

竹南海岸林分結構調查
及未來更新作業方向之探討
結案報告



委託單位：林務局新竹林區管理處

執行單位：國立嘉義大學

中華民國 108 年 12 月

目錄

壹、計畫緣起與構想	1
貳、計畫執行內容	2
一、計畫目標	2
二、重要工作項目	2
(一)林相調查：	2
(二)更新作業法之研究：	3
三、執行程序	3
參、相關文獻回顧	5
一、海岸林功能與面臨困境	5
(一)海岸林帶建構與生態服務	5
(二)台灣海岸林面臨困境與更新問題	6
二、孔隙對於海岸林影響	8
(一)孔隙成因與影響	8
(二)孔隙如何影響林分	8
(三)孔隙區域更新方式	9
三、植群調查及其應用	9
(一)植群調查概述及育林技術導入	9
(二)植群調查於林分經營管理的應用	10
四、入侵植物對於生態影響	11
(一)台灣常見入侵植物及影響	11
(二)大黍所形成之草毯對於林分影響	11
五、物候調查於林分經營管理應用	12
(一)物候調查重要性	12
(二)於林分經營管理應用	12
六、近天然林理念及生態育林	13
(一)近天然林經營理念	13
(二)近天然林經營方式及生態育林導入	13
肆、材料與方法	15
一、研究地點概述	15
二、研究方法	15
(一)植群調查及樣區設置	15
(二)環境因子調查	16
(三)武靴藤攀附樹種調查	17

(四)草毯不同處理對於小苗適應性試驗	19
(五)武靴藤及紫斑蝶物候調查	21
(六)孔隙分佈調查	22
三、分析方法	24
(一)植群分類	24
(二)武靴藤最適攀附樹種分析	25
(三)草毯不同處理對於小苗適應性分析	25
(四)武靴藤及紫斑蝶物候調查	26
伍、結果	26
一、植物種類	26
二、植群分類	27
(一)朴樹-欖仁型(<i>Celtis sinensis</i> - <i>Terminalia catappa</i> type)	28
(二)構樹-黃連木型(<i>Broussonetia papyrifera</i> - <i>Pistacia chinensis</i> type)	28
(三)木麻黃-苦藍盤型(<i>Casuarina equisetifolia</i> - <i>Clerodendrum inerme</i> type)	29
(四)黃槿-葉下珠型(<i>Hibiscus tiliaceus</i> - <i>Phyllanthus urinaria</i> type)	30
四、武靴藤攀附樹種分析	33
五、草毯不同處理對於小苗的適應性	35
(一)不同處理對於武靴藤小苗之生長變化	35
(二)不同處理對於木麻黃小苗之生長變化	36
(三)不同處理對於白水木小苗之生長變化	37
六、武靴藤及紫斑蝶物候調查	39
七、林分孔隙分佈	41
陸、對應重要工作項目綜合討論	43
一、林相調查結果	43
(一)配合無人飛行載具之空間監測	43
(二)地面林分調查	43
(三)地被草毯層區域調查	44
(四)外來入侵種植物調查	44
二、更新作業法之研究	45
(一)孔隙更新樹種調查	45
(二)孔隙更新研究	46
柒、延伸討論	48
一、目前防風林帶的重要性	48
(一)應對風害與地層下陷	48
(二)遊憩、社區環教活絡	48

(三)國土綠色網絡系統	50
二、公私協力-社區林業導入.....	51
(一)研究更新作業的落實	51
(二)民眾參與造林	51
捌、結論與建議	53
玖、附錄	54
附錄 1.竹南研究樣區之地理及孔隙程度資料	54
附錄 2.竹南海岸林植物名錄	55
附錄 3.列表比較法	57
附錄 4.竹南海岸林樣區環境因子	58
附錄 5.竹南海岸林無人機空拍圖	59
附錄 6.竹南 1311 號保安林航照圖(新竹林區管理處海岸林工作站提供).....	60
附錄 7.竹南海岸林林分調查照片	61
附錄 8.期末報告審查會議紀錄	63

圖目錄

圖 1.海岸林的建構。	6
圖 2.單一林相配置與複層林配置差異示意圖(何坤益，2006)。	14
圖 3. 竹南研究地區相對位置圖	15
圖 4.竹南海岸林樣區設置位置示意圖	16
圖 5. 武靴藤上方遮蔽程度之測計示意圖	19
圖 6. 草毯不同處理對於小苗適應性之試驗設計	20
圖 7.草毯不同處理試驗樣區設置位置示意圖	20
圖 8. Sensefly eBee 定翼機	23
圖 9.航拍任務規劃	23
圖 10.樹冠高程模型示意圖	24
圖 11. 竹南海岸林地植物社會群團分析樹形圖	27
圖 12.朴樹-欖仁型樣區現場樣貌.....	28
圖 13. 黃槿-黃連木型樣區現場樣貌.....	29
圖 14. 木麻黃-苦藍盤型樣區現場樣貌.....	30
圖 15. 黃槿-葉下珠型樣區現場樣貌.....	30
圖 16.樣區於 DCA 序列軸 2、3 的空間分布	32
圖 17. 武靴藤於不同樹種攀附情形。	35
圖 18.不同處理對於小苗適應性。	38
圖 19.竹南海岸林斯氏紫斑蝶成蟲年數量變化	39
圖 20.竹南海岸林斯氏紫斑蝶幼蟲年數量變化	39
圖 21.竹南海岸林武靴藤物候圖	40
圖 22.竹南海岸林樹冠孔隙分布圖	42
圖 23.空拍與航照比對孔隙區域。	43
圖 24.竹南海岸林長青之森林相整體仍屬完整	44
圖 25.大黍入侵情形。	45
圖 26.武靴藤於朴樹攀附的情形	45
圖 27. 林分中的紫斑蝶及食草生態。	47
圖 28.竹南海岸林逐漸變為近天然林樣態	47
圖 29.竹南林分內生態教育設施。	52

表目錄

表 1. 竹南海岸林植物物種數量統計表	26
表 2. 竹南 DCA 序列軸之梯度長及特徵值	31
表 3. DCA 序列軸與環境因子之 Spearman 相關係數(r^2)	32
表 4.武靴藤攀附樹種之樣木數量	33
表 5.武靴藤攀附不同樹種之差異	33
表 6.武靴藤小苗於 4 種不同草毯處理之生長變化	36
表 7.木麻黃小苗於 4 種不同草毯處理之生長變化	36
表 8.白水木小苗於 4 種不同草毯處理之生長變化	38
表 9.計畫區樹冠孔隙面積表	41
表 10.Pix4D 影像拼接精度報表	41

壹、計畫緣起與構想

竹南海岸林鄰近都會區，於林務局新竹林區管理處持續營造與維護，形成鬱閉良好的林分；除提供附近居民房舍、農田地保安功能及休閒外，假日更是遊客如織，成為竹南地區森林遊憩的一大亮點。近年來氣候變遷，台灣西部之海岸林亦不免受到極端氣候影響，使防風林衝擊更大；又竹南海岸林主要之木麻黃族群因屬早期造林，林齡已趨老熟現象，其植株冠層疏開，林間孔隙出現，可能導致林內部分孔隙擴大趨勢。

調查發現林分現存之木麻黃基幹林木多為老齡級且株距擴大，部分林分形成孔隙，使得部分更新樹種入侵繁衍，形成混雜的次生林而有待導引其更新之發展。也發現部分孔隙地為單一(強勢)草生植被占據，形成厚實的地被草毯層，抑制林木植被生長，可能影響天然更新之發生。竹南海岸林目前之保安與遊憩日益重要，因此維持林相健康及完整性更顯重要，藉由林分深入調查與規劃未來適切之更新試驗，以提供林分持續發展之作業。

近年來無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicle,UAV)常用於輔助林相觀察，以解決林帶遼闊而調查困難之問題，提供整體空間之變化資訊及危害範圍之掌控，並對於單株林木判斷其健康適應狀況，有助於天然更新發育過程之觀測。再配合地面進行取樣評估，即可模擬規劃未來合適的更新或補植作業方向。

本研究針對竹南海岸林的變遷，調查其林分所受到衝擊影響因子，導引防風林更新作業方向之探討，提供林木更新並維持林分健康方略，使防風保安功能及森林遊憩功能得以持續發展。

貳、計畫執行內容

一、計畫目標

(一)全程目標

- 1.藉由 UAV 空中監測與設置地面樣區調查，以掌握海岸林林相結構與健康現況，評估林分老化更新之區域。
- 2.探討林分孔隙更新作業法與適應性優良樹種，藉以規劃孔隙更新作業，改善林相結構，維持防風林持續之保安功能。

二、重要工作項目

(一)林相調查：

- 1.藉由無人飛行載具之空間觀測：以檢視林分孔隙區域、樹種分布情形及林相健康狀況，並配合地面林分調查以掌握林相現況。
- 2.地面林分調查：將所收集之空拍林相資料予以分析，並配最新像片基本圖，比對而彙整竹南海岸林林分孔隙現況，再根據現況分析其主要林分組成以進行結構分析。於主要林分組成林分規劃地面林分調查樣區進行每木調查，探討林相結構組成與更新需求。
- 3.地被草毯層區域調查：針對林分內地被草毯層區域，進行現況調查分析，就影響林下孔隙天然更新之程度，規劃清除與孔隙補植更新之試驗，以導引本地海岸林林分更新之作業模式。
- 4.外來入侵種植物調查：於林分內以穿越線調查法，沿途掌握是否有其他

外來入侵種植物現蹤於林地內，紀錄出現地點。

(二)更新作業法之研究：

1.孔隙更新樹種調查：將依樣區分析目前出現孔隙更新樹種之種類，其散佈位置與適應性評估，以供後續更新樹種之選擇。

2.孔隙更新之研究：

(1)於地被草毯層區域，藉由各項清除作業評估，與試驗栽植本地或適應性良好之樹種，藉以評估後續林帶更新作業法之依據。

(2)林分特殊(重要)植物武靴藤族群復育觀察，本區為紫斑蝶繁殖熱點，配合地被草毯層擴散區域之孔隙補植更新之試驗，同時規劃適合武靴藤族群復育作業之造林樹種。

三、執执行程序

第一階段：規劃試驗樣區及現況調查(107 年 11-108 年 1 月)。

- 1.藉由無人機進行林分空間現況觀測調查。
- 2.進行林分更新現況調查。
- 3.進行林分孔隙樹種適應性調查。
- 4.進行孔隙更新試驗(地被草毯層清除與武靴藤族群復育)規劃。

第二階段：完成樣區設置(108 年 2-4 月)。

- 1.藉由無人機觀測草毯擴殖空間現況調查。
- 2.進行林分內草毯擴殖區域現況調查。

3.進行更新樹種適應性與選植評估。

4.進行孔隙更新試驗(地被草毯層清除與武靴藤族群復育)。

第三階段：試驗調查及資料分析。108 年 5-7 月。

1.進行無人機林分觀測資料分析。

2.進行林分及草毯擴殖區域調查資料分析。

3.進行孔隙更新樹種調查資料分析。

4.進行孔隙更新資料收集。

第四階段：完成試驗，撰寫報告。108 年 8-10 月。

1.完成無人機林分觀測報告撰寫。

2.完成林分及草毯擴殖區域調查報告撰寫。

3.完成孔隙更新樹種調查報告撰寫。

4.完成孔隙更新之研究報告撰寫。

參、相關文獻回顧

一、海岸林功能與面臨困境

海岸林植群種類通常較耐鹽耐強風，為大自然賦予的一片天然擋風牆。來自海上的強風順著海岸林樹冠，由海岸植群形成之風切面引導至林分上空，因此林分後之內陸可受較少風害影響(施信民，1998)。海岸林為沿海地區的天然屏障，若無防風林之庇蔭，強風、鹽霧和飛砂將直接衝擊當地社區，影響農作物收成以及生活環境的威脅，且面對氣候變遷之全球趨勢，海岸林之地位日顯重要。

(一)海岸林帶建構與生態服務

人工導入更新可助海岸林於短時間內快速恢復鬱閉狀態，亦為面對氣候變遷全球局勢之重要措施。堆砂與定砂為海岸林建構之重要步驟，首先於海岸前端砂源充分處設置竹籬，飛砂逐漸堆積之後，繼而種植當地沙灘植物，使砂丘安定(甘偉航，1988)。定砂後之砂丘即可形成天然防風壁壘，保育後方防風林免於風砂直接侵害，有利於海岸造林及復育之進行。配合連續之人工砂丘及寬廣樹林帶，並架設人工堆砂籬、植草及複層造林等措施，阻擋飛砂入侵(陳財輝，2017)。天然沙丘由植物定砂後，飛砂不易向林內衝擊，並可攔阻更多的海岸飛砂，形成更大的沙丘屏障以保護後方之防風林及更後方的沿海社區。

目前海岸防風林之主要造林樹種仍以木麻黃為主，造林初期在環境逆壓(environmental stress)增加的情況下，選擇適生性樹種顯得相當重要(郭家和、陳朝圳，2017)。現今台灣保安林為求生態多元服務價值，林帶建構除了使用主要防風林樹種之外，亦希望導入多種本土原生樹種，建立種類豐富多樣之複層林，令保安林發揮既有防護效果之外，更別具生態多樣化服務價值。因此海岸林建造宜採用海岸複層林建構方式，以木麻黃為先驅

樹種先栽植，濱海型原生樹種進行間植，形成木麻黃及闊葉樹種之混合林，再逐年將木麻黃汰除，以漸進的方式建成原生樹種混合林(何坤益、程俊堯，2010)。學者亦提及：木麻黃與黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)、厚殼樹(*Ehretia thyrsoiflora*)、茄冬(*Bischofia javanica*)等不同樹種所建構之混合林，不但得以增加生物多樣性(biodiversity)，亦為攔阻風砂效果提升不少(黃隆明等，2014)。海岸林維護以增進沿海防護功能之外，強化林分生態服務功能亦為現代育林體系所追求的目標。因此，海岸林的配置及更新方法宜採用混合樹種栽植方法進行，不但可增加物種多樣性，亦能強化沿海防風抗飛砂效果。



圖 1.海岸林的建構。(A)竹籬定沙法，(B)複層林建造，(C)地被植物定沙，(D)竹南複層林現況。

(二)台灣海岸林面臨困境與更新問題

台灣早期所建立的海岸林帶長期保護沿岸不受風沙及自然災害直接侵襲，但隨著時間推移，當前海岸林分面臨不少困境與隱憂，氣候變遷則為當今面臨的挑戰之一。根據政府間氣候變遷小組(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)於西元 2013 年第五次氣候變遷評估報告

提到：全球氣候已發生明確的暖化。隨著人類文明的進步，所帶來的環境生態問題亦漸漸浮出水面。氣候變遷將於 21 世紀造成森林物種分布 (McKenney *et al.*, 2007)、生產力 (Coops and Waring, 2001)、干擾狀況 (Waring *et al.*, 2011) 等改變。這意味著氣候變遷，極有可能對於海岸林生態帶來明顯且負面的影響。台灣屬於亞熱帶的海島型自然環境，對於承受氣候變化的影響非常脆弱，海平面的上升，導致海岸土地淹沒、海岸侵蝕及海岸線後退，皆為艱難處理的時事議題 (陳朝圳、王慈憶，2009)。暖化現象日益嚴重，使海岸林的生存環境條件亦受到海水面上升而日益劣化 (陳財輝，2009)，海岸生態環境的驟變可能造成海岸林生態不適應而受損及劣化。

海岸林當前另一困境則是木麻黃林分多呈衰退現象，鄧書麟與沈勇強 (2006) 表示：木麻黃受台灣天然逆境因子、病蟲危害以及缺乏長期維護管理，致使台灣諸多木麻黃林分呈現衰退現象，影響其保安防災功能。木麻黃林分在臺灣西海岸尚未有普遍天然更新的事實，由於海岸缺水及高溫等影響，以及林內大量枯落物的堆積覆蓋，導致種子無法著床發芽，小苗亦無法突破枯落物而致死 (黃俊元、謝漢欽，2014)。鄧書麟等 (2015) 後續研究亦指出：木麻黃於台灣天然更新所受的限制因子，包括林下光度、林地地被層覆蓋、枯枝落葉層覆蓋以及海岸林水分匱乏。台灣海岸林分多由木麻黃組成，面對木麻黃林分的衰退與老熟，應當適時輔以人工方式更新，方能維持木麻黃林分並持續保護沿海生態與環境。

對於諸多植物而言，海岸地區生育環境相當惡劣，因此演替進行的速度十分緩慢 (劉靜榆，2010)。施信民 (1998) 亦認為：海岸植物生長條件極差，即使是能適應的植物種類，並不一定能順利萌芽生長。因此海岸植物與環境為綜合許多的偶然機會才能安定下來，為非常脆弱的環境。海岸林的劣化及毀損一旦發生，如不輔以人工方式更新，很難於短時間內恢復成原來的鬱閉程度。這意味著面對氣候變遷與木麻黃林分老熟衰退現象，如

