



林業試驗所中埔研究中心

第十七屆 環境保護林經營管理研討會

論 文 集



時間

111年11月24日(四)

地點

林業試驗所中埔研究中心國際會議室

指導單位

行政院農業委員會林業試驗所

主辦單位

林業試驗所中埔研究中心

林業試驗所中埔研究中心 第十七屆環境保護林經營管理研討會議程表

日期：111 年 11 月 24 日(四)

地點：林業試驗所中埔研究中心國際會議室

時間	題 目	主講人	備註
08:30 ~ 09:00	報到	接待組	
09:00 ~ 09:30	貴賓致詞暨專家學者經驗分享	鄧書麟 主任	林業試驗所 中埔研究中心
第一部分議程			
09:30 ~ 09:50	黃花著生杜鵑實生苗復育之重要性	林瑞進	嘉義大學 森林暨自然資源學系
09:50 ~ 10:10	臺北市城市地區樹木覆蓋分布圖製作與應用分析	謝漢欽	林業試驗所 森林經營組
10:10 ~ 10:30	自然再野化後的生態系特性-歐洲哨兵衛星評估陽明山 草原植被變量和間歇濕地物候	胡正恆	中國文化大學 森林暨自然保育學系
10:30 ~ 10:50	臺北市大崙頭山示範林生態友善作業及調查監測案例	張坤城	嘉義大學 森林暨自然資源學系
10:50 ~ 11:10	休息時間暨茶敘		
第二部分議程			
11:10 ~ 11:30	臺灣西部海岸保安林保護需求指標	何坤益	嘉義大學 森林暨自然資源學系
11:30 ~ 11:50	臺東東河海岸地區木麻黃防風林孔隙內苦楝直播造林之 初期成效探討	黃俊元	林業試驗所 太麻里研究中心
11:50 ~ 12:10	海岸冬季造林的可能性-以嘉義布袋地區為例	林鴻志	林業試驗所 育林組
12:10 ~ 12:30	海岸林樹種差異與陸蟹族群之關係-以宜蘭蘇澳大坑罟 海岸林為例	高偉誠	林業試驗所 林業經濟組
12:30 ~ 13:30	午餐		
第三部分議程			
13:30 ~ 13:50	荊竹林生立竹與枯倒竹現況調查-以高雄市田寮區為例	林裕仁	林業試驗所 森林利用組
13:50 ~ 14:10	國有林森林經營導入 FSC™ FM 驗證實務經驗分享	陳威廷	嘉義大學 森林暨自然資源學系
14:10 ~ 14:30	觀音樹的種子採收處理、發芽、儲藏與育苗造林	楊正釗	林業試驗所 植物園組
14:30 ~ 14:50	蜂巢式紙筒苗應用於無人載具運輸可行性評估-以 2022 年日本創新造林模式案例為例	謝靜敏	林業試驗所 育林組
14:50 ~ 15:05	休息時間		
第四部分議程			
15:05 ~ 15:25	臺灣山茶植食性昆蟲評估-以六龜試驗林為例	范義彬	林業試驗所 六龜研究中心
15:25 ~ 15:45	1.3 公頃大型圍籬對梅花鹿的阻絕效果及其對森林樹苗 群落的影響	葉定宏	林業試驗所 太麻里研究中心
15:45 ~ 16:05	森林環境內不同材質圍籬防治梅花鹿之效益評估	陳巧瑋	林業試驗所 恆春研究中心
16:05 ~ 16:25	雲林縣平地造林面臨課題與未來發展之探討	蔡景株	林業試驗所 中埔研究中心
賦歸			

備註：為因應新型冠狀病毒疾病（COVID-19），與會者請自備口罩，並配合本會防疫相關要求；未戴口罩者請勿入場。

現場供應飲水，為響應環保，請自備隨身水杯

目 錄

研討會論文

黃花著生杜鵑實生苗復育之重要性 -----	1
臺北市城市地區樹木覆蓋分布圖製作與應用分析-----	2
自然再野化後的生態系特性-歐洲哨兵衛星評估陽明山草原植被變量和 間歇濕地物候 -----	6
臺北市大崙頭山示範林生態友善作業及調查監測案例-----	13
臺灣西部海岸保安林保護需求指標 -----	14
臺東東河海岸地區木麻黃防風林孔隙內苦楝直播造林之初期成效探討 -----	22
海岸冬季造林的可能性-以嘉義布袋地區為例-----	29
海岸林樹種差異與陸蟹族群之關係-以宜蘭蘇澳大坑厝海岸林為例--	31
荊竹林生立竹與枯倒竹現況調查-以高雄市田寮區為例-----	37
國有林森林經營導入 FSC™ FM 驗證實務經驗分享-----	43
觀音樹的種子採收處理、發芽、儲藏與育苗造林-----	49
蜂巢式紙筒苗應用於無人載具運輸可行性評估-以 2022 年日本創新造 林模式案例為例 -----	57

臺灣山茶植食性昆蟲評估-以六龜試驗林為例-----	63
1.3 公頃大型圍籬對梅花鹿的阻絕效果及其對森林樹苗群落的影響 -	68
森林環境內不同材質圍籬防治梅花鹿之效益評估-----	75
雲林縣平地造林面臨課題與未來發展之探討-----	82

海報發表

臺灣原生植物種子具假種皮型態及處理之探討-----	89
四湖海岸植物園繖楊、白千層及海欖果的開花結實物候紀錄-----	91
荒漠變森林的花團錦簇公園化的工業區-以臺中港科技產業園區為例	92
淺談嘉義樹木園巴西橡膠樹過去、現在與未來發展-----	93
臺灣山茶的微體繁殖 -----	95

黃花著生杜鵑實生苗復育之重要性

林瑞進^{1)*}、周鈺容¹⁾

¹⁾國立嘉義大學森林暨自然資源學系。嘉義市東區學府路 300 號。

*通訊作者，E-mail: linerm@mail.ncyu.edu.tw。

摘要

黃花著生杜鵑 (*Rhododendron kawakamii*) 臺灣特有種植物，為臺灣唯一黃色花系及著生型的杜鵑，大多著生在紅檜(*Chamaecyparis formosensis*) 樹幹上。目前國際上對於著生型杜鵑僅侷限在分子生物上的研究，但在共生真菌方面的研究尚屬闕如。本研究利用杜鵑屬植物共生真菌(*Rhizoscyphus ericae*、*Oidiodendron maius* 與 *Phialocephala* sp.) 與黃花著生杜鵑實生苗來探討菌株利用紅檜枝葉有機質之能力，並釐清黃花著生杜鵑實生苗與菌株之親合性及兩者共生後，面對紅檜枝葉有機質之生長反應。本研究分為菌株試驗及合成苗試驗兩部分，首先在菌株利用紅檜枝葉有機質萃取液試驗中證實，這 4 株菌株(Rher、RhYM3、Oima 及 Rm7) 都能分泌漆氧化酵素來利用紅檜枝葉有機質萃取液，其中在生物量分析以 Rher 菌株其值最大，其次是 RhYM3，最小為 Rm7，並呈現顯著性差異。在菌株合成試驗中，證實這 4 株菌株皆能和黃花著生杜鵑實生苗共生。另將合成苗進行紅檜枝葉生長試驗；首先在水萃液試驗中，經培養 3 個月，苗木總鮮重以 *R. ericae* 與 *Phialocephala* sp. 處理組其值最大，呈顯著差異；另在直接添加紅檜枝葉試驗中，經培養 3 個月後，僅有 *O. maius* 菌株處理組存活，其餘處理組皆呈現死亡。綜合上述，這 4 株菌株都能分泌漆氧化酵素來利用紅檜枝葉萃取物，且這 4 株菌株都能與黃花著生杜鵑共生，其合成苗也能利用紅檜枝葉萃取物；但直接利用紅檜枝葉有機質處理下，卻只有 *O. maius* 菌株接種組能生長。黃花著生杜鵑為臺灣特有種，亦可能為東印度群島著生型杜鵑分布北界，極具復育價值，目前此著生型杜鵑與微生物共生之相關研究相當缺乏，希望本試驗能為著生型杜鵑在共生菌的研究有所貢獻。

臺北市城市地區樹木覆蓋分布圖製作與應用分析

謝漢欽^{1)*}、黃俊元²⁾、王韻皓¹⁾

¹⁾林業試驗所森林經營組。臺北市中正區南海路 53 號。

²⁾林業試驗所太麻里研究中心。臺東縣太麻里鄉大王村橋頭 6 號。

*通訊作者，Email: mickey@tfri.gov.tw。

前言

臺北市城市地區(urban area)的綠地(urban greenspace)，是指高人口密度城市環境中任何有植生(vegetation)的區域，包括林地、樹木、行道樹、公園、校園、運動場、草地、庭園、溼地與河川兩岸的植被，乃至綠屋頂及城市農業用地。在都市林中綠地主要包含了樹木與草地，其中又以高大的喬木，扮演重要的生態系統結構、功能與服務效益。本研究以臺北市行政轄區內，人口密集分布地區，以里為單元之人口密度每 ha 達到 100 人以上，且與周圍人口密度高、相連續的區域，界定為臺北市的城市地區。

健全且足夠的都市林的建造，能增進都市綠化程度，是生態城市永續發展之重要目標(Devisscher *et al.* 2019)。提升都市的樹木綠覆蓋率，不僅能調節都市生態環境，亦能提供人們愉悅的居住及休憩環境，也具有能提供 CO₂ 吸收與儲存、減少周邊建物電能使用量、空氣汙染物淨化、暴雨截流和逕流減緩(Derkzen *et al.* 2015, I-Tree Eco 2019, Song *et al.* 2020)，乃至房地產價值提升(Liebelt *et al.* 2019)等生態服務效益與經濟價值。都市綠化成果可透過綠覆面積比率、每人平均享有綠覆面積大小(Badiu *et al.* 2016)，表徵城市地區居住的環境品質，有利於市民的健康與福祉(Wolch *et al.* 2014)。

本研究以臺北市城市地區為研究範圍，使用超高解析度衛星影像，自動萃取城市地區內樹木覆蓋區域。製作高解析度城市地區樹木覆蓋分布圖。再以樹木覆蓋分布圖與其他政府提供的地理資訊圖層，進行空間分析；據以提供特定區域生物多樣調查樣區樹木覆蓋率地理資訊、水與綠空間分布格局地景結構指標分析與比較、大型公園樹木與草地覆蓋率比較、樹木覆蓋區地景結構指標分析，以及行道樹分布調查等應用分析，期望成果能提供臺北市都市林管理有利的空間決策資訊。

