了水筆仔胎生苗長距離擴張(Long Distance Dispersal)LDD 的機會，卻降低了水筆仔胎生苗於臺灣本島海岸帶著生並建立棲地的可能性。

另外，(3) 於臺北港北部釋放的水筆仔胎生苗，其漂移軌跡範圍最廣，能夠抵達的海岸帶潛在棲地也最多，如圖 4.3-9 所示，其漂移軌跡的橫向跨度很大，幾乎遍及了整個海岸帶的研究區域，其粒子能夠抵達編號 4 的潛在棲地-洲子灣海水浴場，另一部分粒子能夠抵達編號 7 的潛在棲地-寶斗厝沙灘，以及少部分的粒子能夠抵達編號 8 的潛在棲地-林口頂寮沙灘，其原因可能是大型結構物及突出之岬角會減弱沿岸流強度，進而使波浪或向離岸流能夠將水筆仔胎生苗帶向岸邊，進而靠岸著生，而其餘粒子多隨著沿岸流不斷的橫向漂移，難以抵海岸帶並成功著生，少數能夠漂移至編號 2 的潛在棲地-白沙灣沙灘的外海的粒子，被裂流將粒子帶向更

外海的區域，進一步降低了抵達海岸帶並著生的可能性。

根據 SRH-Coast 水理模式的流線分析及 PTM 模式的粒子漂移軌跡，發現臺灣北部海岸帶的水動力主要由平行海岸帶的沿岸流主導，在本研究時間尺度較大的情況下，波浪對於水動力以及水筆仔胎生苗漂移的影響相對較不顯著。在研究區域東側的白沙灣外海，根據衛星影像及監測站的影像，發現白沙灣常年有裂流(rip current)的發生，常有遊客因此發生意外，甚至於 2005 年就發生了 45 起意外事故，被列為危險海域之一(蔡政翰, 2023)。由於臺灣北部海岸帶的水動力是由沿岸流主導，因此，於海岸帶隨機釋放水筆仔胎生苗的策略中，能夠抵達海岸帶潛在棲地的成功率不高，經過多次模擬嘗試後，發現僅有三處釋放地點能夠使水筆仔胎生苗成功抵達潛在棲地，其中，於富貴角釋放的方案，其漂移軌跡範圍小，失敗率高，且僅能夠漂移至鄰近的潛在棲地，效率不佳，無需特意依賴水動力使水筆仔胎生苗漂移至潛在棲地，直接種植更為高效；於淺水灣北部釋放的方案，其漂移軌跡範圍較大，能夠抵達兩個潛在棲地，但仍僅侷限於釋放點鄰近的潛在棲地；而於臺北港北部釋放的方案，其漂移軌跡範圍最廣，能夠抵達三個潛在棲地，且各自分布較廣，不僅只侷限於鄰近區域，因此，本研究建議採用此釋放方案，並假設抵達潛在棲地的水筆仔胎生苗能夠成功著生並建立新棲地，依據後續研究結果，觀察由潛在棲地再次釋放的水筆仔胎生苗是否能夠藉由水動力再次漂移至其他潛在棲地。

由臺北港北側作點源釋放為最佳策略，針對其漂移之路徑長及位移距離作分析，其分析表及盒鬚圖如表 4.3-3 及圖 4.3-6 所示，可以發現路徑長最大值約為 350 km，但位移距離最大值僅約為 28 km，且路徑長平均值約為 138 km，但位移距離平均值僅約為 8 km，顯示水筆仔胎生苗受潮汐驅動之沿岸流影響，不斷地來回漂移，而實際能夠漂移擴張的距離較低，且僅有 17% 的水筆仔胎生苗位移距離能夠超過 10 km。表 4.3-3 中第 25、50 及 75 百分位分別代表水筆仔胎生苗漂移之路徑長及位移距離第 25、50 及 75 百分位數之統計值，可反映資料分布情況，由統計資料可發現臺北港北側點源釋放的水筆仔胎生苗位移距離多集中於 7 至 9 km 之間。

由臺北港北側點源釋放的水筆仔胎生苗，為分析其能夠抵達各個潛在棲地的潛力，分別分析其能夠抵達潛在棲地的水筆仔胎生苗數量比例以及進入潛在棲地

的次數比例。抵達數量比例是計算曾經抵達各個潛在棲地的水筆仔胎生苗佔總釋放數量的比例，並且若重複進入同一潛在棲地的水筆仔胎生苗僅計算一次，因為研究範圍較大，經檢查後，不存在同一水筆仔胎生苗同時抵達兩個以上潛在棲地的情況。結果發現：釋放的 200 顆水筆仔胎生苗中有 2.5% 能夠抵達編號 4 的洲子灣海水浴場、2.0% 能夠抵達編號 7 的寶斗厝沙灘、0.5% 能夠抵達編號 8 的八里北堤沙灘，剩餘 95.0% 的水筆仔胎生苗未能抵達任何潛在棲地，可能隨著水動力繼續漂移，最終因密度增加而沉沒、漂離模式模擬範圍、或擱淺於其他區域，分析結果如表 4.3-4 所示；而進入次數比例則是考慮到進入潛在棲地的水筆仔胎生苗可能未能著生成功並再次被水流帶離潛在棲地，因此進行此分析，計算各個潛在棲地的水筆仔胎生苗進入次數佔全部潛在棲地的總進入次數的比例，其中以編號 7 寶斗厝沙灘的 50.68% 最多、編號 4 洲子灣海水浴場的 32.88% 次之、編號 8 林口頂寮沙灘的 16.44% 最少，綜合結果整理如表 4.3-5 所示。

表 4.3-3、臺北港北側點源釋放之路徑長及位移距離分析表

釋放位置	分析項目	最小值 (m)	第 25 百 分位(m)	第 50 百 分位(m)	第 75 百 分位(m)	最大值 (m)
臺北港北側	路徑長	11011	82095	133137	185681	350304
	位移距離	495	7168	7205	9227	28032

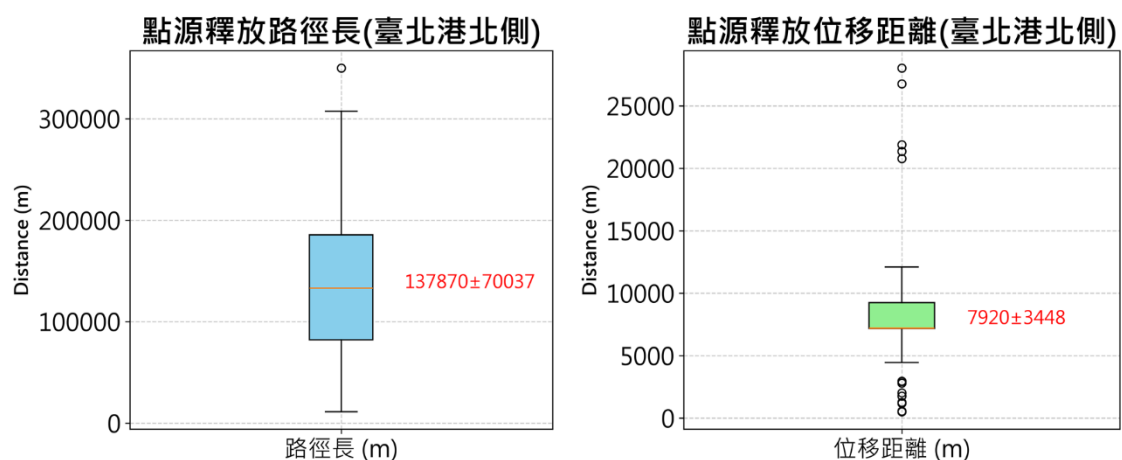


圖 4.3-6、臺北港北側點源釋放之路徑長及位移距離盒鬚圖

表 4.3-4、臺北港北側點源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	2.50
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	2.00
林口頂寮沙灘	0.50
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	95.00

表 4.3-5、臺北港北側點源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	32.88
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	50.68
林口頂寮沙灘	16.44



圖 4.3-7、海岸帶點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(富貴角)

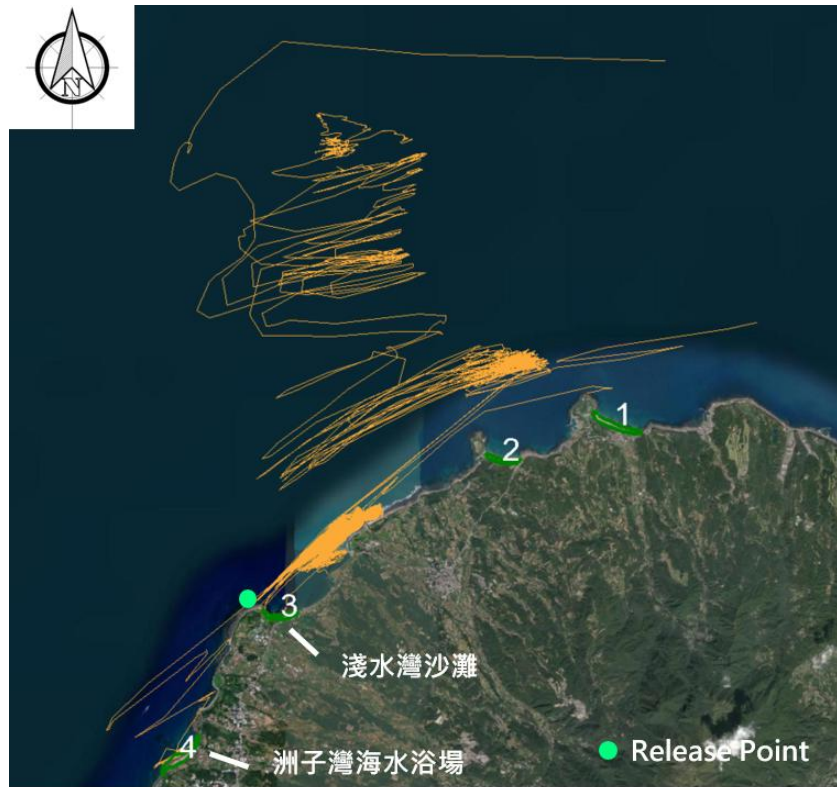


圖 4.3-8、海岸帶點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(淺水灣北部)

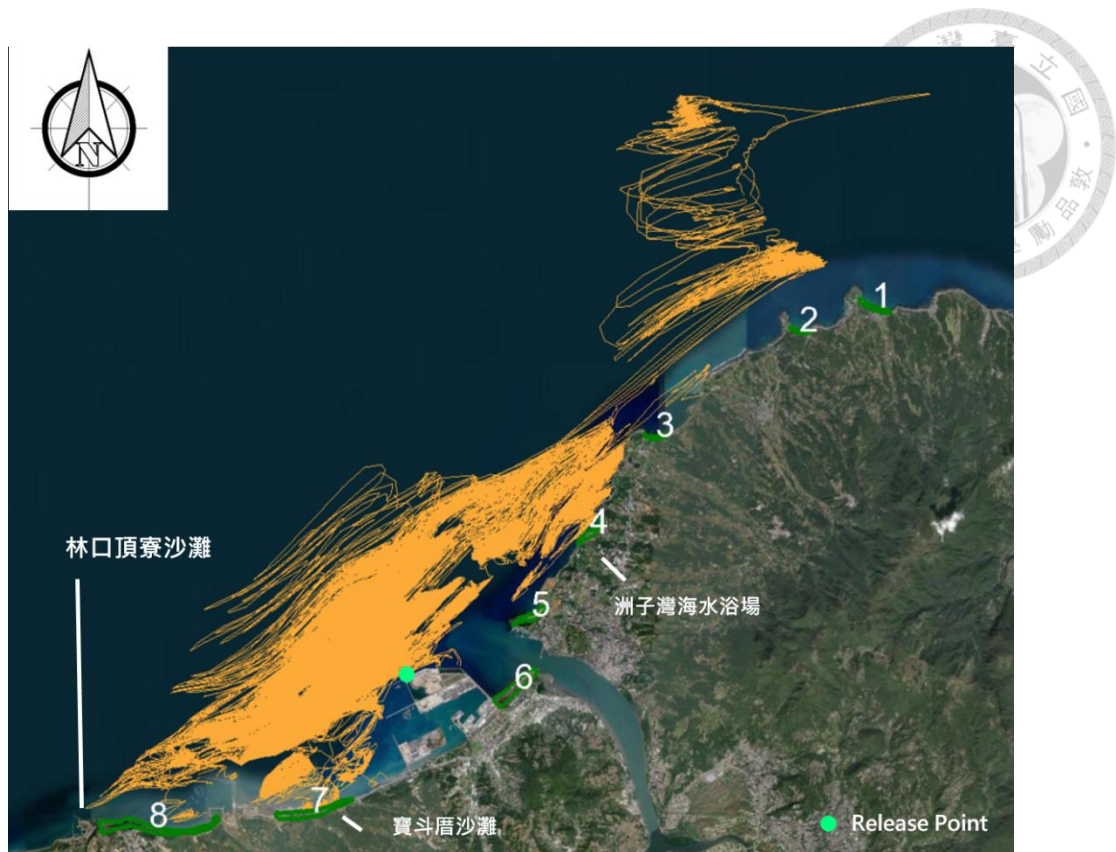


圖 4.3-9、海岸帶點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(臺北港北部)

墊腳石法 SSA 的第二步為由海岸帶的八個潛在棲地釋放的水筆仔胎生苗，模擬其隨著海岸水動力的漂移情形，並觀察其是否能夠抵達其他的潛在棲地，尋在潛在棲地之間的關聯性，作為海岸帶紅樹林復育及管理的依據，由海岸帶潛在棲地釋放的水筆仔胎生苗漂移軌跡圖如圖 4.3-12 所示。

淡水河東側的漂移軌跡較複雜且較有機會抵達其他的潛在棲地，此處的水動力由沿岸流為主導，但於白沙灣附近有裂流，產生離岸方向的流場，個別放大其漂移軌跡圖以利辨識，如圖 4.3-13、圖 4.3-14、圖 4.3-15、圖 4.3-16 及圖 4.3-17 所示。淡水河西側的漂移軌跡則較單純，大多侷限於釋放源的潛在棲地附近，此處的水動力由沿岸流為主導，但受到河口、地形及結構物等因素影響，形成複雜的水動力，不利於水筆仔胎生苗的擴張，如圖 4.3-12 所示。

(1) 編號 1 的潛在棲地-老梅沙灘，位於臺灣最北角富貴角東側的岬灣地形，由於其地理位置及沿岸流流向的關係，再加上水筆仔胎生苗釋放季節盛行東北季風，導致由此處釋放的水筆仔胎生苗不易向外擴張，漂移軌跡範圍相當小，擴張僅

侷限於原棲地附近，如圖 4.3-13 所示；(2) 編號 2 的潛在棲地-白沙灣海水浴場，同樣位於麟山鼻東側的岬灣地形，此處的水動力同時受到沿岸流及裂流主導，除橫向的漂移外仍不斷向外海移動，導致由此處釋放的水筆仔胎生苗能夠抵達其他潛在棲地並著生的可能性降低，僅有少部分水筆仔胎生苗能夠於原棲地著生，如圖 4.3-14 所示；(3) 編號 3 的潛在棲地-淺水灣沙灘，同樣屬於岬灣地形，由於沿岸流及東北季風的影響，導致多數由此處釋放的水筆仔胎生苗在原棲地著生，部分粒子能夠漂移至西側編號 4 的潛在棲地-洲子灣海水浴場外海，雖然在此次模擬結果中未能靠岸著生，但已相當接近，若釋放時間及數量不同可能有不同的水動力及不同的漂移軌跡，因此由淺水灣沙灘釋放的水筆仔胎生苗有機會抵達洲子灣海水浴場，並形成新棲地，而另外有少部分的粒子能夠漂移至東側並靠岸，此處為小規模沙岸，水筆仔胎生苗有機會著生並形成小型新棲地，如圖 4.3-15 所示；(4) 編號 4 的潛在棲地-洲子灣海水浴場，由此處釋放的水筆仔胎生苗隨著水動力漂移的時間較長，因此形成密度較大的漂移軌跡，大部分的粒子於原棲地著生，少部分的粒子能夠抵達西側的海尾子海灘，此處為小規模沙岸，水筆仔胎生苗有機會著生並形成小型新棲地，而有相當少數的粒子有機會抵達編號 5 的潛在棲地-沙崙海水浴場，若能夠成功著生，則有機會形成較大規模的新棲地，如圖 4.3-16 所示；(5) 編號 5 的潛在棲地-沙崙海水浴場，於淡水河河口東側，此處西側緊鄰漁人碼頭，東側為淡海海堤，雖然結構物規模不大，但仍可能對水動力造成影響，進而導致部分由此處釋放的水筆仔胎生苗被困於原棲地，而部分的粒子能夠向外漂移，但範圍不大，僅有相當少數的粒子能夠漂移至編號 4 的潛在棲地-洲子灣海水浴場外海，雖然在此次模擬結果中未能靠岸著生，但已相當接近，若釋放時間及數量不同可能有不同的水動力及不同的漂移軌跡，因此由沙崙海水浴場釋放的水筆仔胎生苗也有機會能夠抵達洲子灣海水浴場，並著生形成新棲地，如圖 4.3-17 所示。(6) 編號 6 的潛在棲地-八里北堤沙灘，由於其位處於淡水河河口，屬於波浪、潮汐及河道水流的交會處，此處水動力複雜，導致水筆仔胎生苗不容易向外擴張，擴張主要侷限於原棲地附近，如圖 4.3-12 所示；(7) 編號 7 的潛在棲地-寶斗厝沙灘及(8) 編號 8 的潛在棲地-林口頂寮沙灘，雖然這兩處海域開闊，但兩側有臺北港、林口發電廠排水口及桃園竹圍漁港等大型的水上結構物，導致流場產生擾動，形成複雜的水動力，因此，由此處釋放的水筆仔胎生苗難以向外擴張，棲地擴張主要侷限於原棲地附近，如圖

4.3-12 所示。

根據墊腳石法 SSA 的第二步的模擬結果，僅有由編號 3、4、5 的潛在棲地釋放的水筆仔胎生苗有較大機會抵達鄰近的潛在棲地或小規模沙岸，且範圍主要集中於淡水河河口東側，這些潛在棲地及小規模沙岸會因為水動力而形成紅樹林棲地的關聯性，但整體擴張範圍有限。由其他潛在棲地釋放的水筆仔胎生苗則幾乎無法漂移至適合的地點著生，故應用墊腳石法 SSA 的紅樹林擴張策略也停止於第二步，此研究結果為瞭解海岸帶紅樹林的擴張機制及制定管理方法提供了依據。

對於臺灣北部海岸帶八個潛在棲地的路徑長及位移距離分析，分析結果如表 4.3-6、圖 4.3-10 及圖 4.3-11 所示，由分析結果可發現，路徑長通常大於位移距離，且兩者的最大值及平均值差值非常明顯，編號二的潛在棲地白沙灣路徑長平均值為 29746.4 m，而位移距離平均值僅為 3144.6 m，顯示出水筆仔胎生苗常於原地來回漂移，僅有少數能夠有效向外漂移擴張，且由第 75 百分位統計值及最大值數據可發現，大部分的水筆仔胎生苗僅能夠做短距離 SDD 擴散，位移距離最大僅約 500 公尺，但若能夠脫離近岸局部水動力限制，其整體移動距離將顯著增加，最大位移距離可達 21.5 公里。

與前述之點源釋放相同，分別分析由各個潛在棲地面源釋放後能夠抵達潛在棲地的水筆仔胎生苗數量比例以及進入潛在棲地的次數比例。由抵達數量比例分析可以發現，超過 99% 的水筆仔胎生苗都傾向於原棲地附近著生，僅有小於 1% 的水筆仔胎生苗有機會向外漂移，而其中又僅有從編號 4 的洲子灣海水浴場釋放的水筆仔胎生苗有 0.16% 能夠抵達編號 5 的沙崙海水浴場，分析結果如表 4.3-7、表 4.3-8、表 4.3-9、表 4.3-10、表 4.3-11、表 4.3-12、表 4.3-13 及表 4.3-14 所示；而由進入次數分析亦可得出相同結論，由各個潛在棲地釋放的水筆仔胎生苗之進入次數，幾乎皆為 100% 於原棲地，不會進入其他潛在棲地，僅有從編號 4 的洲子灣海水浴場釋放的水筆仔胎生苗有 0.08% 的可能性進入編號 5 的沙崙海水浴場，分析結果如表 4.3-15、表 4.3-16、表 4.3-17、表 4.3-18、表 4.3-19、表 4.3-20、表 4.3-21 及表 4.3-22 所示。

表 4.3-6、海岸帶潛在棲地面源釋放之路徑長及位移距離分析表

釋放位置	分析項目	最小值 (m)	第 25 百 分位(m)	第 50 百 分位(m)	第 75 百 分位(m)	最大值 (m)
老梅沙灘	路徑長	0	0	0	127	2421
	位移距離	0	0	0	36	675
白沙灣海水 浴場	路徑長	0	0	0	67	312521
	位移距離	0	0	0	0	9806
淺水灣沙灘	路徑長	0	0	0	50	47374
	位移距離	0	0	0	0	4118
洲子灣海水 浴場	路徑長	0	1017	2007	3385	69894
	位移距離	0	0	88	505	4557
沙崙海水 浴場	路徑長	0	0	9	53	24974
	位移距離	0	0	0	20	3751
八里北堤 沙灘	路徑長	0	5	50	335	9744
	位移距離	0	0	0	50	1373
寶斗厝沙灘	路徑長	0	0	0	0	233735
	位移距離	0	0	0	0	4197
林口頂寮 沙灘	路徑長	0	55	336	1256	112990
	位移距離	0	0	0	8	21540