不施以人為輔助及復育而任其破碎區塊持續擴大，可能對天然海岸林造成不可逆且難以恢復的結果。

二、孔隙對於海岸林影響

(一)孔隙成因與影響

海岸林如遭受不同干擾源，外在因子如颱風、暴潮、強雨等，內在因子如林分樹種自然衰退、老熟倒塌，則會形成大小不一的空曠區塊。此種原本連續且鬱閉林分因不同來源所形成的干擾因素使單株或數株林木倒塌，致使完整林分出現破碎的區塊則為倒木孔隙(treefall gap) (Denslow, 1987)。森林孔隙的概念，即是單株或數株因內外在干擾因素而使立木倒塌死亡後，樹冠層隨之消失而使林分出現名為孔隙的空曠處(Watt, 1947)。海岸林一旦出現孔隙，其防風災功能將會下降，且可能形成風洞效應，造成海岸林內側受到更強烈的吹襲而受損。竹南海岸林初探發現木麻黃多呈老齡級，而林分內倒塌處形成大小不一之孔隙區塊，林分所呈現的地景樣貌，即為此林分急待更新的警訊。孔隙如不利用人為方式助其快速恢復鬱閉，缺乏防災能力的保安林孔隙區鬱數量及大小將可能有持續攀升趨勢。

(二)孔隙如何影響林分

完整林分一旦出現孔隙且逐漸擴大，則會形成有別於原先林分的植物社會。因此孔隙的形成對於森林樹種的組成、結構以及功能有重大影響，例如陽性樹種傾向於孔隙大環境下進行更新，耐陰性樹種則容易於孔隙小環境更新(Rankin and Tramer, 2002)。Runkle 與 Yetter (1987)亦表示：林木株數與孔隙形成時間呈現負相關，亦即孔隙出現初期仍可以觀察到大量更新小苗，但隨著時間推移孔隙逐漸擴大後，林木株數會由於環境改變而隨之減少。由於孔隙大小、形成時間長短與孔隙植物組成有密切關係，

因此如何透過植群調查，利用此關聯推測林分孔隙形成時間，可應用於木麻黃林分動態變化研究。

(三)孔隙區域更新方式

海岸林孔隙區塊利用人工方式更新，可快速助其恢復林分之完整性。天然下種更新於海岸林環境並非理想方式，且再由森林生態學角度觀之，楊性樹種如木麻黃欲以天然更新方式完成林分世代交替十分困難，於鬱閉林分競爭不過耐陰性樹種，縱然於孔隙空曠區域，仍受限於海岸環境與厚實地被層與枯枝層而更新困難。因此造林作業可於大孔隙處選擇速生先驅樹種或固氮植物，小孔隙處則選擇演替中後期的耐陰性樹種作為選擇(廖天賜，2012)。亦即如需復育木麻黃族群，則需選擇適當大小之孔隙區塊進行更新，如孔隙過小則可能抑制其生長甚至淪為被壓木。而孔隙更新之植栽配置方式，可以自然林之極盛相構造作為基礎，將喬木配置於孔隙中央；亞喬木於其外側；外圍再密植小喬木及灌木，構成金字塔型的保護林帶(廖天賜，2012)。海岸林由於生育環境惡劣，即使孔隙區域更新成功，隨著時間推移仍可能再次出現多個破碎區塊。因此台灣海岸林需要長期經營管理，監控林分狀況並適時投入人力及成本，維持其保安功能。

三、植群調查及其應用

(一)植群調查概述及育林技術導入

海岸林之經營與復育工作固然重要，然而無論是林分經營管理，亦或是森林復育工作，首先應當了解欲執行作業及經營之植群組成，以利於後續林分相關作業進行，其中植群調查為林分管理者了解所管理林分之植物及林木組成之有效手段。植群調查是了解一區域內植物社會組成之基礎分析作業，其目的為依植物社會相似性或相異性進行分類，提供科學研究、資源保育及生育地經營管理之參考(劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)。適地適

木為現代育林之理念及趨勢，應當了解現地林分之植群社會，利用植群調查所得資料，調查者可藉此獲得一林分的喬木種類、灌木種類、草本種類等，並根據國際自然保育聯盟(IUCN)紅皮書受脅評估指標，得知調查區域內植物種的受保護程度為何，並可與環境因子進行比對，了解植群變化與研究地區的環境有何關聯。混合林之建造，除需延襲傳統育林學所強調的適地、適木、適種源的觀念，針對樹種選擇、育苗技術改良以及樹種適應性等課題進行研究外，亦需針對造林樹種之種間競爭，進行長期的監測，以期做為造林及撫育策略之依據(劉一新，2010)。因此植群調查實為任何育林工作不可或缺之前置作業。

(二)植群調查於林分經營管理的應用

植群社會之區分，除可直接提供育林作業及林業經營參考之外，對於土地利用、遊樂區規劃、環境保育等領域皆可提供資訊，稀有植物保護方面更是以植群行進行代表性評估及保護區育圈選(蘇鴻傑，1991)。王義仲等人(2008)於臺東海岸山脈南段國家步道進行植群調查，並分析該區域內之保育熱點之位置及自然資源種類，於海岸山脈富興山山列與都蘭山山列設定樣區，進行植群結構調查，並於各步道進行調查，記錄植物種類名錄、稀有植物種類及分佈，同時進行植群分析，最終目的為提供本區經營管理之參考。梁耀竹等人(2011)於臺灣西部針對臺灣西部3種惡地環境進行植群調查及分析，以了解研究區內之植群分布、族群結構並推估演替趨勢，藉以提供相關基礎資料，作為生態復舊與棲地保育之用。諸多研究顯示，植群調查的目的，不外乎提供研究區域的林分經營管理參考，針對調查所得結果，擬定後續經營管理方略的制定及修正。由此可知，森林之植群調查工作常作為林分經營管理之依據實為不爭之事實。

四、入侵植物對於生態影響

(一)台灣常見入侵植物及影響

外來植物(exotic species plants)是由於由人類活動或自然途徑所引入的植物，入侵植物(invasive plants)則是強勢並侵佔棲地之植物，且自然狀況下，很少有植群能抵抗外來種入侵(Gordon, 1998)。外來植物侵入主要三個階段為引進(introduction)、野化(naturalized)及擴散(spread, disperse)，且新侵入植物之類別取決於棲地環境受干擾之程度及頻率(蔣慕琰等，2003)。入侵植物透過多年的適應與馴化，然後加以大量的擴散、蔓延、繁殖、入侵並佔有，破壞當地的生物生態系。強勢之外來植物可降低棲地環境中植物之多樣性(Alvarez and Cushman, 2002)。外來植物對於本土生態之破壞力不可忽視。小花蔓澤蘭 (*Mikania micrantha* Kunth)、銀合歡 (*Leucaena leucocephala*)、布袋蓮 (*Eichhornia crassipes*) 與大黍(*Panicum maximum*)等為台灣常見之入侵植物種，明顯對於台灣的經濟、環境、生物多樣性等各層面造成衝擊。

(二)大黍所形成之草毯對於林分影響

大黍原產於熱帶非洲，西元 1908 年自菲律賓引進台灣地區，大黍因對當地環境適應強，目前已廣泛分布至全省低海拔開闊處。大黍為多年生直立草本，株高 1.5-2 m，具粗大根莖，各節密披短毛。為宿根性草本植物。種子可隨風力、水流及動物散播。其繁衍快速特性，常佔據大面積土壤，使其他植群難以天然下種更新。大黍於大肚山為優勢植群，由於冬季地上部全數枯死，形成大片易燃性枯草，造成大肚山經常性發生火燒山，此特性主要受植被中大黍草為主之生態影響有關(林朝欽等，2005)。大肚山地區發生火災植被以草生地為主，疏於管理之相思林分遂遭大黍族群入侵，因此火燒山時連帶焚毀。

竹南海岸林調查發現：人為開闢之自行車休閒步道兩旁，具有大量大

黍入侵，形成厚實的草本地被層(herbaceous layer)，可能影響當地林分、武靴藤、蜜源植物之天然更新。人為之開發行為所產生的裸地，最易使入侵草本侵入並大量繁殖(Zhang, 2012; Li *et al.*, 2014)。自行車道的開闢，使林分產生一條陽光能透進的裸地(bare area)，草本植物便能藉機侵入繁殖。草本植物之地下根系統清除是不容易的任務(Julien and Bourne, 1988)。竹南海岸林為斯氏紫斑蝶重要棲地，使用化學藥劑清除並不適合。在不使用化學除草劑的原則下，眼下只能依賴大量人力及機械方式進行清除(楊磊，2016)。定期人工或機械清除大黍以抑制其族群數量擴張，為當地最合適方法。

五、物候調查於林分經營管理應用

(一)物候調查重要性

植物物候調查(phenology)為植物界各領域常應用的研究，不論森林學、園藝學、植物學、農藝學等，凡是與植物有關聯的科學，無不利用物候調查。林木受到季節氣候影響，因而產生萌芽、展葉、開花、結實等現象，且大多有明顯的季節性，大多數植物會在一定的時間內開花、結果，同時受到生物因子與氣象因子的交替作用(張揚家豪，2007)。物候調查是調查氣候與環境因子之季節性變化的程序，以及生物活動周期的關聯(周富三、陳永修，2010)。了解植物季節性的變化，了解何時開花、結果、展葉等，亦是掌握林分重要植物資源的必要資訊。

(二)於林分經營管理應用

物候調查可了解植物與生態的關聯性，如欲經營具有生態意義的林分，實為不可或缺的調查事項。植物生活史每年依循固定的生長模式變化，其受內在遺傳因子影響，以及外在環境因子影響。蝶類與植物的關係極為密切(呂至堅、陳建仁，2014)，竹南海岸林為斯氏紫斑蝶的重要春季繁殖

點，林分內具有大量武靴藤攀附於立木，其為斯氏紫斑蝶幼蟲的重要食草，因此了解武靴藤的物候，可了解竹南海岸林何時不該進行大面積擾動，何時得以配合種子發生期，輔以更新手段進行天然更新。對於當地林分的經營管理，以及更新的育林手段導入至關重要。

六、近天然林理念及生態育林

(一)近天然林經營理念

近自然林業的經營目標是建立複層異齡混交林的永續林，即通過一系列的育林措施，比如擇伐、塊狀伐採、推行天然更新和人工促進天然更新，同時將人為的干擾降低到最小，並且不影響森林的結構和景觀，使同齡純林逐步過渡為接近天然的複層異齡混交林(邱志明，2010)。竹南海岸林之經營目標亦是由同齡純林逐漸朝向近天然之複層異齡混交林的方向推移，當地林分之劣化或亟待更新部分，十分適合將近天然林更新理念導入施作。

(二)近天然林經營方式及生態育林導入

近天然林更新理念中，孔隙為鬱閉林分創造更新之動力，因此對於過密之林分可利用人工方式製造小程度之孔隙，並將目標樹種導入更新區域。利用植群調查技術掌握林分狀況及其組成物種之後，即可針對各植群型之特徵及當地原生樹種，運用人工手段導入符合特定環境之最合適育林方式。當前竹南海岸林由於建立時間已久，其林分環境已不見早期人工林之單一旦簡單構造，目前已近似於天然林樣貌。此林分之人工撫育及更新機制相較傳統人工林更新方式，更適合符合生態林業經營方式之近天然林更新方式。

生態育林(ecological silviculture)或稱多元化育林(multi-silviculture)，乃生態系經營之主軸，其主要意涵在緩和傳統林業與保育訴求之間的衝

突，並針對育林作業、林分形狀、育林體系與林分更新等主題，進行觀念革新(劉一新，1999)。生態育林的理念旨於對於環境干擾度低，且使用手段合乎當地生態需求的育林手段。竹南海岸林為具有紫斑蝶特殊生態的重要海岸林，導入育林手段前，研擬符合當地生態的更新方式實為重要經營方略。

竹南海岸林探勘過程發現部分林分呈現黃槿純林狀態，林下鮮少發現其他植物之小苗發生，可能使林分生物多樣化低落。如以近天林更新方式，於黃槿林分需更新之部分，以人工方式改善過於鬱閉的空間，並導入當地合適之樹種，不但可增加生物多樣性，亦維持海岸林之防護功能。另對於竹南部分半開闊區域，發現有外來入侵草毯入侵、當地原生樹種、劣化及發病立木、非目標樹種同時並存之區域。近天然林更新方式中，施作區域應製造或具有小程度孔隙區域以外，應單株伐採影響目標樹生長之林木，而不妨礙目標樹生長之立木則保留作為輔助木，最後利用天然更新或人工更新形成複層異齡林(邱志明，2010)。此施作方式可作為竹南當地生態育林之導入方略。

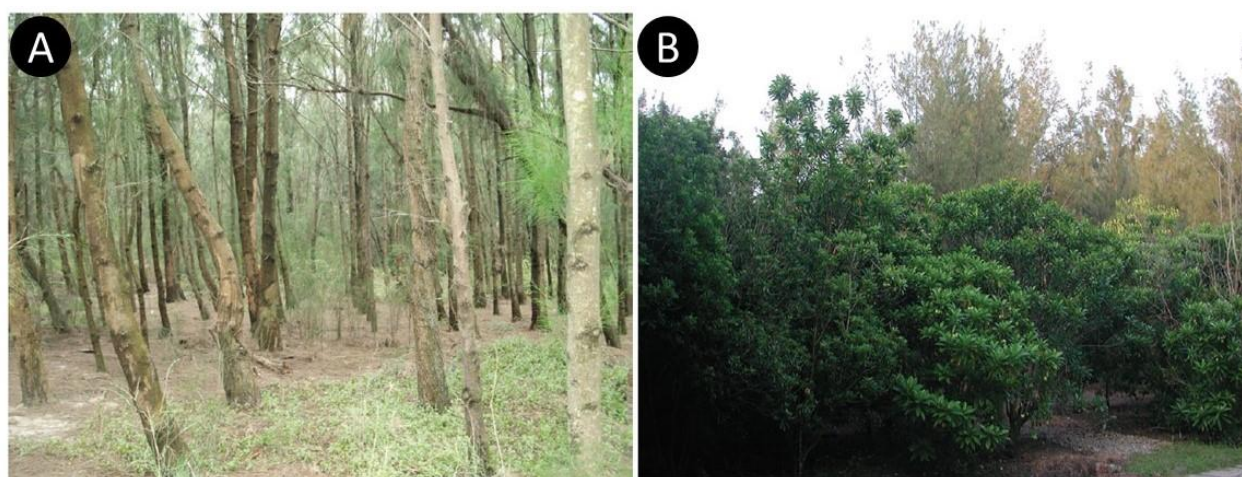


圖 2.單一林相配置與複層林配置差異示意圖。(A)單一林相，(B)複層林相(何坤益，2006)。

肆、材料與方法

一、研究地點概述

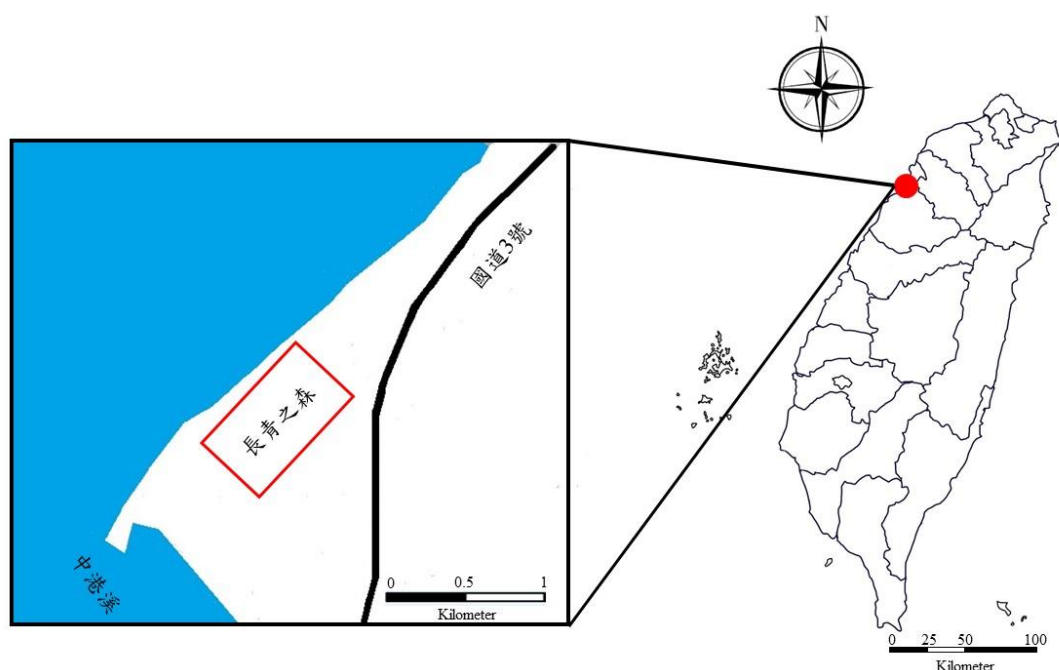


圖 3. 竹南研究地區相對位置圖

竹南海岸林位於苗栗縣竹南鎮(圖 3)，海岸林分沿海岸線北起自龍鳳漁港，南至中港溪出海口，為全長約 4 km，面積約 106 ha 的國土保安林，屬於保安林中的飛砂防止林(編號 1311 號)。曾被內政部營建署評估為台灣西海岸保存最完整的生態系。根據竹南氣象站(測站經度 120.8888；緯度 24.7089)提供資料顯示：竹南鎮 2017 年氣象資料中，年均溫 23.03℃，年平均降水量為 113.7 mm，年平均陣風風速 1.9 m/s。其中，降水量主要集中於夏季 6 月份，高達 685.5 mm；大部分陣風方向以東北風為主。海岸林由北至南被規劃為假日之森、親子之森以及長青之森三段，其中斯氏紫斑蝶之春季重要繁殖地主要集中於長青之森區段(詹家龍，2008)，顯示該區域為竹南海岸林重要之生態生育地，故十分具有研究價值。