材料與方法

一、樹木覆蓋分布圖製作

本研究以臺北市行政轄區內，人口密集分布地區，以里為單元之人口密度每 ha 達到 100 人以上，且與周圍人口密度高、相連續的區域，界定為臺北市的城市地

區。依此臺北市城市地區為研究試驗區，使用本區 2017 年至 2019 年拍攝的 WorldView 超高解析度(空間解析度 0.5 m)衛星影像的 NDVI(Normalized Difference Vegetation Index)指標，以平均值移動非監督式物件導向影像分類 NDVI (Salehi *et al.* 2012)，自動萃取區域內綠色植生覆蓋區域(包含樹木及草地)，並應用 WorldView 全色波段的影像質地同質性指標(the Gray-Level Co-Occurrence Matrix-GLCM Homogeneity index)，以及常態化 0.5m 數值地表高(NDSM)設定適當的門檻值，將植生覆蓋區域再分為樹木與草地覆蓋兩類，製作政府 open data 無法提供之高解析度城市地區樹木覆蓋分布圖，作為後續各項應用分析之用。

二、應用分析

以樹木、草地覆蓋分布圖與其他由政府 open data 的地理資訊圖層，進行空間分析。可提供行政區或特定生物多樣調查樣區樹木與草地覆蓋率地理資訊、水與綠(綠色基盤)空間分布格局地景結構分析成果；大型公園樹木與草地覆蓋率、樹木覆蓋區地景結構、形狀複雜度、聚集度、連接度與熱點分析，以及行道樹調查與分布等應用分析。其中有關地景格局標分析的方法，乃使用(Fragstats 4.2)地景結構指標分析系統，分析臺北市城市地區水(溪流、水體)與綠(樹木、草地)地景格局結構(地景組類及全地景尺度)，在面積分布、形狀、連續與聚集地景生態結構指標，進行評比。期望成果能提供臺北市都市林管理有利的空間決策資訊。

結果與討論

一、樹木覆蓋分布圖

圖 1 右半部深綠色覆蓋區顯示臺北城市地區樹木覆蓋圖，其中包含臺北市城市地區(人口高度密集區 100 人/ha 以上)水與綠空間分布圖。圖中紅色線代表雙北市城市地區界線，黑色線表示行政區界。深綠色的區塊為樹木覆蓋區、淺綠色為草地覆蓋區；藍色表示溪流區域、淺藍色表示水體(含支流、湖泊及池塘等)。其中綠地、樹木與草地的超高解析度衛星影像分類的準確度分別為 95.23 %、90.56%、88.98%。圖 2 顯示臺北市城市地區原樹木(深綠色)覆蓋區塊與草地(淺綠色)區塊，經由空間統計熱點分析(hot spot analysis)結果。原樹木(深綠色)覆蓋區塊與草地(淺綠色)區塊，經由空間統計熱點分析(hot spot analysis)，選取 80%以上的 confidence level、區塊面積高度聚集的聚集區(詳如圖)，再與溪流(藍色)、水體(淺藍色)疊，形成臺北市城市地區水與綠高度聚集地景分布圖。

二、應用分析

以臺北市城市地區 12 個行政區地景層級指標分析為例說明，表 1 顯示包含樹木、草地、溪流、水體及背景基質(matrix)5 個地景組類分布格局的 6 個地景指標，從表中呈現臺北城市地區全區與 12 個行政區的總面積、區塊密度，地景形狀、區塊聚集度、地景連接度與香濃多樣性指標，可進行區域區之間的比較。

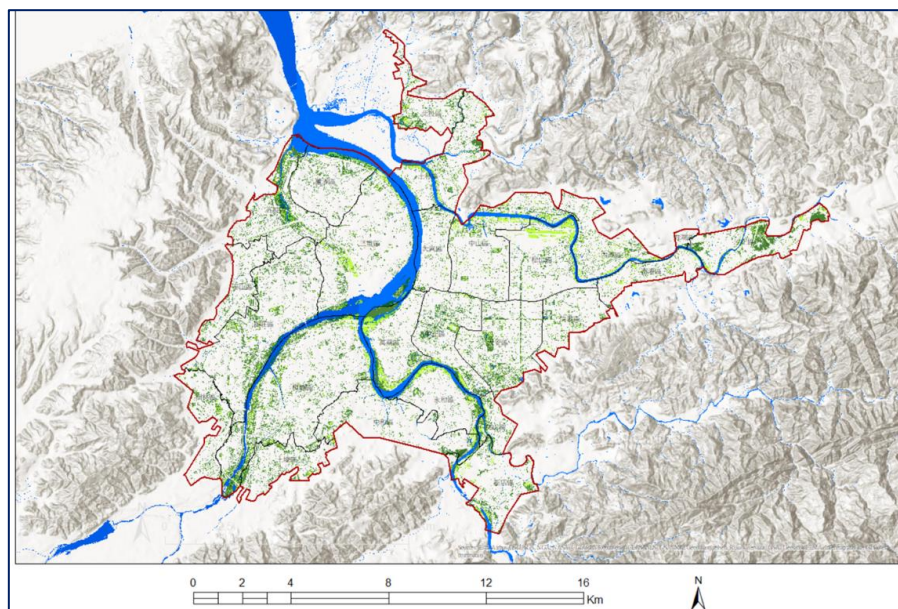


圖 1. 右半部深綠色覆蓋區顯示臺北城市地區樹木覆蓋圖(圖說詳如內文)

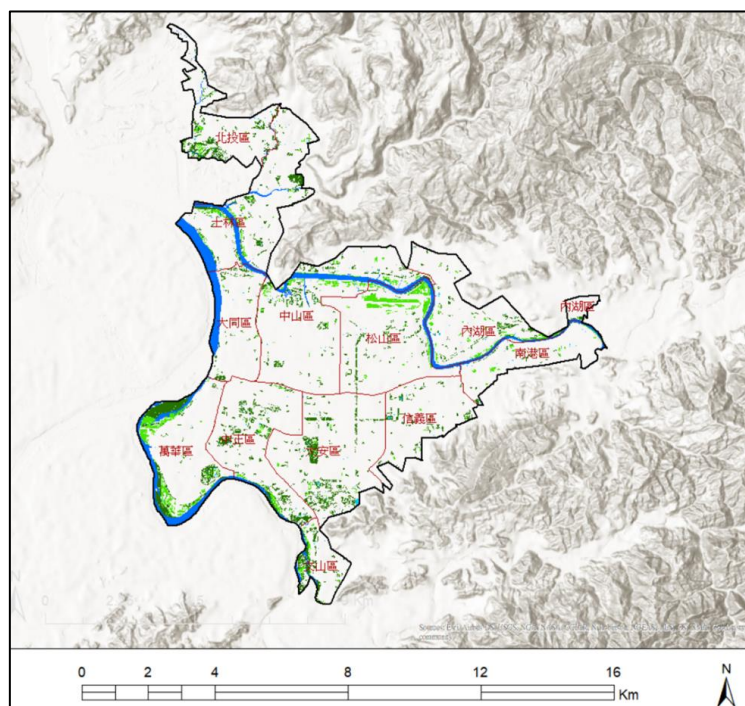


圖 2. 臺北市綠地熱點分析結果(圖說詳如內文)

表 1. 臺北市城市地區行政區地景層級指標分析結果，包含樹木、草地、溪流、水體及背景基質(matrix)5 個地景組類分布格局的 6 個地景指標

行政區	總面積	區塊密度	地景形狀	區塊聚集度	地景連接度	香濃多樣性
	TA	PD	LSI	CONTAG	CONNECT	SHDI
台北全區	8,110.54	1,750	138.16	66.28	0.40	0.81
文山區	236.10	3,462	38.44	67.32	11.19	0.93
萬華區	746.62	2,178	45.85	63.62	4.74	1.08
松山區	865.77	2,123	47.60	74.31	3.92	0.75
士林區	863.00	2,680	57.57	68.37	3.37	0.92
信義區	513.89	2,332	38.37	80.15	5.97	0.47
北投區	476.32	3,126	50.49	73.56	5.76	0.74
中正區	742.92	3,137	61.98	73.33	4.14	0.75
大安區	964.97	3,013	65.74	75.07	3.59	0.59
中山區	1,117.97	2,789	68.68	72.58	2.84	0.78
大同區	478.68	2,047	31.43	73.96	6.56	0.77
內湖區	700.10	2,963	57.04	72.23	3.94	0.79
南港區	402.58	2,627	37.74	75.25	6.55	0.71

有關臺北市城市地區行政地區地景組類層級的地景結構指標分析結果，以樹木覆蓋的連接度(CONNET)為例說明如圖 3，實際地景組類層級包含樹木、草地、溪流、水體及背景基質(matrix)5 個地景組類分布格局的 6 個地景指本圖以樹 CONNECT 指標分別對整個臺北城市地區以及城市地區內的 12 個行政區以直方圖呈現從小到大的連接度進行比較。

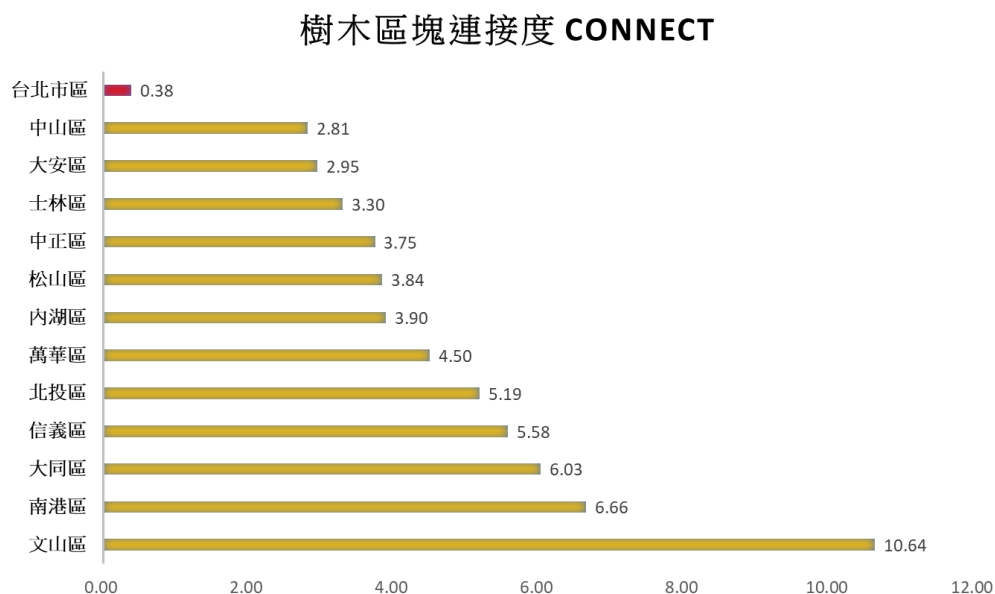


圖 3. 臺北市城市地區行政區地景組類層級樹木覆蓋區塊連接度指標分析 (圖說詳如內文)