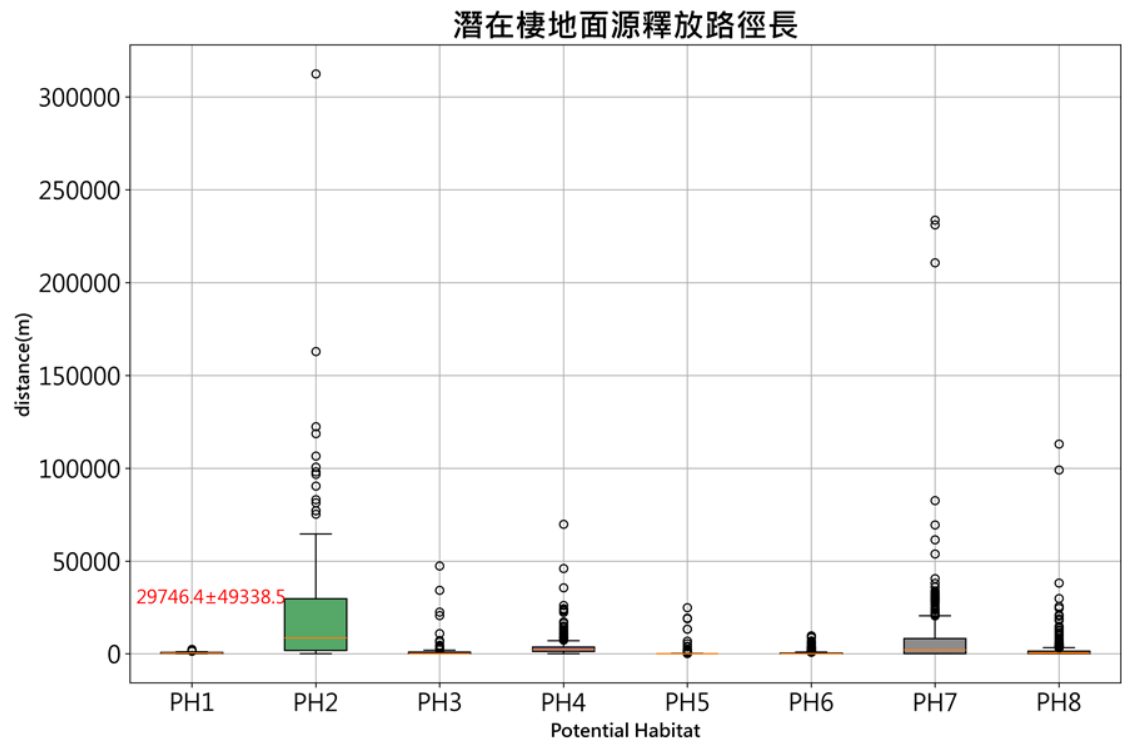


圖 4.3-10、海岸帶潛在棲地面源釋放路徑長盒鬚圖

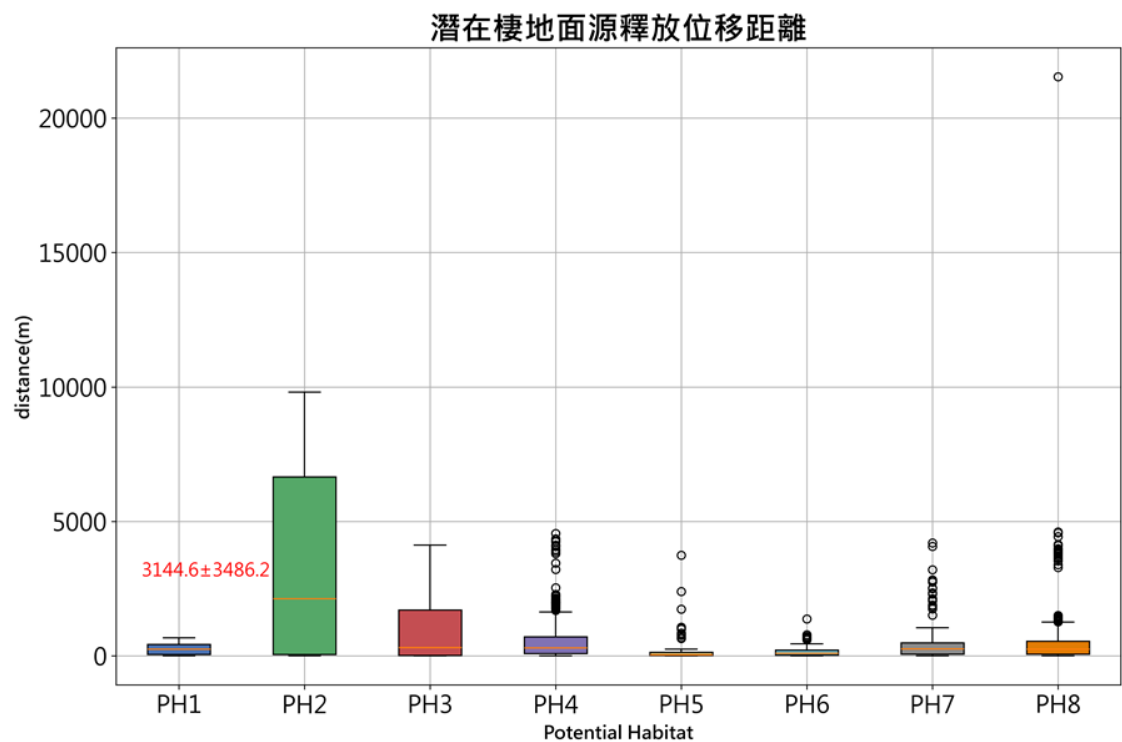


圖 4.3-11、海岸帶潛在棲地面源釋放位移距離盒鬚圖

表 4.3-7、老梅沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
<u>老梅沙灘</u>	99.81
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.19

表 4.3-8、白沙灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
<u>白沙灣海水浴場</u>	99.63
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.37

表 4.3-9、淺水灣沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
<u>淺水灣沙灘</u>	100.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.00

表 4.3-10、洲子灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
<u>洲子灣海水浴場</u>	99.34
沙崙海水浴場	0.16
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.49

表 4.3-11、沙崙海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
<u>沙崙海水浴場</u>	99.54
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.46

表 4.3-12、八里北堤沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
<u>八里北堤沙灘</u>	99.91
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.09

表 4.3-13、寶斗厝沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
<u>寶斗厝沙灘</u>	99.37
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.63

表 4.3-14、林口頂寮沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
<u>林口頂寮沙灘</u>	99.68
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	0.32

表 4.3-15、老梅沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例



潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
<u>老梅沙灘</u>	100.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-16、白沙灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
<u>白沙灣海水浴場</u>	100.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-17、淺水灣沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例



潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
<u>淺水灣沙灘</u>	100.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-18、洲子灣海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
<u>洲子灣海水浴場</u>	99.92
沙崙海水浴場	0.08
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-19、沙崙海水浴場面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
<u>沙崙海水浴場</u>	100.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-20、八里北堤沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
<u>八里北堤沙灘</u>	100.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-21、寶斗厝沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
<u>寶斗厝沙灘</u>	100.00
林口頂寮沙灘	0.00

表 4.3-22、林口頂寮沙灘面源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	0.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
<u>林口頂寮沙灘</u>	100.00

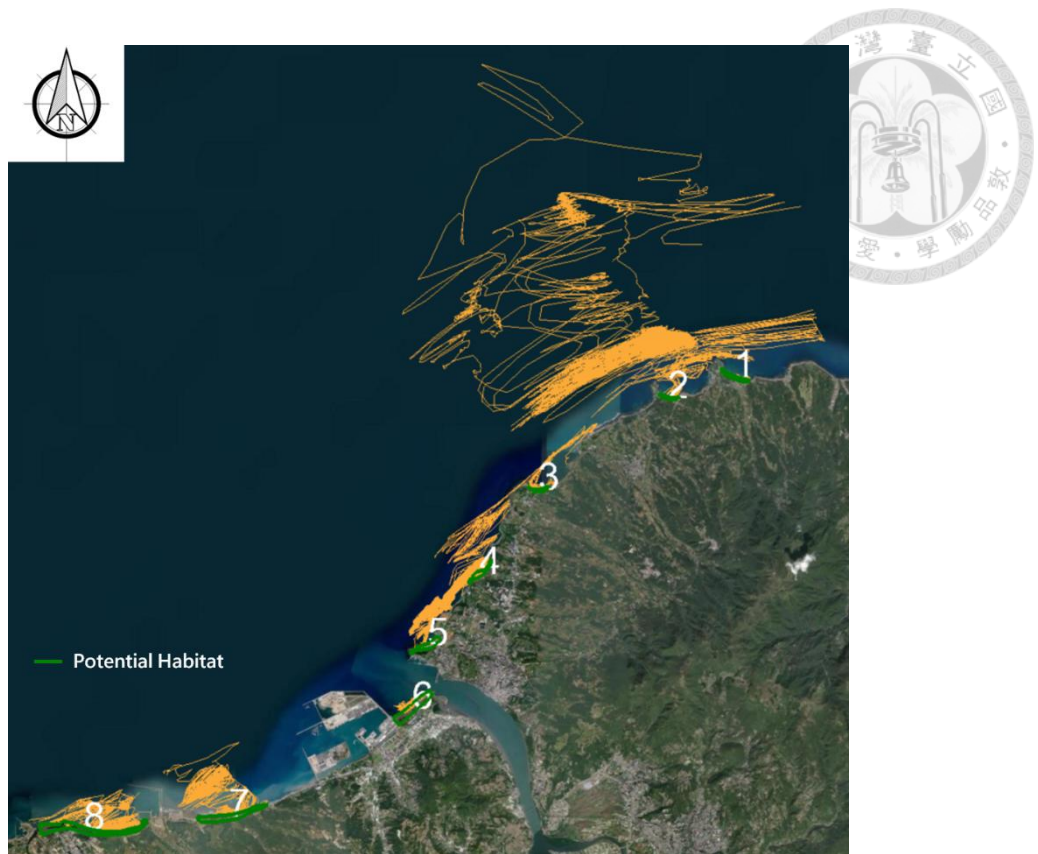


圖 4.3-12、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖

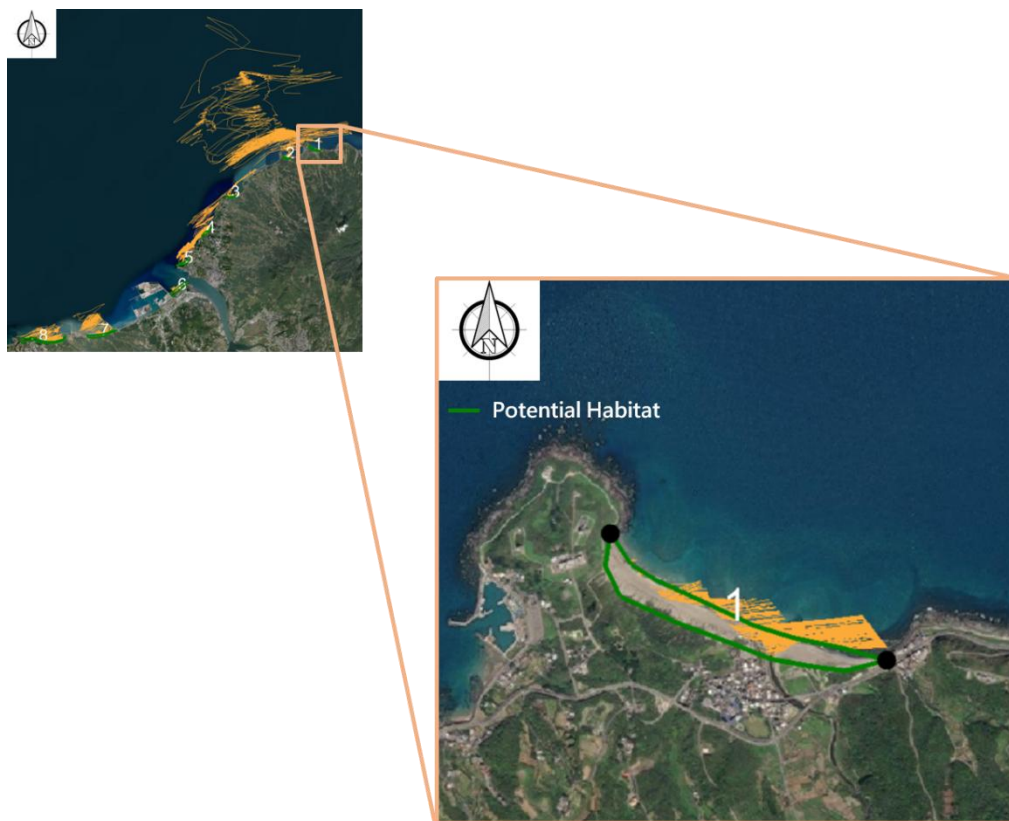


圖 4.3-13、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(老梅沙灘)

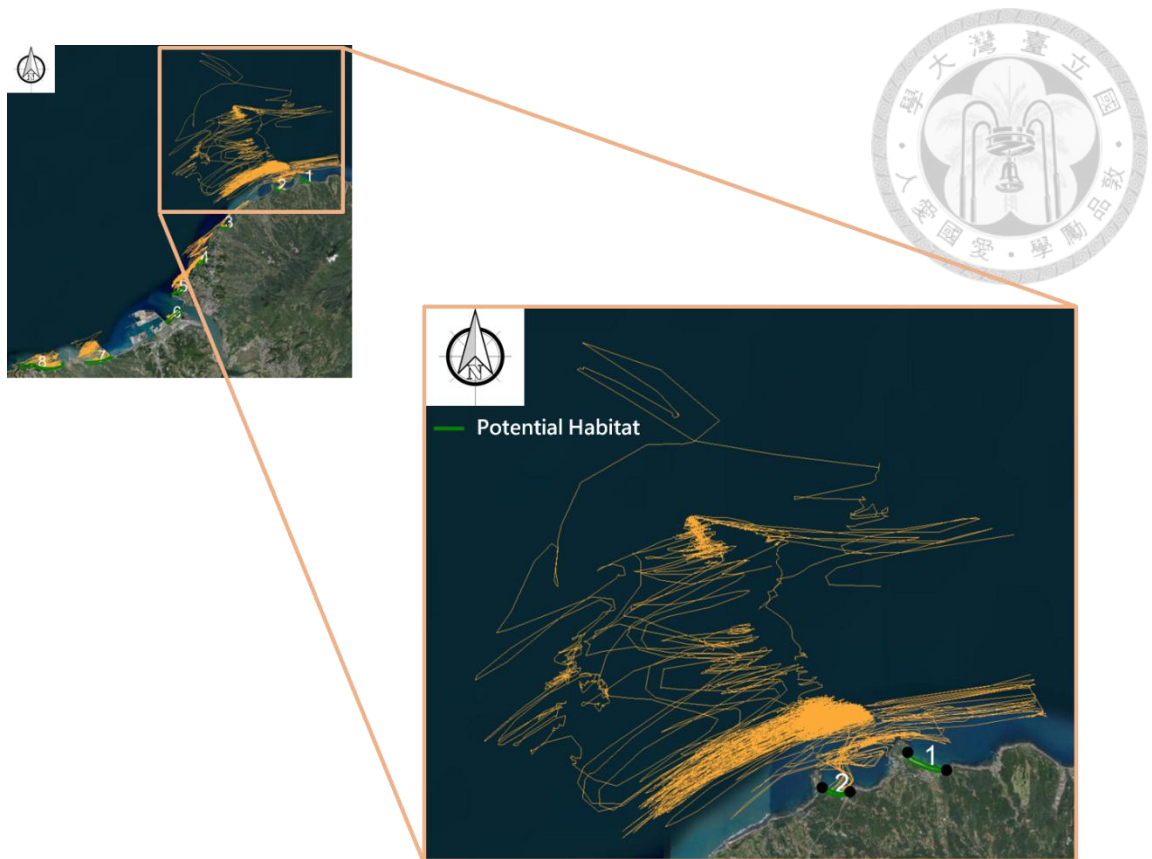


圖 4.3-14、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(白沙灣海水浴場)

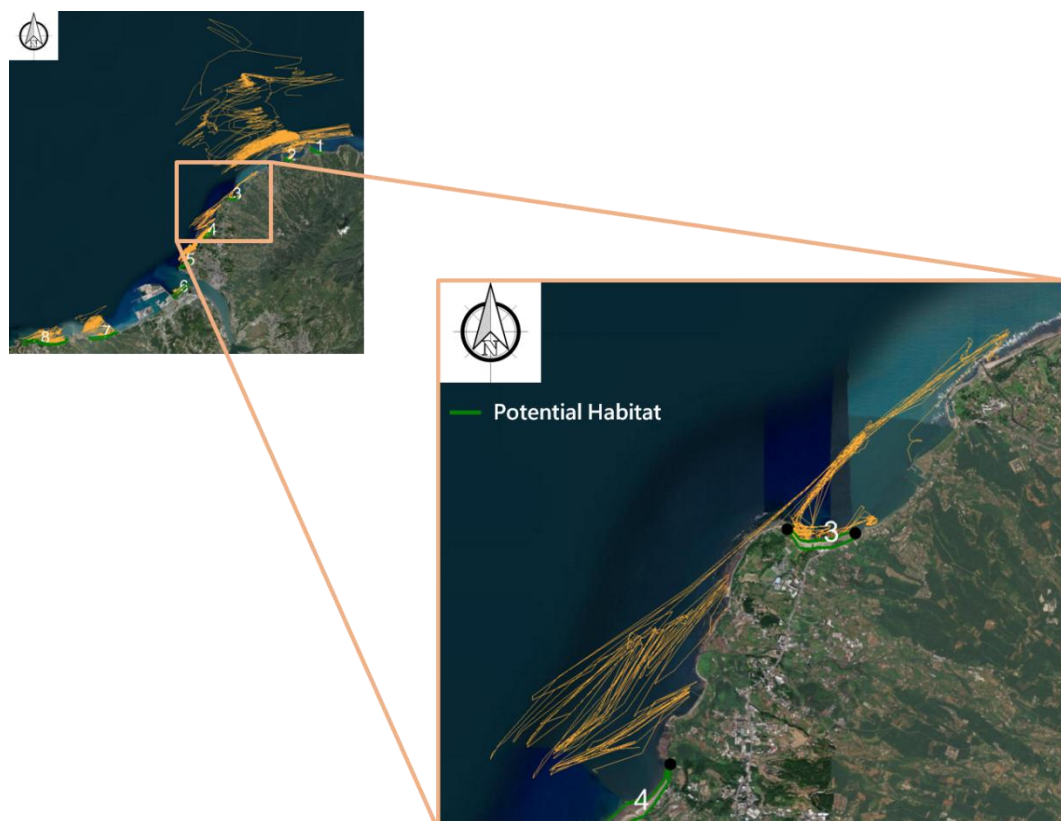


圖 4.3-15、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(淺水灣沙灘)

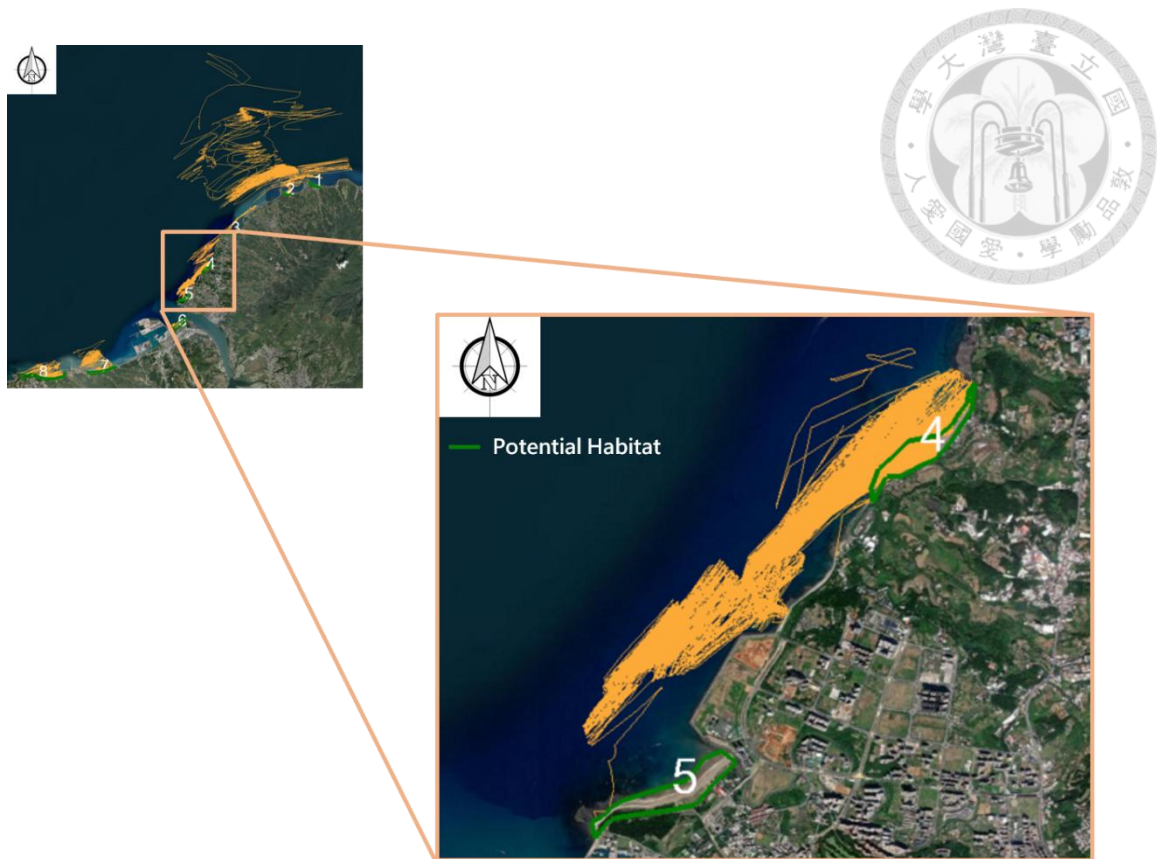


圖 4.3-16、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(洲子灣海水浴場)



圖 4.3-17、海岸帶潛在棲地面源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖(沙崙海水浴場)

前述海岸帶的點源及面源釋放模擬目前尚無紅樹林著生，而距離研究區域最近的海岸帶紅樹林成林區為許厝港溼地，可惜因地形取得不易及計算資源考量等原因不在本研究的研究範圍內，但考量許厝港溼地距離研究範圍西側邊界距離不遠（僅約 7.5 km），因此，本研究另外在模式的西側邊界進行點源釋放，以此模擬由許厝港溼地釋放並漂移至研究範圍內的水筆仔胎生苗，並觀察於研究範圍內的漂移及擴張情形，其漂移軌跡如圖 4.3-19 所示。

觀察發現由西側邊界點源釋放水筆仔胎生苗和由臺北港北側點源釋放不同之處在於沿岸流沒有受到臺北港、林口火力發電廠及桃園竹圍漁港等大型結構物影響，沿岸流於淡水河河口西側依然保持強勁，使得水筆仔胎生苗傾向橫向的漂移，難以向岸邊靠近，降低了抵達淡水河河口西側潛在棲地的可能性。釋放的 200 顆水筆仔胎生苗中僅有 4.5% 能夠抵達編號 4 的洲子灣海水浴場，並且受到水流影響進入潛在棲地次數達到 71 次，剩餘 95.5% 的水筆仔胎生苗未能抵達任何潛在棲地，抵達數量分析結果如表 4.3-24 所示。