二、研究方法

(一)植群調查及樣區設置

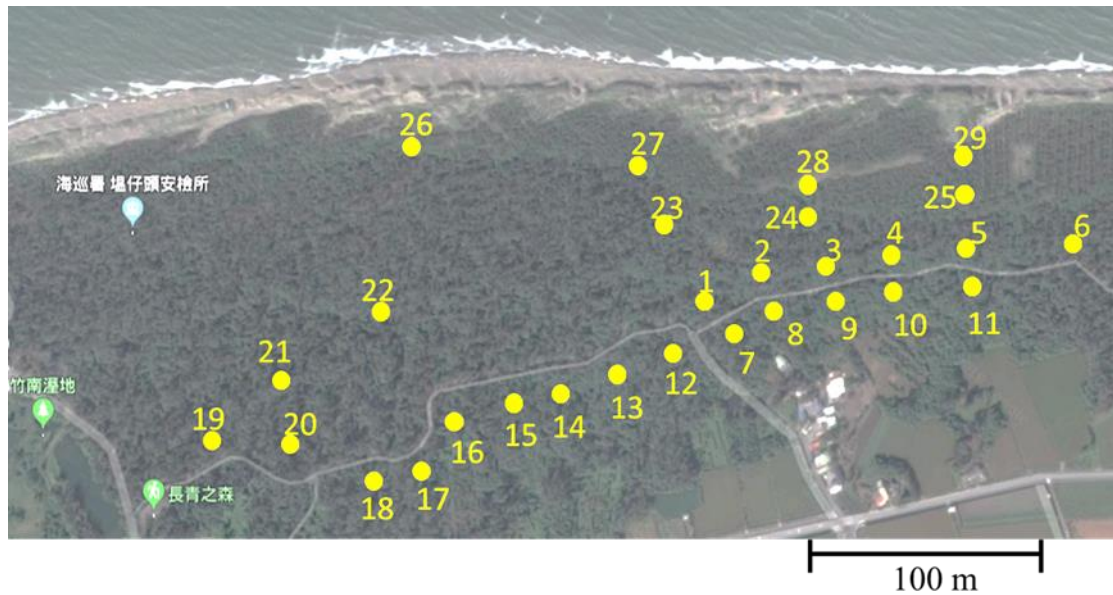


圖 4.竹南海岸林樣區設置位置示意圖

調查全區域林分並比對海岸林工作站提供之航照圖，考量親子之森由於農田區緊鄰且狹長，假日之森人工設施及人為干擾程度較大，因此植群調查之樣區設置以人為干擾程度小且紫斑蝶生態重點區域的長青之森為主。2018 年 3 月 9 日至 4 月 3 日，於竹南海岸林長青之森區域進行樣區拉設及植群調查工作。本研究採用多樣區法(Multiple-plot method) (Cain and Castro, 1959)。於林分內均勻設置 29 個 $10 \times 10 \text{ m}^2$ 方型樣區(圖 4)，樣區內植物採取全面調查方式，胸徑大於 1cm 以上之木本植物，均列為喬木層，記錄其名稱、胸高直徑(DBH)及株數；胸徑不足 1 cm 之木本植物、草本植物及蕨類植物則歸類為地被層，記錄其名稱並以覆蓋度估算之。

(二)環境因子調查

環境因子對於生育地植物之生長與分布息息相關，植群社會進行分類時，須將生育地之環境因子納入考量，並討論其相關性(蘇鴻傑，1987)。故生態學為求植群與環境因子相關性，於野外設置調查樣區後，應於林分調查所需之環境因子，可透過設置測站、採集土壤樣本等方法達成目的(劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)。本研究調查之環境因子為孔隙大小、距海岸線遠近及土壤因子。

1.孔隙大小

孔隙大小判定參照王經文等人(2016)的研究，孔隙判釋如下：林冠層開闊度大於 50 %者視為大孔隙；開闊度小於 50 %，大於 25%視為小孔隙；而無明顯冠層破裂處者，開闊度小於 25%視為小孔隙，共 3 種不同孔隙大小標準。利用無人飛行載具(Unmanned aerial vehicle, UAV)輔助觀測，並且配合地面深入林分樣區調查，收集孔隙開闊程度資料。將相片劃分 100 個方格，藉此判斷孔隙度的百分比，收集孔隙大小之數據。

2.距海遠近

距海遠近資料收集方法，係於樣區建立之後，以 GPS 定位器於樣區中心點接收座標資料，本研究座標系統使用 TWD97 大地基準。所蒐集點位輸入 ArcGIS 地理資訊系統軟體，並且配合 UAV 拍攝照片所套疊而成的像片基本圖，量測樣區與海岸線距離，藉此蒐集距海遠近資料。

3.土壤因子

土壤因子資料蒐集，係利用土壤取樣器於樣區採集土壤，帶回研究室進行各項分析。本研究土壤採集方法係參照陳仁炫(2008)之研究。單一樣區取土點為 5 點，分別為方形樣區 4 個頂點以及中心點。各點皆挖取 100 g 表土及 100 g 底土，表土為 0-20 cm 之土層，底土為 20-40 cm 之土層，並將 5 點均勻混和為一樣本，即代表該樣區之土壤樣本。本研究土壤因子分析項目包含：pH 值、EC 值及土壤質地。

(三)武靴藤攀附樹種調查

有鑑於林分內武靴藤可能不只攀附於單株樣木，因此木質藤本僅測量該藤本最初攀緣之支持木(顏立紅等，2007)。研究方式則是於林分內均勻且隨機選定 60 株具武靴藤攀附之樣木，測量並紀錄其攀附之樹種、武靴藤於樣木之攀附高度(m)、攀附之投影面積(m²)、武靴藤胸高直徑(mm)、武靴藤上方遮蔽程度($\frac{\text{上方遮蔽面積}}{\text{武靴藤投影面積}} \times 100, \%$)，判釋武靴藤攀附於不同樹種

之生長情形。

1.樣木高度、武靴藤攀附高度測量

首先測量人員於樣木就定位，以測高竿向上延伸至樣木頂梢部分後，讀取測高竿所標示之樹值；武靴藤攀附高度亦同，惟測高竿必須伸至武靴藤於樣木攀附之最高位置。

2.攀附之投影面積測定

測量方法主要參考測量林木之樹冠幅(Crown diameter)之方法。樹冠幅係指由側枝組成之樹冠寬，以量測林木之對角樹冠直徑之平均數。樹冠幅之測量以面海方向為第一測量冠幅之方向面，接續以順時鐘方向分別測量其他方向之樹冠幅，以便求得較準確之冠幅數據(李明仁等，2008)。量測武靴藤攀附冠幅後，求出攀附投影面積。

3.武靴藤胸高直徑測量

主要參照伍淑惠等(2007)研究木質藤本的測量方式。測定攀附樣木之武靴藤之離地 1.3m 處之直徑，作為研究數據。然林分內部分武靴藤離地 1.3m 處並非垂直向上攀附，而是平行攀附。故對於水平攀附之武靴藤胸徑之定義，亦取離地 1.3m 處測量，取 3 段直徑測量並平均，作為研究數據。

4.武靴藤上方遮蔽程度測定

本研究武靴藤上方遮蔽度，係指武靴藤攀附環境中，上方受到樣木枝葉、枝幹、小枝等遮蔽其生長可利用光線之程度(圖 5)。可表示武靴藤於各樹種攀附時，樣木與樣木之間提供之光線環境之差異程度，作為其最適攀附樹種調查之判別依據。首先於測量武靴藤於樣木攀附之投影面積後，再觀察 UAV 所拍攝之照片，並配合現場觀測，求得武靴藤其上方遮蔽物投影面積於武靴藤攀附投影面積所占比例。上方遮蔽程度計算方式為：

$$\left(\frac{\text{上方遮蔽面積}}{\text{武靴藤投影面積}} \times 100, \% \right)。$$

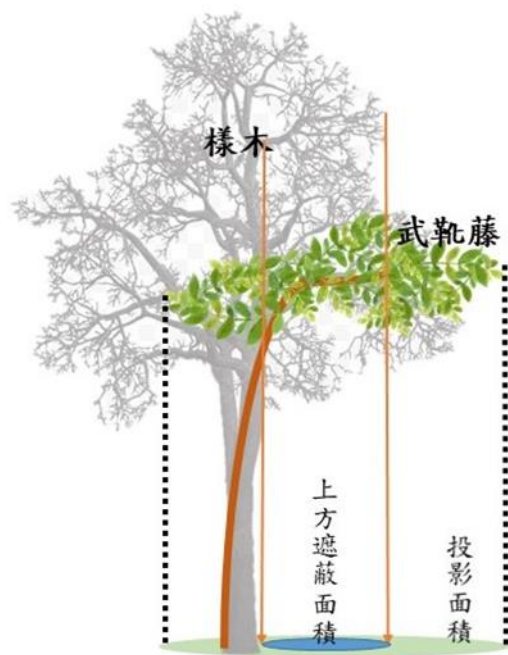


圖 5. 武靴藤上方遮蔽程度之測計示意圖

(四)草毯不同處理對於小苗適應性試驗

由於探勘發現林分內之孔隙開闊區域具有大黍族群所形成之厚實草毯層覆蓋，可能成為當地林木以及其他植物小苗之限制因子，又後續孔隙區域若須導入育林手段，勢必要具有最有利之草毯層移除手段。因此本研究對於大黍草毯層規劃了 4 種不同處理手段對於 3 種不同林木小苗的適應性觀察試驗。所使用之苗木有：木麻黃、白水木及武靴藤。所使用的處理方法有以下：

1. 割除：僅利用割草機、刀械移除地上部之草本。
2. 挖掘：利用圓鋤、鋤頭將整株草本連同根部挖除。
3. 割除後覆蓋：移除草本地上部之後，利用割除之枯草覆蓋之抑制。
4. 對照組：不做任何處理，放任草本自然生長。

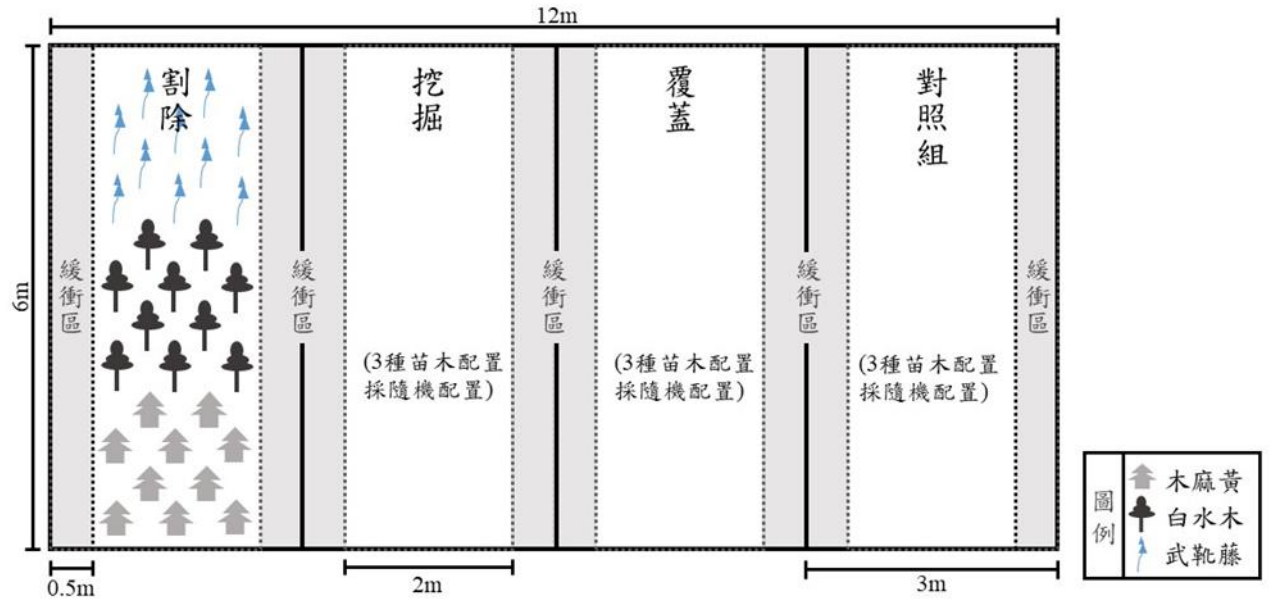


圖 6. 草毯不同處理對於小苗適應性之試驗設計



圖 7. 草毯不同處理試驗樣區設置位置示意圖

試驗設計配置圖參照圖 6，整個大樣區為 $12 \times 6 \text{ m}^2$ 之長方形樣區，4 種處理各分配 $3 \times 6 \text{ m}^2$ 面積大小施作，而為求處理與處理間不互相干擾，安排 $1 \times 6 \text{ m}^2$ 之緩衝區塊，以求實驗數據穩定。苗木種植於樣區後，皆使用竹竿與繩子固定植株。大樣區於林分中 3 重複設置，於林分前緣、中緣、後緣平均拉設樣區。於 107 年 9 月份建立樣區，每 2 個月蒐集一次研究數據至 108 年 7 月份為止，依數據判釋各處理之苗木適應性之差異。

所蒐集的數據項目如下：

1. 苗木基徑(mm)：利用游標尺量測苗木之地際直徑。
2. 苗高(cm)：利用捲尺或皮尺量測苗木枝梢最高處之高度。

(五) 武靴藤及紫斑蝶物候調查

生態育林更新導入，配合當地物種生態習性及物候實為不可或缺步驟。武靴藤為斯氏紫斑蝶幼蟲食草，調查其物候並監測紫斑蝶成蟲於竹南海岸林活動高峰期，能使更新作業得以避開紫斑蝶繁殖期，得以配合武靴藤結果期導入更新作業，利於天然更新下種，做為參考。

1. 紫斑蝶調查方式：

蝴蝶調查方法主要參照李大維(2017)蝶相研究方法。研究地區之蝶類調查方式以穿越線調查法為常見方法。不易以目測辨識之蝶種，則以捕蟲網捕捉法、幼蟲蟲體調查輔助蝶類鑑定。調查時間為 2018 年 3 月 9 日至 2019 年 3 月 31 日。

(1) 穿越線調查法

於林分內以時速約 10 m/min 的速度沿著穿越線，記錄沿途範圍 5 m 內出現之斯氏紫斑蝶數量(隻次)，約 15 日進行一次紀錄。

(2) 捕蟲網捕捉法

穿越線調查法進行時，針對蝶類特徵不明顯，或是移動速度過快致使辨識困難，則以捕蟲網進行成蝶的捕捉，以利於紫斑蝶類之鑑定。

(3) 幼蟲蟲體調查

調查方法以武靴藤植株是否附有斯氏紫斑蝶幼蟲蟲體或蟲卵，為數據蒐集方式，用以確認斯氏紫斑蝶於竹南海岸林繁殖高峰時段。

2. 武靴藤物候調查

本研究物候調查方法參照曾喜育(2003)於惠蓀林場之研究。於研究地區選定 15 株武靴藤作為物候調查對象，並記錄各月份生長變化。觀察物

候如下：

- a.抽芽期：當芭芽中的芽伸出嫩葉的尖或新生成的苞片已伸長，裸芽可見時。
- b.展葉期：小葉或葉已完全平展至生活期大小，但結構、色素、酵素生理尚未完全，顏色表現上較嫩綠，質地亦較柔軟或披有軟毛。
- c.葉成熟期：展葉期後樣木有半數以上營養生長期間的葉片。
- d.始花期：花蕾或花序已見明顯特徵且可區分單一花朵的時期。
- e.花盛期：花蕾開放，雌蕊或雄蕊外露，進行授粉生殖的時期。
- f.花末期：開花終了時期。花瓣和雄蕊凋萎、柱頭凋謝或萎縮。
- g.著果期：花冠筒脫落，子房膨大，果實漸成形時。

(六)孔隙分佈調查

1.空拍航程規劃

本計畫使用無人空拍機(Unmanned Aerial Vehicle, UAV)進行 1311 號保安林分現況調查，UAV 可依據事前的航線規劃，進行自動化的航拍作業，其所拍攝之數位化影像具有波譜特性、拍攝時間具有彈性，解析力高的相片可清晰地進行地物判釋，可協助調查者快速的瞭解林地現況，配合地面控制系統(ground control system)輔助其拍攝，可得以了解保安林整體概況。本計畫所使用之 UAV 為定翼機 Sensefly eBee (圖 8)搭載 SenseFly S.O.D.A 感測器進行拍攝，飛行前利用 emotion 軟體於室內進行航線規劃(圖 9)，拍攝任務之參數設定為，飛行高度 200m、前後重疊率 80 %、左右重疊率 70 %，航線路徑與拍攝面積將因地形之變異而有所更動。將所拍攝之影像，匯入 Pix4Dmapper 軟體建立專案，匯出後之成果可套疊於 Google Earth 或 ArcGIS 軟體中進行編輯，後續可利用空拍成果圖進行保安林與周邊土地利用類型分析(附錄 5)。