(參考文獻請逕洽作者)

自然再野化後的生態系特性- 歐洲哨兵衛星評估陽明山草原植被變量和間歇濕地物候

胡正恆^{1)*}

¹⁾中國文化大學森林暨自然保育學系。臺北市陽明山華岡路55號。

*通訊作者，Email: hujackson10@gmail.com。

前言

聯合國政府間氣候變化專門委員會(IPCC)，2021年最新出版的第6次氣候變遷評估—物理科學基礎報告(AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis)指出：自1850~1900年以來，人類活動產生的溫室氣體排放，已造成 1.07°C的地表升溫；未來在 2040 年前可能跨越 1.5°C的升溫警戒線，尤其北半球高緯度區的變暖速度是全球水準的 2~4 倍。學界已知亞洲大陸地區，土壤溫度已出現顯著變暖現象，平均每十年上升0.458°C，並與過去整個世紀以來降水量波動相關聯(Cao *et al.*, 2019)。

全球暖化帶動的氣候震盪已然率先衝擊北臺灣高地的脆弱生態系統，尤其臺北陽明山地區的迎風坡面。以中央氣象局標準測站的大屯鞍部資料(1991~2020)來代表海拔相近的擎天崗草原，30年來的月均溫只有17.1°C，年雨量卻高達4697 mm，是臺灣25座長期氣象站之最高降雨區域；大屯山鞍部全年降水量 ≥ 0.1 mm的霧氣日數有205天，占全年56.4%(=205/365)。而相鄰近的擎天崗草原位處七星山-竹篙山間火山熔岩地的迎風面，稜線迎風坡(冷水坑-擎天崗-石梯嶺-頂山沿線)因而富有許多具北降現象的獨特植被與相關動物相(胡正恆，2021)。當2021年區域氣候連續受反聖嬰現象而變乾、變暖，年雨量降至<3900mm 而遠低於平均值；卻在2022年的最後一季受東北季風加乘現象，三天降雨>1500mm 為全臺最大暴雨紀錄，在此一潮濕暖溫帶草原的生態衝擊猶未可知。

夢幻湖-擎天崗-石梯嶺有清代金包里大道穿越，保留諸多日治礦場、大嶺牧場的草場遺跡，直到 1985 年國家公園成立後停止造林，過去栽培的針葉林日漸消退，天然林重新演替，成為紅楠(*Machilus thunbergii*)優勢的疏樹草原。今日山脊上(600~912 m)常見灌叢間生柃木(*Eurya* spp.)、燈稱花(*Ilex asprella*)成團狀抗風、散生尖葉槭(*Acer caudatifolium*)、狹瓣八仙花(*Hydrangea angustipetala*)等灌木，水牛(*Bubalus bubalis*)、水鹿(*Rusa unicolor*)秋冬時才會進入山區的鬱閉森林覓食(胡正恆，2019)。

本研究調查陽明山擎天崗草原不同季節下的大尺度生產力特徵值，例如植被指數(Normalized Difference Vegetation Index, NDI)，三波段指數 (TBI)、差異光高

度 (DLH)等生態營養指數;搭配現場穿越線(ground-truthing transects)的植被物候變遷紀錄,並區分在保護區內有大動物(野化水牛)、以及圈圍區外的無啃食壓力下的生長表現。透過每月穿越線調查、以及公民科學家的紀錄彙整,本報告可探討各種草原棲地之特定生物多樣性特質與相關的生物量生產力,尤其反映在依賴暫時濕地的敏感植物、草原草量的株高指標、以及高地草原生態系在不同動物管理條件下的生物物理反應。

材料與方法

一、擎天崗(海拔 770 m)樣區

擎天崗地區於 1995 年開通2.22 km 環狀步道作為歷史穿越線,連接 20 世紀後半的四座軍事碉堡,環繞竹篙山(836 m)北面稜線共約 40 ha 的林地與草原。廣大平原上現有牛隻會不定期營造出大小不一的暫時濕地水窪,另有大型不會季節乾涸的深水潭,在夏季會又水牛群浸入使用(胡正恆、王穎,2021),水生植物繁多,屬於陽明山國家公園所劃定的七星山自然文化景觀特別景觀區;而該區的保護利用目標是「持續推動擎天崗草原之經營管理與研究,維護草原景觀,並提昇遊客遊憩安全知能教育與行為管理」(內政部,2022)。

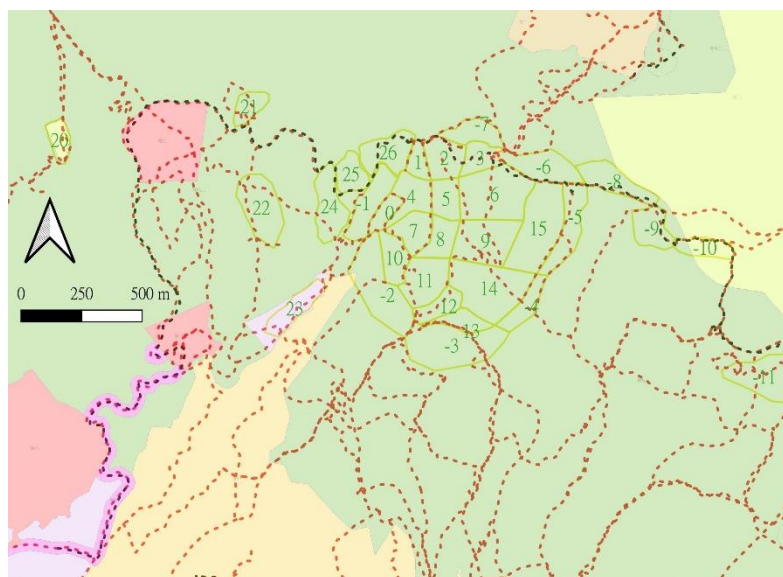


圖1. 樣區包含夢幻湖、雍來溼地到石梯嶺間的草原小區位置:並以2022.415頒布的陽明山國家公園第4次通盤檢討顯示保護區土地規劃系統

二、每月穿越線調查並納入公民科學資料

對擎天崗暖溫帶闊葉林下各草原小區，每月規劃一個上午(9:00~12:00 am)、或是一個下午(2:00~5:00 pm)內，走完 3 條穿越線(2.22 km)對所見物候指標植物登錄，步行緩慢巡視沿途小區的特殊濕生植物，同步記錄位置與鄰近森林演替結構，每次大約 3 hr 內完成調查。穿越線分為中線(涵蓋主要低草原)、西線與東線(涵蓋高草/林地，圖1)，步行長度分別為 550 m, 570 m, 1100 m。

三、多頻譜下的植被分析與生產力評估

運用2021年7&11月大氣穩定下的觀測條件，選擇歐洲太空總署(ESA)哨兵2號衛星(Sentinel-2: <https://scihub.copernicus.eu>)，取得初階幾何校正的影像(Level-1C images: top-of-atmosphere)，搭配 SNAP(Sentinel Application Platform)平臺依照 Sen2Cor 程序，重新大氣校正取樣得到2m 精度衛星正射影像(Level-2A images: top-of-canopy reflectance)，可計算波段1(442.7nm:淺水、氣溶膠)、波段4(664.6nm:紅光)、波段5(704.1nm:植被紅外光邊緣)、波段6(740.5nm:植被紅邊)、波段8(832.8nm:近紅外光)等的線性組合，成為可供植被分析的植生指數(NDI)、三波段比(TBI)、差異光高(DLH)等(Cisneros *et al.*, 2020)。

表1. 使用 ESA 哨兵衛星所演算的植生指數(NDI)、三波段比(TBI)、與差異光高(DLH)。例如 NDI 強化標出黑色區域(負值)為濕地水體，顯示缺乏植物不吸收紅光(波段4)，而反射近紅外光(波段8)

Formula	Generic Name	Abbreviation	Generic Formula
$\frac{R_{800}-R_{670}}{R_{800}+R_{670}}$	Normalized Difference Vegetation Index	NDI	$\frac{R_1-R_2}{R_1+R_2}$
$\frac{R_{705}}{R_{717}+R_{491}}$	Three Ratio Band Index	TBI	$\frac{R_1}{R_2+R_3}$
$R_{676} - 0.5 * (R_{746} + R_{665})$	Difference light Height	DLH	$R_1 - 0.5 * (R_2 + R_3)$

應用植生指標在比較系統 A 有牛 vs. 系統 B 無牛兩種草原濕地時具有分類上的高識別性。地理相鄰的系統 A/B 的植物類型相似，只在野化自然的管理類型相區隔。在系統 A 為歷史牧場長期使用下的核心圍場(z0~z15)，並有野化水牛持續使用野地；系統 B 則是受控制的對照組，包括已然廢棄的舊圍場(z.-1~z.-10)，不再重新野化(NOT rewildlizing)；或遠離現有野化動物之領域邊緣(z20~z26)，故受啃使用頻度都極低。Cisneros *et al.*(2020)指出若 A/B 同為沒有施肥過程的系統，在受啃食區域(A)之葉氮素應多有消耗。歐洲再野化計畫(SBRE, 2021)則推測大動物的再野化階段有助於改變前一階段的貧營養棲地與低氮狀態，或可局部促成許多重要成分的生物多樣性與溼地演替配置。

結果與討論

一、草本高度變量(DLH)與相對生物量生產力相關，尤其反映季節萎凋與動物攝食壓力；株高指標亦顯現不同動物管理條件下的生物物理參數。

歐洲 Sentinel-2的季節影像經標準化後對比，無變動區域都來自遊憩區的建物；對於無牛草原，草本高度變量(DLH)估計出夢幻湖溼地(z20即樣區 zone.20，以下皆同)為生態保護區內，DLH 落差少代表植生少有顯著落葉或萎凋；而與此相似的 z21,z22都在竹篙山腰，季節植被轉變亦與長年積水湖沼類似。倒是 z21的雍來跡地沼澤，高草莖高變遷大，且水面厚積泥炭苔(*Sphagnum palustre*)，值得維護保存已固定碳(圖1)。