另外，由西側邊界點源釋放水筆仔胎生苗之路徑長和位移距離分析表及盒鬚圖如表表 4.3-23 及圖 4.3-18 所示，可以發現路徑長最大值約可達到 260 km，但位移距離最大值僅約 39 km，且路徑長平均值約為 106 km，而位移距離平均值僅為 21 km，此與先前模擬結果類似，可見水筆仔胎生苗易受潮汐驅動之沿岸流影響，而有不斷地來回漂移的運動行為，故實際能夠漂移擴張的距離較低；其中，100% 的水筆仔胎生苗位移距離可以超過 10 km、60% 可以超過 20 km、7% 可以超過 30 km，整體位移距離非常遠，能夠實現長距離擴張。

綜觀本研究所有釋放方案，推測影響水筆仔胎生苗位移距離最大的因素為釋放位置，由臺北港北側點源釋放水筆仔胎生苗，由於是已經向外海延伸距離陸地約 3.2 km，使水筆仔胎生苗能夠直接受到較強烈的沿岸流影響，進而使得其位移距離較長，平均值為 7.9 km，最大值約為 28 km；而由西側邊界點源釋放的水筆仔胎生苗，由於是從更為開闊的區域釋放，受到人工結構物及地形的影響更小，其漂移軌跡範圍可由研究範圍西側至東側，位移距離較長，平均值為 21 km，最大值約為 39 km，說明了若期望達成水筆仔胎生苗的長距離擴張 LDD，由開闊區域釋放並遠離

大型結構物是重要的因素。

表 4.3-23、西側邊界點源釋放之路徑長及位移距離分析表

釋放位置	分析項目	最小值 (m)	第 25 百 分位(m)	第 50 百 分位(m)	第 75 百 分位(m)	最大值 (m)
西側邊界	路徑長	35700	78372	98107	120083	265805
	位移距離	16587	17592	21456	22297	39394

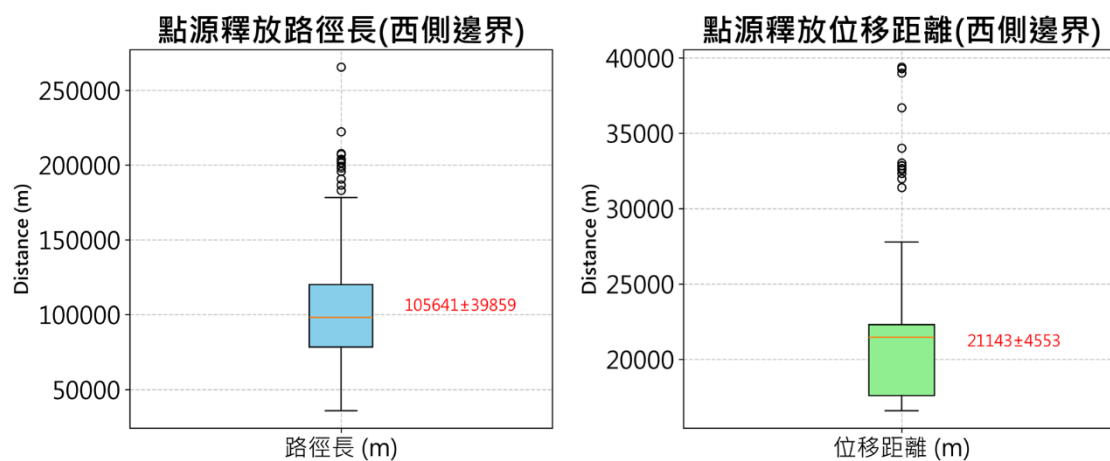


圖 4.3-18、西側邊界點源釋放之路徑長及位移距離盒鬚圖

表 4.3-24、西側邊界點源釋放之水筆仔胎生苗抵達潛在棲地數量比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗抵達數量比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	4.50
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00
未抵達任何潛在 棲地之顆粒	95.50

表 4.3-25、西側邊界點源釋放之水筆仔胎生苗進入潛在棲地次數比例

潛在棲地	水筆仔胎生苗進入次數比例(%)
老梅沙灘	0.00
白沙灣海水浴場	0.00
淺水灣沙灘	0.00
洲子灣海水浴場	100.00
沙崙海水浴場	0.00
八里北堤沙灘	0.00
寶斗厝沙灘	0.00
林口頂寮沙灘	0.00

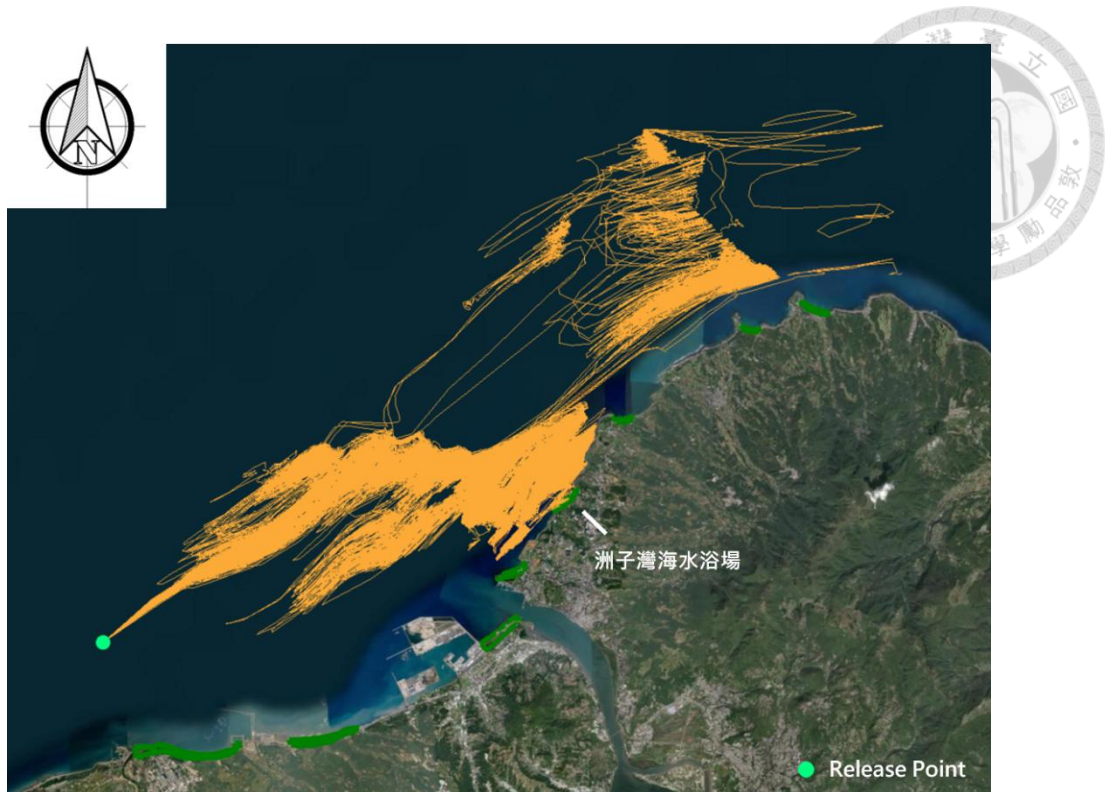


圖 4.3-19、西側邊界點源釋放水筆仔胎生苗漂移軌跡圖

4.4 HSI 棲地適合度指標

4.4.1 IF 浸淹頻率分析結果

本研究基於 Shih (2020)提出的水筆仔棲地適合度指標經驗公式進行修改，評估在各個海岸帶潛在棲地中適合水筆仔紅樹林棲地建立的位置，HSI 棲地適合度指標是以 IF 浸淹頻率作為計算依據。本研究以 SRH-Coast 水理模式建立時之三角網格作為潛在棲地分析單元，在每一個網格中心設置一個觀察點，取得該位置的連續時間序列之水深資料，進而計算該位置的 IF 浸淹頻率。

八個海岸帶潛在棲地各個區域的 IF 浸淹頻率計算結果如圖 4.4-1 所示，圖 a 至 h 分別代表老梅沙灘、白沙灣海水浴場、淺水灣沙灘、洲子灣海水浴場、沙崙海水浴場、八里北堤沙灘、寶斗厝沙灘及林口頂寮沙灘。(1) a 圖所示的老梅沙灘，浸淹頻率範圍介於 0 至 0.1 及 0.3 至 0.9，向陸側及棲地中央浸淹頻率多介於 0 至 0.1，僅有棲地中央偏東的向陸側浸淹頻率為 0.668，而向海側的浸淹頻率多介於 0.3 至 0.5 之間，最大值為 0.842，位於棲地中央偏東的向海側。(2) b 圖所示的白沙灣海



水浴場，浸淹頻率範圍介於 0 至 0.5 及 0.9 至 1 之間，向陸側及棲地兩側浸淹頻率為 0，代表在模擬期間內水體無法淹及這些區域，最大值為 1，位於棲地中央及中央偏東的向陸側。(3) c 圖所示的淺水灣沙灘，整體浸淹頻率較低，範圍介於 0 至 0.5 之間，向陸側的浸淹頻率多為 0，代表在模擬期間內水體無法淹及這些區域，最大值為 0.419 及 0.407，分別位於西側及中央偏西的向海側。(4) d 圖所示的洲子灣海水浴場，浸淹頻率範圍分布較廣，各個頻率區間都有，中央偏東的向陸側浸淹頻率最低，介於 0 至 0.1 之間，中央至東側的向海側浸淹頻率較高，介於 0.6 至 0.7 之間，而整個中央至西側棲地的浸淹頻率最高，浸淹頻率值多為 1，代表在模擬期間內水體完全浸淹這些區域。(5) e 圖所示的沙崙海水浴場，浸淹頻率範圍介於 0 至 0.6 及 0.8 至 1 之間，向陸側的浸淹頻率為 0，代表在模擬期間內水體無法淹及這些區域，而最大值為 1，分布範圍較廣，位於棲地中央偏西的向海側及棲地兩側。(6) f 圖所示的八里北堤沙灘，浸淹頻率範圍介於 0 至 0.6、0.7 至 0.8 及 0.9 至 1 之間，雖然此處的潛在棲地範圍深度最深，但由於此處位於淡水河河口，水動力型態較為複雜，水體動量及能量易在此處消散，難以上溯八里北堤沙灘向陸側，因此大部分的棲地向陸側浸淹頻率較低介於 0 至 0.1 之間，而向海側的浸淹頻率區間較廣，其中以棲地中央向海側的 0.553 及東側的 0.761 及 0.987 為最大，其餘向海側區域浸淹頻率皆介於 0.1 至 0.5 之間。(7) g 圖所示的寶斗厝沙灘，整體浸淹頻率較低，範圍介於 0 至 0.3 之間，向陸側的浸淹頻率為 0，代表在模擬期間內水體無法淹及這些區域，最大值為 0.259 及 0.258，分別位於中央偏東及中央偏西的向海側。(8) h 圖所示的林口頂寮沙灘，東西側範圍較廣，浸淹頻率範圍區間較廣，介於 0 至 1 之間，代表潛在棲地內各個區域的水動力表現都有所不同，棲地中央偏西一帶浸淹頻率為 0，代表在模擬期間內水體無法淹及這些區域，棲地中央偏東的向陸側浸淹頻率介於 0.4 至 1 之間，棲地東側的浸淹頻率表現較為複雜，東側向陸側的浸淹頻率最高，介於 0.7 至 1 之間，東側向海側的浸淹頻率次之，多介於 0.5 至 0.8 之間，最大浸淹頻率可達 1，而東側的中央地帶浸淹頻率最低，浸淹頻率介於 0.1 至 0.4 之間。

根據八個潛在棲地的浸淹頻率 IF 分析，可以得知各個潛在棲地內不同區域的水動力表現不同，因此在空間上浸淹頻率的分布有著顯著差異，整體而言，大多數

的潛在棲地向陸側浸淹頻率較低，多介於 0 至 0.1 之間。位於開闊海域的洲子灣海水浴場，大部分區域的浸淹頻率偏高；而老梅沙灘、白沙灣海水浴場及淺水灣沙灘位於岬角東側，由於其地形因素及沿岸流流向，導致這些區域整體浸淹頻率不高，僅有局部浸淹頻率區域較高；而沙崙海水浴場、寶斗厝沙灘及林口頂寮沙灘則是受到大型結構物的影響，導致浸淹頻率的分布較為複雜，相同浸淹頻率的分布可能很廣；而八里北堤沙灘則是受到河口區域水動力交互作用的影響，能量消散多，導致水體僅能漫淹移動至向海側一帶。



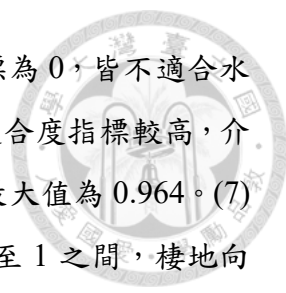
圖 4.4-1、海岸帶潛在棲地 IF 浸淹頻率圖



4.4.2 SI 適合度指標分析結果

在不同的區域的水筆仔紅樹林，因為水體鹽度條件的不同，其適合生長的浸淹頻率 IF 也會有所不同，並非浸淹頻率越高就越適合水筆仔生長。適合度指標 SI 為 0 至 1 之間的指標，1 代表該區域最適合水筆仔生長，0 則代表該區域的浸淹頻率過高，最不适合水筆仔生長。本研究根據 4.4.1 節的浸淹頻率分析結果，進一步計算出海岸帶潛在棲地各個區域的水筆仔適合度指標 SI，並評估適合水筆仔紅樹林建立的區域。優先選擇適合度指標 SI 較高的區域進行復育，成功建立棲地後再由其自行於棲地內擴散，這樣的復育策略將提高成功的機率。

八個海岸帶潛在棲地各個區域的 SI 適合度指標計算結果如圖 4.4-2 所示，圖 a 至 h 分別代表老梅沙灘、白沙灣海水浴場、淺水灣沙灘、洲子灣海水浴場、沙崙海水浴場、八里北堤沙灘、寶斗厝沙灘及林口頂寮沙灘。(1) a 圖所示的老梅沙灘，適合度指標範圍介於 0 至 0.4 之間，大部分區域的適合度指標偏低，介於 0 至 0.2 之間，不适合水筆仔生長，僅有棲地西側向海側的適合度指標較高，介於 0.2 至 0.4 之間，最大值為 0.357。(2) b 圖所示的白沙灣海水浴場，適合度指標範圍介於 0 至 0.5 之間，大部分區域的適合度指標偏低，介於 0 至 0.2 之間，不适合水筆仔生長，僅有棲地中央及東側的向海側的適合度指標介於 0.2 至 0.3 之間，以及棲地西側向海側的向海側的適合度指標為最高，介於 0.3 至 0.5 之間，最大值為 0.447。(3) c 圖所示的淺水灣沙灘，適合度指標範圍介於 0 至 0.4 及 0.6 至 1 之間，其中，棲地中央至東側向海側的適合度指標介於 0.6 至 1 之間，最為適合水筆仔生長，最大值為 0.951。(4) d 圖所示的洲子灣海水浴場，適合度指標範圍介於 0 至 0.7 之間，大部分區域的適合度指標偏低，棲地中央至東側向海側及整個棲地西側的浸淹頻率過高，適合度指標皆為 0，棲地中央至東側向陸側的適合度指標介於 0.1 至 0.3 之間，不适合水筆仔生長，僅有棲地中央局部區域的適合度指標介於 0.5 至 0.6 之間，較適合水筆仔生長，最大值為 0.651。(5) e 圖所示的沙崙海水浴場，適合度指標範圍介於 0 至 0.4、0.7 至 0.8 及 0.9 至 1 之間，大部分區域的適合度指標偏低，介於 0 至 0.2 之間，僅有棲地中央偏西及中央偏東的向海側的適合度指標較高，最大值分別為 0.735 及 1，適合水筆仔生長。(6) f 圖所示的八里北堤沙灘，適合度範圍介於 0 至 0.3 及 0.4 至 1 之間，棲地向陸側大部分區域的浸淹頻率為 0，適合度指標為



0.186，以及棲地中央至東側向海側的浸淹頻率過高，適合度指標為 0，皆不適合水筆仔生長，棲地西側向海側及棲地中央至東側稍偏內陸的區域適合度指標較高，介於 0.7 至 1 之間，適合水筆仔生長，西側最大值為 0.986，東側最大值為 0.964。(7) g 圖所示的寶斗厝沙灘，適合度指標範圍介於 0.1 至 0.2 及 0.5 至 1 之間，棲地向陸側及兩側的浸淹頻率為 0，適合度指標為 0.186，大部分棲地向海側的適合度指標較高，介於 0.5 至 1 之間，適合水筆仔生長，最大值為 1，發生在棲地中央、中央偏西側及中央偏東側的向海側。(8) h 圖所示的林口頂寮沙灘，適合度指標範圍介於 0 至 1 之間，大部分區域的適合度指標偏低，介於 0 至 0.2 之間，不適合水筆仔生長，僅有兩側的局部區域適合度指標較高，介於 0.4 至 1 之間，適合水筆仔生長，西側最大值為 0.967，發生於棲地中央偏西側的向海側，東側最大值為 1，發生在棲地最東側的中央區域。

根據八個潛在棲地的適合度指標 SI 分析，可以得知各個潛在棲地在空間上適合度指標的分布有著顯著差異。老梅沙灘及白沙灣海水浴場的適合度指標偏低，所有區域都未超過 0.5，不適合水筆仔生長；淺水灣沙灘、洲子灣海水浴場、沙崙海水浴場及林口頂寮沙灘大部分區域的適合度指標偏低，僅有局部區域的適合度指標較高，洲子灣海水浴場的最大值可達 0.651，淺水灣沙灘的最大值可達 0.951，沙崙海水浴場及林口頂寮沙灘的最大值可達 1，代表這些潛在棲地的大部分區域不適合水筆仔生長，但仍有局部區域具備水筆仔生長的潛力；相對而言，八里北堤沙灘及寶斗厝沙灘雖有許多區域的適合度指標偏低，但仍有許多區域的適合度指標偏高，適合水筆仔生長的區域最多，為最具水筆仔生長潛力的潛在棲地。適合度指標 SI 分析之綜合數據整理如表 4.4-1 所示。

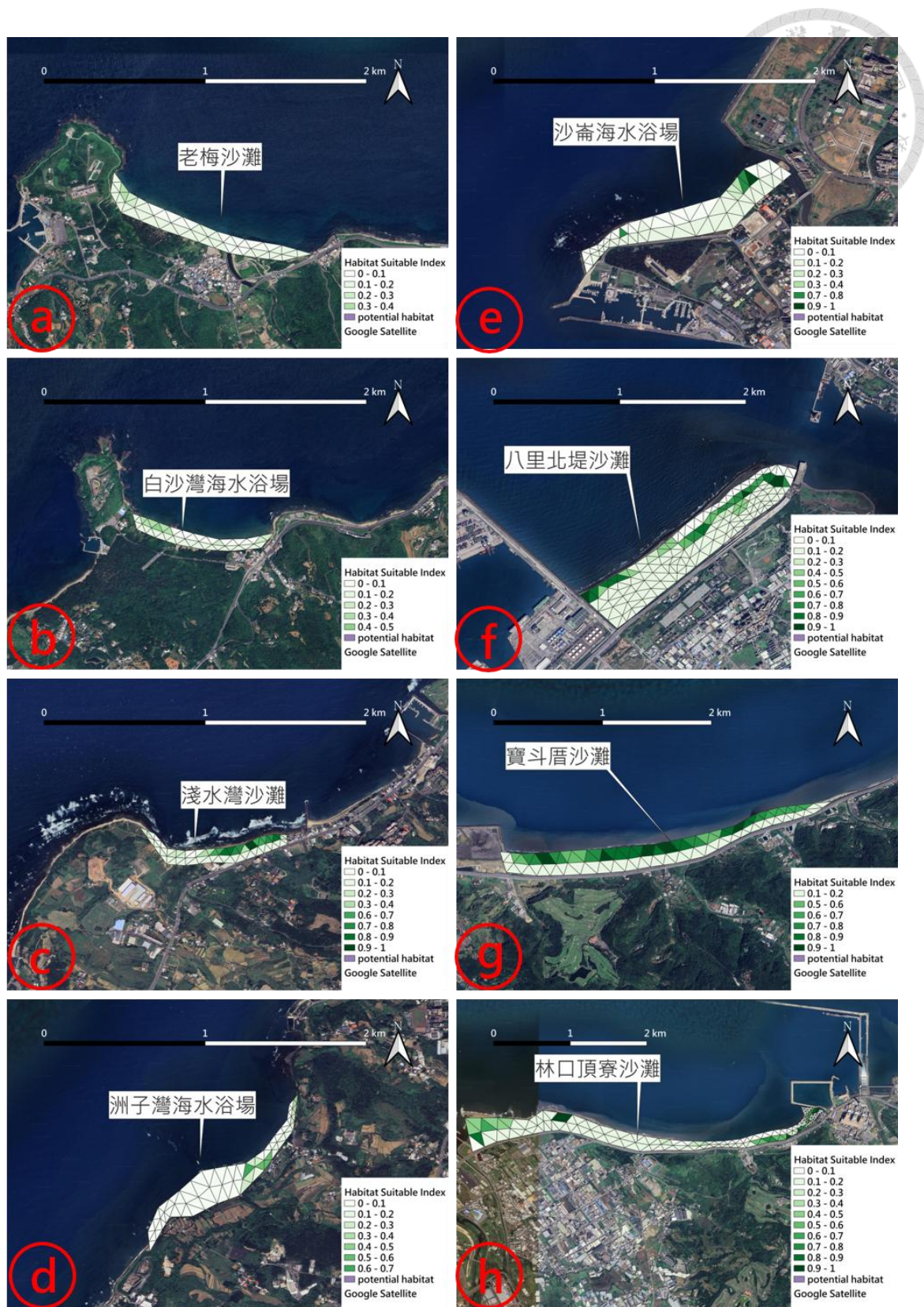


圖 4.4-2、海岸帶潛在棲地 SI 適合度指標圖

表 4.4-1、SI 適合度指標分析表

潛在棲地	主要 SI 範圍	最大 SI 值	適合度特性
老梅沙灘	0-0.4	0.357	全區偏低
白沙灣海水浴場	0-0.5	0.447	全區偏低
淺水灣沙灘	0-0.4, 0.6-1	0.951	局部區域高度適合
洲子灣海水浴場	0-0.7	0.651	局部區域中度適合
沙崙海水浴場	0-0.4, 0.7-0.8, 0.9-1	1	局部區域高度適合
八里北堤沙灘	0-0.3, 0.4-1	0.986	中高度適合面積大
寶斗厝沙灘	0.1-0.2, 0.5-1	1	高度適合面積大
林口頂寮沙灘	0-1	1	局部區域高度適合