圖 8. Sensefly eBee 定翼機

將取得之 UAV 影像匯入影像拼接軟體 Pix4D 進行影像拼接，影像拼接需要透過影像之間的前後重疊與航線之間的左右重疊進行拼接，拼接後會產出該次拍攝的影像精度報表，說明空拍圖涵蓋範圍、處理時間、影像變形區域等資訊，供使用者後續處理之參考。本次拍攝範圍為 323.11 ha(含保安林範圍 107.09 ha)，共使用 291 張影像，地面解析力為 7.9 cm。Pix4D 除了可以拼接 UAV 拍攝的影像外，可另外產製計畫區域的數位地表模型(Digital Surface Model, DSM)及數位地形模型(Digital Terrain Model, DTM)，將兩者相減可獲得樹冠高程模型(Canopy Height Model, CHM)，可用來判斷樹冠孔隙分布及計算其面積。

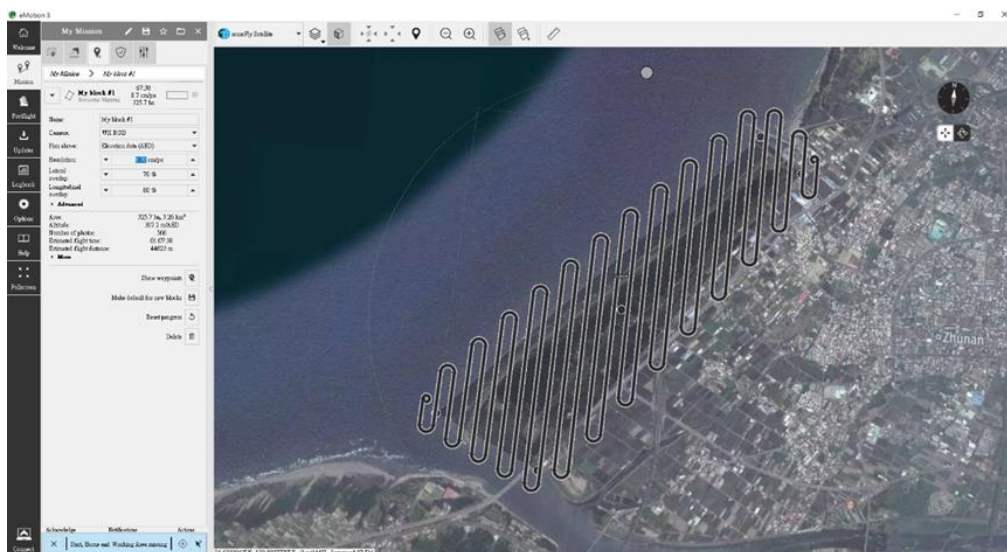


圖 9. 航拍任務規劃

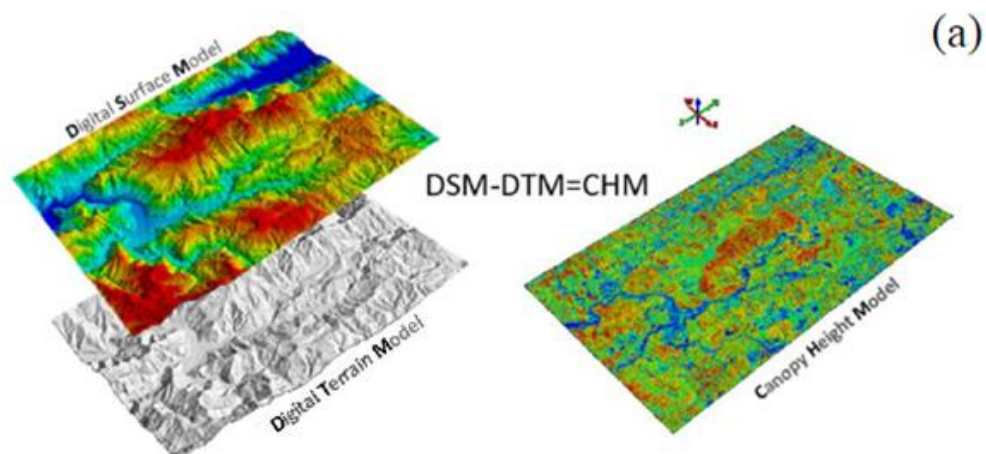


圖 10.樹冠高程模型示意圖

三、分析方法

(一)植群分類

首先將林分內所調查之資料以 Excel 2016 軟體整合，將所調查植物種類進行編碼，並輸入樣區及植物種類代碼、木本植株之胸徑，並計算木本植物之重要度指數(importance value index, IVI)和地被植物之重要值(importance value, IV)，決定植物於樣區內之優勢程度(劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)，而所得之重要度指數經轉換以 100% 為基礎，依 Gauch (1982)之八分制(octave scale)將其轉換為 10 級以簡化數據及變異。而計算方式如下：

$$\text{頻度(frequency)} = \frac{\text{某種植物出現之樣區數}}{\text{所調查之總樣區數}} \dots\dots\dots \text{式 1}$$

$$\text{密度(density)} = \frac{\text{某種植物株數之總和}}{\text{所調查之總樣區面積}} \dots\dots\dots \text{式 2}$$

$$\text{木本優勢度(ODo,\%)} = \frac{\text{某種植物之地徑平方和}}{\text{所調查之總樣區面積}} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 3}$$

$$\text{地被優勢度(Udo,\%)} = \frac{\text{某種植物之覆蓋面積}}{\text{所調查之總樣區面積}} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 4}$$

$$\text{相對頻度(RF,\%)} = \frac{\text{某種植物之頻度}}{\text{所有植物頻度之總和}} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 5}$$

$$\text{相對密度(RD,\%)} = \frac{\text{某種植物之密度}}{\text{所有植物密度之總和}} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 6}$$

$$\text{木本相對優勢度(ORDo,\%)} = \frac{\text{某種植物之優勢度}}{\text{所有植物優勢度之總和}} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 7}$$

$$\text{地被相對優勢度(URDo,\%)} = \frac{\text{某種植物之優勢度}}{\text{所有植物優勢度之總和}} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 8}$$

$$\text{木本植物重要度指數 IVI} = (\text{RF})\% + (\text{ORDo})\% + (\text{RD})\% = 300 \dots\dots\dots \text{式 9}$$

$$\text{地被植物之重要值 IV} = (\text{RF})\% + (\text{URDo})\% = 200 \dots\dots\dots \text{式 10}$$

將林分內各樣區之重要度指數經 Excel 2016 計算後，再以 PC-ORD 6.0 (McCune and Mefford, 2011) 進行歸群分析，並採取 Sørensen 相似性指數及 Group Average 之樹狀連結法進行分析，並繪製樹形圖(dendrogram)，探討樣區間植群關係與分類組成。植群命名方式則配合列表比較法 (Tabular comparison) (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974)，以優勢種作為植群命名原則。

(二)武靴藤最適攀附樹種分析

將所調查之資料以 Excel 2016 軟體整合，並使用 SPSS 22.0 軟體進行統計與分析，以 ANOVA 變異數分析(analysis of variance)觀察那些因子對於武靴藤生長有顯著影響。以攀附樹種作為自變數，武靴藤於樣木之攀附高度、攀附之投影面積、武靴藤胸高直徑、武靴藤上方遮蔽程度作為依變數，尋求不同樹種作為攀附選擇之武靴藤，各數據之間是否有顯著差異。

(三)草毯不同處理對於小苗適應性分析

亦是將所蒐集之數據以 Excel2016 軟體整合之後，利用 SPSS22.0 軟體進行統計分析。以 ANOVA 變異數分析觀察 4 種處理對於 3 種小苗的適應性是否有差異。以割除、挖掘、覆蓋、對照 4 種不同處理方式作為自變數，淨高生長量、淨基徑生長量作為依變數，尋求不同處理之間，各樹種之生長狀況有無顯著差異。

(四)武靴藤及紫斑蝶物候調查

- 1.武靴藤著果期各月份以敘述性統計進行比較，找出那些月份的著果數量有顯著，將這些月份列為可配合移除草毯的天然下種更新期間。
- 2.各月份紫斑蝶及幼蟲數量以敘述性統計進行比較，尋找出那些月份的蟲體數量有顯著，將這些月份列為不建議進行大面積干擾的更新施作期間。

伍、結果

一、植物種類

表 1. 竹南海岸林植物物種數量統計表

	科數	屬數	種數	原生種	歸化種
蕨類植物	1	1	1	0	1
單子葉植物	2	5	5	3	2
雙子葉植物	25	30	30	21	9
合計	28	36	36	24	12

本研究於竹南海岸林長青之森保安林內進行植物調查，樣區內一共紀錄到 36 種植物，資料經整理後發現共含 28 科 36 屬(表 1)。其中雙子葉植物種類最多，一共包含 22 科 30 屬 30 種，單子葉植物則含有 2 科 5 屬 5 種。所調查的植物種類當中原生種共具 24 種，歸化種共具 12 種。依據苗栗縣政府(2010)計畫報告提到：竹南海岸林附近的調查共紀錄有 92 科 255 屬 316 種植物，以草本居多。調查地點類型包含竹南海岸林長青之森、親子之森、假日之森、龍鳳漁港、中港溪口，尚包括周遭果園、紅樹林、草生灌叢、農耕地、沙灘草生地、人工建物及人工溼地。顯示本區保安林具有潛在植被豐富度及多樣性的情形。

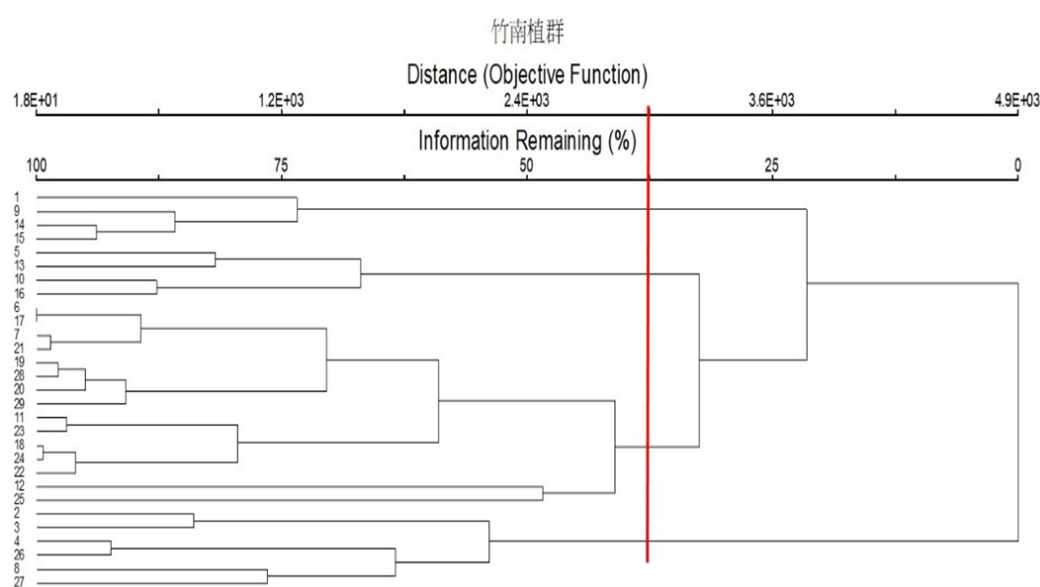


圖 11. 竹南海岸林地區植物社會群團分析樹形圖

二、植群分類

本研究配合現地狀況依據群團分析(CA)，發現以 37.5%臨界值 (information remaining)作為植群劃分依據最符合，可將林分植物社會分為 4 個植群型(圖 11)，配合列表分析法以各類群之優勢種命名，所得結果如下：

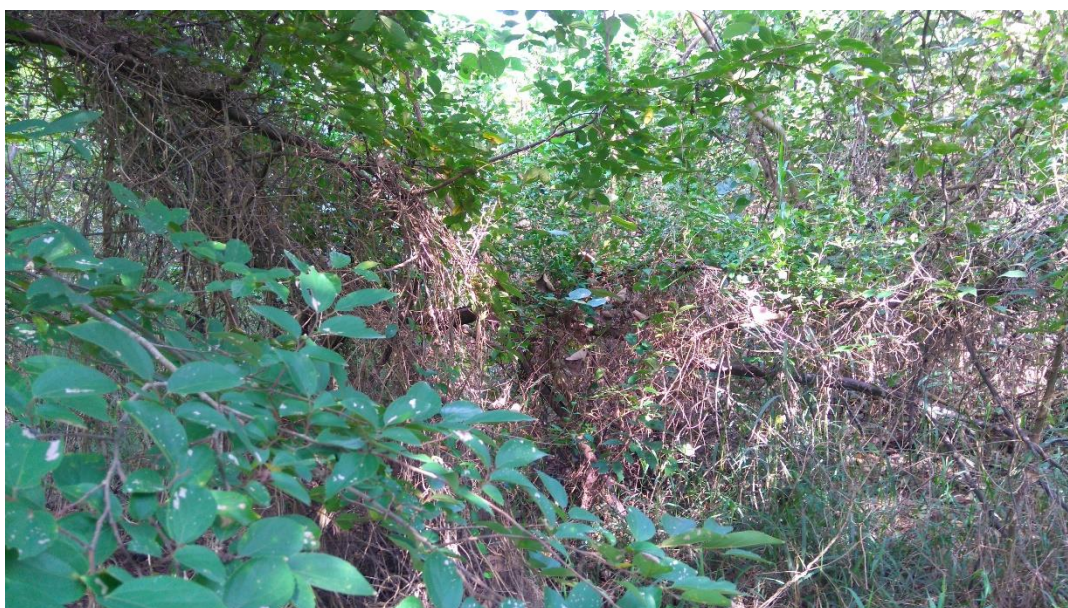


圖 12.朴樹-欖仁型樣區現場樣貌

(一)朴樹-欖仁型(*Celtis sinensis*- *Terminalia catappa* type)

樣區為 1、9、14、15。本植物社會中，朴樹(*Celtis sinensis*)明顯較其他植群型更具優勢。另有欖仁(*Terminalia catappa*)及黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)伴生於旁(圖 12)。植群社會中偶有槭葉牽牛(*Ipomoea cairica*)、扛香藤(*Mallotus repandus*)、三角葉西番蓮(*Passiflora suberosa*)、大黍(*Panicum maximum*)及串鼻龍(*Clematis grata*)等地被植物。此植物型社會之樣區大多落於竹南海岸林帶後緣，此植群型樣區內之地被層覆蓋度不高，且木麻黃(*Casuarina equisetifolia*)枯倒部分形成之空曠處佔據朴樹族群。

(二)構樹-黃連木型(*Broussonetia papyrifera* - *Pistacia chinensis* type)

樣區為 5、10、13、16。此植群社會優勢種為構樹，與黃槿、黃連木及朴樹相互伴生(圖 13)。值得一提之處為：此植群型木麻黃數量稀少。本型發現有扛香藤、三角葉西番蓮、大黍及武靴藤(*Gymnema sylvestre*)等植物之蹤跡，偶有月桃(*Alpinia zerumbet*)、苦楝(*Melia azedarach*)等植物出現於樣區內。此植群型於竹南海岸林落於海岸林帶後緣，地被覆蓋度相較

來得高。以大黍族群為地被植物中佔有優勢地位，有少數小花蔓澤蘭入侵。



圖 13. 黃槿-黃連木型樣區現場樣貌

(三)木麻黃-苦藍盤型(*Casuarina equisetifolia* -*Clerodendrum inerme* type)

樣區為 6、7、11、12、17、18、19、20、21、22、23、24、25、28、29。木麻黃於此植群型，相較其他植群型更具有優勢度。林分內具有苦藍盤(*Clerodendrum inerme*)、黃槿及苦楝伴生，偶有武靴藤、樟樹(*Cinnamomum camphora*)、白千層(*Melaleuca leucadendra*)、草海桐(*Scaevola sericea*)及小葉桑(*Morus australis*)等木本之蹤跡(圖 14)。地被方面則有槭葉牽牛、雞屎藤(*Paederia foetida*)、扛香藤、三角葉西番蓮、大黍、大花咸豐草(*Bidens pilosa*)及月桃(*Alpinia zerumbet*)等出現於樣區內。此植群型大部分位於長青之森南端，且包含所有沙丘後緣且自行車道前緣區域之樣區，包含少數沙丘前緣及海岸林帶後緣之樣區。此植群型之樣

區，林木倒塌所形成之空曠區域被不同地被植物侵入生長。



圖 14. 木麻黃-苦藍盤型樣區現場樣貌



圖 15. 黃槿-葉下珠型樣區現場樣貌

(四)黃槿-葉下珠型(*Hibiscus tiliaceus*- *Phyllanthus urinaria* type)