對於有牛草原，以擎天崗之密集動物區之草量衰減最鉅；有牛區域的核心高草地區如 z1,z9,z11,z13皆有大量植物被消耗，加上由夏轉秋之際已經呈現出顯著植物萎凋，讓此兩種生物量減退的趨勢都使 DLH 落差加乘增高；低草類型 z7,z8在兩季間變動最低，因草葉高度更短。草食動物耗損固碳植物的趨勢亦同樣展現在稍遠的東峰區(z.-5)，使入秋耗損植物量僅次於擎天崗；至於更遠的磺嘴山口高崗(z.-9)則屬少牛區，草原季節變化幾乎已等同無牛活動的夢幻湖區 z20，以及竹篙山腰樣區 z22,z23。

二、生物多樣性關聯於生態系統的生物物理參數，三波段比(TBI)反映葉氮素(Foliar Nitrogen Content, FNC)

三波段比(TBI)顯示在系統 A 有牛狀態下，植生葉氮素的最高增值在高草原邊緣地帶 z11,z12等，其高葉氮素值是功能性地由於7月旺盛樹木生長的影響；更有甚者，在高啃食壓力下的11月 TBI 測值，則在相鄰的地塊上 z4,z7,z8等地具有生產力高與替換快速的雙重特性，展現改良的 TBI 指數在葉氮素估計方面更佳。至於系統 B 無牛草原濕地的葉氮素增生，夢幻湖 z20屬中等，還高於 z21的雍來跡地。

文獻中的水稻控制實驗顯示 TBI 指數在葉氮素評定方面需更多優化調整(Cisneros *et al.*, 2020)；在歐洲野化自然地區，TBI 植被指數的表現最適合於地中海櫟屬、冬青屬等暖溫帶植物。只是修正的植被指數需因地而異，對特定的草原邊緣植被種類、季節生長階段、和取樣光譜區域做出選擇。由於遙測吸光度與光合色素之種類相關，這些存在於葉綠體中的色素配置於葉綠素(65%)、葉黃素(29%)和胡蘿蔔素(6%)。在光合色素吸收光譜帶內，一般使用有兩個條帶中心約在 480 nm，在 680 nm 與葉綠素含量有關；但對應於熱帶草原植物，藍色反射率的增加導致 FNC 的增加，卻不經常受使用(Li *et al.*, 2022)。

至於高地草原(700~912 m)上的特殊生物多樣性，於春夏時候可見水牛常繞行

樹林與草原過度帶，啃食高光條件下的林下邊緣植物，如禾本科主要以類地毯草 (*Axonopus affinis*)、芒 (*Miscanthus sinensis*) 為主，避開棕葉狗尾草 (*Setaria palmifolia*)、印度鴨嘴草 (*Ischaemum ciliare*)、吳氏雀稗 (*Paspalum urvillei*)、毛花雀稗 (*Paspalum dilatatum*)、囊穎草 (*Sacciolepis indica*) 等忌避植物。

高地濕地則座落於火山熔岩階地的陷穴地形，由水牛持續創造出大小不一的短期水塘 (water holes)，散生禾本目 (Poales) 燈心草 (*Juncus effusus*)，以及莎草科優勢種如水毛花 (*Schoenoplectiella mucronate*) 等；以及分布特殊小族群的葛氏飄拂草 (*Fimbristylis griffithii*)、擬二葉飄拂草 (*Fimbristylis diphyllodes*)、寬囊果薹 (*Carex maculate*)、紅鞘薹 (*Carex filicina*)、針蘭 (*Eleocharis congesta japonica*) 等珍稀植物，也因量體小而不受「直吞粗食者 (bulk feeders 如水牛)」青睞。

這些迎風坡草澤邊緣受牛糞累積滋養，發展成成簇的草團，呈矮盤灌叢狀 (陳俊雄，2003)，常有臺灣推糞金龜 (*Paragymnopleurus ambiguus*)、翹側裸蜣螂 (*Paragymnopleurus sinuatus*)、與三特衍附糞滌蜣 (*Parascatonomus tricornis*) 等食糞甲蟲。而食腐屍的大型鞘翅目則有雙斑埋葬蟲 (*Diamesus bimaculatus*)、紅胸埋葬蟲 (*Necrophila cyaneocephala*)、以及五斑糞水龜 (*Sphaeridium quinquemaculatum*) 等，帶動生物圈與土壤圈的營養流動，

三、應用 NDI 植生指標估計生態系生產力

應用 NDI 植生指標在比較系統 A 有牛 vs. 系統 B 無牛兩種草原，在野化自然的管理下，系統 A 為的核心草場 (z1, z2, z7, z8) 草本生物量多被耗盡；只在高迎風坡區域 z3, z10 等地上有留存越冬草料。系統 B 雖缺乏反芻獸啃食，但生物量卻也增生緩慢，例如竹篙山腰的 z21, z22, z23 都是廢棄圍場無野化動物，但也是 NDI 最低回復值，故不受啃使營養流動效能下降。

倒是間歇受牛野化擴散的雍來草場，屬夏秋間代謝轉換率最高區域，應與深厚泥炭苔溼地的演替有關。值得注意的是，雍來沼澤高草莖高大卻受季節萎凋，仰賴水面發達泥炭苔族群來保留碳素，屬貧營養生態體系。而亞熱帶潮濕熔岩平原的有機礦物土壤，是潛在甲烷釋出到大氣的重要來源，陽明山已知土壤中甲烷排放的高峰在雨季 (張永達，2002)，特別是在富含苔蘚堆積的低谷所產生的排放。

最常用的 NDI 指標呈現7月夏季巔峰的生態系生物物理參數 (圖2)，以黑色顯示不吸收紅光 (波段4: 680~700nm)，及反射近紅外光 (波段8: near infra-red, NIR, 700~1100 nm)。到秋季11月草地枯黃，共有11小區植生指標 (NDVI) 率先降到0.3以下，包括野化水牛所使用的核心領域，z4, z5, z7, z8區 (圖2)，可用肉眼辨識出草葉不足，因被頻繁往返巡弋的牛隻連根拔起，甚至嚼至短莖連接鬚根處。七星山下冷水

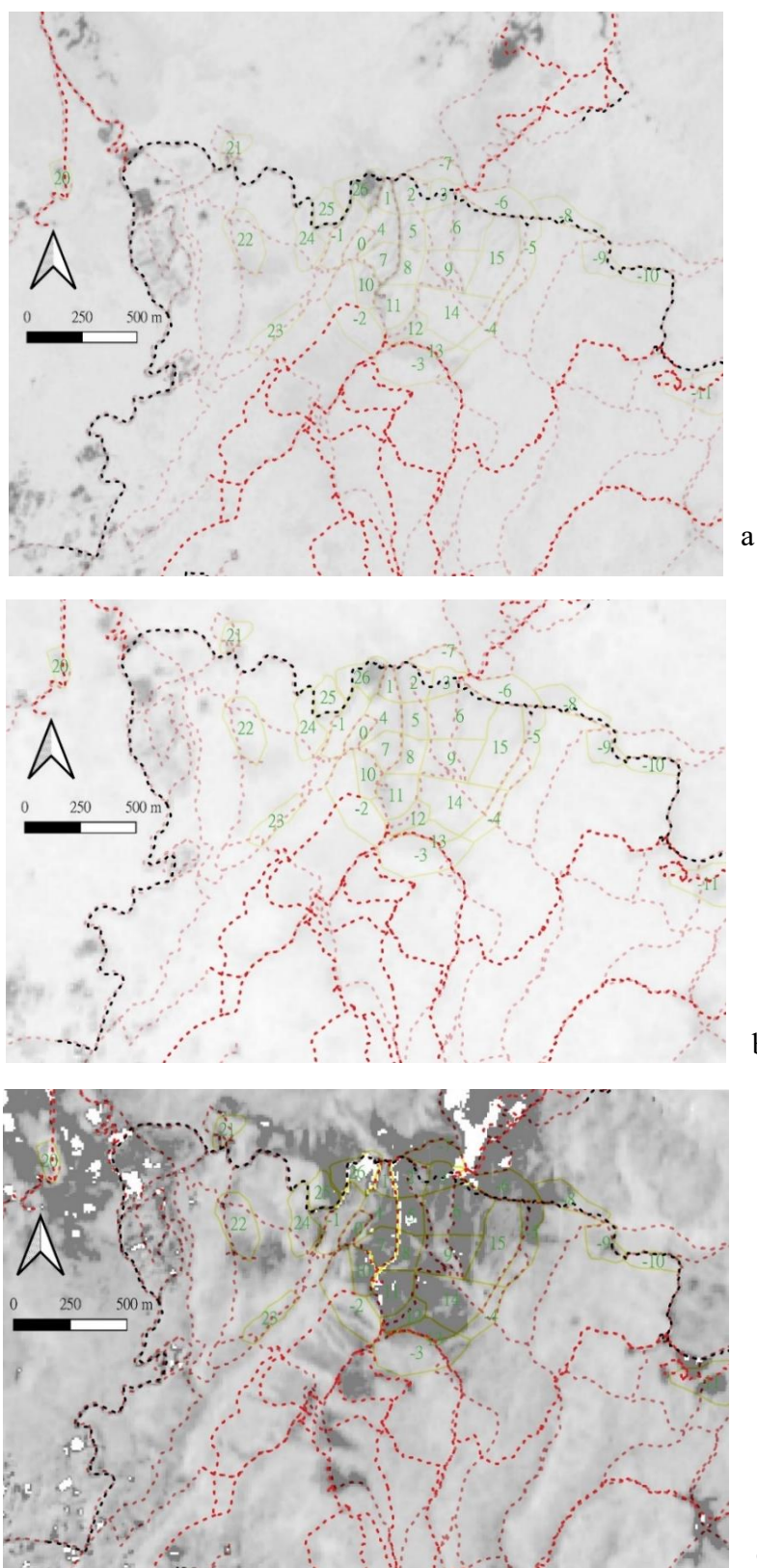


圖 2. 擎天崗草原樣區(涵蓋夢幻湖到石梯嶺間),以 2021.709 使用 ESA 哨兵衛星所演算的 a.植生指數(NDI)、b.三波段比(TBI)、與 c.差異光高(DLH)(W/B 為白/黑色差呈現範圍)

坑為無牛區，植生茂密；對比擎天崗草原區有牛群每日啃蝕，冬末草莖被牛啃咬至根。季節性植生變化以目前使用的 NDI 能分辨出秋季 z11,z12區率先衰退，之後冬季殘留植生僅留存於霧谷與林地(圖2亮區)。然而，霧谷 z3,z6,z14區，觀測到森林/灌叢植被最為茂密(圖2淺色區塊)，在秋季仍保有最高的植生平均值。