第五章 颱洪情境模擬分析



5.1 颱洪事件水文條件

假設水筆仔在前述潛在棲地成功建立棲地，為檢驗紅樹林在極端情況下對於海岸防護的自然解方 NbS 效果，故本研究採用真實颱洪事件進行水深、流速及剪力模擬分析。由於河道地形及陸地的高程資料為 2022 年，所以選擇 2022 年左右且對北臺灣海岸帶造成影響的颱洪事件，經過挑選，剔除了年份相距較遠及有資料缺失的事件，最終選擇了 2019 年的利奇馬颱風作為模擬對象。利奇馬颱風在菲律賓東方海域生成後向西北方移動，2019 年 8 月 8 日形成強烈颱風，2019 年 8 月 9 日最接近臺灣，暴風圈掠過臺灣北部及東北部陸地，於 2019 年 8 月 10 日登陸中國大陸並減弱為中度颱風，颱風路徑圖如圖 5.1-1 所示，中央氣象署於 2019 年 8 月 17 日下午 5 點發布海上颱風警報，並於 2019 年 8 月 10 日上午 9 點解除海上颱風警報，本研究依據海上颱風警報期間往前增加 5 小時進行暖機模擬，避免因起始條件的設定所產生之誤差，並往後增加 5 小時觀察颱洪事件後的水理情形。

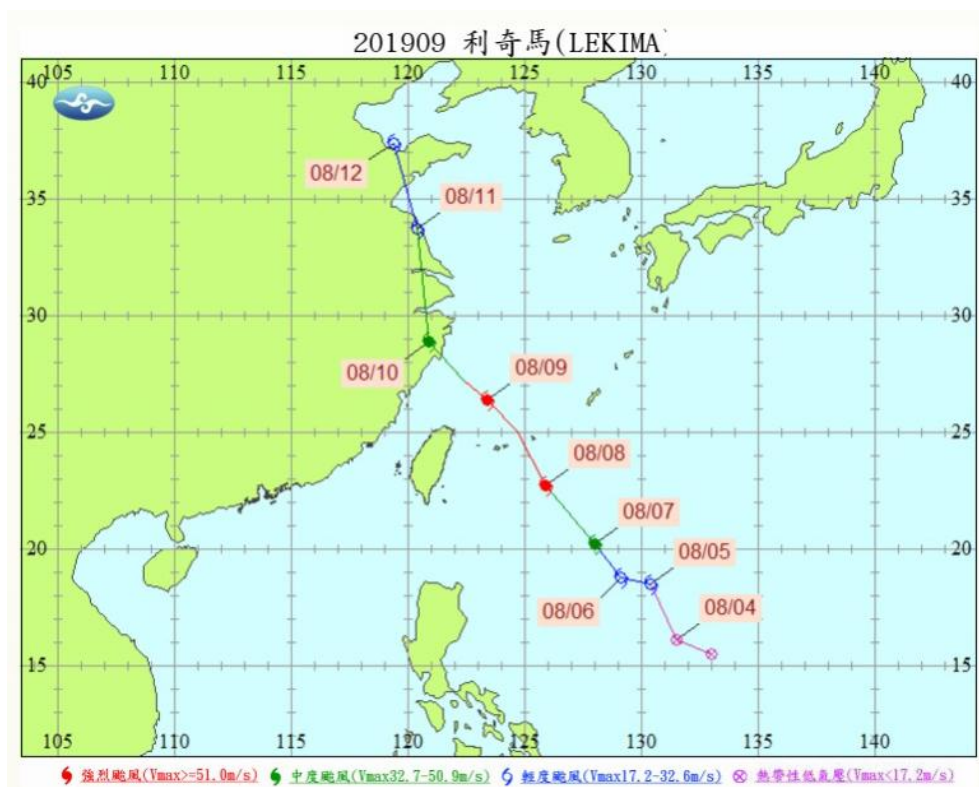


圖 5.1-1、利奇馬颱風路徑

水文資料的選擇、計算、估計及轉換皆如 4.1.2 節所說明，於本節不再重複說明。大漢溪、新店溪及基隆河的邊界入流量如圖 5.1-2 所示，大漢溪於 2019 年 8 月 9 日中午 12 點達到尖峰入流量 812.13cms，新店溪於 2019 年 8 月 9 日下午 3 點達到尖峰入流量 882.16cms，基隆河於 2019 年 8 月 9 日下午 4 點達到尖峰入流量 435.12cms。竹圍潮位站、麟山鼻潮位站及兩潮位站資料取平均的平均潮位，分別作為下游海岸帶西邊界、東邊界及北邊界的邊界條件，其潮位資料如圖 5.1-3 所示。

波浪及風場資料採用交通部中央氣象署於臺灣最北端富貴角外海設置的「富貴角」浮標資料，波浪的示性波高及尖峰頻率資料如圖 5.1-4 所示。最大示性波高及尖峰頻率分別可達 4.94m 及 0.2Hz，而最小示性波高及尖峰頻率分別為 0.89m 及 0.05Hz。轉換後的波向如圖 5.1-5 所示，波浪去向主要集中於 225 至 270 度之間，代表大部分波浪由北北東方向朝臺灣北部海岸傳播。風速資料如圖 5.1-6 所示，最大風速可達 16.8m/s，由蒲氏風級表分類為 7 級風，最小風速為 4.6m/s，由蒲氏風級表分類為 3 級風。轉換後的風向如圖 5.1-7 所示，波向主要集中於 22.5 至 45 度之間，180 至 247.5 度之間次之，風向會隨著颱風移動而改變，2019 年 8 月 9 日以前，暴風中心位於臺灣東部海域，風向多為東北風，而 2019 年 8 月 9 日以後，颱風距離臺灣最近後逐漸向西北方移動，風向開始逐漸轉變為西南風。

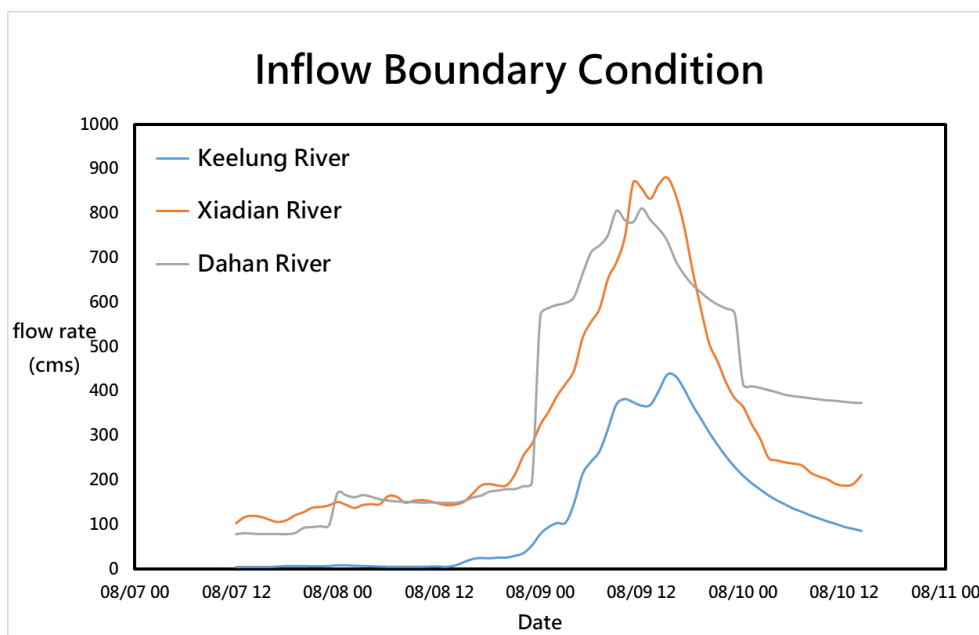


圖 5.1-2、2019 利奇馬颱風上游河道入流量

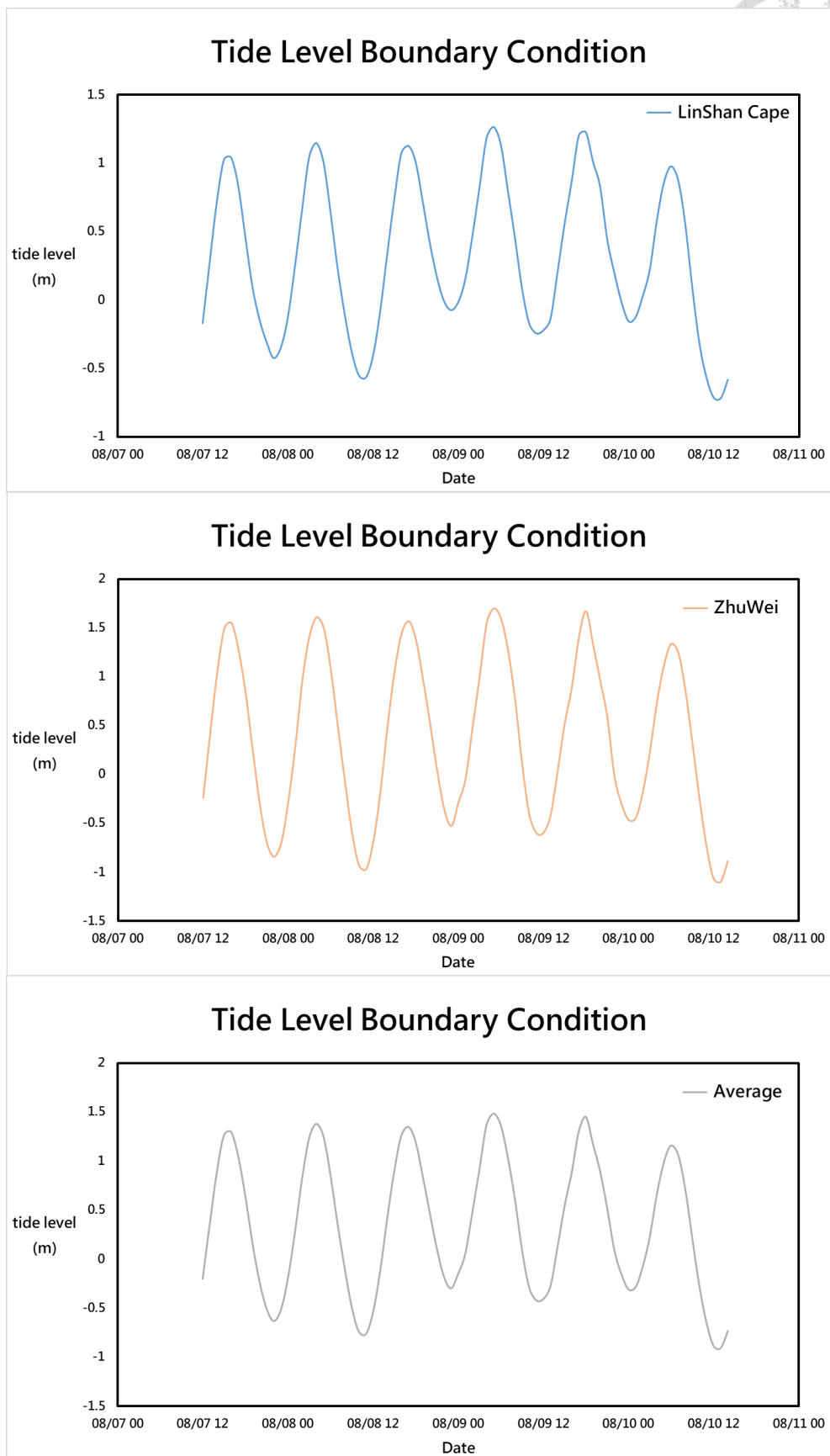


圖 5.1-3、2019 利奇馬颱風下游海岸潮位

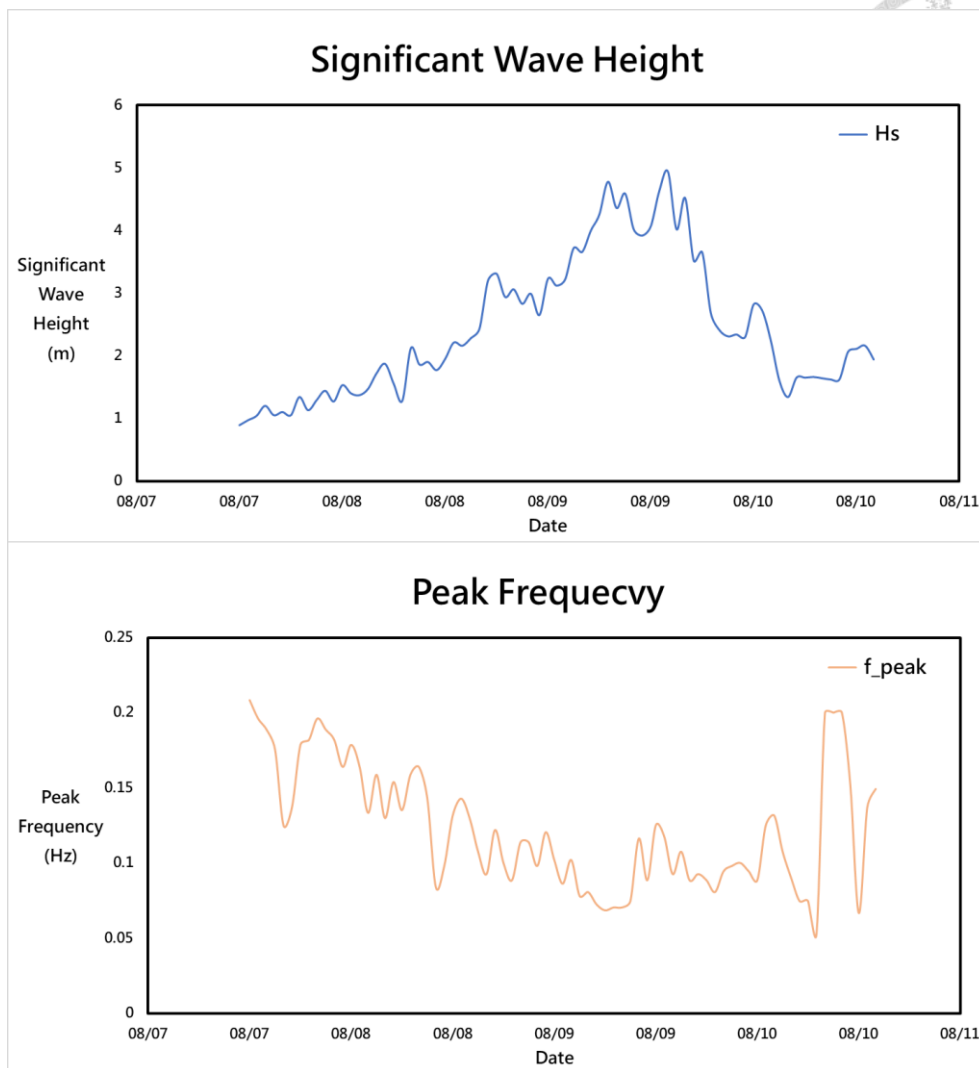


圖 5.1-4、2019 利奇馬颱風波浪資料

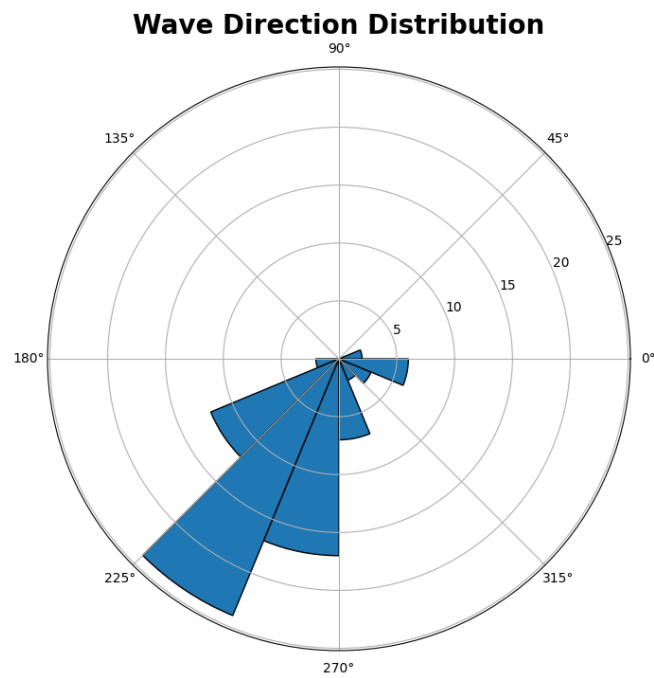


圖 5.1-5、2019 利奇馬颱風波向玫瑰圖

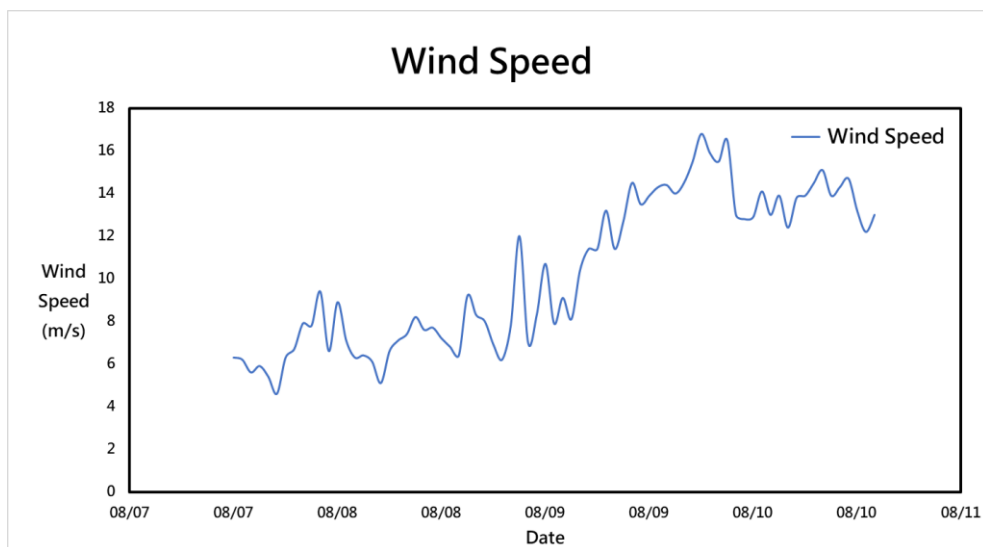


圖 5.1-6、2019 利奇馬颱風風速資料

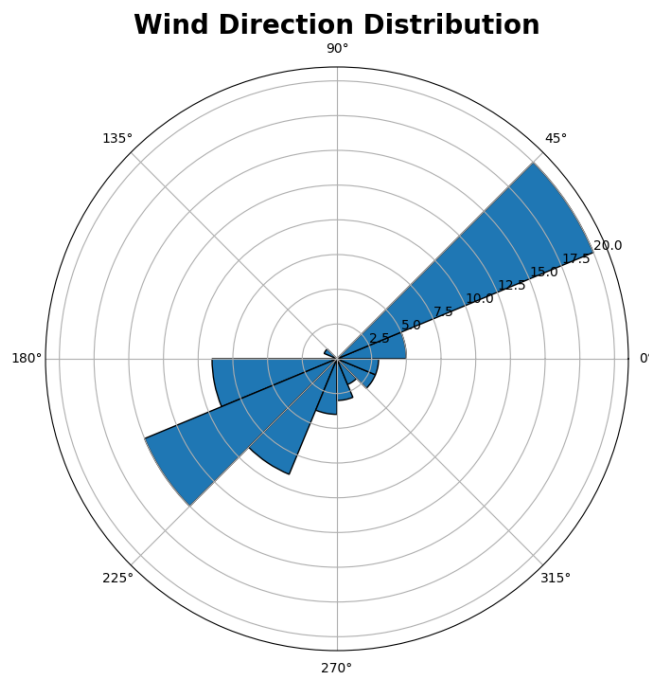


圖 5.1-7、2019 利奇馬颱風風向玫瑰圖

5.2 建立潛在棲地

由於 SRH-Coast 水理模式中尚未提供植生棲地的功能，因此，本研究在 SRH-Coast 水理模式中的海岸帶潛在棲地建立結構物（obstructions）代表紅樹林棲地。本研究將紅樹林在海岸帶潛在棲地中的分布分為三種情境：（1）第一種情境是以五種不同直徑的圓柱體結構物排列於向海側，模擬紅樹林僅生長於向海側，如圖 5.2-1 所示；（2）第二種情境是將第一種情境的圓柱體結構物直徑加大，模擬紅樹林稍向內陸延伸，如圖 5.2-2 所示；（3）第三種情境是以五種不同直徑的圓柱體結構物盡量覆蓋整個潛在棲地，模擬紅樹林在潛在棲地內全面生長，如圖 5.2-3 所示。此外，由於 SRH-Coast 水理模式對於結構物設置的限制，每一個網格內最多只能設置兩個結構物，因此在圖 5.2-1、圖 5.2-2 及圖 5.2-3 中仍可發現結構物間可間隙未能完全貼合的問題，但已是本研究經過不斷嘗試和調整後之最佳排列方式。建立了紅樹林的分布後，後續透過參數的設定，調整紅樹林覆蓋區域的覆蓋率，評估不同的紅樹林分布條件對於海岸防護效果的影響程度。