樣區為 2、3、4、8、26、27。此植群型以黃槿最為優勢(圖 15)。其林分內大多伴生木麻黃、葉下珠(*Phyllanthus urinaria*)，並有少數地被如槭葉牽牛、扛香藤、三角葉西番蓮及大花咸豐草等地被植物。此植群型樣區分佈於沙丘前緣與林帶前緣部分，而沙丘前緣由於鄰近海岸線，受風沙及鹽霧等直接衝擊之限制，因此只有少數耐鹽耐旱抗風樹種方能存活，因此植物種類數量並不多。黃槿及木麻黃等樹種於此林分多呈現低矮甚至鋪地

的狀況。黃槿冠層優勢覆蓋，林下地被可獲得之光照度不多，因此地被植物難以與之競爭而非常稀少。

三、降趨對應分析

透過 CA 進行初部分群後，將 29 個樣區分為 4 個林型，再經由降區對應分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA)後，顯示三軸長度分別為 1.73、1.08、1.22 SD (表 2)。根據前人研究：梯度長若介於 1-1.4 之間，表示物種轉換率已達到一半，而當超過 4 SD 以上代表兩樣區間無共同物種，特徵值由於經過 DCA 的重新刻劃和降趨步驟，已不能代表變方的總和的百分比(蘇鴻傑，1987、1996)。本研究梯度長介於 1 至 4 之間，則定義為具有空間分布之參考價值。使用 Spearman 相關性檢定，顯示軸 3 與 pH 值、EC 值呈現顯著負相關，與孔隙程度呈現極顯著正相關。而軸 1、軸 2 顯示沒有與任何環境因子有顯著相關(表 3)。因此空間分布依軸 3 呈現之空間分布較有參考價值。

表 2. 竹南 DCA 序列軸之梯度長及特徵值

序列軸(Axis)	梯度長(SD)	特徵值(Eigen value)
1	1.73	0.16
2	1.08	0.08
3	1.22	0.05

配合竹南海岸林樣區環境因子觀察顯示，DCA 空間分布樣區愈往軸 3 上方分布，表示樣區的孔隙程度愈大、土壤 pH 值愈酸、土壤鹽分濃度愈低(圖 16)。因此由 DCA 的空間分布觀察發現，木麻黃-苦藍盤型的樣區特色為孔隙程度高、土壤偏酸性土壤、鹽分含量低的生育環境；構樹-黃連木型的樣區特色為中高程度孔隙、土壤酸性偏中性、鹽分含量中度之生育環境；朴樹-欖仁型的樣區特色為低程度孔隙、土壤中性和鹽分含量中度之生育環境；黃槿-葉下珠型之樣區特色為低程度孔隙、土壤中性和鹽分含量高之生育環境。

表 3. DCA 序列軸與環境因子之 Spearman 相關係數(r^2)

序列軸(Axis)	1	2	3
	r	r	r
pH	0.179	-0.273	-0.379*
EC	0.082	0.053	-0.387*
Distance	-0.300	0.173	0.440
Gap	0.096	0.230	0.479**
Silt	-0.105	0.295	0.046
Clay	0.134	0.068	0.236
Sand	0.035	-0.272	-0.163

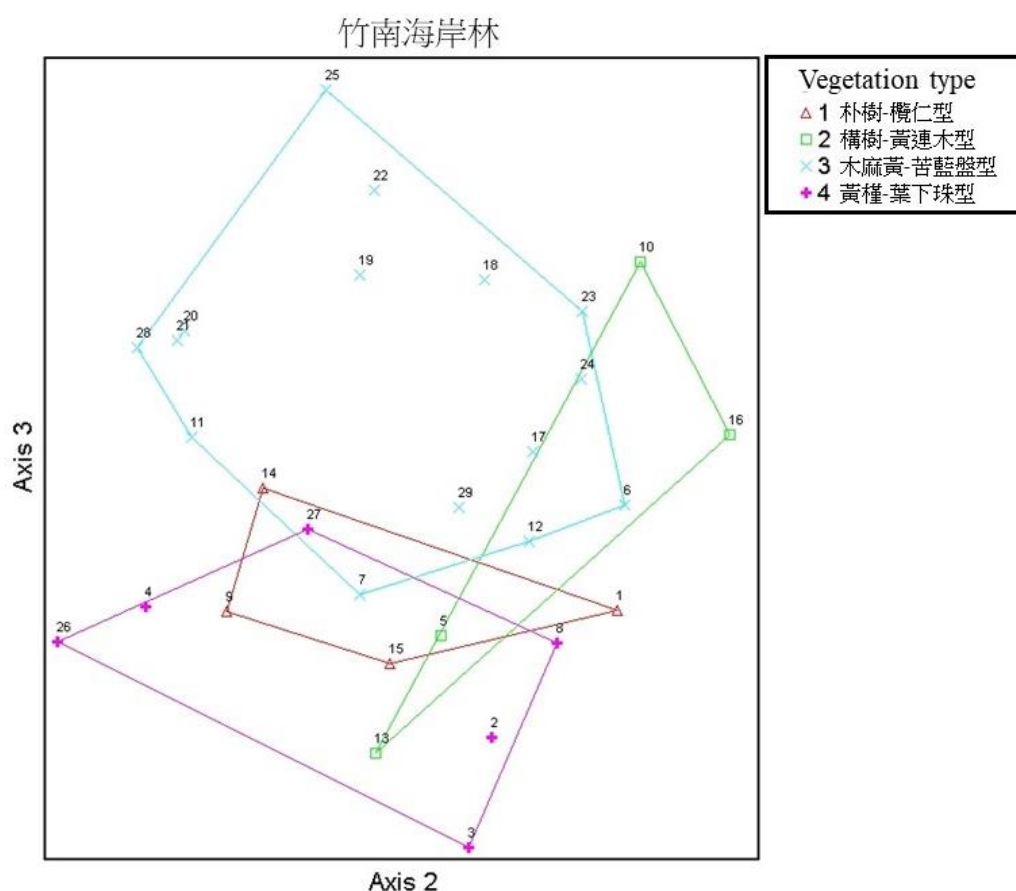


圖 16. 樣區於 DCA 序列軸 2、3 的空間分布

竹南海岸林樣區之 DCA 結果雖然可以見到空間分布情形，然而分布狀況並無前人研究植群調查研究結果明顯，且僅有軸 3 具有參考價值，所產生的 DCA 分布圖僅能選擇具有軸 3 的結果加以解釋。本研究 DCA 結果分布不明顯的原因，可能是由於林分係屬於早期人工造林，因此分布上不若自然生育地分布明顯，然而 DCA 結果仍可看出人工林建立多年後，有逐漸分化的趨勢。

四、武靴藤攀附樹種分析

此研究調查武靴藤於林分攀附之樹種，共記錄 5 種，分別為木麻黃、黃槿、構樹、苦楝及朴樹，樣木數量參照表 4。資料中樹種數量不相同，因此 ANOVA 事後檢定方法採用 Scheffe 法進行分析。由於整體林分以黃槿、木麻黃族群優勢，因此探勘過程多發現此二種樣木。構樹、苦楝及朴樹選定不多的原因：三樹種於黃槿優勢林分仍屬少數族群；另外武靴藤於林分後期受到厚實草毯層及鬱閉林分影響，而三樹種屬於此林分演替中期發生之物種，難以發生小苗並攀附於其上。

表 4. 武靴藤攀附樹種之樣木數量

	木麻黃	黃槿	構樹	苦楝	朴樹
樣木株數	21	20	6	6	7

研究發現武靴藤攀附於不同樹種之生長狀況有差異(表 5)。首先以武靴藤於不同樹種攀附投影面積討論，統計發現攀附於木麻黃之武靴藤，於攀附樣木之投影面積相較其他四樹種低，配合現地探究造成此現象的原因，觀察到木麻黃相較其他樹種樹高明顯較高，因此提供武靴藤較多的向上攀附生長空間；而黃槿、構樹、苦楝及朴樹相較木麻黃低矮，因此武靴藤於樹冠層轉以橫向攀附生長為主。上述原因使武靴藤攀附於木麻黃之投影面積相較其他樹種較低。

表 5. 武靴藤攀附不同樹種之差異

	攀附投影面積(m ²)	上方被遮蔽度(%)	攀附高度(m)	武靴藤胸徑(mm)
木麻黃	12.23±7.4 ^b	0.22±0.12 ^b	9.04±3.25 ^a	25.56±8.45 ^a
黃槿	25.34±13.16 ^a	0.4±0.13 ^a	4.67±1.25 ^b	17.53±6.48 ^b
構樹	21.45±14.7 ^a	0.24±0.12 ^{ab}	5.2±3.94 ^b	17.06±3.56 ^b
苦楝	24.88±10.01 ^a	0.35±0.05 ^{ab}	4.71±0.7 ^b	16.67±5.04 ^b
朴樹	18.01±5.23 ^a	0.27±0.09 ^{ab}	5.54±1.33 ^{ab}	21.69±3.57 ^b

設 $P < 0.05$ 即達到統計之顯著差異水準，字母不同表示組間具有顯著差異。

上方遮蔽程度方面，結果顯示武靴藤攀附於木麻黃相較黃槿，被枝葉層遮蔽的程度較小，而攀附於木麻黃、黃槿對於構樹、苦楝、朴樹之遮蔽度則沒有顯著差異。造成此差異的原因，推測是木麻黃退化之葉片降低武

靴藤受遮蔽的程度，且高聳的木麻黃提供良好的生長空間，周圍鮮少有其他立木構成遮蔽阻擋光源及生長空間之機會。攀附於黃槿之武靴藤，上方較易受到黃槿新萌發之枝葉阻礙生長空間，且黃槿之葉片相較木麻黃巨大許多，大幅增加遮蔽之機會。另外其他三樹種，雖然冠層亦有遮蔽武靴藤之效果，然而於北部冬季會落葉之特性，武靴藤能獲取光源及空間，彌補夏季被遮蔽而生長緩慢之情形。

攀附高度方面，結果顯示以攀附於木麻黃之武靴藤最高，與黃槿、苦楝、構樹有顯著差異，朴樹與其他四樹種無差異。造成此統計差異，推測木麻黃之樹高相較其他四樹種高聳許多，提供武靴藤更多的攀附生長空間及機會，然而朴樹的統計顯示與木麻黃無顯著差異，現地觀察到所調查之樣木上之武靴藤，可能受到朴樹樹高及冬季落葉特性，因此相較黃槿、苦楝、構樹攀附較高。黃槿、構樹、苦楝攀附之武靴藤生長不高的原因，可能受限於攀附樹體之樹高，以及其提供之生長空間有限所致。

武靴藤之胸徑分析，結果顯示攀附於木麻黃與其他四樹種具有顯著差異。如同前3項因子分析，木麻黃相較其他樹種，提供武靴藤之生長空間及機會較多，於良好的生育環境下，發育情形自然相對較優，胸徑亦隨之增大增寬。另一部份原因可能是早期林分建立時以木麻黃為主，因此武靴藤攀附於木麻黃的時間點相較其他後續引入之樹種早，因此武靴藤齡級較高，胸徑較大。

綜合上述，統計結果顯示木麻黃得以提供武靴藤良好之生育空間及機會，因此攀附於其之武靴藤生育良好，然而木麻黃於台灣海岸林生育環境難以天然更新已是既定事實，如作為竹南海岸林之更新樹種，實非長久之計。黃槿相對提供武靴藤之生長空間及機會較少，如欲兼顧竹南海岸林之紫斑蝶食草生態，實不推薦做為更新樹種選擇。朴樹、構樹、苦楝雖然統計上的結果對於武靴藤而言，生長情形並無明顯的優勢，然而可能是此

三樹種引入林分時間點較晚，武靴藤攀附於其時間較短，因此當前生長差異無表現。由於構樹、苦楝、朴樹於北部海岸林冬季落葉之特性，不若黃槿一年四季遮蔽冠層以下環境，實為作為武靴藤能攀附樹種之選擇，因此仍有待後續觀察。



圖 17. 武靴藤於不同樹種攀附情形。(A)攀附木麻黃，(B)攀附朴樹，(C)攀附黃槿。

五、草毯不同處理對於小苗的適應性

(一)不同處理對於武靴藤小苗之生長變化

結果如表 6 所示，首先觀察武靴藤小苗淨高生長資料，顯示挖掘處理的淨高生長最高，於統計上顯著高於其他 3 種處理方法。而不對於大黍草毯進行任何處理的對照組，淨高生長則是顯著低於其他處理。割除與覆蓋兩處理之間則於統計上無達到顯著差異水準。淨基徑生長方面，挖掘與覆蓋兩處理之間於統計上無達到顯著差異水準，然而皆顯著高於割除處理與對照組。而割除處理與對照組兩處理之間於統計上沒有達到顯著差異水準。

表 6.武靴藤小苗於 4 種不同草毯處理之生長變化

處理方法	淨苗高生長(cm)	淨基徑生長(mm)
割除	53.91±4.07 ^b	2.03±0.05 ^b
挖掘	75.11±4.79 ^a	2.29±0.03 ^a
覆蓋	51.87±2.06 ^{bc}	2.32±0.02 ^a
對照	42.75±2.73 ^c	2.02±0.04 ^b

設 $P < 0.05$ 即達到統計之顯著差異水準，字母不同表示組間具有顯著差異。

結果顯示挖掘處理對於武靴藤小苗適應方面生長良好，淨高生長與淨基徑生長皆良好，推測是移除了大黍草毯層，小苗得以獲得更多的光線，以及不用與大黍競爭養分與水分，因此若干月後之生長量優於其他處理。對照組不論高生長量、基徑生長量皆為所有處理中最低，推測是小苗建立至今以來，生長環境皆被大黍族群壓迫，不論光線、養分、水分以及生長空間，因此生長狀況不若其他處理佳。

(二)不同處理對於木麻黃小苗之生長變化

根據表 7 觀察結果顯示，木麻黃淨高生長量方面，挖掘與覆蓋於統計結果方面顯著高於另外兩種處理方法。而割除方法之木麻黃淨生長量最低，於統計上顯著低於所有處理。對照組方面於統計上顯著低於挖掘與覆蓋處理，而顯著高於割除處理。木麻黃淨基徑生長方面，挖掘與覆蓋處理於統計上顯著高於另外兩處理，而割除與對照組處理兩者之間於統計上無顯著差異。

表 7.木麻黃小苗於 4 種不同草毯處理之生長變化

處理方法	淨苗高生長(cm)	淨基徑生長(mm)
割除	21.21±0.77 ^c	0.33±0.02 ^b
挖掘	32.13±1.92 ^a	0.78±0.04 ^a
覆蓋	28.52±1.28 ^a	0.71±0.03 ^a
對照	24.85±0.7 ^b	0.41±0.14 ^b

設 $P < 0.05$ 即達到統計之顯著差異水準，字母不同表示組間具有顯著差異。

結果顯示對於木麻黃而言，挖掘與覆蓋處理對於其高生長、基徑生長最有效果，推測移除大黍地上部並且挖除地下部之後，木麻黃之生育空間增加，得以獲得充足光線、養分及水分排除競爭者，因此得以發育良好；覆蓋處理亦是排除地上部草毯層的競爭及干擾，增加生育空間，然而更進一步使用枯草覆蓋試驗地，抑制大黍族群生長。所覆蓋之枯草層亦可能有保水、保溫功能，提供另類較優良之生育條件，然而生長量方面略低於挖掘處理，可能是並未移除地下部，因此木麻黃小苗與大黍族群之競爭作用仍然存在。而高生長量、基徑生長量皆最低的割除處理，造成數據如此低的原因，可能是試驗建立初期現地受到逆境，因此前期所蒐集數據生長量較劣勢，然而後期恢復生長後有大幅增加趨勢，因此仍然有待觀察。

(三)不同處理對於白水木小苗之生長變化

根據表 8 之結果顯示，白水木淨高生長量方面，挖掘處理於統計方面顯著高於覆蓋與對照組處理。而割除處理於統計方面與其他 3 種處理無顯著差異。淨基徑生長量方面，挖掘處理於統計上顯著高於割除與對照組處理。而覆蓋處理方式與其他 3 處理無顯著差異。

對於白水木而言，挖掘處理不論淨高生長量、淨基徑生長量皆最優，推測挖掘處理移除大黍草毯地上部及地下部，地上部少了大黍草毯層遮蔽光線之生育阻礙條件，亦排除了地下部根部對於養分、水分之競爭作用，因此營造了良好的生育環境。而對照組不論淨高生長量、淨基徑生長量皆最為低落，由於白水木對於光線、水分及養分需求高，對照組之草毯遮蔽小苗光線之條件、養分與水分之爭奪、生育空間之壓縮之環境下，白水木難以發育良好，雖不致完全被壓，但生長速度明顯受到阻礙。

表 8.白水木小苗於 4 種不同草毯處理之生長變化

處理方法	淨苗高生長(cm)	淨基徑生長(mm)
割除	6.60±1.11 ^{ab}	0.89±0.1 ^b
挖掘	11.04±2.41 ^a	1.25±0.13 ^a
覆蓋	6.07±1.12 ^b	0.61±0.16 ^{ab}
對照	6.04±1.63 ^b	0.45±0.05 ^b