結論

檢視近年來歐洲航天局 (ESA) 的哨兵衛星影像，其多頻譜(multi-spectrum index, MSI)的高光譜測量與高精度(10m 解析度)的廣域空間遙感技術，並被證明強大的生態地景監測工具，能定期檢核草原植被乃至暫時濕地的轉變，且對於大尺度的溫室氣體監測和生物量估算至關重要，甚至能用於環境永續目標(ESG)、鄉土農業與混農林業科學的發展。

(參考文獻請逕洽作者)

臺北市大崙頭山示範林生態友善作業及調查監測案例

張坤城^{1)*}

¹⁾國立嘉義大學森林暨自然資源學系。嘉義市東區學府路 300 號。

*通訊作者，E-mail: kcchang@mail.ncyu.edu.tw。

臺灣西部海岸保安林保護需求指標

何坤益^{1)*}、黃明俊¹⁾、吳佳嫻¹⁾

¹⁾國立嘉義大學森林暨自然資源學系。嘉義市東區學府路 300 號。

*通訊作者，E-mail: kyho@mail.ncyu.edu.tw。

前言

臺灣四面環海，沿海地區冬季受東北季風、夏季則遭颱風的嚴重侵襲，林木生長與維護不易。當前西部海岸保安林地勢低窪及地層下陷等因子影響，造成海岸線急速後退，進而形成低濕與積水等海岸劣化情形。森林適應性日益受重視，過去對於海岸防風林極少實施功能評析。美國早於 1990 年代制訂相關法令與政策以發展監測計畫，採取大規模系統取樣進行森林生態系適應性監測，以獲得森林生態系現況、變化和長期趨勢之資訊。近年國土生態綠色網絡計畫推動，保安林恢復生態活力，生物多樣建立甚有建樹。因此，為求能夠充分抵抗各種海岸侵蝕及潮害侵襲之功能，因進行海岸保安林公益價值評析乃急待解決之事。

氣候變遷導致深受逆境壓力之海岸保安林環境產生更嚴重的威脅，促使防護安全性之社會議題備受討論，因此，收集各處海岸林分保護需求因子，現場評估並量化作為各項保護需求指標，探討海岸林保護需求之空間分布情形。同時調查保安林之適應性現況，包括林分發育與環境適應因子(受害情形)，藉由主成分分析導出之各處保安林適應性，分析不適應保安林，並予以提供檢討與改善之建議。

近年來，環境生態相關意識抬頭，集思廣議解決面臨的危機，然而，各因子間環環相扣，如何在發展與環境之間找到平衡，即是現階段最重要的議題。西部沿海本就地勢低窪，加上海平面上升以及地層下陷等因子影響，加諸海岸線急速後退，遭遇颱風或暴潮時，容易引發海水倒灌，生命財產將受到嚴重損失(張瑞津等，1998)，影響甚鉅。政府雖設有海岸防風林，然而卻仍受到海水倒灌及長期積水之影響，導致土壤鹽化，生育地條件惡化，林分衰退、難以更新，加上長期管理經營負荷，使森林持續培育更為困難，因此急需一套完善的經營系統，以利海岸林的永續利用(鄧書麟等，2018)。

材料與方法

一、調查 33 處海岸保安林環境概況

西部海岸保安林，北起淡水河口，南至屏東縣枋山鄉楓港，長約 400 km。選定臺灣西部海岸 33 處保安林 (表 3)。各號保安林之邊界及面積係採用行政院農業委員會資料開放平臺，2014 年上架之全臺保安林分布概略圖。土地利用類型分類資料則是使用 2018 年國土利用調查成果套疊各號保安林範圍結果，作為分析之依據。33 處保安林近岸海象與氣象資料，包括有潮位資料將以鄰近中央氣象局於各地所設置潮位站所提供資料為目標進行蒐整，並參考交通部運輸研究所「港灣海氣地象觀測資料年報」資料，計畫統整資料並進行暴潮分析及對該區域之影響。本研究聚焦西部海岸保安林之林分等較限縮範圍(海堤長度比、離海距離、林帶海拔高、主風夾角)調整指標的相關特性，參考雷人傑與簡連貴(2012)之研究(平均波高、平均潮差、降雨強度、林分面積、林帶高度、林分比率)，修正選取適合之分類方式，作為評估西部海岸保安林防護功能之分級管理依據(表 1)，指標說明如下。

表 1. 西部海岸保安林防護功能之指標分級範圍

防護功能	單位	1	2	3	4	5
海堤長度比	%	>99.9	46.84-99.9	18.17-46.83	0-18.17	0
離海距離	m	>747.03	391.39-747.02	164.66-391.38	76.71-164.65	<76.71
平均波高	m	<0.90	1.00-1.02	1.03-1.14	1.15-1.25	>1.25
平均潮差	m	<0.711	0.71-1.55	1.55-2.40	2.40-3.25	>3.25
降雨強度	mm	<1,204.98	1,204.99-1,253.88	1,25-1,61	1,61-1,88	>1,879.94
海拔高	m	>15.0	6.7-14.9	4.0-6.6	1.6-3.9	<1.6
主風夾角	度	<35	36-57	58-70	71-113	>113
林分比率	%	>98.34	87-98.34	75.79-86.99	58-75.78	<58
林分面積	ha	>376.24	195.83-376.23	111.73-195.82	39.73-111.72	<39.73
林帶高度	m	>8	6-8	4-6	2-4	<2

二、統計分析

參考雷人傑(2012)針對全臺海岸地區保護需求評估分析，將所取得西部海岸保安林防護功能因子，帶入公式中計算幾何平均數之平方根，求得各號保安林之防護功能指數。用 33 處保安林防護功能指數成果，依四分位方法將其分為低、中低、中高、高等四個風險等級，分析成果如下表 2。

CVI=

$\sqrt{\text{海堤長度比} \times \text{離海距離} \times \text{平均波高} \times \text{平均潮差} \times \text{降雨強度} \times \text{林帶海拔高} \times \text{主風夾角} \times \text{林分比率} \times \text{林分面積} \times \text{林帶高度}}$

結果與討論

表 2. 西部海岸保安林防護功能之指標

保安林			降雨強度	平均波高	平均潮差	海堤長度比	離海距離	林帶海拔	林分面積	林帶高度	林分比率	CVI得分	風險程度	
林種	種類(屬性)	位置	度	高	差	比	離	拔	積	度	率	分	度	
1833	雲林麥寮	衛生保健	1	3	2	3	2	1	2	2	4	1	2.4	低
1920	嘉義布袋	飛砂防止	2	3	2	3	1	4	4	4	1	1	4.8	低
2302	高雄鼓山	風景林	4	5	1	2	1	5	4	1	3	1	4.9	低
1711	彰化芳苑	防風	1	1	4	4	2	2	1	5	5	2	5.66	低
1703	彰化伸港	飛砂防止	4	1	4	5	3	1	4	4	1	1	6.2	低
2018	臺南北門	飛砂防止	3	4	2	2	3	5	3	4	1	1	9.3	低
1109	桃園觀音	飛砂防止	2	3	2	4	3	5	1	2	4	2	10.73	低
1341	苗栗後龍	飛砂防止	3	1	5	5	1	5	1	3	3	4	11.62	低
1101	桃園大園	飛砂防止	1	3	2	4	2	5	2	3	5	2	12	低
1809	雲林四湖	飛砂防止	3	1	4	4	5	3	2	3	2	2	13.15	中低
1312	苗栗後龍	飛砂防止	5	2	4	5	5	1	3	3	1	2	13.42	中低
2105	臺南安南	防風	5	4	1	1	5	4	3	3	3	2	14.7	中低
2017	臺南七股	漁業	3	4	2	2	1	5	3	5	2	4	16.97	中低
2450	屏東恆春	漁業	4	5	2	2	5	5	2	2	2	2	17.89	中低
1709	彰化芳苑	防風	3	1	4	5	1	5	2	5	4	3	18.97	中低
1323	苗栗後龍	飛砂防止	2	2	4	5	3	2	4	4	5	1	19.6	中低
1339	苗栗後龍	飛砂防止	1	2	4	5	2	5	3	3	4	3	20.78	中低
1930	嘉義東石	防風	1	4	2	2	5	5	2	5	3	4	21.91	中高
2301	高雄旗津	土砂捍止	4	4	1	1	5	5	5	5	3	2	24.49	中高
1426	臺中大甲	防風	2	1	5	5	1	4	4	5	4	4	25.3	中高
1204	新竹竹北	飛砂防止	2	3	2	5	3	5	3	4	3	2	25.46	中高
1217	新竹北區	飛砂防止	2	3	2	5	5	3	5	5	4	1	30	中高
2102	臺南安平	飛砂防止	4	4	2	2	3	4	3	5	2	4	30.36	中高
1106	桃園大園	飛砂防止	5	3	2	4	4	5	2	2	5	2	30.98	中高
1427	臺中大安	防風	3	1	5	5	1	5	4	5	5	3	33.54	中高
1311	苗栗竹南	飛砂防止	2	2	4	5	5	5	4	4	4	1	35.78	高
2442	屏東枋山	潮害防備	4	5	2	2	5	5	4	3	2	3	37.95	高
2439	屏東佳冬	潮害防備	5	5	1	2	3	5	3	5	3	5	41.08	高
1340	苗栗後龍	飛砂防止	3	2	4	5	2	4	3	5	3	4	41.57	高
1436	臺中清水	防風	1	1	4	5	5	4	5	5	4	5	44.72	高
1052	新北八里	防風	1	4	4	4	5	4	3	5	4	3	48	高
2443	屏東車城	潮害防備	5	5	2	2	5	5	4	4	2	3	48.99	高
2441	屏東枋山	潮害防備	5	5	1	2	4	5	4	5	3	5	54.77	高

一、海岸保安林防護效益與需求

以美國地質調查所針對海平面上升所建立評估海岸脆弱度的評估理念；以雷人傑與簡連貴(2012)於全臺海岸地區，所進行脆弱度與風險評估方法之研究成果為基礎，修正與保安林不相關之因子，並佐以專家建議，加入以保安林防護需求之各項功能，而選出 10 項評估因子，運用幾何平均數的方式進行運算，發展成為空間分析模式。由結果來看(表 2)，CVI 值越高的地方，其保安林海岸所面臨的風險越高，就臺灣 33 處保安林之防護功能，風險越高之前 3 者，以屏東枋山 2441 號潮害防備保安林之 CVI 值最高，得分為 54.77，其次為屏東車城 2443 號潮害防備保安林，CVI 值為 48.99、新北八里 1052 號防風保安林，CVI 值為 48。反之，風險越低之前 3 者，以雲林麥寮 1833 飛砂防止保安林，CVI 值為 2.4，所面臨之風險較低、其次為嘉義布袋 1920 飛砂防止保安林，CVI 值為 4.8、高雄鼓山 2302 風景林保安林，CVI 值為 4.8。