圖 5.2-1、情境一-向海側分布

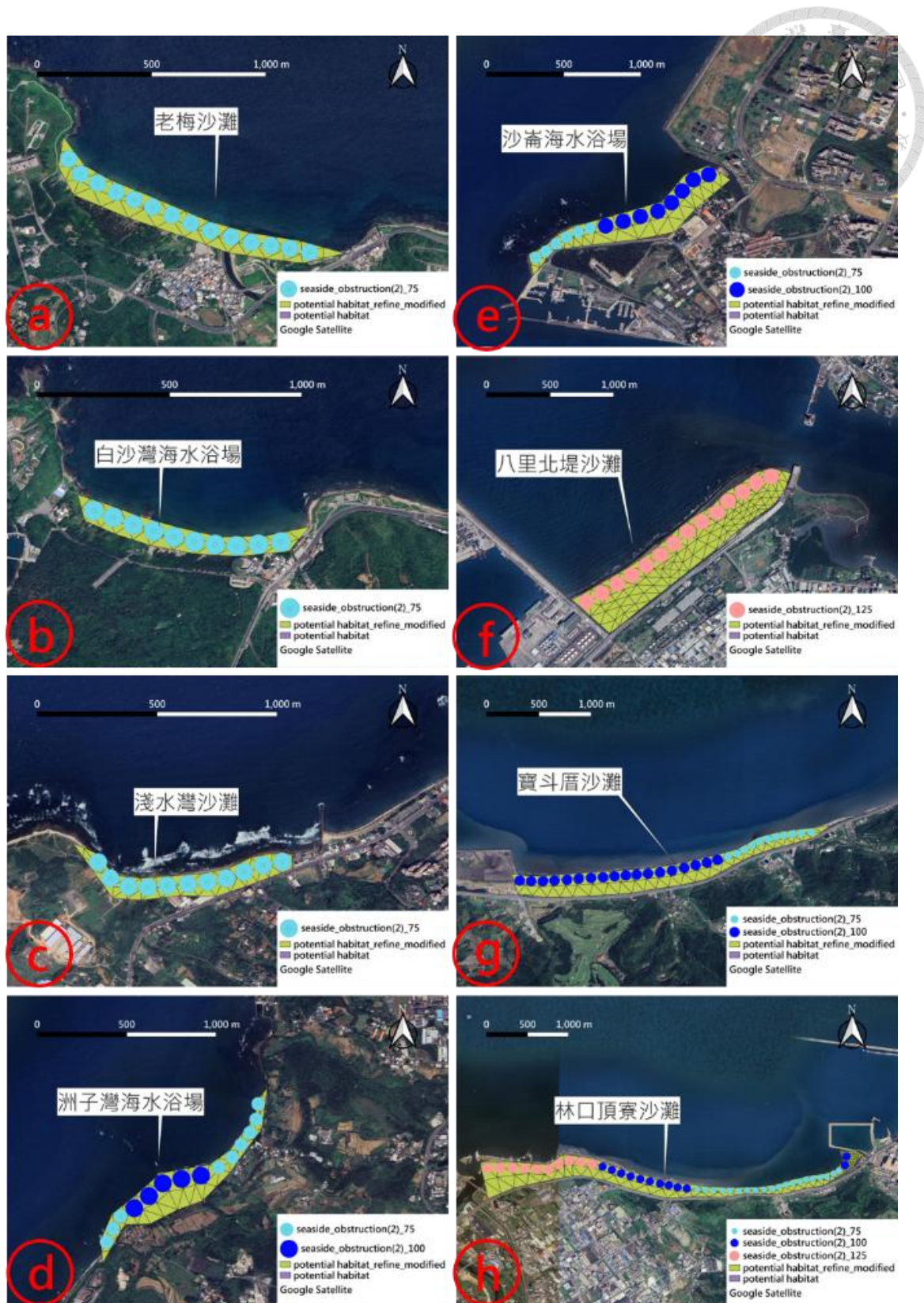


圖 5.2-2、情境二-稍向內陸延伸分布

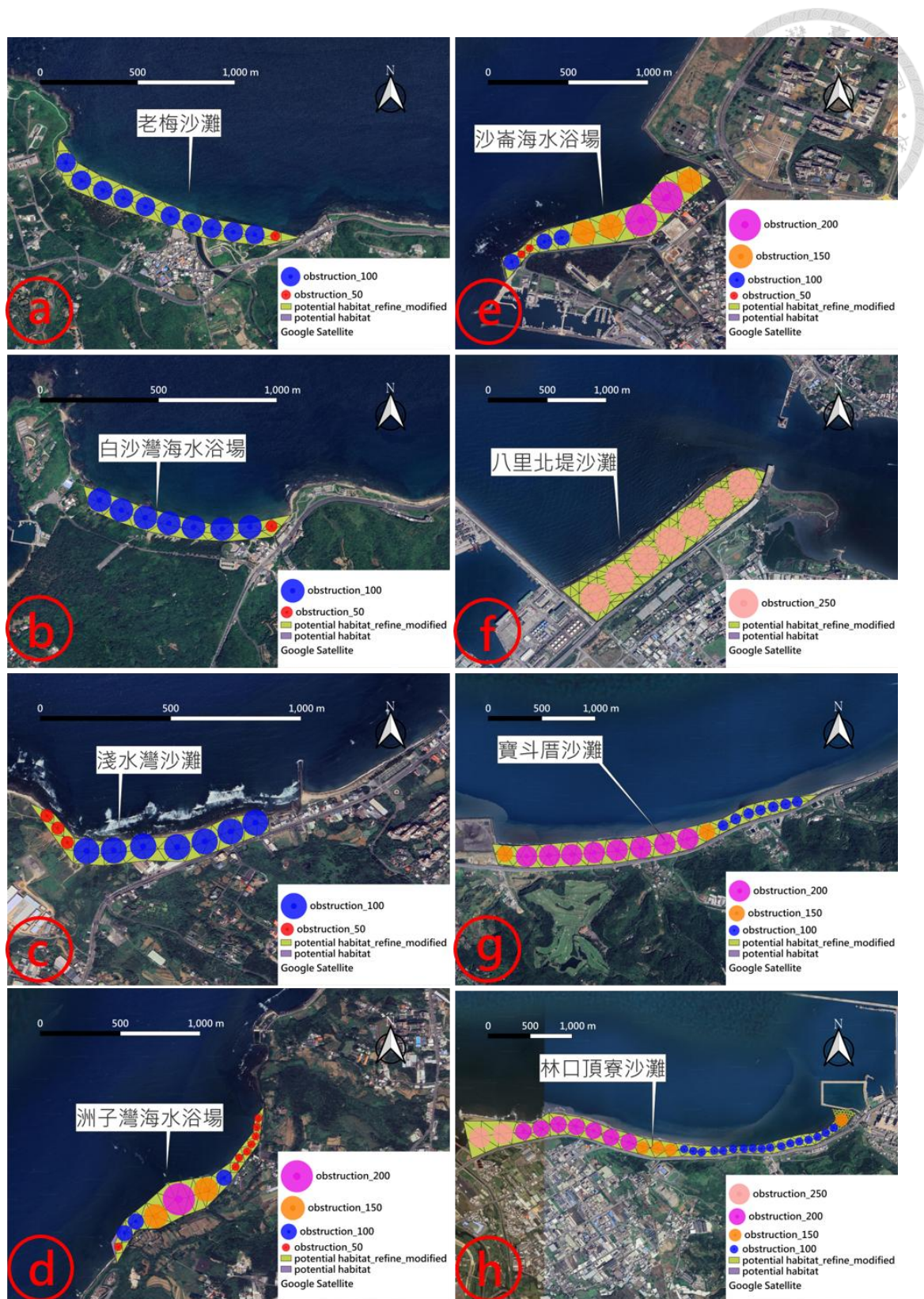


圖 5.2-3、情境三-潛在棲地全面分布

由於本研究採用圓柱形結構物作為紅樹林建立棲地，其阻力係數(C_d)之設定根據 SRH-Coast 水理模式報告之建議（表 5.2-1），以及王丰聖 (2023)在紅樹林濕地中進行的率定結果，將 C_d 設定為 1.3。另外，本研究採用 Shih (2020)對挖子尾紅樹林進行樹種調查的樹種特性，包括樹高 H 及胸徑 DBH (Diameter at Breast Height)，為了評估不同紅樹林覆蓋率對於海岸防護的效果，且常見的紅樹林覆蓋率介於 10%~50%之間，因此，設定不同的樹種密度進而計算出不同的紅樹林覆蓋率，最後，以結構物的孔隙率代表紅樹林的覆蓋率進行水理模擬，計算方法如式 5.1-1 及式 5.1-2 所示，結構物參數設置如表 5.2-2 所示。

$$\text{覆蓋率} = \frac{(DBH * \text{Tree density})^2 \times \pi}{4} \quad \text{式 5.2-1}$$

$$\text{孔隙率} = 1 - \text{覆蓋率} \quad \text{式 5.2-2}$$

表 5.2-1、SRH-Coast 水理模式結構物阻力係數(C_d)表

結構物形式	C_d
長流線型	0.1
順向空心半球體	0.38
實心半球體	0.42
球體	0.5
立方體	0.8
薄圓盤	1.1
正方形平板	1.17
圓柱體	1.0-1.3
逆向空心半圓柱體	1.2
矩形平板	1.98

表 5.2-2、紅樹林之結構物參數設置表

樹高 H (m)	胸徑 DBH (m)	樹密度 (1/m ²)	覆蓋率 (%)	孔隙率 (%)	阻力係數 C _d
5.23	8.1	4.5	10	90	1.3
		6.3	20	80	
		7.6	30	70	
		8.8	40	60	
		9.85	50	50	

5.3 評估海岸防護潛力

本研究採用三個指標來評估紅樹林在不同分布情形及不同覆蓋率下的海岸防護效果，分別是底床剪應力消散潛力 (Shear-stress Dissipation Potential, SDP)、流速消散潛力 (Current-velocity Dissipation Potential, CDP) 及植被消散潛力 (Vegetation Dissipation Potential, VDP)，其中，底床剪應力及流速資料可直接由水理模擬結果獲得，其消散潛力計算方式分別如式 5.3-1 及式 5.3-2 所示，而植被消散潛力 VDP 是由 Sheng et al. (2012) 提出，代表植生帶之波潮流溯升引致淹水體積降低率，計算方式如式 5.3-3 所示。

$$SDP = \frac{\text{shear stress}_0 - \text{shear stress}_v}{\text{shear stress}_0} \quad \text{式 5.3-1}$$

$$CDP = \frac{\text{velocity}_0 - \text{velocity}_v}{\text{velocity}_0} \quad \text{式 5.3-2}$$

$$VDP = 1 - \frac{TIV_v}{TIV_0} = 1 - \frac{\iint H_v dA}{\iint H_0 dA} \quad \text{式 5.3-3}$$

其中，0 代表棲地尚未建立時的情況，*v* 代表紅樹林棲地已建立時的情況，*TIV* 代表總浸淹體積 (Total Inundation Volume)，*H* 代表水深，*A* 代表面積。

三項指標的評估空間單元不同，底床剪應力及流速是以單一網格為之，因此，本研究以水理模擬結果搭配 GIS 軟體繪出各個紅樹林棲地尚未建立時海岸帶潛在棲地中各個網格的底床剪應力，如圖 5.3-1 所示，並選擇各個潛在棲地內最大底床

剪應力的位置作為保護標的，各個潛在棲地的最大底床剪應力值及位置如表 5.3-1 所示；而植被消散潛力 VDP 則是以一整個棲地為計算範圍，將整個潛在棲地的總浸淹體積 TIV 後再換算成植被消散潛力 VDP 即可獲得。

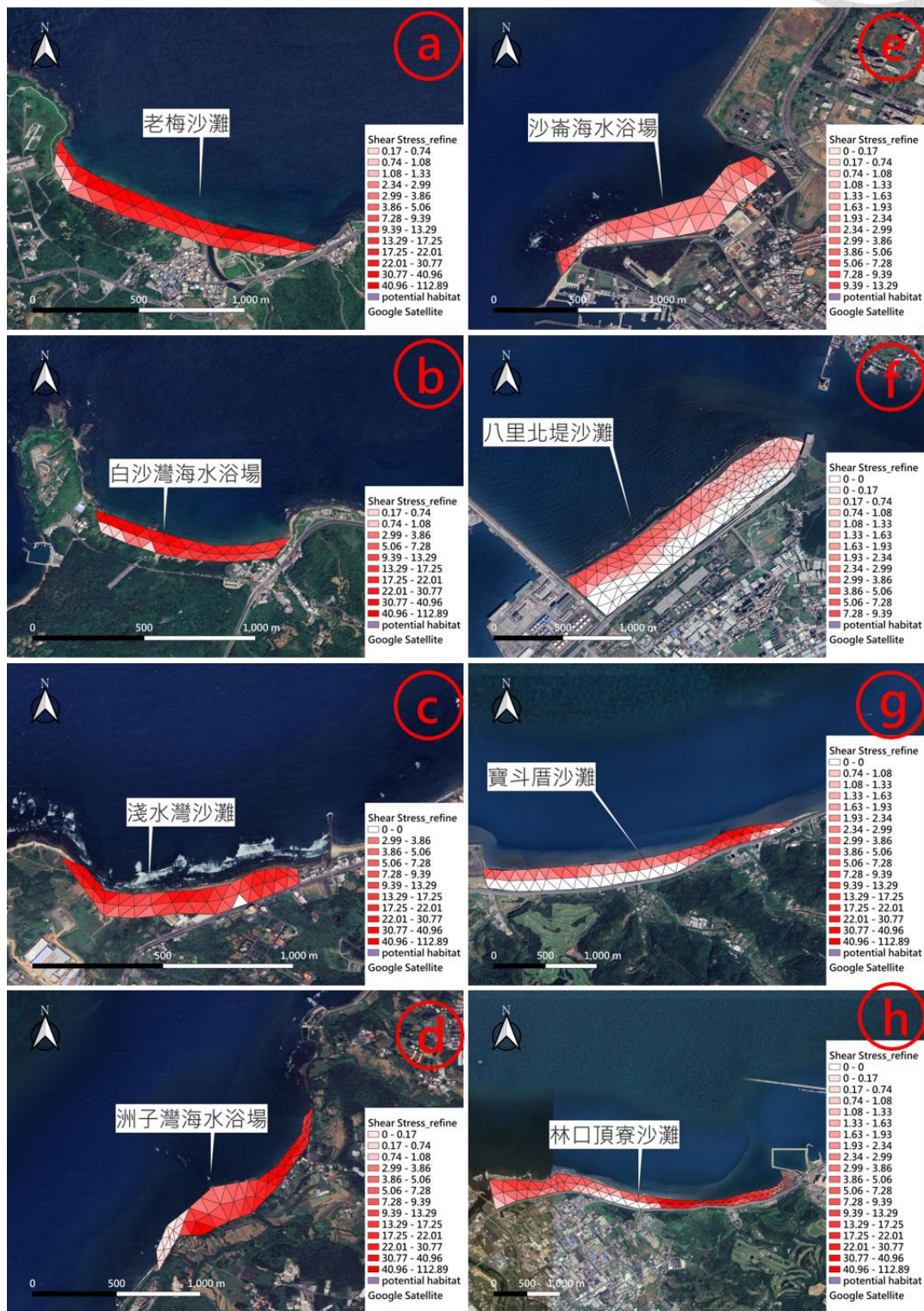


圖 5.3-1、紅樹林棲地未建立時的底床剪應力

表 5.3-1、紅樹林棲地未建立時的最大底床剪應力值及位置

潛在棲地	最大底床剪應力 (N/m^2)	位置
老梅沙灘	61.42	潛在棲地西側的向海側
白沙灣海水浴場	112.89	潛在棲地西側的向海側
淺水灣沙灘	77.41	潛在棲地西側的向海側
洲子灣海水浴場	87.68	潛在棲地中央的向海側
沙崙海水浴場	12.39	潛在棲地東側的向海側
八里北堤沙灘	9.37	潛在棲地西側的向海側
寶斗厝沙灘	50.28	潛在棲地東側的向海側
林口頂寮沙灘	93.41	潛在棲地中央的向海側

本研究將紅樹林棲地的分布分為三種情境，以反應可能的復育方案或自然生長狀態：(1)情境一為紅樹林棲地僅分布於向海側，(2)情境二為情境一的紅樹林棲地稍向內陸延伸，(3)情境三為紅樹林棲地全面分布於海岸帶潛在棲地。紅樹林的海岸防護能力評估結果如圖 5.3-5 至圖 5.3-13 所示。雖然大部分文獻均提及紅樹林植物的樹根、莖及樹冠對於減緩水流衝擊有及消能的有顯著效果，但由評估結果發現，某些特定的紅樹林分布及覆蓋率情況下可能反能可能反效果；這是由於紅樹林植物莖之間的空隙，當水流流入後，會導致水流產生噴射效應(Jet effect)，並且於紅樹林區域及後方產生渦流，導致局部區域的水流底床剪應力及流速增高，並且可能導致堵塞使浸淹體積增加，因此，需對紅樹林棲地做好維護管理。Nepf(2012)提出當紅樹林植物胸徑與間隙比值高於臨界值且呈現性排列時，水流會集中流過空隙並產生噴射效應，Zong and Nepf (2012)的研究結果說明噴射效應會使紅樹林後方產生渦流，進而導致底床剪應力峰值提升 2 至 3 倍，與本研究結果相符。

以八個潛在棲地整體而言，(1)在情境一的向海側分布時，剪應力消散潛力 SDP 及流速消散潛力 CDP 最大可達 100%、植被消散潛力 VDP 最大可達 74.67%、剪應



力消散潛力 SDP 最小可達-335.54%、流速消散潛力 CDP 最小可達-275.46%、植被消散潛力 VDP 最小可達-5.28%，而剪應力消散潛力 SDP 平均值為-16.02%、流速消散潛力 CDP 平均值為-6.84%、植被消散潛力 VDP 平均值為 7.33%；(2)在情境二的稍向內陸分布時，剪應力消散潛力 SDP 及流速消散潛力 CDP 最大可達 100%、植被消散潛力 VDP 最大可達 11.81%、剪應力消散潛力 SDP 最小可達-111.36%、流速消散潛力 CDP 最小可達-98.71%、植被消散潛力 VDP 最小可達-4.87%，而剪應力消散潛力 SDP 平均值為 17.88%、流速消散潛力 CDP 平均值為 8.67%、植被消散潛力 VDP 平均值為 1.56%；(3)在情境三的潛在棲地全面分布時，剪應力消散潛力最大可達 74.09%、流速消散潛力最大可達 73.74%、植被消散潛力 VDP 最大可達 15.24%、剪應力消散潛力最小可達-177.32%、流速消散潛力最小可達-149.67%、植被消散潛力 VDP 最小可達-5.77，而剪應力消散潛力 SDP 平均值為-12.16%、流速消散潛力 CDP 平均值為-6.67%、植被消散潛力 VDP 平均值為 1.46%。以上三項指標在不同情境分布下的最大最小值整理如表 5.3-2 所示、盒鬚圖如圖 5.3-2、圖 5.3-3 及圖 5.3-4 所示。

根據以上各情境下最大最小值及平均值分析，紅樹林布滿整個潛在棲地的情境三，其 NbS 評估指標最大值是三種情境內最低，而 NbS 評估指標最小值也並非三種情境內最大，代表當紅樹林生長過多的時候，對於海岸防護而言未必最理想；而紅樹林僅分布於向海側的情境一，其 NbS 評估指標最大值雖然是三種情境內最高，但其 NbS 評估指標最小值也是三種情境內最低，意即雖然向海側分布的紅樹林可以有效提供海岸防護效果，但受到水流噴射效應(Jet effect)的影響更大。而以平均值而言，情境一及情境三情況下，SDP 及 CDP 皆為負值，僅有 VDP 維持正值，但於情境二情況下，SDP、CDP 及 VDP 皆為正值，因此，整體而言情境二的分布情形更為平衡，既能達到海岸防護的效果，其受噴射效應(Jet effect)的影響也不至於太大。但須注意，各個潛在棲地的地形及水動力條件不同，仍需根據各個潛在棲地不同情況選擇出最適當的分布及覆蓋情形，才能有效達到最佳的海岸防護效果。

表 5.3-2、NbS 評估三指標之最大及最小值

紅樹林分布		剪應力消散潛力 SDP	流速消散潛力 CDP	植被消散潛力 VDP
情境一	最大值	100%	100%	74.67%
	最小值	-335.54%	-275.46%	-5.28%
情境二	最大值	100%	100%	11.81%
	最小值	-111.36%	-98.71%	-4.87%
情境三	最大值	74.09%	73.74%	15.24%
	最小值	-177.32%	-149.67%	-5.77%