設 $P < 0.05$ 即達到統計之顯著差異水準，字母不同表示組間具有顯著差異。



圖 18.不同處理對於小苗適應性。(A)割除，(B)挖掘，(C)覆蓋，(D)對照。

綜合上述，四種對於大黍草毯層不同處理對於 3 種小苗適應性之觀察，以挖掘處理對於小苗之生長明顯較優，而對照組處理方式則不利於小苗生長。長期於現地觀察發現，挖掘處理由於移除了大黍地上層與地下層，小苗除了得以獲得更多的陽光以及生育空間之外，於地下部更不用與大黍競爭養分及水分。覆蓋與割除試驗現階段觀察，於各樹種各有優劣，可能是觀察時間仍然較短，因此仍然需要拉長時間監測兩者對於小苗生長之影響程度。而對照組由於上述對於小苗之競爭條件皆存在，因此對於造林初期之小苗之生長十分不利。亦透過此試驗顯示了大黍對於造林小苗而言，屬於限制的外在因子。因此本研究建議造林地如有存在大面大黍族群佔據，移除植穴周圍大黍地上部及地下部之後，再行苗木建立於造林地為較佳作法。

六、武靴藤及紫斑蝶物候調查

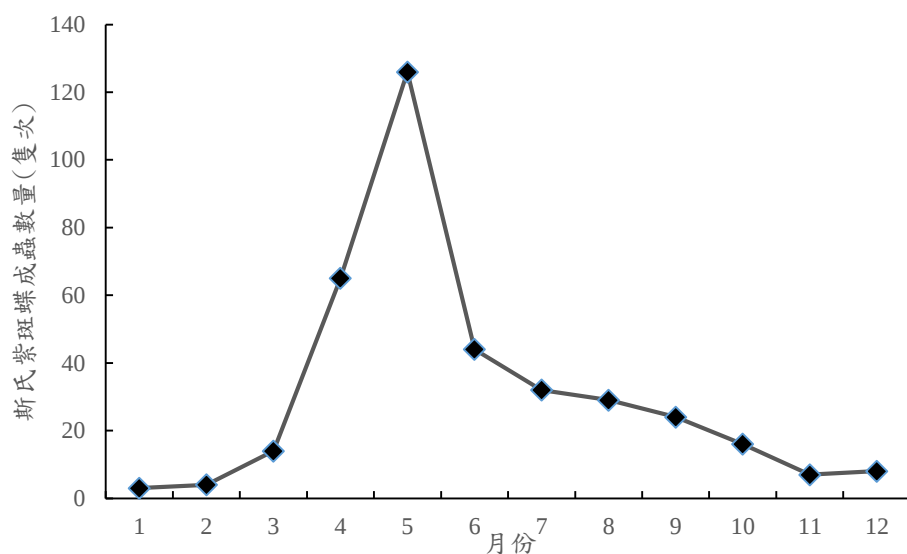


圖 19.竹南海岸林斯氏紫斑蝶成蟲年數量變化

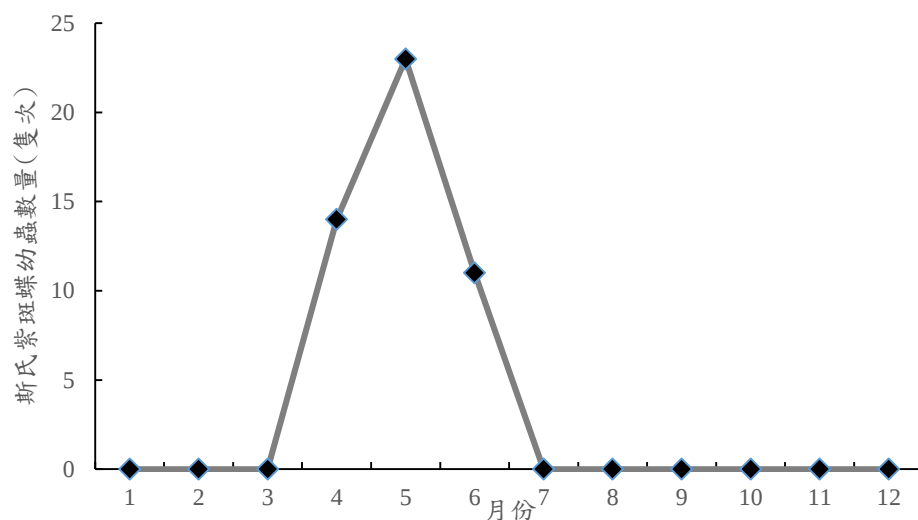


圖 20.竹南海岸林斯氏紫斑蝶幼蟲年數量變化

依據調查顯示，斯氏紫斑蝶成蟲於竹南海岸林分活動最高峰為 5 月份，一共紀錄 126 隻次；最低月份為 1 月，一共紀錄 3 隻次(圖 19)。幼蟲方面，紀錄最高峰為 5 月份，一共紀錄 23 隻次；1-3 月及 7-12 月皆無幼蟲(圖 20)。本研究調查結果符合詹家龍(2008)研究，期報告指出紫斑蝶遷徙習性為台灣春季期間，舊世代的紫斑蝶由台灣南部向北部進行遷徙行為。本研究紀錄隻斯氏紫斑蝶不論成蟲或幼蟲，大發生期間皆為 4-6 月，4 月份為舊世代成蝶大量湧入時期，5-6 月份為新舊世代交替期間，舊世代繁衍後死亡，新世代歷經卵、幼蟲、蛹、成蟲四階段後，於 9 月份進入

秋冬季節時進行越冬遷徙，族群於竹南海岸林地區數量下降，至翌年春季繁殖期族群數量再次上升。

竹南海岸林武靴藤物候調查結果顯示如圖 21，武靴藤的抽芽期介於 3-9 月份；展葉期介於 3-9 月份；葉成熟期介於 1-12 月份；始花期介於 4-8 月份；花盛期介於 4-9 月份；花末期介於 8-10 月份；著果期介於 10-1 月份。

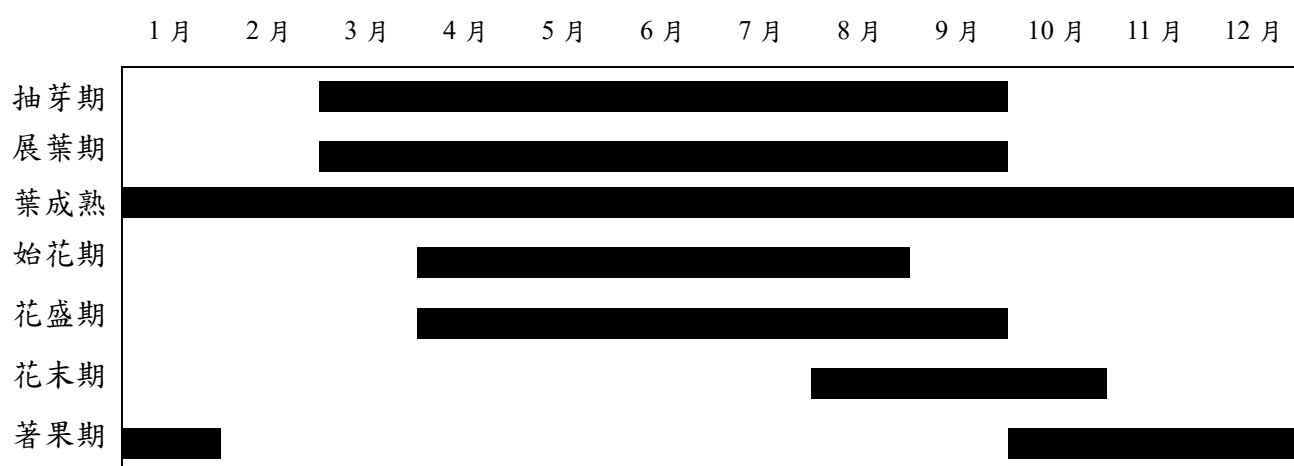


圖 21.竹南海岸林武靴藤物候圖

雖然本研究地區全年皆是武靴藤的葉成熟期，然而對於斯氏紫斑蝶幼蟲而言，偏好攝食抽芽期、展葉期的嫩葉，本研究紫斑蝶幼蟲現蹤其間為 4-6 月份，相較詹家龍(2008)學者過去研究的大發生期間 3 月份較晚，可能是受到近年全球暖化趨勢所影響。而 3-9 月皆為武靴藤嫩葉的發生期間，於竹南海岸林孵化的斯氏紫斑蝶幼蟲仍得以於此其間大量攝食生存所需的葉片。本研究斯氏紫斑蝶成蝶於 4-6 月份為大發生時期，武靴藤始花期 4-9 月份、花盛期 4-10 月份、花末期 8-10 月份皆正好於斯氏紫斑蝶於竹南海岸林世代交替期間，甚至留存於此區域而無前往北部地區的第二代，武靴藤的花蜜皆能提供成蝶生存必須。本研究物候調查，除了得以更加了解林分與當地生態之間的關係，亦能提供竹南海岸林林分更新的建議與注意事項。綜合上述，斯氏紫斑蝶成蝶大發生期間為 4-6 月份，此期間正為紫斑蝶繁衍與幼蟲成長時期，故林分更新工作不建議於此時

進行，如有必要進行更新維護作業，以不大面積擾動的更新手段進行更新作業為宜。10-1 月份為武靴藤著果期，此時亦為紫斑蝶群離開竹南海岸林時期，如更新手段需要大面積擾動宜於此時段進行，並且可以配合武靴藤著果期，整除地上厚實草毯層、枯枝落葉層，使其種子得以飛散至林地並接觸土壤，促進其天然更新成功機率。

七、林分孔隙分佈

本計畫將 CHM 影像值域<1 者歸類為樹冠孔隙(含建築物及沿岸沙灘)，計算其面積 25.81 ha，佔保安林總面積 24.1%。

表 9.計畫區樹冠孔隙面積表

類型	面積(ha)	面積百分比(%)
樹冠孔隙	25.81	24.1
樹冠	81.28	75.9
合計	107.09	100.0

表 10.Pix4D 影像拼接精度報表

項目	內容
專案名稱	竹南鎮 1311 號保安林
建立時間	2019.10.27
相機	SenseFly S.O.D.A
地面解析力	7.9 cm
覆蓋面積	323.1110 ha
處理時間	1 小時 15 分
影像品質	本次任務 291 張影像，共使用 291 張影像拼接(100%)， 每張影像共 75,460 個特徵點，相機參數誤差為 0.58%。



圖 22.竹南海岸林樹冠孔隙分布圖

陸、對應重要工作項目綜合討論

一、林相調查結果

(一)配合無人飛行載具之空間監測

整體而言竹南海岸林相雖然有孔隙分佈於林分，以圖 22 空照圖觀之，竹南海岸林長青之森林相較完整，中段的親子之森孔隙區域最多。比對海岸林工作站提供 105 年份之航照圖可發現，2019 年份的空拍圖比對之下，林相並無巨大變遷趨勢。然而部分區域孔隙區域經由空拍圖及航照圖發現，沿海具有孔隙巨大的區域，明顯需要導入人工造林促進林分更新。圖 23 比對空拍圖與航照圖可發現，近年雖然竹南林分變遷不大，然而未導入人工造林措施，海岸林孔隙區域難以自行更新。此結果可作為經營參考。



圖 23.空拍與航照比對孔隙區域。(A)空拍圖，(B)航照圖。

(二)地面林分調查

經由本研究地面樣區拉設進行植群調查，結果可分為 4 種植群型，分別為朴樹-欖仁型、構樹-黃連木型、木麻黃-苦藍盤型、黃槿-葉下珠型，再經由降趨對應分析後，可發現不同林型的環境特色具有差異。木麻黃-苦藍盤型的樣區特色為孔隙程度高、土壤偏酸性土壤、鹽分含量低的生育環境；構樹-黃連木型的樣區特色為中高程度孔隙、土壤酸性偏中性、鹽分含量中度之生育環境；朴樹-欖仁型的樣區特色為低程度孔隙、土壤中

性、鹽分含量中度之生育環境；黃槿-葉下珠型之樣區特色為低程度孔隙、土壤中性偏鹼、鹽分含量高之生育環境，其中孔隙程度極顯著影響植群型的分化。



圖 24.竹南海岸林長青之森林相整體仍屬完整

(三)地被草毯層區域調查

歸群分析並配合現地樣區調查發現，中大程度孔隙環境的樣區環境，例如構樹-黃連木型、木麻黃-苦藍盤型，皆能見到大黍族群侵入林地繁衍，並出現佔據林分大面積土地的情形。除了調查樣區以外，人工自行車道兩旁的林地，亦是大黍族群喜好生育的環境。經由本研究大黍不同處理對於小苗更新的試驗，顯示大黍環境對於林木小苗具有一定程度的阻礙，而挖掘處理後的環境，林木小苗的生長狀況最佳。

(四)外來入侵種植物調查

本研究穿越線過程中，外來入侵植物紀錄中，最常見的仍是大黍，調查進行過程僅見到少量小花蔓澤蘭及銀合歡，小花蔓澤蘭觀察數量少的原因，可能是近年林管處對於小花蔓澤蘭移除相關活動及政策進行下，以達到一定程度的族群控制，因此在林分內鮮少見到其族群大面積攀附於立木。銀合歡亦是僅於汽車道路附近附近見到小苗。因此竹南海岸林最猖

獾的外來植物種以大黍為後續建議抑制對象。



圖 25.大黍入侵情形。(A)林地情形，(B)自行車道情形。

二、更新作業法之研究

(一)孔隙更新樹種調查

依據本研究歸群分析的結果，對照孔隙程度高的樣區出現樹種，調查種類有：黃槿、黃連木、朴樹、苦藍盤、苦楝、樟樹、白千層、草海桐及小葉桑。配合本研究合適武靴藤攀附的苦楝、朴樹、構樹，因此綜合研究認為，孔隙更新樹種可選擇以苦楝、朴樹作為選擇，此二樹種不但適應孔隙生育環境，亦對於當地紫斑蝶食草生態有幫助。



圖 26.武靴藤於朴樹攀附的情形

(二)孔隙更新研究

本研究以大黍草毯區域更新方法、林分紫斑蝶食草及蜜源生態進行更新研究的綜合討論。有鑑於竹南海岸林經由林管處及當地社區民眾多年努力下，已由人工林環境逐漸轉變為近天然林樣態，因此林分更新方式可參考近天然林更新模式進行，並可依照 4 種林型形成的不同環境，各導入不同的更新方式為參考。

朴樹-欖仁型於孔隙區域首先利用輕度擇伐與修枝方式，改善稍密的空間後，導入演替中後期之耐陰性樹種作為更新方式；構樹-黃連木型，由於發現之孔隙程度較大，且發現有大黍入侵林地，因此更新方式依據不同草毯處理試驗之結果，挖掘植穴周圍之大黍草毯層後，再將苗木導入孔隙區域，以中心陽性樹種外層耐陰性樹種的方式進行更新；木麻黃-苦藍盤具中高度開闊孔隙，亦發現大黍族群佔據部分林地，此林型存在朴樹、苦楝、構樹等演替中期且適合武靴藤攀附之樹種，此林型更新方式採用近天然林更新方式為主。對於原生樹種以及武靴藤合適攀附樹種予以保留，而孔隙植株不足部分，以挖掘方式移除植穴周圍大黍草毯層後，進行人工補植，促進更新速率及效益；黃槿-葉下珠型則分布為兩部分，位於內陸區域利用輕度擇伐與修枝方式改善過密空間，導入演替中後期之耐陰性樹種。位於海岸沙丘前緣地區，則不進行擾動，如有孔隙區域，以人工直接補植方式進行更新，強化防風保安功能。

竹南林分內孕育了特殊的紫斑蝶生態，經營此林分時應當顧及林分固有的生態為宜。更新作業規劃及進行時，將紫斑蝶的習性及其蜜源樹種與幼蟲食草，宜並納入育林策略中，以符合生態育林的原則。本研究紫斑蝶遷徙情形觀察發現，紫斑蝶大發生期間皆為 4-6 月，此時林分更新工作干擾情形宜降低，如有必要進行更新維護作業，以小面積擾動的更新作業為宜。



圖 27. 林分中的紫斑蝶及食草生態。(A)武靴藤生育情形，(B)斯氏紫斑蝶幼蟲，(C)紫斑蝶成蟲。

白水木為斯氏紫斑蝶雄蝶的重要蜜源，亦可納入造林樹種選擇。而其幼蟲的食草武靴藤，配合更新作業，紫斑蝶繁殖期時，凡是有武靴藤族群存在的林分，宜降低於該期間進行擾動，以免對於紫斑蝶生態干擾。10-11 月份為武靴藤著果期，此時亦為紫斑蝶群離開竹南海岸林時期，大面積更新可於此期間導入，並且可以配合武靴藤著果期，整除地上厚實草毯層、枯枝落葉層，有利於武靴藤種子傳播至林地，有利於期族群天然更新。