其中可以發現 CVI 值得分較高處，其保安林海岸保護功能相對差，缺乏完整之海堤保護、整體林帶面積小、離海近，以至於當強風或是強降雨一來，對海岸保安林會造成相當嚴重之危害，不僅影響樹木形質上的受損，連帶影響到保安林所帶來防風、防潮、保水顧土等公益功能。而 CVI 值得分較低處，亦即海岸保安林保護功能相當良好，海堤完整、林分比率高、受到之強風、暴雨時的，能夠為保安林提供良好之海岸保護措施。

而環境保護需求並非一成不變，受各種人為與自然因素之影響皆會有所轉移(Li *et al.*, 2006)，根據海岸保安林之現況進行調查及監測，適時的制訂因應策略，探討環境保護需求在空間與時間上的動態演變的同時可以瞭解並掌握該區海岸防護功能強弱之分布情形，俾提供防、減災策略擬定之參考，以維護保安林帶來之公益性價值。

二、海岸保安林防護效益

就臺灣西部海岸保安林歸屬種類(屬性)而言，可以發現大部分保安林屬於飛砂防止保安林，其次則有防風保安林、潮害防止保安林等，不論其保安林歸屬如何，可以發現當保安林之防護功能越好，能夠帶來相對較高的公益性，諸如海堤長度比越高、平均波高越低、平均潮差越小，面臨颱風暴潮、地層下陷所造成之海水淹溢，保安林所受到的威脅相對較輕，而林帶面積、林帶面積比例越高及林帶高度越高，其保安林面對風蝕、鹽害、海嘯、強烈降雨等影響時，保安林能有較高之防護效果且能夠為附近居民帶來良好的公益性，諸如：降低風害對於農田、魚塭所造成之影響，而減少收益；避免道路交通、排水溝渠淤沙，而造成用路民眾之生命財產安全；

保護工廠、社區、苗圃等，以免受到鹽霧、飛砂之影響。對於整體保安林之林內生態系，也提供相當良好的保護。因此，透過保安林之防護功能指標，可以作為評估海岸地區是否需要加強防護之參考依據，針對完善的保安林可以持續地進行維護與保護，而防護力較弱之保安林，除了針對破口處加強補植及維護外，可以透過民間團體認養保安林，或結合社區一同協助保安林之經營管理，守護保安林所帶來之公益性價值，短期內或許無法恢復健全之保安林，但透過民間、社區的實際參與行動串聯人與林的連結，就長遠來看，保安林要恢復固有之防砂、防潮、防鹽霧等危害是可行的。

三、保安林社會效益面向

當前氣候變遷對於人類生存環境產生衝擊，涵括區域性及全球性，也因全球暖化現象，改變了溫度和雨量的規律性，導致極端天氣事件的頻率與強度不斷增加。此外，由於持續而過度開發自然資源，迫使生態系統面臨多種逆境壓力，遭受污染、破壞與損害，因而產生出高等級保安林防護需求，同時對人類生活與生存帶來嚴重威脅。本研究提出西部海岸保安林防護功能指標分析，目的是為了保有健全的生態環境，為人類社會的永續發展提供監測服務，在當前全球氣候變遷趨勢下，探討西部海岸保安林防護成效更是備受重視(Kelly and Adger, 2000；Adger, 2006)。

西部海岸早期為漁業熱絡區，除了豐沛的自然資源外，亦有人文資源如宗教寺廟、漁村文化等。依據訪談結果，部分居民認為保安林功能衰退，保安林於原來面積範圍內失去原有之保安林功能，宜予以復育造林，以符合現況需求，同時盡量以零損失的方式，去回復及補償所失去之保安林林地，以維護當地生態保安林該有的生態功能及效益。訪談民眾建議林務局基於保育職責，仍應積極與當地民眾合作，共同推動生態造林及生態旅遊，強化環境保護、提升社區經濟。

依研究所提出西部海岸保安林防護功能指標，顯示西部海岸保安林環境保護需求屬高與中高等級者，多分布於各海岸保安林而無區域性關係，個別特性多位於人為干擾旺盛之區域，其建物、農地及道路等人為地景所占比例於研究區中較為偏高，且缺少植被覆蓋。符合目前西海保安林遭受干擾情況，飽受人為經濟生產之開發行為，明顯影響周圍環境變遷，尤其農業發達之中南部地層下陷最為嚴重(Chang *et al.*, 1998；Wu and Wu, 2003)，顯示其區域生態系統對抗逆境之能力不佳。環境保護需求低微者，其區內不僅有大量的植被覆蓋，調查結果蘊有豐富的動、植物生物多樣性，加上人為活動不明顯，生態系統相對較為安定，抵抗逆境之能力亦相對較佳。防護功能指標中度與低度者，常為人工造林地分布最多之區域，在土地受植被覆蓋庇護後，生態系統對於抗逆境之服務功能可有效提升。由此可知，依照本研

究方法及分析結果所計算之西部海岸保安林防護功能指標，可反映出實際現況。

四、管理建議

西部海岸保安林防護功能指標之分析概念仍存有對應的理解，主要是全球研究領域具有不同的定義解釋與各別評估之差異(Alwang *et al.*, 2001)。然而，針對因應氣候變遷之大量研究，社會學專家學者對於環境保護，似乎已逐漸達成共識(Berry *et al.*, 2006)，即環境保護的內涵應包含環境的暴露性、敏感性及適應性(或恢復力)等。其中，暴露性與敏感性可統稱為潛在衝擊性，若是西部海岸保安林環境系統暴露在人為或自然擾動下可能遭遇到的衝擊程度，適應性則表示當環境受到衝擊後，其系統功能復原之能力，當潛在衝擊性高且適應性低時，即呈現高防護功能指標分析的風險。因此，分析西部海岸保安林生態環境之防護功能，可依據以上內涵建構評估指標(Metzger *et al.*, 2005；2006)。

臺灣屬海島型生態環境，環島海岸線長度超過 1,000 km，而鄰近於海岸線的地區位於海陸之交界地帶，兼具有海陸生態特性，並擁有富饒的生產力，尤其地表上所覆蓋的海岸林帶與濕地環境，更具有經濟效益、環境保護、休閒遊憩及教育科學等多項的複合性機能。惟也因四面環海之處境，對於氣候的敏感度高，歷年來更是屢遭強颱的侵襲。再加上周邊長期存在著工業、漁業及遊憩開發等壓力，促使地層下陷及排水不良等問題加重，一旦大雨驟降，即傳出重大災情，故靠近海岸帶之生態環境成為臺灣高災害風險之防護系統。2009 年的莫拉克風災即為極端天氣侵襲的實例，由於大量的降雨落於臺灣南部山區，對於降雨中心的下游區域造成了極為嚴重的水災，綜覽災情統計，諸如嘉義、臺南與高雄一帶的海岸地區皆受到嚴重的衝擊(Wang *et al.*, 2010)。

近年來，劇烈的氣候改變，改變了保安林木老化枯死、違法開墾、亂倒廢棄物、海水入侵、土壤鹽化，夾雜經濟利益與土地開發建設等，自然因素與人為因素為影響保安林公益之主要因子，使林帶面臨縮減與分布破碎、導致無法順利發揮其保安功能，甚至逐漸失效。同時林木生長與結構劣化、病蟲與動物危害、未投入適當管理、社會對保安林功能之價值認知、未能與在地文化融合等生物因素與人文因素下，乃對保安林公益價值具重大影響。

目前影響保安林公益價值之因子：未投入適當的管理措施；林木健康程度、生長的衰退；社會對保安林功能的認知與利用；強颱等自然災害；地層下陷；全球氣候變遷的衝擊；違法占用；病蟲害及其他動物危害；所處位置已喪失保安目標；未能與在地人文融合等；亦即發展於具有社會安全性之保護需求指標，及導出之保安林適應性；加入能值分析法為基礎之各處生態服務價值作為公益價值，並且在公益

價值的探討上，需同時考慮到保安林防護指標及保安林適應性指標。兼顧 33 處保安林之社會面、環境面與經濟面之多元價值，提供西部海岸保安林經營管理之參考。

結論

就臺灣 33 處保安林之防護功能，其 CVI 值得分較高處其海岸保護功能相當差，缺乏完整之海堤保護、整體林帶面積小、離海近，以至於當強風或是強降雨一來，對海岸保安林會造成相當嚴重之危害，不僅影響樹木形質上的受損，連帶影響到保安林所帶來之防風、防潮、保水顧土等公益功能。而 CVI 值得分較低處，亦即海岸保安林保護功能相當良好，海堤完整、林分比率高、受到強風暴雨時能夠為保安林提供良好之海岸保護措施，因此，需要透過政府與民間的長期且持續的監測，並根據海岸保安林之現況進行調查及監測，適時的制訂因應策略，探討環境保護需求在空間與時間上的動態演變，同時可瞭解並掌握海岸防護功能強弱之分布情形，俾提供防減災策略擬定之參考，以維護保安林帶來之公益性價值。