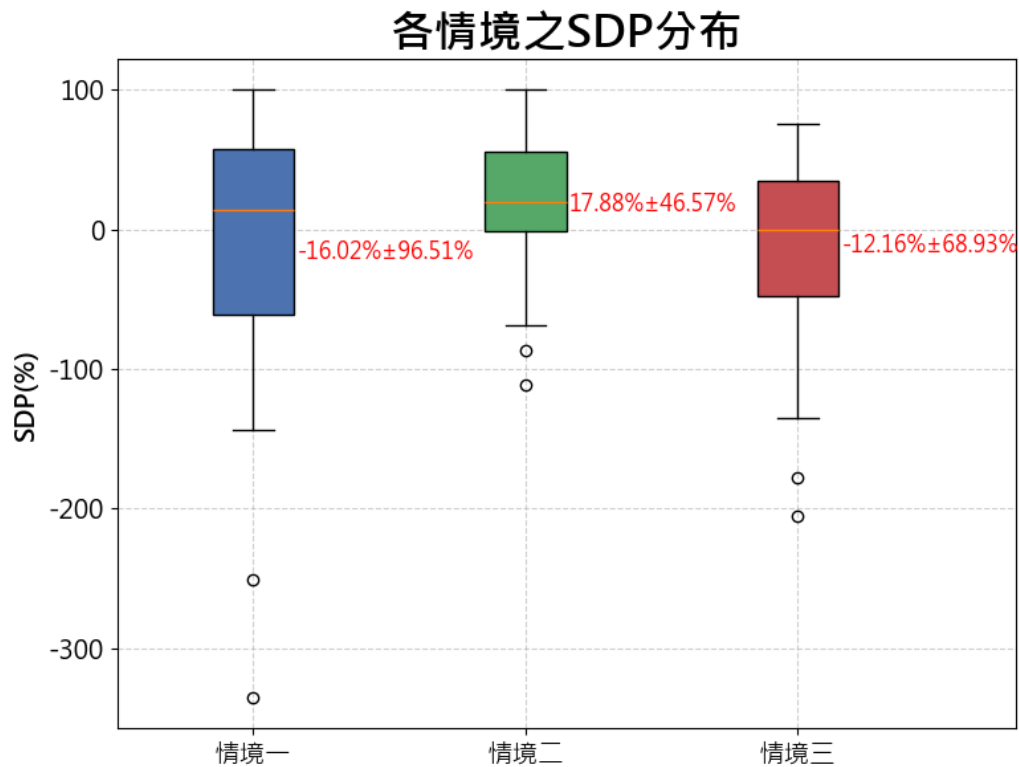


圖 5.3-2、各情境分布之 SDP 盒鬚圖

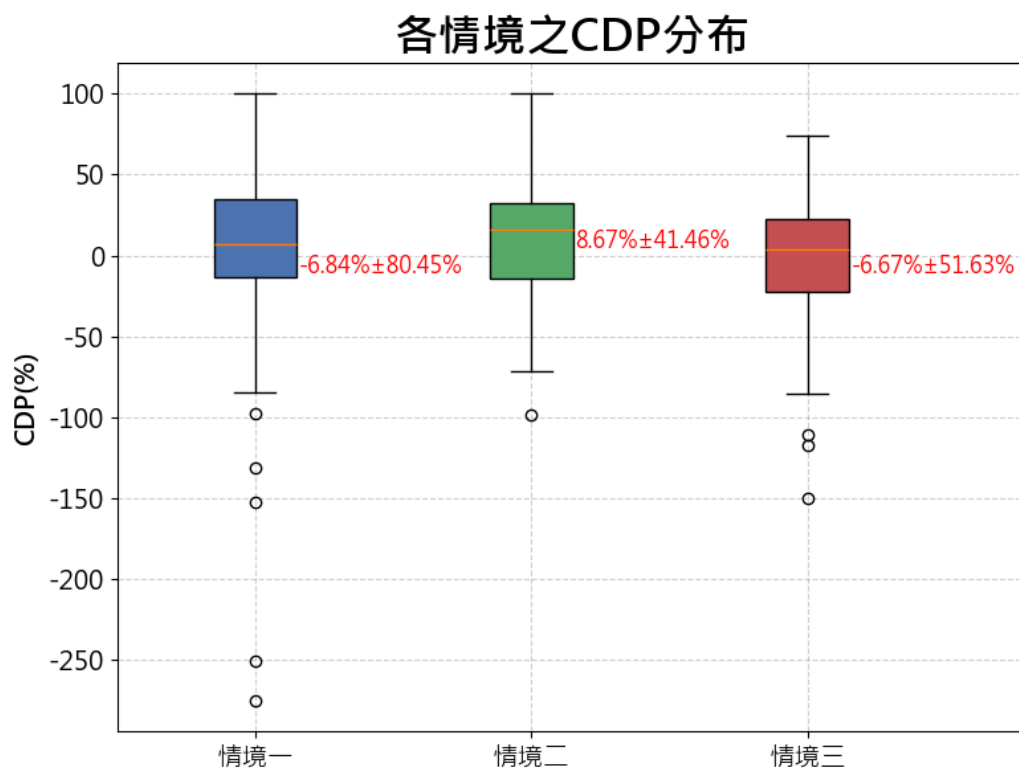


圖 5.3-3、各情境分布之 CDP 盒鬚圖

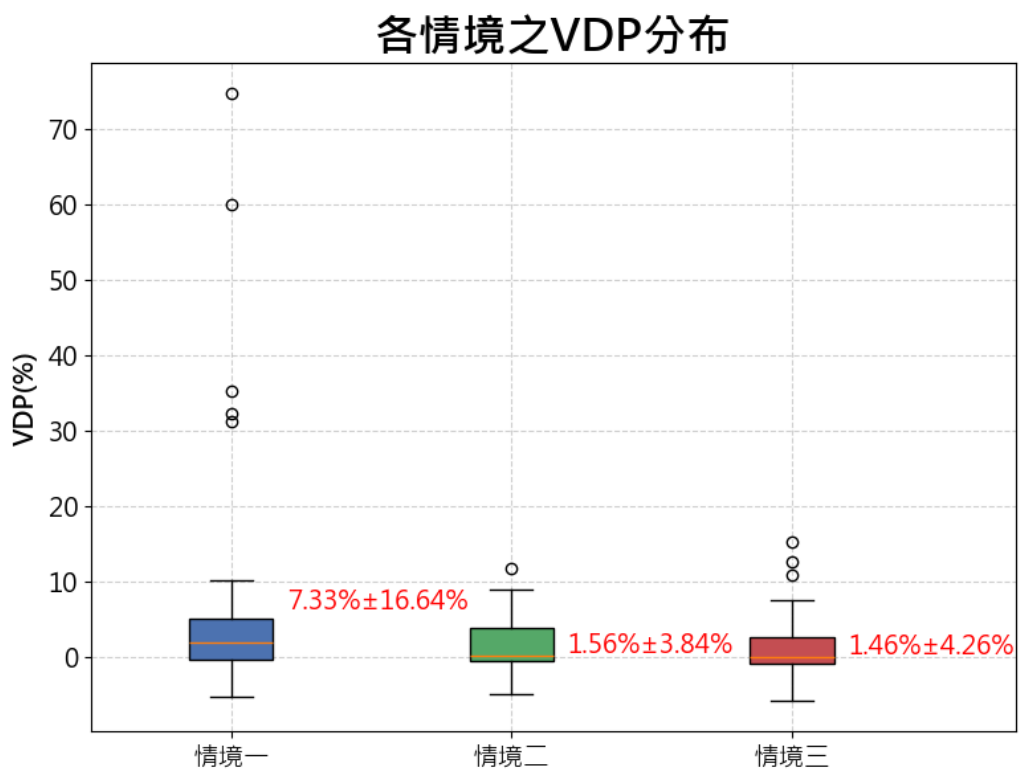


圖 5.3-4、各情境分布之 VDP 盒鬚圖



接著個別分析八個潛在棲地的三種情境模擬結果：(1) 潛在棲地 1 的老梅沙灘，在情境二的排列及 20% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 54.95%、流速消散潛力為 30.65%、植被消散潛力 VDP 為 -2.17% 為最佳情況；(2) 潛在棲地 2 的白沙灣海水浴場，在情境二的排列及 20% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 -22.77%、流速消散潛力為 42.91%、植被消散潛力 VDP 為 4.92% 為最佳情況；(3) 潛在棲地 3 的淺水灣沙灘，在情境一的排列及 50% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 65.28%、流速消散潛力為 60.76%、植被消散潛力 VDP 為 8.06%，以及，在情境二的排列及 10% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 55.93%、流速消散潛力為 61.12%、植被消散潛力 VDP 為 11.81%，以上兩種情況為最佳情況；(4) 潛在棲地 4 的洲子灣海水浴場，大部分的排列及覆蓋情況對於海岸防護都有效益，其中，在情境一的排列及 40% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 81.74%、流速消散潛力為 66.02%、植被消散潛力 VDP 為 -0.35% 為最佳情況；(5) 潛在棲地 5 的沙崙海水浴場，在情境一的排列及 50% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 56.62%、流速消散潛力為 50.11%、植被消散潛力 VDP 為 -0.60% 為最佳情況；(6) 潛在棲地 6 的八里北堤沙灘，大部分的排列及覆蓋情況對於海岸防護都有效益，其中，在情境一的排列及 10% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 82.53%、流速消散潛力為 67.66%、植被消散潛力 VDP 為 10.30% 為最佳情況；(7) 潛在棲地 7 的寶斗厝沙灘，在情境一的排列及 10% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 100%、流速消散潛力為 100%、植被消散潛力 VDP 為 35.28% 為最佳情況；(8) 潛在棲地 8 的林口頂寮沙灘，在情境一的排列及 10% 覆蓋率的情況下，剪應力消散潛力為 99.41%、流速消散潛力為 99.06%、植被消散潛力 VDP 為 32.36% 為最佳情況。

綜整以上模擬分析結果，紅樹林對於海岸防護的最佳分布情況可整理如表 5.3-3 所示。由於各個潛在棲地的水動力情況不同，導致紅樹林對於棲地的海岸防護效果各異，根據上述最佳分布及覆蓋情形，發現當紅樹林僅分布於向海側的情境一對於海岸防護的能力最佳，稍向內陸延伸次之；由此可知，當紅樹林布滿整個潛在棲地時，對於海岸防護不一定有利，當排列不當時會導致底床剪應力及流速增加，亦有可能因為水流堵塞，而產生反效果。

表 5.3-3、紅樹林海岸防護最佳分布情況



潛在棲地	最佳分布情況	剪應力消散 潛力	流速消散 潛力	植被消散 潛力 VDP
老梅沙灘	情境二 20% 覆蓋率	54.95%	30.65%	-2.17%
白沙灣海水浴場	情境二 20% 覆蓋率	-22.77%	42.91%	4.92%
淺水灣沙灘	情境一 50% 覆蓋率	65.28%	60.76%	8.06%
	情境二 10% 覆蓋率	55.93%	61.12%	11.81%
洲子灣海水浴場	情境一 40% 覆蓋率	81.74%	66.02%	-0.35%
沙崙海水浴場	情境一 50% 覆蓋率	56.62%	50.11%	-0.60%
八里北堤沙灘	情境一 10% 覆蓋率	82.53%	67.66%	10.30%
寶斗厝沙灘	情境一 10% 覆蓋率	100%	100%	35.28%
林口頂寮沙灘	情境一 10% 覆蓋率	99.41%	99.06%	32.36%

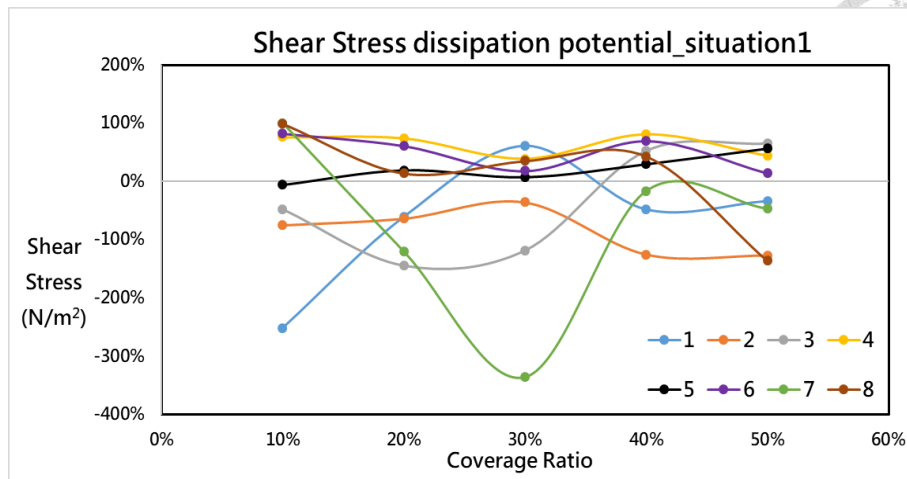


圖 5.3-5、情境一向海側分布之底床剪應力消散潛力 SDP

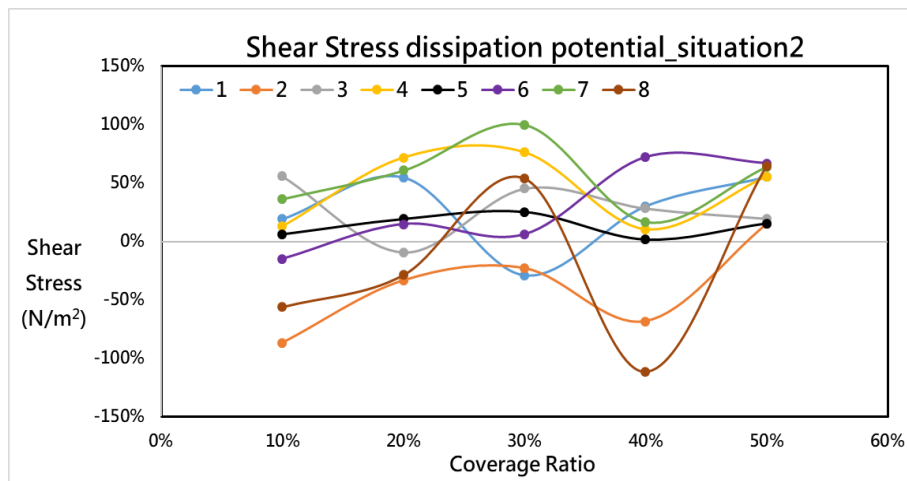


圖 5.3-6、情境二稍向內陸延伸分布之底床剪應力消散潛力 SDP

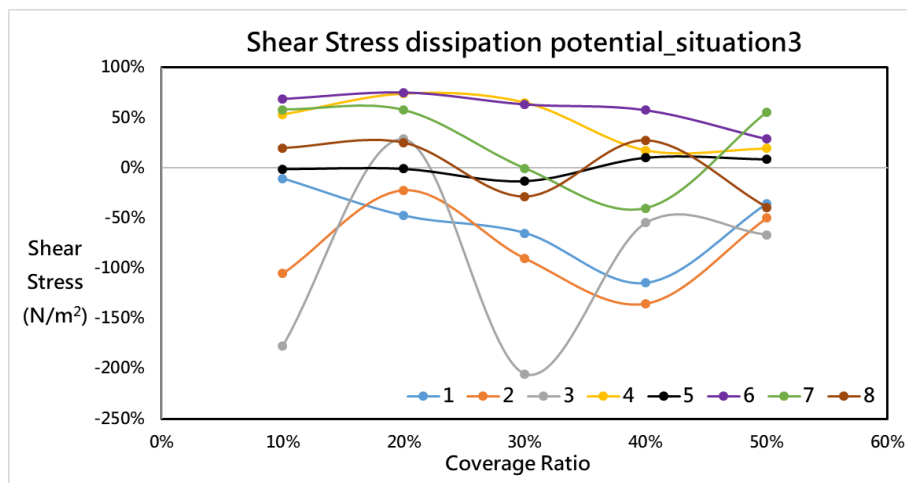


圖 5.3-7、情境三潛在棲地全面分布之底床剪應力消散潛力 SDP

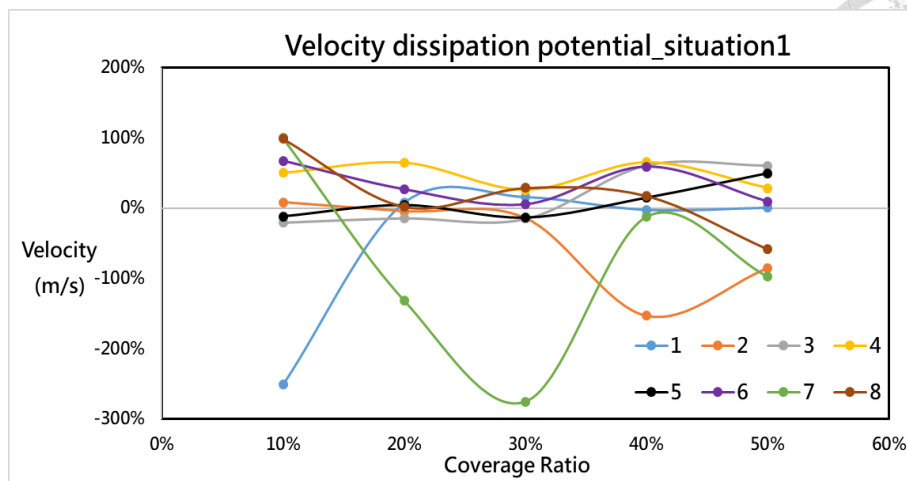


圖 5.3-8、情境一向海側分布之流速消散潛力 CDP

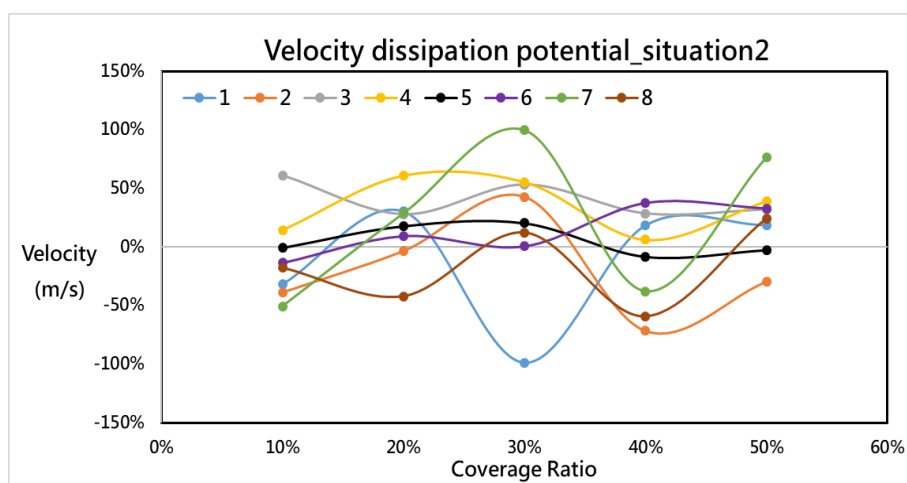


圖 5.3-9、情境二稍向內陸延伸分布之流速消散潛力 CDP

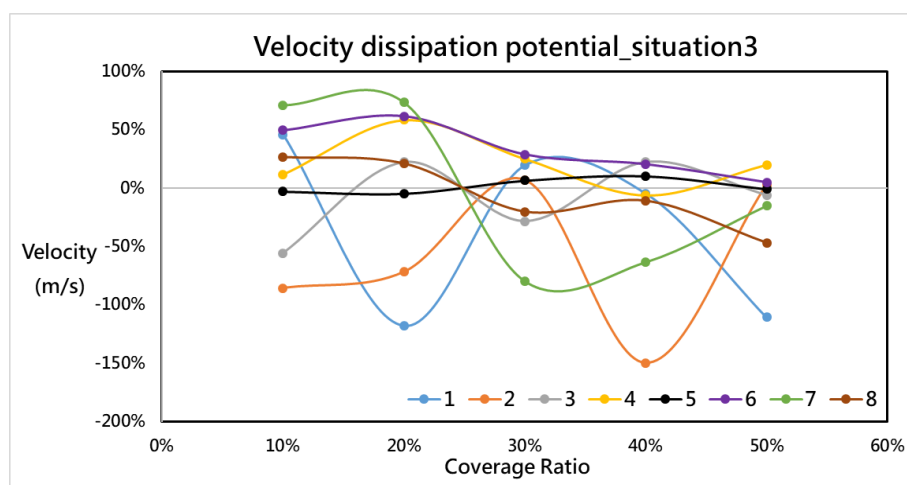


圖 5.3-10、情境三潛在棲地全面分布之流速消散潛力 CDP

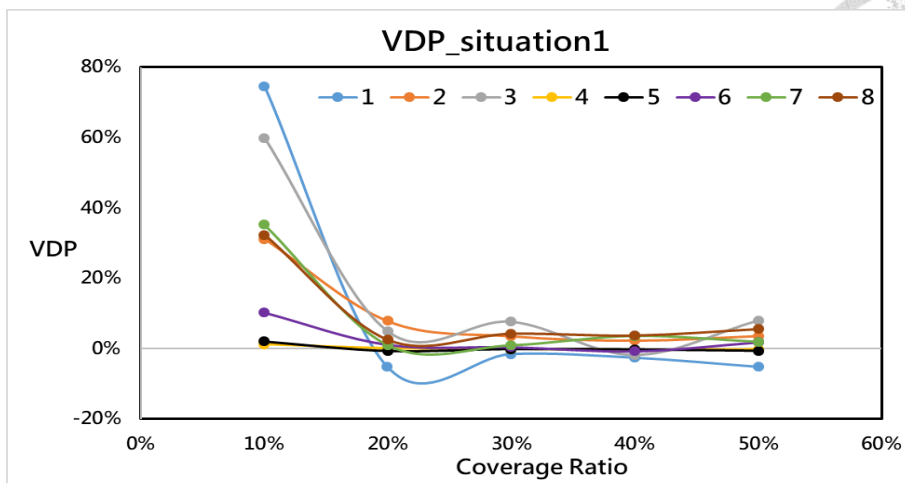


圖 5.3-11、情境一向海側分布之植被消散潛力 VDP

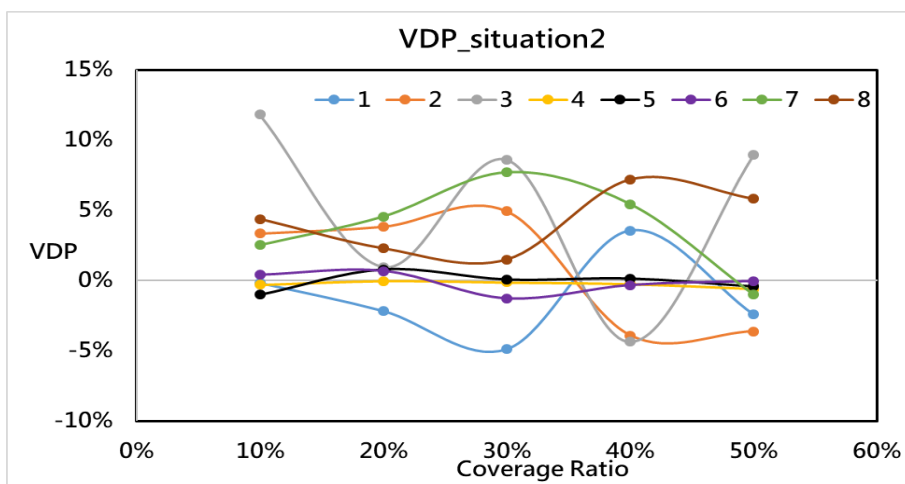


圖 5.3-12、情境二稍向內陸延伸分布之植被消散潛力 VDP

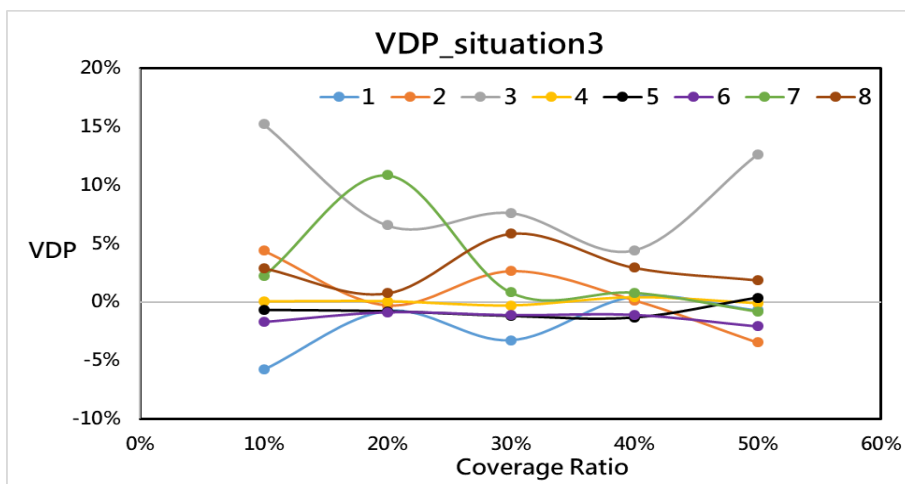


圖 5.3-13、情境三潛在棲地全面分布之植被消散潛力 VDP

第六章 結論與建議



6.1 結論

1. 本研究成功整合多種數值模式、擴張機制及經驗公式，建立一套適合臺灣北部海岸帶完整的水理及水筆仔胎生苗漂移模式，並且結合 GIS 地理資訊系統分析各個潛在棲地內適合水筆仔生長的區域，根據此水文及水理特性提出臺灣北部海岸帶的棲地復育策略，並以實際颱風事件模擬成功於海岸帶建立的棲地不同分布及覆蓋率情況下對於海岸防護的能力。
2. 同時考慮風場、波浪、潮汐及流場水動力的淡水河河道內水筆仔胎生苗漂移結果，比起僅考慮潮汐及流場的漂移結果，其漂移軌跡範圍更廣，也更符合實際情況，能夠抵達近年才逐漸發展的蘆洲紅樹林，但波浪的影響範圍僅限於海岸帶，難以影響到河道內的水筆仔胎生苗漂移，故可以了解風場對於水筆仔胎生苗漂移的影響至關重要，為進行相關研究時不可忽略的一個因素。
3. 淡水河口由於受到風場、波浪、潮汐、河道流場及人工結構物等多重因素的影響，水動力較為複雜，容易產生渦流等停滯流場（類似死水區 dead zone），使隨水流移動的漂流物容易受困於此處擱淺或沉沒，因而停滯不前。因此，由淡水河河道內紅樹林釋放的水筆仔胎生苗難以穿越河口漂移至海岸帶；相對的，由海岸帶釋放的水筆仔胎生苗也難以穿越河口而往上游河道漂移擴張。
4. 臺灣北部海岸帶的水動力，由於模擬時間尺度較大的原因，因此波浪對水筆仔胎生苗漂移的影響程度較低，相較於沿岸流，河道流場的水動力也較弱，而風場對於整體海岸帶水動力的影響則未於本研究分析，但於模擬期間的風場主要為東北季風，和沿岸流流向相同，因此，可以得出臺灣北部海岸帶的水動力主要是由沿岸流主導的結論，僅有在局部區域發現有離岸流的產生，而大型結構物及岬角地形有機會減弱沿岸流的強度，進而使水筆仔胎生苗有機會靠岸著生。
5. 在臺灣北部海岸帶做點源釋放，模擬人為釋放水筆仔胎生苗，經過不斷嘗試，