圖 28. 竹南海岸林逐漸變為近天然林樣態

柒、延伸討論

一、目前防風林帶的重要性

(一)應對風害與地層下陷

面對全球氣候變遷趨勢，台灣沿海的防風林所扮演的角色將會日益重要，可延緩來自沿海的強風侵襲，達到守護沿海居民的目的。風害是防風林共同面對的困難，孫洪剛等人(2010)研究表示：受風害後森林的結構會有所變化，森林的功能也會隨之改變。竹南海岸林連年受到強烈東北季風影響，如沿岸沙丘及沿海第一線林帶強度不足，則抵擋不住沿岸風害，進而影響後方的林分生育。

海岸林另一則問題便是地層下陷，何坤益等人(2010)對於西海岸地層下陷地區之林木進行研究，利用 6 個小樣區進行林木受害調查，土壤鹽化、土壤地下水位過高、地下水鹽化等環境逆壓，影響林木生長，導致林木受害，加上防風林分多臨海遭強風鹽霧等環境的危害，是林分衰退的主因，此外林木因受害後，引發大面積受到病蟲危害，亦會導致林分衰退。雖然竹南海岸林尚未有地層下陷問題，然而難保未來不會發生，過去南部地區超抽地下水問題浮現以前，亦無地層下陷問題。南部防風林面臨困境，北部地區宜防患未然，於問題浮現之前強化竹南海岸林經營管理，避免地層下陷的窘境於當地上演。

(二)遊憩、社區環教活絡

海岸林為人類的天然防護綠帶，竹南海岸林的亮點，莫過於趨近完整的林分已及林分內特殊的紫斑蝶生態。當地社區，例如塭內社區以及海口社區，亦積極參與海岸林的解說以及維護，然而對於林分更新方式仍有待專家學者引導其步上正軌。給予當地居民正確之森林及生態保育知識，對於竹南海岸林之永續發展，為關鍵之重要任務。政府應當給予相關協助，

提供足夠的保安林(protected forest)相關知識且須釐清概念，使居民了解海岸保安林之保育工作，不只是專業人員的責任，亦為當地居民之義務(邱祈榮等人，2013)。政府、學界、社區居民的共同合作，是維持竹南海岸林永續發展之可行手段。透過本研究結果，可將當地林分合適引入作為更新的樹種、合適的更新手段等專業知識分享予社區及民眾，使民眾對於海岸林有積極熱誠之外，亦擁有對於海岸林維護的專業知識，使當地的環境教育內容更加豐富。

遊憩結合環境教育，為現今可行且相當有效果的方式。以南風社區為例，社區位於南投縣仁愛鄉，為賽德克族的重要居住地區。社區之南山溪賞蝶步道的調查記錄具有 120 種蝴蝶，其中弄蝶科 15 種(13%)、鳳蝶科 17 種(14%)、粉蝶科 13 種(11%)、灰蝶科 24 種(20%)、蛺蝶科 51 種(42%)，蝴蝶種類與數量特別豐富。南豐社區因過度獵捕、棲地破壞、颱風災害，再加上社區長期在經濟、自然保育觀念、生態旅遊經營管理能力等相對弱勢，一直未能在資源保育及生態旅遊產業上有進一步的發展。西元 2012 年，行政院農業委員會特有生物研究保育中心以及各個在地單位的支持及合作下，以社區經營為核心，並由生態創意產業角度作為切入點，以專業知識培訓、帶領並輔導當地居民，實踐里山在地精神，建構人類與自然和諧共存的經營模式。提升居民對環境的覺知與敏感度、環境概念知識、環境價值觀與態度、環境行動技能及環境行動經驗，是推動里山概念的關鍵。因此政府單位透過社區領導人與居民溝通，並定期舉辦課程與志工培訓，且結合當地原住民文化特色。長期努力之下，終於形成社區文化、生態環境與產業活動結合的里山經營概念(邱美蘭、彭國棟，2017)。

塭內社區以兼具生態保護與休閒觀光的方式協助新竹林管處經營整片海岸林，開發休閒觀光時亦不忽略海岸林生態保護的面向，使竹南海岸林至今仍保有相當完整的林分鬱閉度與森林健康(forest health)。發展生態

旅遊(ecotourism)，可於低環境衝擊下維持生物多樣性，並改善當地居民生活與激勵在地居民愛護自己所居住之土地，並合理使用當地的自然資源(林浩立等，2011)。因此結合環境教育的生態旅遊，為經營竹南海岸林可實際操作的方式。

(三)國土綠色網絡系統

國土生態保育綠色網絡建置計畫為林務局最新重要政策方向，臺灣中央山脈之森林生態系雖多已獲得有效保護，但海岸區域僅有少數保護區域。西部平原因都市發展使棲地破碎化嚴重，導致山脈與海岸間生態棲地無法連結。低海拔與淺山地區是民眾生產與生活的空間，如何健全自然生態系服務功能實為當務之急。以國有林事業區為軸帶，推動友善環境，透過點、線、面的串連，架構整體國土生態保育綠色網絡架構，使臺灣綠色生態系統更為健全，尤其是綠色生態系統建置過程，將持續透過民眾與社區參與，體認生物多樣性與國土生態保育綠色網絡建置的效益，以促進生態環境的永續發展(行政院農業委員會，2018)。

有鑑於國土綠色網絡建置計畫，竹南海岸林位於北段保育帶核心，林分的健康與生態服務功能對於計劃而言十分重要。為了執行國土綠色網絡建置計畫，林華慶與王家淇(2018)提及：國際發展經驗中，里山倡議之「社會－生態－生產地景」模式，若朝友善環境經營，不但可擴大保護區效應，亦可庇護淺山地區各種生態系統，同時保障農人生計。因此透過本研究的成果，掌握林分狀況並提出合理的更新方向，規劃適合竹南海岸林的未來經營方略，持續進行生物多樣性監測，並將研究成果與周邊社區及政府單位分享，有利於後續海岸林的維護。

二、公私協力-社區林業導入

(一)研究更新作業的落實

研究合適的育林作業，為掌握竹南林分現況後重要的階段。然而任何一套經營及施作方略，如何有效的執行是另一個重要的議題。竹南周邊社區對於海岸林的熱誠，是當地防風林十分有利的著力點。受氣候變遷影響，環境問題越來越廣泛引起社會大眾之重視，為了確保保安林功能正常發揮，應積極鏈結保安林之利害關係人，包括在地居民、團體或民眾參與森林資源及環境維護管理工作，共享森林生態系供給、支持、調和及文化的多元服務價值，同時，與在地機關及社區團體共同推廣保安林生態解說與環境教育服務，提升民眾對保安林保護意識，協助該地友善環境之特色產業，甚為重要(朱懿千等人，2019)。

近年來，里山倡議(Satoyama Initiatives)為熱門議題，亦為林務局當前推動之林業政策之一。竹南海岸林附近之塭內社區居民的生活起居，仰賴防風林抵抗來自沿海的強風吹襲，社區居民與海岸林之和諧共處顯得極為重要。里山倡議的核心概念是人類與自然長期的交互作用下，生物棲地與人類土地利用形成平衡，維持生物多樣性並且提供人類的生活所需(李光中，2011)。里山系統至少包括森林、農田及社區等生態系，它是人類和自然互動而形成在地居民豐衣足食、社會安定，又能保障生物多樣性，維持環境穩定的永續生產系統(趙榮台，2015)。竹南海岸林臨近農田及當地社區，為發展里山經營模式的合適地區。透過政府整合海岸林與社區之間的關係，共造海岸林長久經營的夥伴關係。

(二)民眾參與造林

透過公私協力整合民眾與林務單位溝通的橋樑、合作關係，結合保安林在地社區或 NGO 團體，共同守護保安林，並帶領民眾走進保安林內體驗各類型活動，使社會大眾接近及認識保安林的多元價值。本研究可提供

當地民眾何時可進行造林、合適的造林樹種、何時應避免干擾紫斑蝶繁衍、如何移除林分猖獗的外來種、不同環境以不同更新手段進行更新、沿岸沙丘及第一線林帶的建置重要性等訊息，給予民眾、社區及林務單位於竹南海岸林共同經營林分時，更新作業的參考。當前林務局持續建立與當地居民（NGO、企業團體）、部落、縣市政府（鄉鎮區公所）之合作機會，以公私協力、公眾參與的模式進行保安林的經營管理，舉辦各類型環境傳播活動邀請認養人或民眾參加，以培養人與樹的感情。民眾參與社區林業，以生態造林等方式永續經營保安林，持續推動保安林的環境教育，發展生態旅遊，打造產業鏈結功能，鏈結在地文化特色及產業服務功能(朱懿千等人，2019)。民眾參與保安林經營及維護，是未來林業經營的方向，亦是竹南海岸林未來可行的經營策略。民眾、企業、政府共同攜手合作，相較以往林務單位於保安林經營單打獨鬥，事倍功半的窘境而言，公私協力は扭轉長久以來林業困境的新希望，引領民眾造林、維護、監測林分，為竹南海岸林未來新趨勢。



圖 29.竹南林分內生態教育設施。(A)紫斑蝶生態教室，(B)車道兩旁的解說牌。

捌、結論與建議

竹南海岸林整體而言林相以親子之森孔隙分佈較多，林分部分區域出現大面積孔隙，對於林分為潛在威脅。改善林分結構以人工更新方式最為有效快速。歸群分析的結果，可將竹南海岸林分為朴樹-欖仁型、構樹-黃連木型、木麻黃-苦藍盤型、黃槿-葉下珠型以上 4 型。

竹南林分經由多年後的建置，當前已趨於近天然林樣態，未來更新方式宜以適用於當前的更新作業方式導入。如欲以生態育林方式對於竹南海岸林進行孔隙更新，不同植群型應以不同育林手段進行作業。朴樹-欖仁型利用輕度擇伐與修枝方式改善空間後導入演替中後期之耐陰性樹種；構樹-黃連木型挖掘植穴周圍之大黍草毯層後，再將苗木導入孔隙區域，以中心陽性樹種外層耐陰性樹種的方式進行更新；木麻黃-苦藍盤採用近天然林更新方式為主，對於原生樹種以及武靴藤合適攀附樹種予以保留，孔隙內植株不足的部分，以挖掘方式移除植穴周圍大黍草毯層後，進行人工補植；黃槿-葉下珠型則分布為兩部分，位於內陸區域利用輕度擇伐與修枝方式改善過密空間，導入演替中後期之耐陰性樹種。位於海岸沙丘前緣地區不進行擾動，如有孔隙區域，以人工直接補植方式進行更新，強化防風保安功能。

生態育林手段導入時，應當兼顧林分生態。斯氏紫斑蝶成蝶大發生期間為 4-6 月份，更新工作以低干擾方式進行。10-1 月份為武靴藤著果期，配合武靴藤著果期進行更新，促進其天然更新成功機率。任何更新及經營策略，透過公私協力的方式，引領民眾參與造林、監測、維護林分，為未來林業新趨勢。透過政府整合海岸林與社區之間的關係，共造海岸林長久經營的夥伴關係。

玖、附錄

附錄 1.竹南研究樣區之地理及孔隙程度資料

樣區編號	經度 ¹	緯度 ¹	距海遠近(m)	孔隙程度(%) ²
1	120.837874	24.679719	193	12(小)
2	120.838092	24.680273	178	5(小)
3	120.838565	24.680848	161	4(小)
4	120.839012	24.681246	154	4(小)
5	120.839513	24.681752	143	54(大)
6	120.840272	24.682455	142	14(小)
7	120.838099	24.679839	211	15(小)
8	120.838228	24.680217	198	9(小)
9	120.838638	24.680640	187	8(小)
10	120.839097	24.681128	172	43(中)
11	120.839756	24.681701	166	10(小)
12	120.837748	24.679431	228	15(小)
13	120.837457	24.678869	247	75(大)
14	120.837107	24.678488	259	5(小)
15	120.836811	24.678129	266	5(小)
16	120.836466	24.677644	281	70(大)
17	120.836504	24.676941	327	20(小)
18	120.836271	24.676793	324	22(小)
19	120.834994	24.676151	275	14(小)
20	120.835665	24.676579	274	25(中)
21	120.834861	24.676863	217	20(小)
22	120.835506	24.678129	183	15(小)
23	120.837117	24.680174	132	34(中)
24	120.838111	24.681164	118	20(小)
25	120.839180	24.681952	114	26(中)
26	120.834848	24.679042	108	10(小)
27	120.836670	24.680429	67	15(小)
28	120.837796	24.681392	69	27(中)
29	120.838742	24.682380	71	25(中)

¹ 本研究經緯度座標系統使用 TWD97 大地基準。

² 孔隙程度大於 50%為大孔隙；介於 25%~50%為中度孔隙；小於 25%為小孔隙。

附錄 2. 竹南海岸林植物名錄

蕨類植物 Pteridophyta

1. Schizaeaceae 海金沙科

1. *Lygodium japonicum* (Thunb.) Sweet 海金沙

雙子葉植物 Dicotyledons

2. Anacardiaceae 漆樹科

1. *Pistacia chinensis* Bunge 黃連木

3. Asclepiadaceae 蘿藦科

1. *Gymnema sylvestre* (Retz.) R. Br. ex Schult. 武靴藤

4. Asteraceae 菊科

1. *Bidens alba* var. *radiata* (Sch. Bip.) R.E. Ballard ex Melchert 大花咸豐草
2. *Mikania micrantha* Kunth 小花蔓澤蘭

5. Basellaceae 落葵科

1. *Basella alba* L. 落葵

6. Cannabaceae 大麻科

1. *Celtis sinensis* Pers. 朴樹

7. Casuarinaceae 木麻黃科

1. *Casuarina equisetifolia* L. 木麻黃

8. Combretaceae 使君子科

1. *Terminalia catappa* L. 欖仁

9. Convolvulaceae 旋花科

1. *Ipomoea wrightii* A. Gray 槭葉小牽牛

10. Euphorbiaceae 大戟科

1. *Mallotus repandus* (Rottler) Müll. Arg. 扛香藤

11. Goodeniaceae 草海桐科

1. *Scaevola taccada* (Gaertn.) Roxb. 草海桐

12. Heliotropiaceae 天芥菜科

1. *Heliotropium sarmentosum* (Lam.) Craven 冷飯藤

13. Lauraceae 樟科

1. *Cinnamomum camphora* (L.) J. Presl 樟樹

14. Malvaceae 錦葵科

1. *Hibiscus tiliaceus* L. 黃槿

15. Meliaceae 楝科

1. *Melia azedarach* L. 楝

16. Menispermaceae 防己科

1. *Cocculus orbiculatus* (L.) DC. 木防己
2. *Stephania japonica* (Thunb.) Miers 千金藤

17. Moraceae 桑科

1. *Broussonetia papyrifera* (L.) L'Hér. ex Vent. 構樹
2. *Ficus superba* var. *japonica* Miq. 雀榕
3. *Morus australis* Poir. 小葉桑

18. Myrtaceae 桃金娘科

1. *Melaleuca leucadendra* (L.) L. 白千層

19. Passifloraceae 西番蓮科
 1. *Passiflora suberosa* L. 三角葉西番蓮
 20. Phyllanthaceae 葉下珠科
 1. *Breynia officinalis* Hemsl. 紅仔珠
 2. *Phyllanthus urinaria* L. 葉下珠
 21. Ranunculaceae 毛茛科
 1. *Clematis grata* Wall. 串鼻龍
 22. Rubiaceae 茜草科
 1. *Paederia foetida* L. 雞屎藤
 23. Sapindaceae 無患子科
 1. *Cardiospermum halicacabum* L. 倒地鈴
 24. Scrophulariaceae 玄參科
 1. *Myoporum bontioides* (Siebold & Zucc.) A. Gray 苦藍盤 (EN)
 25. Solanaceae 茄科
 1. *Solanum nigrum* L. 龍葵
 26. Verbenaceae 馬鞭草科
 1. *Lantana camara* L. 馬櫻丹
- 單子葉植物 Monocotyledons**
27. Poaceae 禾本科
 1. *Eragrostis pilosa* (L.) P. Beauv. 畫眉草
 2. *Lophatherum gracile* Brongn. 淡竹葉
 3. *Panicum maximum* Jacq. 大黍
 4. *Pennisetum purpureum* Schumach. 象草
 28. Zingiberaceae 薑科
 1. *Alpinia zerumbet* (Pers.) B.L. Burtt & R.M. Sm. 月桃