表 3. 計畫選定 33 處海岸保安林基本資料表

編號	種類名稱	立木度 (%)	主要河川	檢訂年	面積(ha)	位置
1052	防風	68.65	淡水河	104	19.03	新北市八里區
1101	飛砂防止	82.23	南崁溪	106	176.18	桃園縣大園區
1106	飛砂防止	86.65	老街溪	96	383.42	桃園縣大園區
1109	飛砂防止	81.40	大堀溪	99	387.82	桃園縣觀音區
1204	飛砂防止	80.77	新豐溪	105	94.42	新竹縣竹北市
1217	飛砂防止	98.34	頭前溪	100	26.04	新竹市北區
1311	飛砂防止	92.87	冷水坑溪	102	106.80	苗栗縣竹南鎮
1312	飛砂防止	80.6	後龍溪	105	195.46	苗栗縣後龍鎮
1323	飛砂防止	94.39	後龍灣瓦段	99	106.45	苗栗縣後龍鎮
1339	飛砂防止	74.24	中港溪	102	164.25	苗栗縣後龍鎮
1340	飛砂防止	44.50	水尾大排	103	40.77	苗栗縣後龍鎮
1341	飛砂防止	48.91	西湖溪	105	296.97	苗栗縣後龍鎮
1426	防風	52.55	四好橋溝	107	31.61	臺中市大甲區
1427	防風	69.43	塹寮溪	103	31.40	臺中市大安區
1436	防風	5.91	大甲溪	103	24.23	臺中市清水區
1703	飛砂防止	88.88	全興排水	106	63.20	彰化縣芳苑鄉
1709	防風	68.57	二林溪	108	29.91	彰化縣芳苑鄉
1711	防風	79.76	新寶排水	106	24.01	彰化縣芳苑鄉
1809	飛砂防止	79.29	舊虎尾溪	107	172.34	雲林縣四湖鄉
1833	衛生保健	90.64	濁水溪	101	305.37	雲林縣麥寮鄉
1920	飛砂防止	94.61	龍宮溪	107	118.10	嘉義縣布袋鎮
1930	防風	57.5	北港溪	96	28.35	嘉義縣東石鄉
2017	漁業	57.73	將軍溪	107	68.82	臺南市七股區
2018	飛砂防止	88	八掌溪	96	124.48	臺南市北門區
2102	飛砂防止	58	鹽水溪	109	56.86	臺南市安平區
2105	防風	87	曾文溪	105	224.37	臺南市安南區
2301	土砂捍止	85.68	高雄港	106	4.02	高雄市旗津區
2302	風景林	92.16	海軍軍港	102	750.69	高雄市鼓山區
2439	潮害防備	33.02	林邊溪	104	35.12	屏東縣佳冬鄉
2441	潮害防備	17.99	率芒溪	106	10.63	屏東縣枋山鄉
2442	潮害防備	56.44	枋山溪	109	93.57	屏東縣枋山鄉
2443	潮害防備	71.70	四重溪	107	118.11	屏東縣車城鄉
2450	漁業、風景	92.32	保力溪	109	452.24	屏東縣恆春鎮

(參考文獻請逕洽作者)

臺東東河海岸地區木麻黃防風林孔隙內 苦楝直播造林之初期成效探討

黃俊元^{1)*}、謝漢欽²⁾

¹⁾林業試驗所太麻里研究中心。臺東縣太麻里鄉大王村橋頭 6 號。

²⁾林業試驗所森林經營組。臺北市中正區南海路 53 號。

*通訊作者，E-mail: chun-yuan@tfri.gov.tw。

前言

臺灣是島嶼四面環海，為了保護臨海地區之農業、工業及遊憩事業，以及降低濱海居住環境遭受海岸逆壓(stress)的危害，因此海岸林的維護及完整性相當重要，與當地經濟發展及生活品質具有密切關係。由於濱海環境惡劣，即使百年前引進適應性佳及生長快速的木麻黃類樹種(*Casuarina* spp.)於海岸林大量造林(甘偉般、胡大偉，1983；羅紹麟，1983)，數十年後林木生長勢衰退造成林分劣化產生缺口或孔隙，又因木麻黃有天然更新障礙，導致劣化的林地需反覆造林，才能維持防風林之整體保安功能(朱木生，1995；鄧書麟，2015)。因此，為了降低木麻黃防風林的劣化問題，海岸林的造林政策於數十年前便針對環境逆壓衝擊程度，規劃第 1 線林帶仍以適應性佳的木麻黃為造林樹種，而第 2 線林帶改以原生樹種進行生態造林逐漸取代木麻黃，營造符合生態保育理念且可永續更新的海岸複層林(何坤益、程俊堯，2010)。

東部海岸地區之木麻黃防風林常受颱風及暴潮危害，造成林分嚴重毀損，使得第 1 線林帶木麻黃林分的重建工作困難重重。近來運用有利更新的微環境及 seed shelters，發展一種海岸造林新法——保護管或保護罩凹地直播方法，以較符合效益的造林方式，成功於暴潮危害風險高的林地營造木麻黃林(黃俊元等，2020)。由於凹地直播可於東部海岸第 1 線林帶成功造林，但我們仍不清楚此法是否可應用於第 2 線林帶？選擇適合直播的樹種通常為先驅樹種(pioneer species)，種子量多且易採集，種子易發芽、發芽快及發芽率高，幼苗初期生長快，耐雜草競爭及環境適應性佳等特性(de Souza and Engel, 2018; Hossain *et al.*, 2014; Schmidt, 2008)，為了配合海岸林第 2 線林帶以原生樹種為主的造林政策，因此本研究目的為選擇臺東海岸地區木麻黃防風林第 2 線林帶孔隙，使用適合直播造林的原生樹種——苦楝(*Melia azedarach*)以保護管凹地直播方法造林，比較機械篩除與人工清除播種點的雜草，以及施肥對幼苗生長的影響，探討苦楝直播造林之初期成效，是否適合臺東地區第 2 線林帶孔隙直播造林使用。

材料與方法

一、試驗地環境

試驗區域位於臺東縣東河海岸地區之木麻黃防風林，為防止風、砂及潮害，以保護隆昌及興昌一帶沿海耕地、居民、房舍及花東臺 11 線公路之安全，為林務局臺東林區管理處管轄第 2515 號防風保安林(面積 117.92 公頃)，地勢平坦，土壤屬於沙質壤土，以木賊葉木麻黃(*Casuarina equisetifolia*)為主要造林樹種，近年來於第 2 線林帶進行黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)、繖楊(*Thespesia populnea*)及苦楝等小區域造林。根據鄰近試驗地東河氣象站 2009~2014 年之氣候監測資料，顯示年均溫為 24.2°C，最低溫 15.2°C 出現在 1 月，最高溫 34.6°C 出現在 7 月；年平均降雨量為 2,037 mm，主要降雨來自於每年 5~11 月期間的梅雨及颱風季節所帶來的雨水(黃俊元、謝漢欽，2014)。

二、試驗設計

選擇木麻黃防風林內約 0.1 ha 的孔隙為試區(東經 121°15'57.6"；北緯 22°54'42.4")，試區內雜草以大黍(*Panicum maximum*)及大花咸豐草(*Bidens pilosa*)為主要優勢種。

(一)播種點作業方式及施肥試驗

試驗採用裂區設計(split-plot design)，試區內劃分為 3 個重複區(block)，重複區之間相隔 2.5 m，每個重複區(10.5×13.5 m)劃分 2 個主區(whole plot)，將主區(6.0×13.5 m)之處理(機械篩除及人工清除)隨機配置其中；再將每個主區以巢式劃分 2 個副區(sub plot)，將副區(4.5×6.0 m)之處理(施肥與無施肥)隨機配置其中；每個副區播種點為 20 個，播種點間距為 1.5×1.5 m。主區之機械篩除處理以使用 60 型挖土機之篩斗(L85×W75×D30 cm)，篩孔大小為 4×8 cm，以篩斗將播種點 30 cm 深的雜草根系篩除，而人工清除處理則以鋤頭將播種點約 L40 cm×W40 cm×D20 cm 範圍內的雜草根系以人工方式清除；副區施肥處理分別於苗齡 2 及 6 個月進行施肥。

試驗的苦楝果實於 2020 年 10 月採自臺東市濱海地區，1 個月內的發芽率 67%。2021 年 8 月中旬以割草機將試區內雜草刈除後劃設樣區，再進行主區處理以機械篩除及人工清除播種點之雜草根系後播種，播種方式使用保護罩凹地直播方法(黃俊元等，2020)，每個播種點播種 5 粒苦楝果實，保護罩兩端直徑為 6、9 cm 及高 17 cm 的透明塑膠杯，距杯底 2 cm 處切割 1 個長方形小孔(0.5×1 cm)，作為氣體和水氣之進出孔(圖 1)。2021 年 9 月中旬(播種 1 個月後)將保護罩頂部割除成保護管形式；2021 年 10 月下旬進行第 1 次施肥處理，幼苗地徑旁施 3 g 緩效型肥料(新好康多 1 號 180 天型，N-P-K=14-11-13，Hi-Control®，Shizuoka, Japan)，2022 年 4 月下旬進行第 2 次施肥，

幼苗樹冠幅緣滴水線的土壤10 cm深處施30 g有機肥(禾昌旺有機肥, N-P-K=4.5-2.5-2-85, Taiwan), 第2次施肥後同時將保護管移除。為避免幼苗因長期未降雨缺水枯死, 110年8~10月期間, 10日未降雨澆水1次, 持續未降雨則每5天澆水1次, 直至下雨重新計算; 110年11~12月期間, 15日未降雨澆水1次, 澆水使用20 L電動噴霧機(環境王LS-518, Taiwan), 每株幼苗200 ml, 當苗高約20 cm停止澆水, 試驗期間總計澆水6次(8月2次, 9月2次, 10月1次, 11月1次); 試驗期間總計割草6次; 試驗至2022年9月止, 共1年。

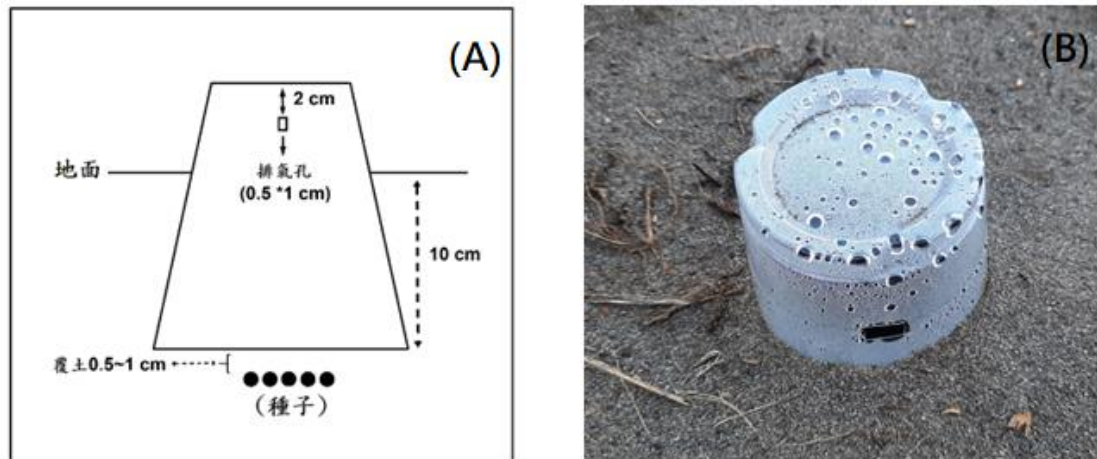


圖1. 保護罩凹地直播之剖面圖(A)及保護罩之現場照片(B); 播種時挖10 cm深之凹洞, 果實播種於凹洞內覆土0.5~1 cm, 將保護罩置於凹洞, 再將保護罩外空隙回填土壤