發現僅有三處釋放源有機會使水筆仔胎生苗透過水動力抵達海岸帶已劃定的潛在棲地，而其中兩處釋放源的漂移軌跡範圍過小，其能夠抵達的潛在棲地僅為鄰近區域，實際效益不大，不予以考慮，僅有在臺北港北側作為釋放源的漂移軌跡最廣，且能夠抵達三處潛在棲地，分別是洲子灣海水浴場、寶斗厝沙灘及洲子灣海水浴場。

6. 在白沙灣海水浴場做面源釋放，發現水筆仔胎生苗除了沿岸漂移外，亦會向外海漂移，增加長距離擴張 LDD 的可能性，但是降低了在臺灣本島靠岸著生的機率，而實際上白沙灣地區因為地形的關係容易產生離岸裂流(rip current)，也因此被列為危險海域之一，而本研究所建立的數值模式成功模擬出此現象。
7. 在淺水灣沙灘、洲子灣海水浴場及沙崙海水浴場釋放的水筆仔胎生苗，雖然僅有少數能夠抵達潛在棲地並著生，但其漂移軌跡已相當接近潛在棲地，若於不同時間點進行釋放，可能提高其著生機會，由此推測這三個潛在棲地之間可能存在種源交換的潛力。
8. 在八里北堤沙灘、寶斗厝沙灘及林口頂寮沙灘釋放的水筆仔胎生苗，因為河口地形及大型結構物導致水流紊亂，導致水筆仔胎生苗難以向外擴張漂移，整體位移距離較低。
9. 在臺北港北側做點源釋放的水筆仔胎生苗漂移位移距離最大值約為 27 公里，且僅有 17% 的水筆仔胎生苗漂移位移距離能夠超過 10 公里。在海岸帶的八個潛在棲地做面源釋放的水筆仔胎生苗漂移位移距離差異很大，由林口頂寮沙灘釋放的最大值約為 21.5 公里，由老梅沙灘釋放的最大值卻僅為 675 公尺，且第 75 百分位數統計值和最大值的差異很大，代表多數水筆仔胎生苗位移距離非常短，僅有少數能夠脫離此限制條件而向外漂移擴張。
10. 水筆仔適合生長的區域受鹽度影響顯著，而鹽度的影響可以體現在浸淹頻率 IF 上，因此棲地適合度指標 HSI 是以浸淹頻率 IF 進行分析，在八個潛在棲地中，僅有淺水灣沙灘、八里北堤沙灘及寶斗厝沙灘向海側的 HSI 指標比較高，可以首先針對這些區域進行復育，再由其於原地自行擴張，效率及成功機率較

高，而八個潛在棲地向陸側的 HSI 指標較低，較不適合水筆仔生長。

11. 以剪應力、流速及浸淹體積削減率評估八個潛在棲地在不同紅樹林覆蓋率及分布下的海岸防護能力，整體而言，紅樹林對於海岸防護具有正效益，但在特定分布及覆蓋率下可能會因為植株間的空隙產生噴射效應(Jet effect)而有反效果，而八個潛在棲地因地形及水動力的不同有其最適合的分布及覆蓋率，因此，需對其做好維護管理，以達到最大效益。

6.2 建議

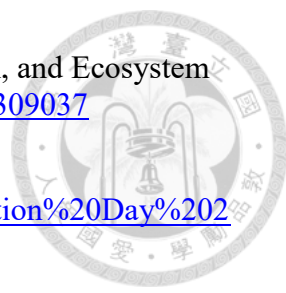
1. 受限於海洋地形的測量及資料取得不易，本研究使用的海洋和陸地及河道地形年份不盡相同，雖然相較於河道地形，海洋地形變化的時間尺度較大，甚至可達數十年，因此，本研究使用的這樣的地形組合仍具有一定的代表性，但若能夠取得與研究年份一致的地形資料，研究將更能夠有更精確的模擬結果以反映實際情況。
2. 水文觀測資料的品質和時間解析度將大幅影響模擬結果，於經濟部水利署及中央氣象署所取得的水文觀測資料，觀測頻率因時段而異，部分時段是每一小時一筆資料，部分時段是每兩小時一筆資料，甚至有些時段是每八小時一筆資料，此類時間解析度不一致的情況可能影響模擬結果的精細程度，若能夠取得更精細的觀測資料，不僅能更準確反映實際情況外，亦有助於有效且正確的模擬出如波浪等時間尺度較小的水理現象。
3. 由於河道內的流量觀測站尚不普及，本研究的上游河道邊界流量是估計流量而非實際流量，但本研究所關注的區域為下游河段及海岸帶，且相比於潮汐流量，河道流量對於下游及海岸帶的影響並不顯著，若欲進行更為精細的中上游河道水理模擬，可針對目標河段進行測量，以達到更精準的模擬結果。
4. 水筆仔胎生苗呈細長、彎曲、紡錘狀，而本研究所使用的 PTM 粒子追蹤模式則無相關的形狀參數可做設定，僅能以相同體積的中性浮體圓球粒子進行模擬，形狀上的不同可能會在粒子漂移的物理過程中產生模擬差異及失真。

- 
5. 水筆仔胎生苗的脫落高峰期為每年的 12 月至隔年的 4 月，但經濟部水利署的水文觀測資料於 2022 年 1 月份有超過 10 天的資料缺失，因此本研究選擇 2022 年的 2 至 4 月做為模擬期間，總共兩個月的水筆仔胎生苗漂移模擬，然而，無論是點源釋放和面源釋放，其釋放時間僅於模擬初期，考量到計算資源，無法於模擬期間不斷釋放胎生苗，如果在不同的時間點釋放胎生苗，可能會產生不同的漂移結果。
 6. 本研究僅以水筆仔胎生苗漂移軌跡作為能否抵達目標區域的判斷，而實際上水筆仔胎生苗能否著生於潛在棲地則無法於模式中得知，因此，本研究之結果可作為初步判斷的參考，能否反映實際情況仍需搭配相關觀測結果做判斷。
 7. HSI 棲地適合度指標是以浸淹頻率及土壤粒徑來進行計算，而根據挖子尾紅樹林及關渡紅樹林的現地調查資料驗證結果，發現以浸淹頻率計算的 HSI 棲地適合度指標結果較符合實際情況，因此，本研究採用浸淹頻率作為 HSI 棲地適合度指標的評估基礎，然而，實際上影響水筆仔生長的因素非常多，包括棲地底質、棲地物種、風力條件、地下水位、氣候條件等都是相當重要的因子，因此，本研究的 HSI 棲地適合度指標結果僅能作為初步判斷的參考，並非涵蓋所有影響紅樹林的適生條件。
 8. 本研究於情境分析的水理模擬中發現，當水流經紅樹林棲地時，在特定覆蓋率及分布情況下，紅樹林內部及後方可能產生渦流及噴射效應(Jet effect)，導致流速及剪應力急遽增加。已有研究指出，當紅樹林排列的特徵參數超過一臨界值時容易產生噴射效應，然而，本研究所使用的 SRH-Coast 水理模式無法實際建立每一株水筆仔以模擬紅樹林區域內細部水流交互作用的物理過程，僅能以阻力係數 C_d 及孔隙率等參數代表整片紅樹林棲地，因此，可能無法精確捕捉水流的物理現象。

參考文獻

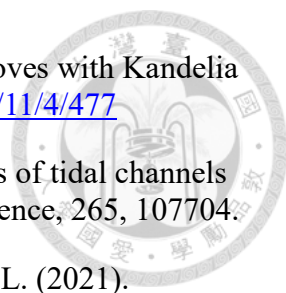


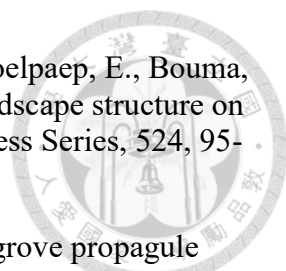
1. Adam, A. (2016). Finite element, adaptive spectral wave modelling [Imperial College London].
2. Alongi, D. M. (2014). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon management*, 3(3), 313-322.
3. Alongi, D. M., & Mukhopadhyay, S. K. (2015). Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and forest meteorology*, 213, 266-272.
4. Cerón-Souza, I., Gonzalez, E. G., Schwarzbach, A. E., Salas-Leiva, D. E., Rivera-Ocasio, E., Toro-Perea, N., Bermingham, E., & McMillan, W. O. (2015). Contrasting demographic history and gene flow patterns of two mangrove species on either side of the Central American Isthmus. *Ecology and Evolution*, 5(16), 3486-3499.
5. Chou, M.-Q., Lin, W.-J., Lin, C.-W., Wu, H.-H., & Lin, H.-J. (2022). Allometric equations may underestimate the contribution of fine roots to mangrove carbon sequestration. *Science of The Total Environment*, 833, 155032.
6. Chow, V.-T. (1959). *Open-channel hydraulics / Ven-Te Chow*. McGraw-Hill.
7. Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN: Gland, Switzerland, 97(2016), 2036.
8. Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., & Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
9. Davis, J. H. (1940). *The Ecology and Geologic Role of Mangroves in Florida*. Carnegie Institution of Washington Publication, 305-412.
10. De Ryck, D. J., Robert, E. M., Schmitz, N., Van der Stocken, T., Di Nitto, D., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2012). Size does matter, but not only size: Two alternative dispersal strategies for viviparous mangrove propagules. *Aquatic botany*, 103, 66-73.
11. Di Nitto, D., Erftemeijer, P., Van Beek, J., Dahdouh-Guebas, F., Higazi, L., Quisthoudt, K., Jayatissa, L., & Koedam, N. (2013). Modelling drivers of mangrove propagule dispersal and restoration of abandoned shrimp farms. *Biogeosciences*, 10(7), 5095-5113.
12. Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), 293-297.

- 
13. Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4), 248-254. <https://doi.org/10.2307/1309037>
 14. Epps, M. (2021). IUCN NbS template. UNFCCC. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/RD13%20Presentation%20Day%202%20MEpps%20.pdf>
 15. Goda, Y. (1985). Random Seas and the Design of Maritime Structures.
 16. Hsueh, M.-L., & Lee, H.-H. (2000). Diversity and distribution of the mangrove forests in Taiwan. *Wetlands Ecology and Management*, 8(4), 233-242.
 17. Huang, S. C., Shih, S. S., Ho, Y. S., Chen, C. P., & Hsieh, H. L. (2012). Restoration of shorebird-roosting mudflats by partial removal of estuarine mangroves in northern Taiwan. *Restoration Ecology*, 20(1), 76-84.
 18. Jennerjahn, T. C. (2020). Relevance and magnitude of Blue Carbon storage in mangrove sediments: Carbon accumulation rates vs. stocks, sources vs. sinks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 247, 107027.
 19. Kimura, M., & Weiss, G. H. (1964). The stepping stone model of population structure and the decrease of genetic correlation with distance. *Genetics*, 49(4), 561.
 20. Komiyama, A., Chimchome, V., & Kongsangchai, J. (1992). Dispersal patterns of mangrove propagules. A preliminary study on *Rhizophora mucronata*.
 21. Lai, Y. G. (2023). Integrated flow-wave-sediment modeling at Tamsui Estuary with SRH-2D Coast.
 22. Lai, Y. G. (2024). An Integrated Current–Wave–Sediment Model for Coastal and Estuary Simulation. *Water*, 16(3), 415. <https://www.mdpi.com/2073-4441/16/3/415>
 23. Lee, H.-Y., & Shih, S.-S. (2004). Impacts of vegetation changes on the hydraulic and sediment transport characteristics in Guandu mangrove wetland. *Ecological Engineering*, 23(2), 85-94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.07.003>
 24. Lee, K.-Y., Shih, S. S., & Huang, Z.-Z. (2022). Mangrove colonization on tidal flats causes straightened tidal channels and consequent changes in the hydrodynamic gradient and siltation potential. *Journal of Environmental Management*, 314, 115058.
 25. Lesser, G. R., Roelvink, J. A., van Kester, J. A. T. M., & Stelling, G. S. (2004). Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coastal Engineering*, 51(8), 883-915. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2004.07.014>
 26. Lin, C.-W., Lin, W.-J., Ho, C.-W., Kao, Y.-C., Yong, Z.-J., & Lin, H.-J. (2024). Flushing emissions of methane and carbon dioxide from mangrove soils during

tidal cycles. *Science of The Total Environment*, 919, 170768.

27. MacKinnon, K., Sobrevila, C., & Hickey, V. (2008). Biodiversity, climate change, and adaptation: nature-based solutions from the World Bank portfolio.
28. MacNae, W. (1969). A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region. In *Advances in marine biology* (Vol. 6, pp. 73-270). Elsevier.
29. Mitsuyasu, H., Tasai, F., Suhara, T., Mizuno, S., Ohkusu, M., Honda, T., & Rikiishi, K. (1975). Observations of the directional spectrum of ocean Waves Using a cloverleaf buoy. *Journal of Physical Oceanography*, 5(4), 750-760.
30. Mori, G. M., Zucchi, M. I., Sampaio, I., & Souza, A. P. (2015). Species distribution and introgressive hybridization of two *Avicennia* species from the Western Hemisphere unveiled by phylogeographic patterns. *BMC Evolutionary Biology*, 15, 1-15.
31. Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
32. Nepf, H. M. (2012). Hydrodynamics of vegetated channels. *Journal of Hydraulic Research*, 50(3), 262-279.
33. Ngeve, M. N., Van der Stocken, T., Menemenlis, D., Koedam, N., & Triest, L. (2017a). Hidden founders? Strong bottlenecks and fine-scale genetic structure in mangrove populations of the Cameroon Estuary complex. *Hydrobiologia*, 803, 189-207.
34. Ngeve, M. N., Van der Stocken, T., Sierens, T., Koedam, N., & Triest, L. (2017b). Bidirectional gene flow on a mangrove river landscape and between-catchment dispersal of *Rhizophora racemosa* (Rhizophoraceae). *Hydrobiologia*, 790, 93-108.
35. Ritter, A., & Muñoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33-45. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
36. Rodi, W. (1993). *Turbulence models and their application in hydraulics*. Balkema.
37. Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Di Sabatino, S., Leo, L. S., Capobianco, V., Oen, A. M. P., McClain, M. E., & Lopez-Gunn, E. (2020). Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction: a state-of-the-art review of the research area. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 20(1), 243-270. <https://doi.org/10.5194/nhess-20-243-2020>
38. Sheng, Y. P., Lapetina, A., & Ma, G. (2012). The reduction of storm surge by vegetation canopies: Three-dimensional simulations. *Geophysical research letters*, 39(20).

- 
39. Shih, S.-S. (2020). Spatial Habitat Suitability Models of Mangroves with *Kandelia obovata*. *Forests*, 11(4), 477. <https://www.mdpi.com/1999-4907/11/4/477>
 40. Shih, S.-S., & Cheng, T.-Y. (2022). Geomorphological dynamics of tidal channels and flats in mangrove swamps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 265, 107704.
 41. Shih, S.-S., Ding, T.-S., Chen, C.-P., Huang, S.-C., & Hsieh, H.-L. (2021). Management recommendations based on physical forces driving land-covers and habitat preferences of polychaete and bird assemblages for a mangrove-vegetated estuary. *Wetlands*, 41(2), 19.
 42. Shih, S.-S., Hsieh, H.-L., Chen, P.-H., Chen, C.-P., & Lin, H.-J. (2015a). Tradeoffs between reducing flood risks and storing carbon stocks in mangroves. *Ocean & Coastal Management*, 105, 116-126.
 43. Shih, S.-S., Hsu, W.-C., & Hsu, Y.-W. (2023). Waterline digital elevation model development to quantify inundation duration and coastal protection of tidal wetlands. *Science of The Total Environment*, 874, 162519.
 44. Shih, S.-S., Huang, Z.-Z., & Hsu, Y.-W. (2022). Nature-based solutions on floodplain restoration with coupled propagule dispersal simulation and stepping-stone approach to predict mangrove encroachment in an estuary. *Science of The Total Environment*, 851, 158097. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158097>
 45. Shih, S.-S., Hwang, G.-W., Hsieh, H.-L., Chen, C.-P., & Chen, Y.-C. (2015b). Geomorphologic dynamics and maintenance following mudflat, creek and pond formation in an estuarine mangrove wetland. *Ecological Engineering*, 82, 590-595.
 46. Sousa, W. P., Kennedy, P. G., Mitchell, B. J., & Ordóñez L, B. M. (2007). Supply-side ecology in mangroves: do propagule dispersal and seedling establishment explain forest structure? *Ecological monographs*, 77(1), 53-76.
 47. Taha, H. A. (2017). *Operations Research: An Introduction*. Pearson Education.
 48. Tansley, A. G., & Fritsch, F. E. (1905). Sketches of vegetation at home and abroad. I. The flora of the Ceylon littoral. *New Phytologist*, 4(1), 1-17.
 49. Tomlinson, P. (1986). *The Botany of Mangroves* Cambridge University Press London. Tully K, Gedan K, Epanchin-Niell R et al (2019) The invisible ood: The chemistry, ecology, and social implications of coastal saltwater intrusion. *BioSci*, 69(5), 368-378.
 50. Van der Stocken, T., Carroll, D., Menemenlis, D., Simard, M., & Koedam, N. (2019a). Global-scale dispersal and connectivity in mangroves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(3), 915-922.
 51. Van der Stocken, T., De Ryck, D. J., Balke, T., Bouma, T. J., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2013). The role of wind in hydrochorous mangrove propagule dispersal. *Biogeosciences*, 10(6), 3635-3647.

- 
52. Van der Stocken, T., De Ryck, D. J., Vanschoenwinkel, B., Deboelpaep, E., Bouma, T. J., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2015). Impact of landscape structure on propagule dispersal in mangrove forests. *Marine Ecology Progress Series*, 524, 95-106.
53. Van der Stocken, T., & Menemenlis, D. (2017). Modelling mangrove propagule dispersal trajectories using high-resolution estimates of ocean surface winds and currents. *Biotropica*, 49(4), 472-481.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/btp.12440>
54. Van der Stocken, T., Wee, A. K., De Ryck, D. J., Vanschoenwinkel, B., Friess, D. A., Dahdouh-Guebas, F., Simard, M., Koedam, N., & Webb, E. L. (2019b). A general framework for propagule dispersal in mangroves. *Biological Reviews*, 94(4), 1547-1575.
55. van Hespen, R., Hu, Z., Borsje, B., De Dominicis, M., Friess, D. A., Jevrejeva, S., Kleinhans, M. G., Maza, M., van Bijsterveldt, C. E. J., Van der Stocken, T., van Wesenbeeck, B., Xie, D., & Bouma, T. J. (2023). Mangrove forests as a nature-based solution for coastal flood protection: Biophysical and ecological considerations. *Water Science and Engineering*, 16(1), 1-13.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wse.2022.10.004>
56. Yamashiro, M. (1961). Ecological study of *Kandelia candel* (L.) Druce with special reference to the structure and falling of the seedlings.
57. Yang, S.-C., Shih, S.-S., Hwang, G.-W., Adams, J. B., Lee, H.-Y., & Chen, C.-P. (2013). The salinity gradient influences on the inundation tolerance thresholds of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 51, 59-65.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.049>
58. Zong, L., & Nepf, H. (2012). Vortex development behind a finite porous obstruction in a channel. *Journal of Fluid Mechanics*, 691, 368-391.
59. 王丰聖. (2023). 紅樹林作為國土保育自然解方之潛力評估 國立臺灣大學]. 臺灣博碩士論文知識加值系統. 台北市. <https://hdl.handle.net/11296/aug88b>
60. 林幸助. (2024). 臺灣海洋碳匯潛力復育點調查與評估計畫：期末報告（修正版）. 海洋委員會海洋保育署.
61. 施習德, 許秋容, & 楊遠波. (2025). 臺灣紅樹林分布的變遷. 國立臺灣博物館學刊.
62. 胡敬華. (1959). 臺灣南部紅樹林植物之研究. 臺灣省立博物館科學年刊, 2, 77-95.
63. 許偉斌. (2020). 淡水河水筆仔胎生苗移流及延散特性研究 國立臺灣大學]. 臺灣博碩士論文知識加值系統. 台北市. <https://hdl.handle.net/11296/q98j8b>
64. 黃中澤. (2021). 淡水河紅樹林擴散模式發展及防洪與生態保育權衡探討 國立

臺灣大學]. 臺灣博碩士論文知識加值系統. 台北市.
<https://hdl.handle.net/11296/jz3q6j>

65. 蔡政翰. (2023). 海岸裂流監測與預警技術研究(3/3).
66. 薛美莉. (1995). 消失中的濕地森林：記臺灣的紅樹林 / 薛美莉著. 臺灣省特有生物研究中心.