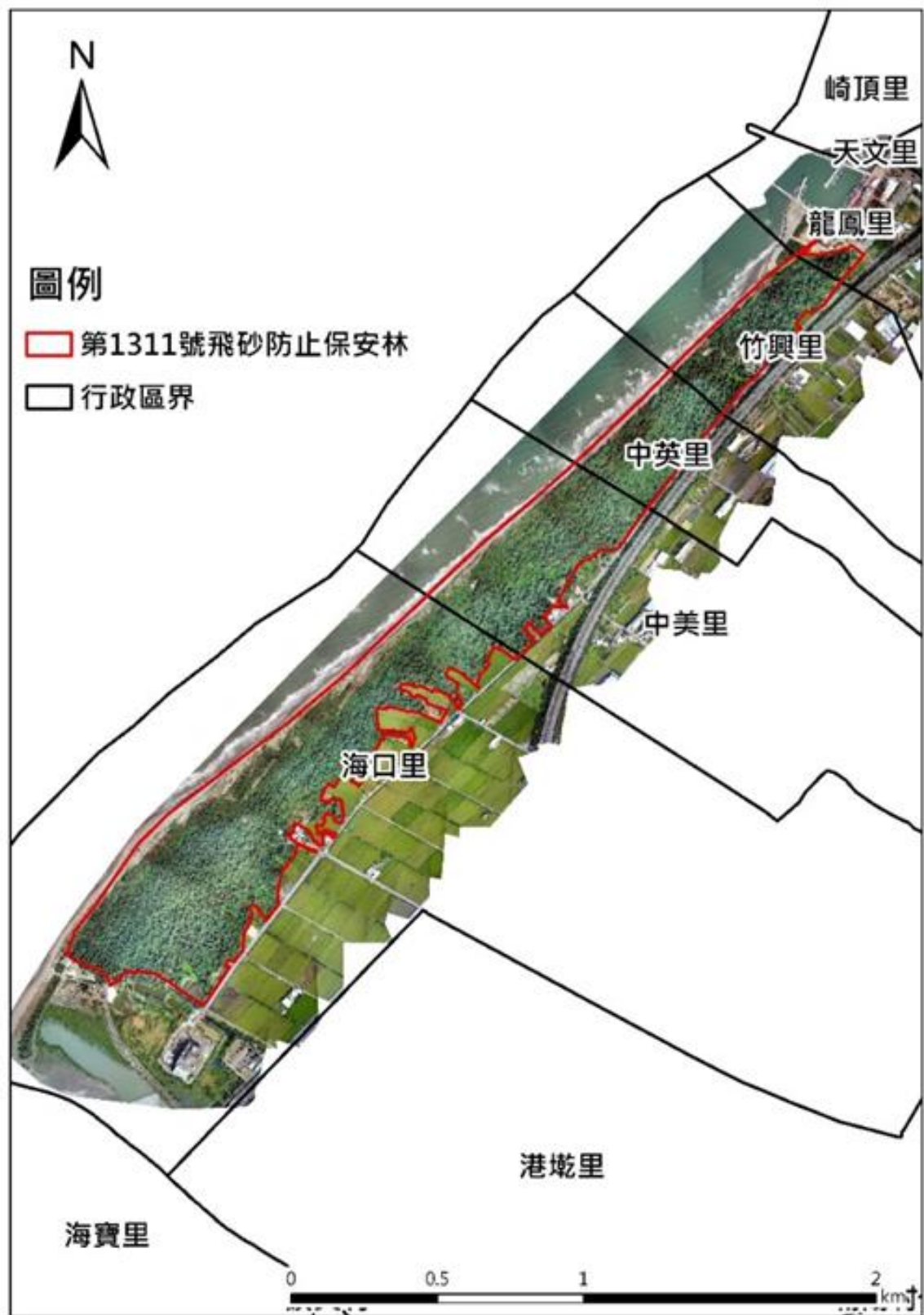
附錄 3.列表比較法

植群型	I				II				III																IV					
樣區	1	9	14	15	5	13	10	16	6	17	7	21	19	28	20	29	11	23	18	24	22	12	25	2	3	4	26	8	27	
木麻黃	7	7	6	6	0	0	0	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	0	7	6	0	6	6	6	6	
黃槿	6	7	6	6	7	6	6	6	6	6	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	0	0	7	7	7	6	6	6	
朴樹	7	7	7	7	6	6	0	6	6	6	6	6	6	6	6	5	0	0	6	6	6	6	6	0	0	0	0	6	0	
構樹	6	0	0	0	0	0	5	6	5	5	5	0	5	0	0	5	0	5		5	0	6	0	0	0	0	0	5	0	
雞屎藤	3	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	
落葵	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
馬櫻丹	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
槭葉牽牛	6	6	6	6	6	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	0	0	6	6	0	0	
扛香藤	5	0	5	5	0	5	5	5	5	5	0	0	0	0	5	0	0	5	5	5	5	0	0	5	5	0	0	0	0	
三角葉	5	5	5	0	5	5	5	0	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	0	0	0	
清飯藤	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
大黍	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	0	0	0	0	0	6	
大花咸豐草	5	0	0	5	5	0	0	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5	0	5	
武靴藤	0	5	0	0	5	0	5	5	5	5	5	5	0	0	0	0	5	5	5	5	5	0	5	0	0	5	0	5	0	
串鼻龍	0	5	5	5	0	5	0	0	0	0	5	5	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	0	0	5	5	0	0	
紅株仔	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
淡竹葉	0	4	0	0	0	0	4	4	0	4	4	4	4	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	5	0	0	0	
月桃	0	0	0	0	0	0	4	4	4	4	0	4	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	
千金藤	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
葉下株	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 1 0 0 0 0						
小葉桑	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0 0 3 0 0 0 0						
雀榕	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0						
星星草	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0							
苦楝	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0	4	4	4	4	0	0	0	0	0	0	5	0	4	0 0 0 0 0 0 0						
香樟	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0							
木防己	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0 0 0 0 0 0 0						
小花蔓澤蘭	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	4	4	0	4	0	0	0	4	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0						
龍葵	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0 0 0 0 0 0 0						
苦藍盤	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 3 0 3 0 0 0 0 0 0 0 3																0 0 0 0 0 0 0					
白千層	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0 0 5 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 5					
欖仁	0 1 0 0				0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 0					
草海桐	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 0					
象草	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 4 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 0					
小葉桑	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 0					
倒地鈴	0	0	0	0	0	0	2	0	0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 0					
黃連木	0	0	0	0	0 0 3 0				0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0																0 0 0 0 0 0 0					

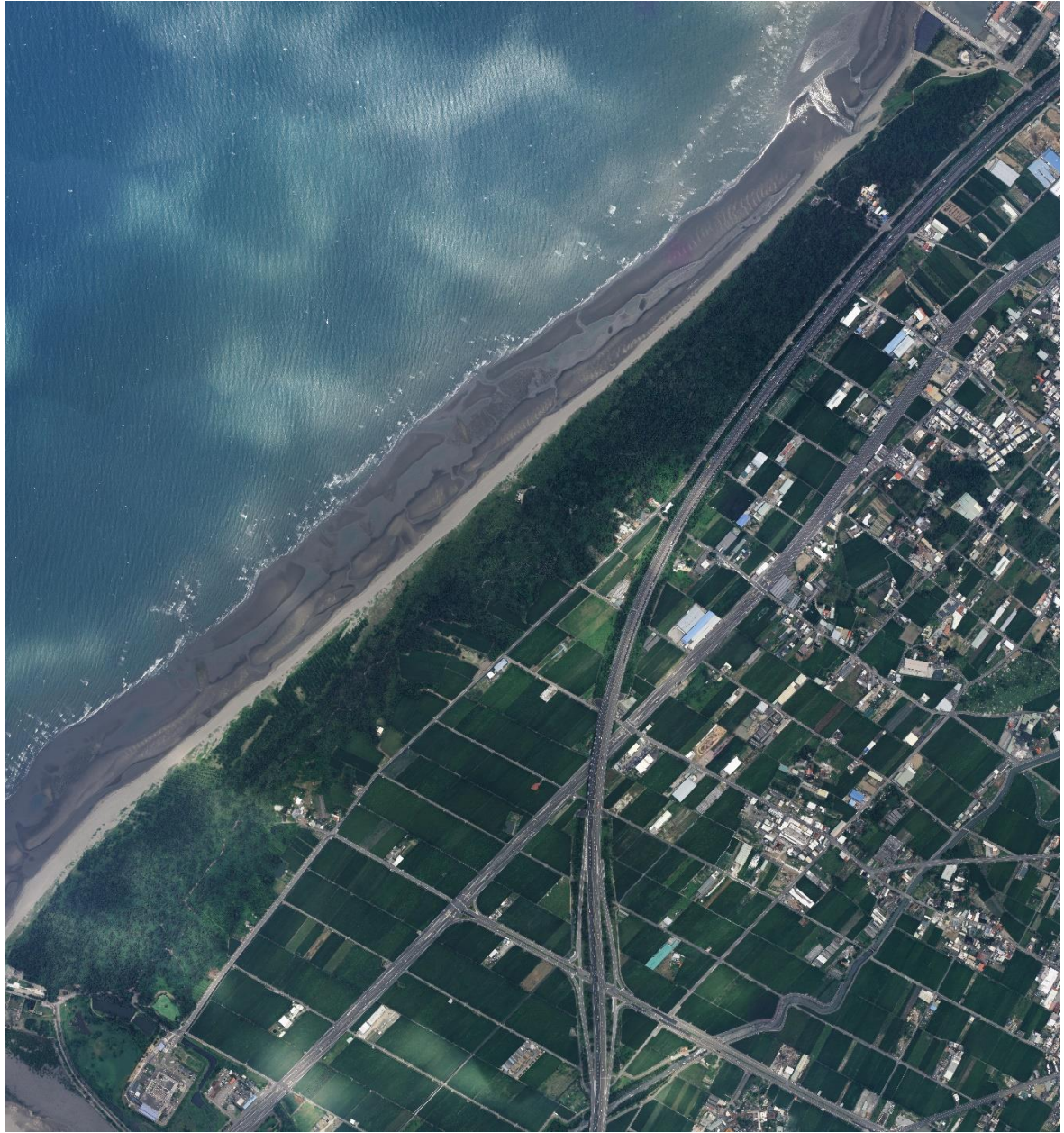
附錄 4.竹南海岸林樣區環境因子

樣區編號	EC 值	pH 值	土壤種類	距海遠近(m)	孔隙度(%)
1	3.37	6.53	砂質黏土	193	12
2	2.77	7.07	壤質砂土	178	5
3	3.03	7.23	壤質砂土	161	4
4	2.9	6.87	壤質砂土	154	4
5	2.67	4.63	粉砂質壤土	143	54
6	1.77	4.79	壤質砂土	142	14
7	1.97	5.09	砂質壤土	211	15
8	2.83	7.85	砂質壤土	198	9
9	3.00	7.12	砂質壤土	187	8
10	2.77	4.72	粉砂質壤土	172	43
11	2.17	5.73	砂質壤土	166	10
12	2.3	6.00	壤質砂土	228	15
13	2.67	4.77	砂質壤土	247	75
14	3.03	6.97	砂質壤土	259	5
15	3.13	6.68	砂質壤土	266	5
16	2.9	4.87	粉砂質壤土	281	70
17	2.27	6.48	壤質砂土	327	20
18	2.07	6.32	砂質黏土	324	22
19	1.97	6.20	壤質砂土	275	14
20	2.17	6.06	砂質壤土	274	25
21	2.1	6.4	砂質壤土	217	20
22	1.97	5.93	壤質砂土	183	15
23	3.3	6.54	砂質壤土	132	34
24	2.9	6.61	壤質砂土	118	20
25	3.00	6.36	壤質砂土	114	26
26	3.63	8.17	壤質砂土	108	10
27	3.53	8.12	砂質壤土	67	15
28	2.03	6.55	壤質砂土	69	27
29	2.23	6.44	壤質砂土	71	25

附錄 5.竹南海岸林無人機空拍圖



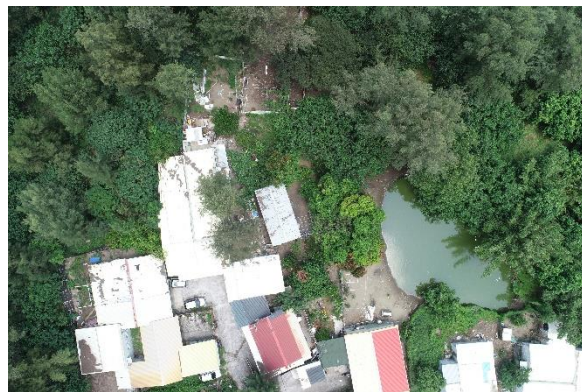
附錄 6.竹南 1311 號保安林航照圖(新竹林區管理處海岸林工作站提供)



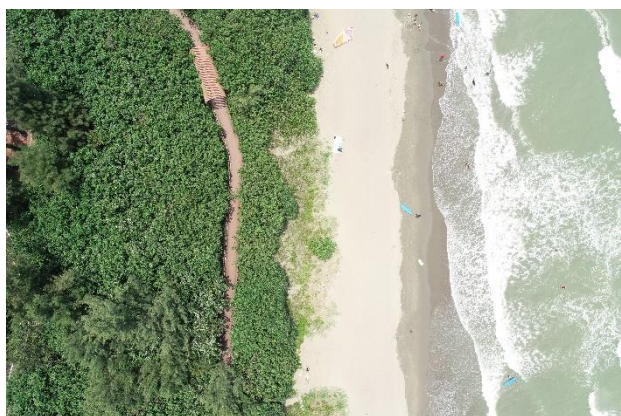
附錄 7.竹南海岸林林分調查照片



竹南海岸林林相大致上完整



林分少數人工設施區域有干擾情形



海岸環境可供民眾育樂功能



海岸林亦可緩和漁港附近的強風及飛沙



自行車道從南至北皆有大黍蹤跡



人工硬體設備附近裸地亦有大黍蹤跡



調查團隊於海岸林調查情形



海岸沙丘有多種植物生存，達到天然定砂效果



海岸皆為高聳的砂丘且有定砂植物繁衍



海岸林南端具有濕地生態



完整的林相為竹南及民眾的驕傲



天然防風牆守護竹南海岸林

附錄 8.

行政院農業委員會林務局新竹林區管理處
竹南海岸林分結構調查及未來更新作業方向之探討
期末報告會議紀錄

時間：108 年 11 月 15 日 下午 2 時

地點：新竹林管處 2 樓會議室

主持人：吳秘書學平

記錄人：蔡乙源

委員	審查意見	辦理情形
黃委員 森霖	1. 研究報告 p15 所提編號 1311 號保安林全長約 4 km，面積約 150 ha 部分，應修正面積約 106 ha 以較符實際。	遵照辦理，謝謝委員的指正及建議，勘誤部分於結案報告作修正。
	2. 另 p15 提及本研究範圍屬於保安林中的飛砂捍止林，請更正為「飛砂防止保安林」。	遵照辦理，謝謝委員的指正及建議，勘誤部分於結案報告作修正。
林委員 如森	1. 研究報告 p20 實驗設計配置圖並無區劃方位，較難看出 4 種處理之一致性，包含林緣及林木樹勢狀況未有交代，請再補充論述。	遵照辦理，謝謝委員指正及建議，已於結案報告增加草毯試驗樣區分布位置示意圖。試驗之三重複樣區平均分布於林分前緣、中緣及後緣，且樣區內 4 處理間設置緩衝帶，減少處理間干擾程度。
	2. 武靴藤為斯氏紫斑蝶幼蟲食草，其種子散播方式為何？調查過程有無發現天然更新下種小苗存在？	武靴藤種子散佈機制以風力傳播為主，果實開裂後，具絨毛之種子飄散林地。種子可能會受到新生雜草影響，減少與土壤接觸機率。本研究於調查期間，於林地有觀察到小苗存在，且以無大黍、少大黍區域觀察數量較多。
	3. 另大黍、槭葉牽牛花、小花蔓澤蘭入侵競爭對武靴藤族群更新影響為何？請補充說明之。	大黍對於武靴藤更新影響方式，地上部厚實草毯可能影響種子接觸林地土壤的機會，使發芽困難；槭葉牽牛及小花蔓澤蘭的存在，對於武靴藤為生育空間的競爭對象，且兩者生長速度快速，若存在於林分，可能使武靴藤成為被壓對象。光線及生長空間受限之下，開花結實能力亦受限，影響天然更新能力。
召集人 吳委員 學平	1. 研究報告 p14 圖 2 所舉傳統人工林施作與近天然林施作之差異相片部分，因環境差異太大，請更換以海岸林營造成	遵照辦理，謝謝委員指正及建議，照片於結案報告已改用海岸林相關照片。

	果相片方式來呈現。	
	2. 有關報告中本編號 1311 號保安林樹冠孔隙佔保安林總面積 24.1%，請研究團隊提供完整且合宜生態造林建議案，以供本處海岸林站未來於該區域編案加強孔隙更新作法及復育斯氏紫斑蝶經營模式之參考。	本研究成果即為生態育林作業方向之參考，為方便現場作業人員施作，係簡化為以下：沿海區域第一線林帶孔隙區域，沙丘不完整時首先進行堆砂籬定沙法，種植定砂植物穩固沙丘，並補植木麻黃及黃槿適應性強的樹種；第二線之後的林帶，大孔隙以中心陽性樹種，外層耐陰性樹種方式進行更新；如有大黍入侵林地，以挖掘處理方式處理植穴周圍草毯層，再補植苗木方式進行更新；小孔隙區域補植耐陰性樹種作為更新方式。更新過程，有利於林分生態的樹種予以保留，例如構樹、朴樹及苦楝，白水木有利於蝴蝶生態，可以做為更新樹種選擇。生態育林應兼顧林分生態。斯氏紫斑蝶成蝶大發生期間為 4-6 月份，更新工作以低干擾方式進行。