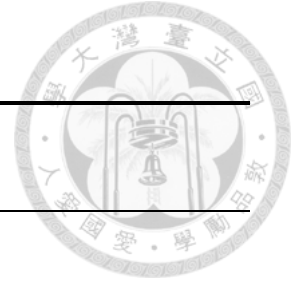
附錄

附錄表 1、SRH-Coast 水理模式參數表



參數項目	參數設定
SRH 模組選擇	Coast
Solver 選擇	CW (Current-Wave Modeling)
波浪模組	
Time Step	2 s
波向空間網格 (°)	Min:-170, Max:20, Nodes:27
頻率空間網格 (Hz)	Min:0.05, Max:0.35, Nodes:13
入射波向空間能量分布	COS2, 250
入射頻率空間參數	JONSWAP, 實際觀測示性波高、尖峰頻率、波向
流場模組	
穩態/非穩態模擬	非穩態
Time Step	10 s
紊流模式	PARA, 紊流係數 A_TURB=0.7
網格單位	Meter
網格檔案輸入	SMS 2DM 網格資料
起始條件	Auto (模式自動設定起始條件)
曼寧 n 值選項	Vary (曼寧 n 值隨區域改變)
底床材料性態數量	4 (4 種不同曼寧 n 值的區域)
曼寧 n 值	0.08, 0.025, 0.03, 0.023 (如表 4.2-1 所示)

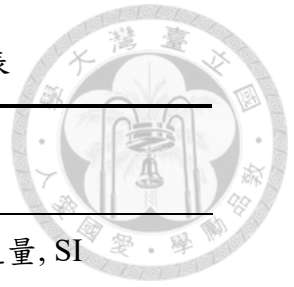
附錄表 2、SRH-Coast 水理模式功能表

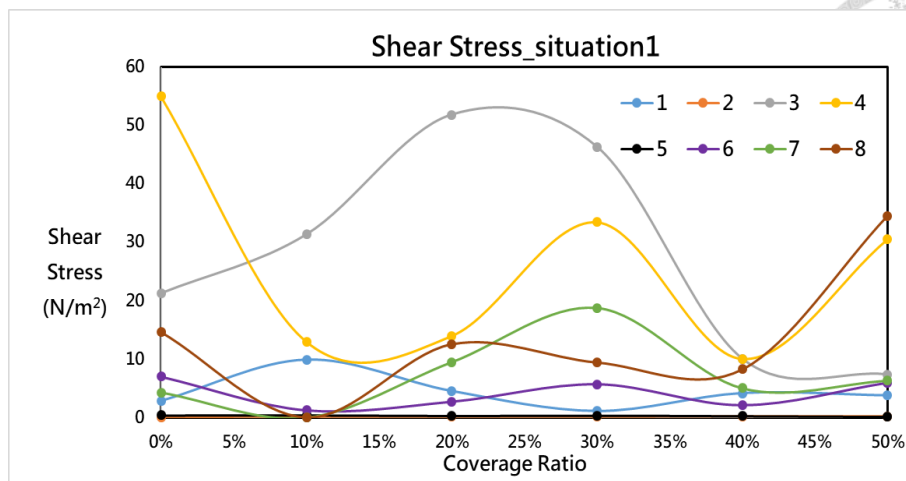


功能項目	開啟與否及參數設定
波浪模組	
碎波能量消散項	開啟, 碎波係數 $C1=0.73$, 碎波係數 $C2=1$
底床摩擦能量消散項	開啟, 摩擦係數 $=0.038$
風生波浪項	開啟, 實際觀測平均風速, 實際觀測平均風向
白化碎波能量消散項	開啟, $WC_COEF=4.1e-5$, $WC_DEL=0.5$, $WC_p=4$, $WC_n=1$
四波交互作用	不開啟
三波交互作用	不開啟
流場模組(風場)	
風場剪應力項	開啟
風場剪應力項參數	阻力係數 $CD:1.0e-3$, 實際觀測風速、風向
科氏力	不開啟
大氣壓力梯度項	不開啟
波輻射應力項	開啟 (對於沿岸及離岸流反應明顯)
碎波區表層滾動力項	不開啟

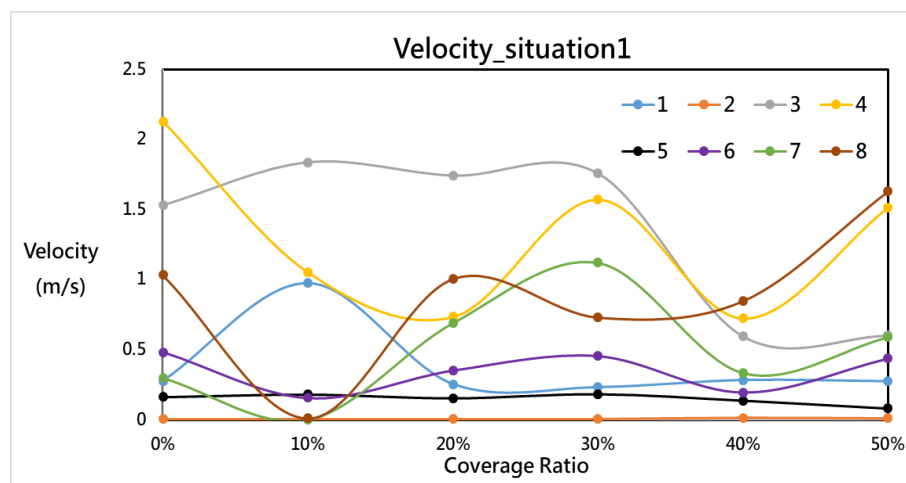
附錄表 3、SRH-Coast 水理模式邊界條件設定表

項目	邊界條件設定
邊界條件	Inlet-Q, Wave_Out, 浮洲橋邊界流量, SI
	Inlet-Q, Wave_Out, 中正橋邊界流量, SI
	Inlet-Q, Wave_Out, 洲美快速道路邊界流量, SI
	Exit-H, Wave_Open, 麟山鼻邊界潮位, SI
	Exit-H, Wave_Open, 平均邊界潮位, SI
	Exit-H, Wave_Open, 桃園竹圍邊界潮位, SI

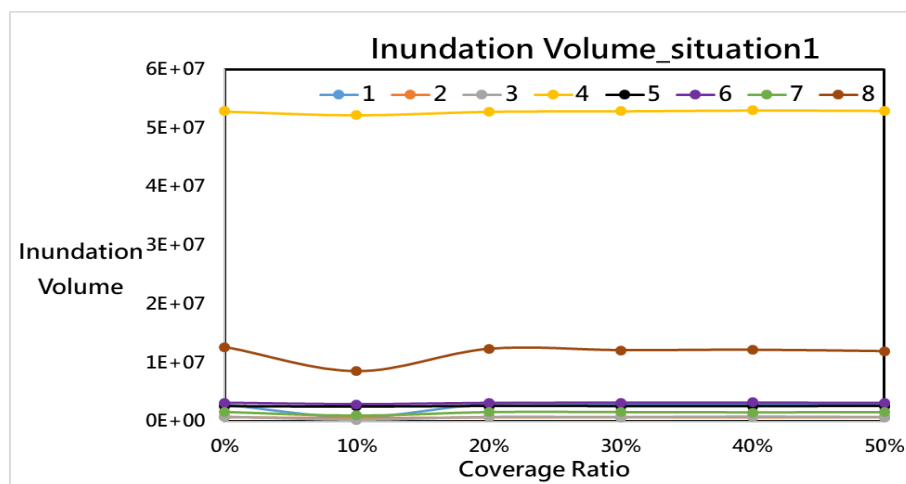




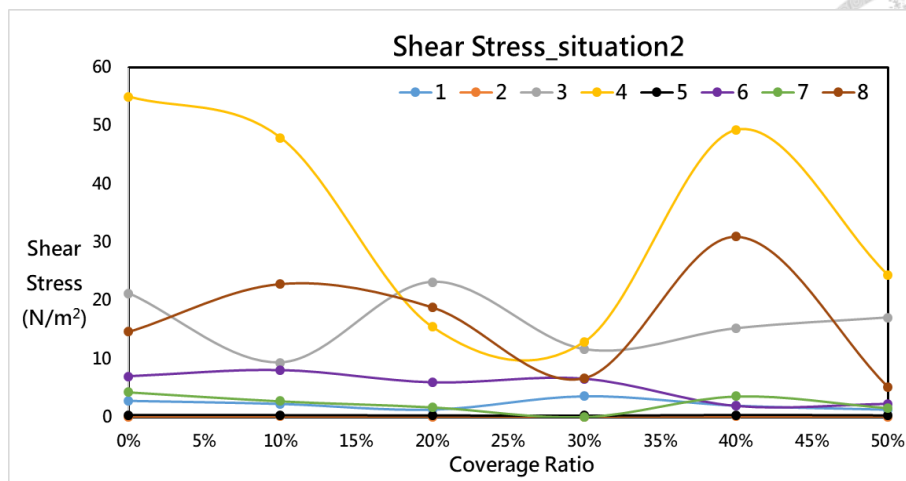
附錄圖 1、情境一向海側分布之剪應力



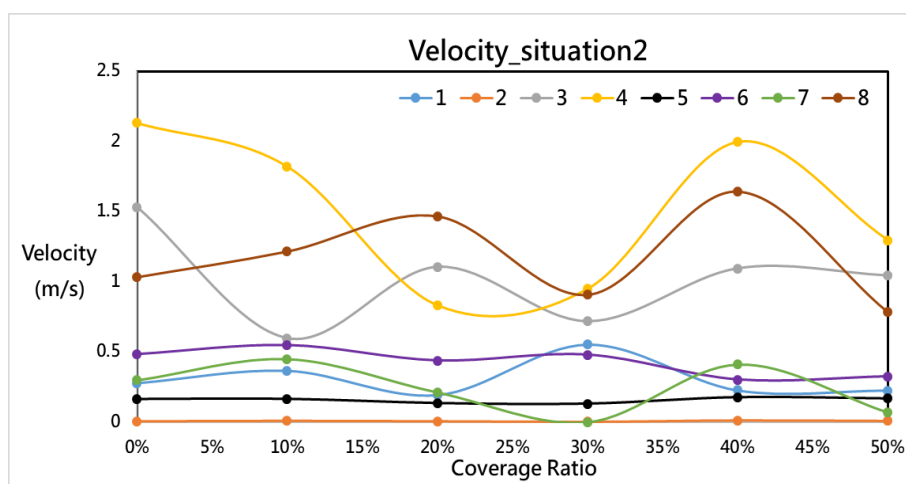
附錄圖 2、情境一向海側分布之流速



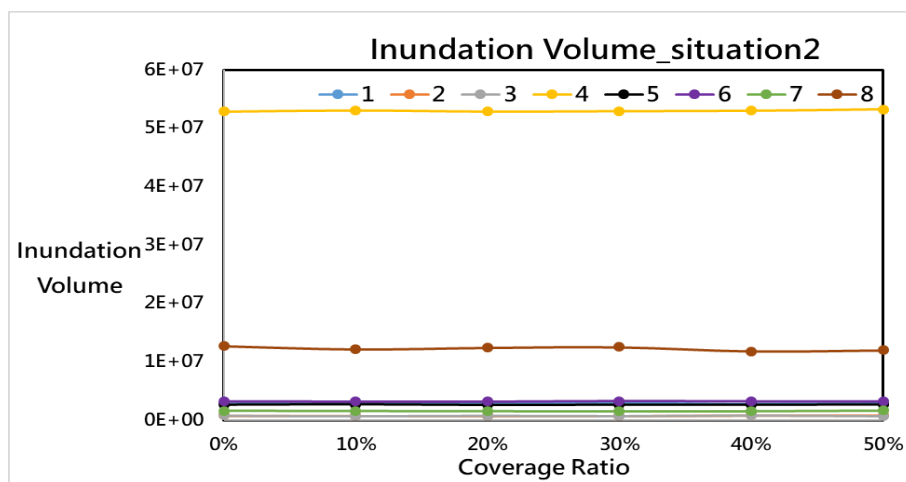
附錄圖 3、情境一向海側分布之浸淹體積



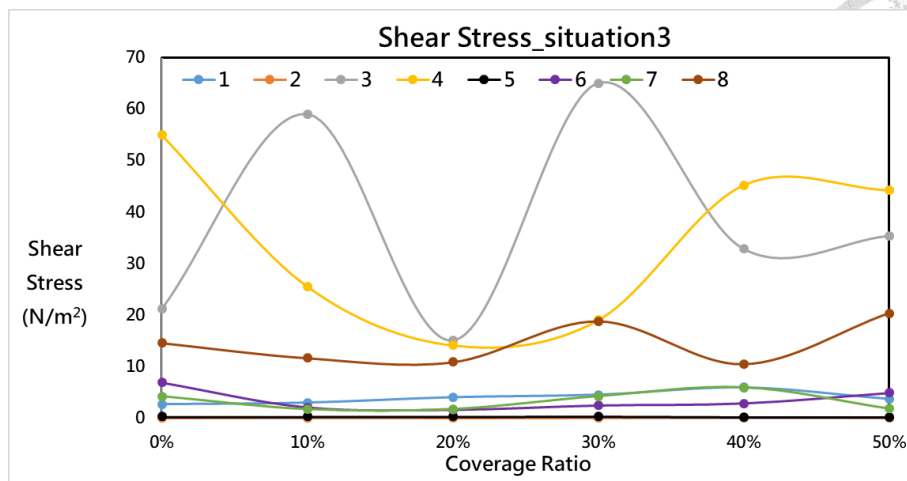
附錄圖 4、情境二稍向內陸延伸分布之剪應力



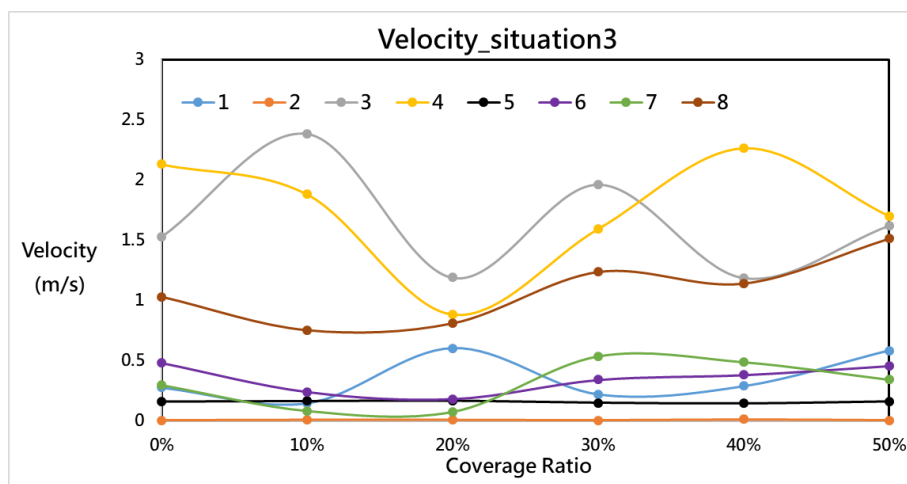
附錄圖 5、情境二稍向內陸延伸分布之流速



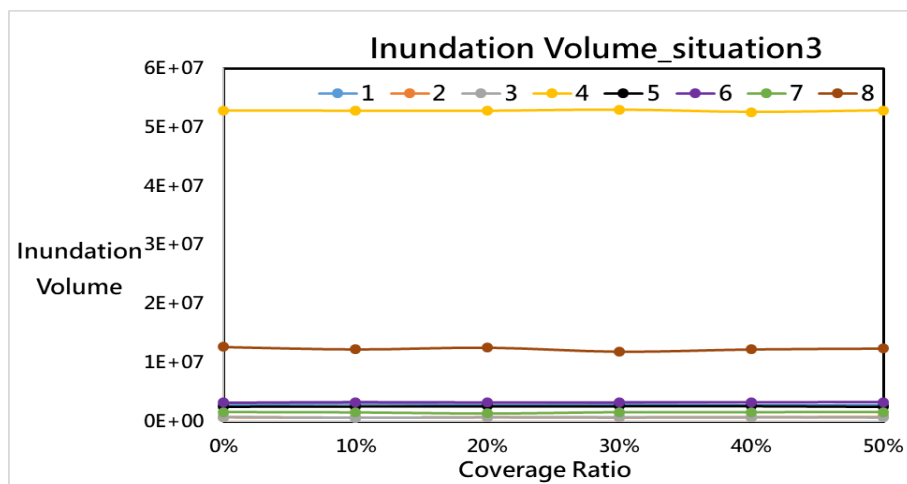
附錄圖 6、情境二稍向內陸延伸分布之浸淹體積



附錄圖 7、情境三潛在棲地全面分布之剪應力



附錄圖 8、情境三潛在棲地全面分布之流速



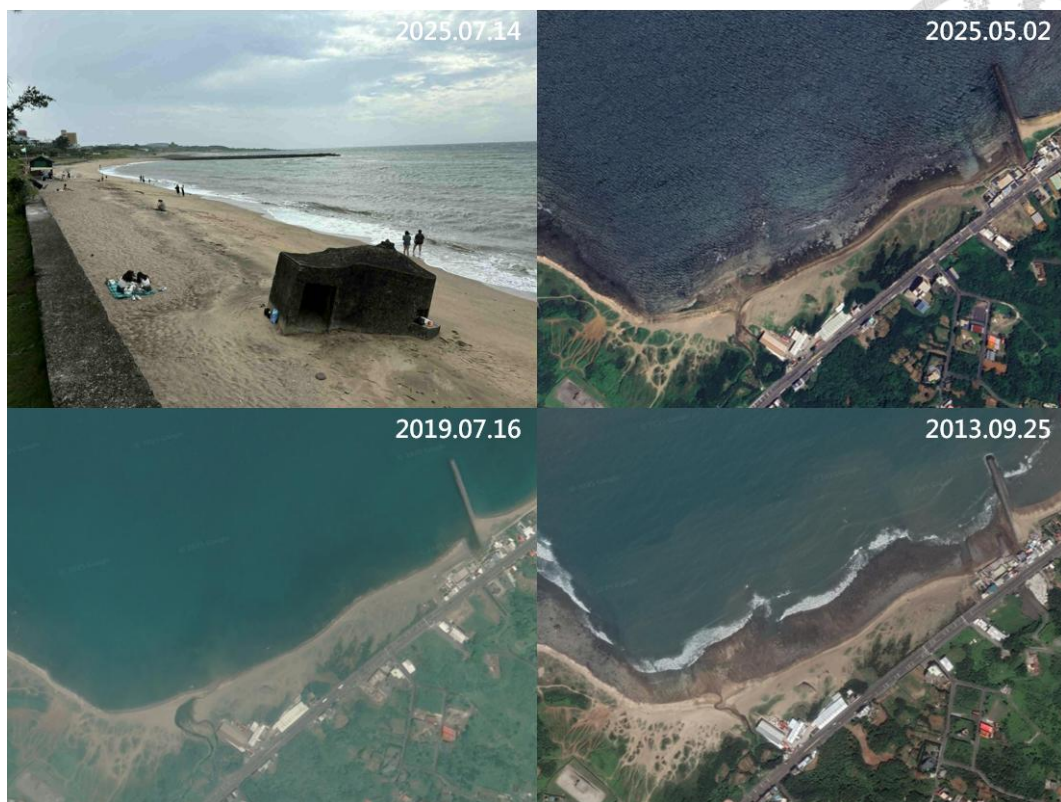
附錄圖 9、情境三潛在棲地全面分布之浸淹體積



附錄圖 10、老梅沙灘現地及歷史衛星圖



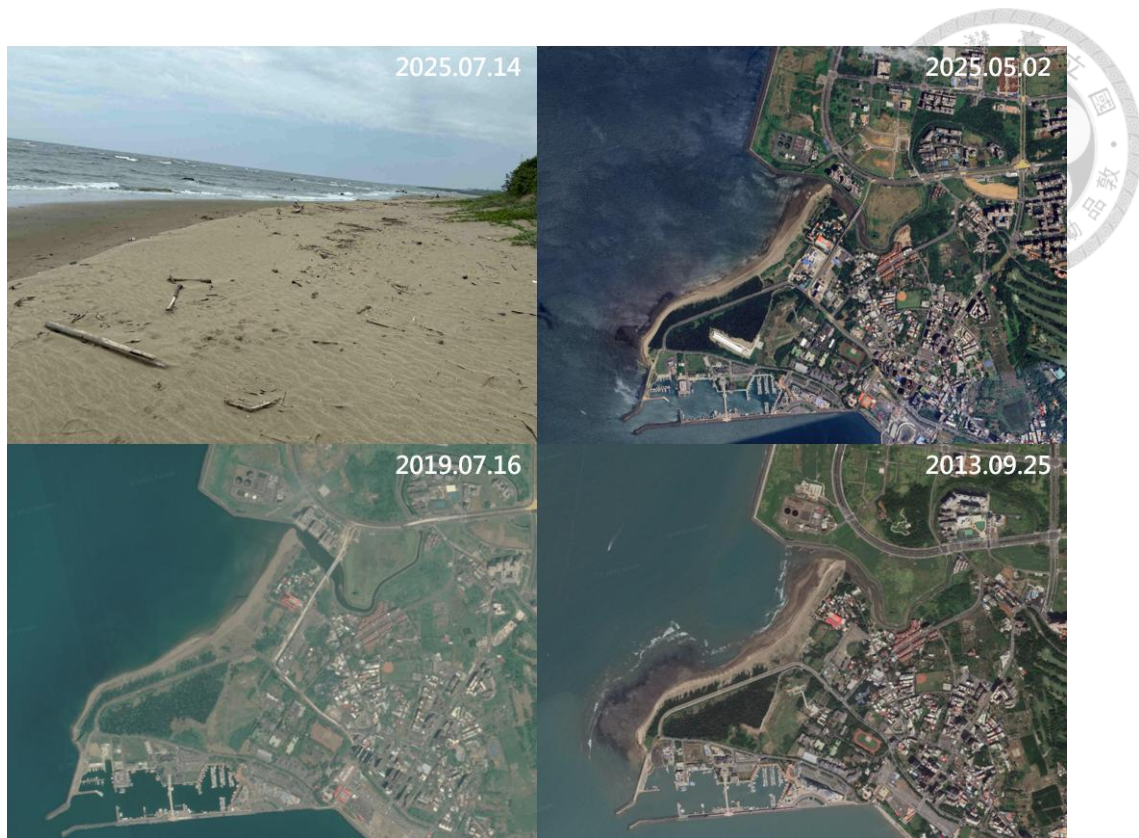
附錄圖 11、白沙灣海水浴場現地及歷史衛星圖



附錄圖 12、淺水灣沙灘現地及歷史衛星圖



附錄圖 13、洲子灣海水浴場現地及歷史衛星圖



附錄圖 14、沙崙海水浴場現地及歷史衛星圖



附錄圖 15、八里北堤沙灘現地及歷史衛星圖



附錄圖 16、寶斗厝沙灘現地及歷史衛星圖



附錄圖 17、林口頂寮沙灘現地及歷史衛星圖