(二)保護管凹地直播與覆土直播試驗

本試驗採用逢機完全區集設計(randomized complete block design; RCBD), 進行2種直播方法處理, 分別為保護管凹地直播(以下簡稱為凹地直播)及覆土直播處理。2021年8月中旬於前述試驗的每個重複區之北側距0.5 m處, 各設置1個區集(block) (0.5×13.5 m), 每個區集內劃分2個樣區(0.5×6.0 m), 將2種處理逢機分配其中, 每個樣區設置10個播種點, 播種點間距為(0.5×1.5 m)。凹地直播(處理組)使用保護管凹地直播方法(黃俊元等, 2019), 保護管兩端直徑為6、9 cm及高17 cm的透明塑膠杯, 將杯底切除製成, 播種方式如圖1說明; 對照組未使用保護管, 僅在林地將果實深播1 cm, 再以直徑9 cm的塑膠圈標示(圖2); 本試驗之播種點作業均以人力方式清除雜草後播種, 以及幼苗都不施肥; 各處理的播種點播種5粒果實; 試驗期間至2022年9月止, 共1年。

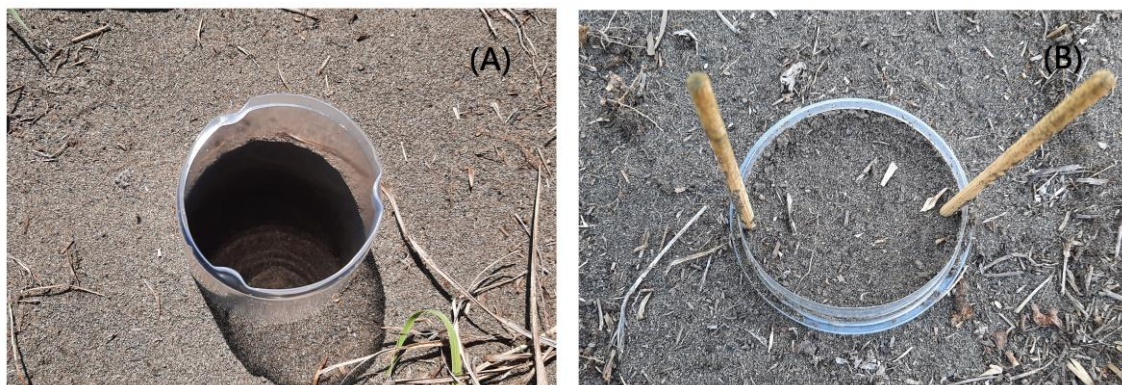


圖2. 保護管凹地直播(A)及覆土直播(B)之現場照片

三、生長性狀調查方法

試驗以播種點為觀測單位，播種點內不論長出幾株幼苗視同1株幼苗數(Palmerlee and Young, 2010)，調查樣區內「有幼苗發生的播種點數量(A)」，「有幼苗存活的播種點數量(B)」，以及「播種點數量(C)」，統計調查單位內的幼苗發生率(seedling emergence percentage)、幼苗存活率(seedling survival percentage)及幼苗建立率(seedling establishment percentage)。苗齡第1(110年9月)、3(110年11月)、6(111年2月)、9(111年5月)及12月(111年9月)調查播種點之幼苗存活及苗高(苗高為量測播種點內最高的幼苗)；播種點內幼苗需全數死亡才判定為死亡數。

幼苗發生率 = $\frac{A}{C} \times 100\%$ ；幼苗存活率 = $\frac{B}{A} \times 100\%$ ；幼苗建立率 = $\frac{B}{C} \times 100\%$

四、統計分析

本研究之播種點作業方式與施肥試驗及保護管凹地直播與覆土直播試驗均使用雙因子變異數分析(Two-way ANOVA)比較各處理間的差異。以上各項試驗檢定使用SPSS Statistics 26.0統計軟體進行分析。

結果與討論

表1顯示2021年8月於臺東東河海岸地區之木麻黃防風林孔隙進行苦楝直播試驗1年的成果，幼苗發生率於播種1個月後即達到最高 $100 \pm 0\%$ ，播種6個月(111年2月)的幼苗存活率及建立率，無論何種處理仍高達95%，施肥處理的苗高(22 ± 1 cm)顯著高於無施肥處理(16 ± 2 cm)；播種9個月(111年5月)的存活率及建立率降低至70%，2試因各處理間均無顯著差異，僅施肥處理的苗高(28 ± 1 cm)顯著高於無施肥處理(16 ± 2 cm)；播種12個月(111年9月)的存活率及建立率，在人工清除與機械篩除處理間無顯著差異，但施肥處理的存活率及建立率均為 $55 \pm 10\%$ 顯著高於無施肥處理($14 \pm 6\%$)，各試因處理間苗高(>50 cm)的差異均未達5%顯著水準。保護管凹地直播與覆土直播的試驗成果如表2，凹地直播播種1個月之幼苗發生率 $93 \pm 7\%$ ，3個月

後達到 $100\pm 0\%$ ，而覆土直播播種6個月僅 $37\pm 3\%$ ，播種1年後為 $60\pm 6\%$ ；凹地直播的幼苗存活率至播種9個月仍有 $97\pm 3\%$ 高於覆土直播($69\pm 16\%$)，播種12個月凹地直播的幼苗成活率約70%，而覆土直播 $<10\%$ ；凹地直播1年後的建立率仍有70%，而覆土直播約5%；播種6個月凹地直播的苗高可達20 cm，播種1年後平均44 cm，而覆土直播僅有5 cm。

一般的直播造林方法為撒播，例如國內之崩塌地直播造林(蔡尚惠等，2015)，種子撒於林地任其更新，但為提高播種成效會針對較易施作的區域以覆土方式播種造林，因適當的覆土可使種子獲得較佳的生育環境，促進種子發芽及幼苗生長(Heydecke, 1956; Zuo *et al.*, 2017)。根據國外直播研究結果，將種子播種於小凹洞能夠促進發芽及生長，因微地形比地表具有較佳的更新環境(Bergsten, 1988; Pandey and Prakash, 2014)，國內於臺灣東部海岸林第1線林帶的砂地運用微地形及結合管狀物的直播方法-保護管凹地直播法，成功於暴潮易侵之林地營造木麻黃林帶(黃俊元等，2020)，本試驗將此法嘗試於第二線林帶實施結果顯示，凹地直播的播種成效確實較覆土直播佳，每個播種點5粒苦楝果實的策略是成功且足夠。凹地直播於播種1個月的幼苗發生率達到100%，而覆土直播的幼苗發生率播種6個月仍只有37%，可見凹地直播能夠加速種子的發芽速度，而且凹地具有較佳的生育環境可使苦楝幼苗播種1年後 >40 cm，反觀覆土直播幼苗發生率低，且苗齡不齊，播種1年後苗高約5 cm。因此，試驗結果顯示凹地直播於海岸林第二線林帶的播種成效優於覆土直播。

直播成效與選定樹種特性、播種方法、播種地點、昆蟲危害及雜草競爭等因子有關(Doust *et al.*, 2006; Grossnickle and Ivetic, 2017; Tunjai and Elliott, 2012)。本試驗試區的地被植物覆蓋度 $>90\%$ ，播種時使用挖土機的篩斗篩除播種點的雜草根系，並比較以人力清除雜草根系，試驗結果兩種作業方式對播種成效雖無顯著差異，但仍建議以機械篩除的作業方式較省時及省力。海岸林地養分貧瘠，凹地直播在實務上需配合施肥促進小苗生長及播種成效，試驗證實苗齡2個月施肥後，至苗齡6個月的苗高平均約22 cm顯著高於對照組(16 cm)。表1顯示播種6個月(111年2月)的幼苗成活率及建立率 $>95\%$ ，但播種9個月(111年5月)的幼苗存活率及建立率約70%，播種1年(111年9月)的施肥處理，其播種成效降低至55%，而對照組 $<15\%$ 。為何111年2~9月期間播種成效迅速減少？原因在於受到夏季烈日高溫的影響，以及汗褐鋸尺蛾(*Cleora alienaria*)的幼蟲大量啃食枝葉，降低幼苗生長勢，甚至將近地表處之莖啃斷造成幼苗死亡。無施肥處理之1年的播種成效僅剩14%，主要原因在於111年2月將保護管移除後，因無施肥處理之苗高多數不及20 cm，在喪失凹地之微地形後便受到夏季高溫危害枯死，僅剩部份生長快的幼苗存活，更突顯出施肥對幼苗生長

初期的重要性。

臺東地區海岸林第二線林帶使用凹地直播之造林成效，即使選用生長快速的苦楝，運用促進機制改善播種環境，並藉由撫育管理降低障礙因子的影響，在播種6個月的播種成效雖可>90%，但之後受到夏季氣候及昆蟲危害使得1年後播種成效不彰，其直播造林成效的穩定性及可預測性仍無法達到栽植造林的標準，因此海岸林第二線林帶地被覆蓋度高的孔隙造林，以目前的直播造林技術仍無法達成栽植造林的效益。

表 1. 苦楝直播之播種點作業方式與施肥因子處理之生長表現

播種時間 (月)	播種點作業 方式處理	施肥處理	幼苗發生率	幼苗存活率	幼苗建立率	苗高
1	人工清除	施肥	100±0	100±0	100±0	9±1
		無施肥	100±0	100±0	100±0	10±1
		合計	100±0	100±0	100±0	10±1
	機械篩除	施肥	100±0	100±0	100±0	9±1
		無施肥	100±0	100±0	100±0	9±1
		合計	100±0	100±0	100±0	9±1
	合計	施肥	100±0 a	100±0 a	100±0 a	9±1 a
		無施肥	100±0 a	100±0 a	100±0 a	10±1 a
3	人工清除	施肥	100±0	100±0	100±0	16±1
		無施肥	100±0	100±0	100±0	13±1
		合計	100±0	100±0	100±0	14±1
	機械篩除	施肥	100±0	97±2	97±2	14±0
		無施肥	100±0	98±2	98±2	12±0
		合計	100±0	98±1	98±1	13±0
	合計	施肥	100±0 a	98±1 a	98±1 a	15±1 a
		無施肥	100±0 a	99±1 a	99±1 a	13±0 b
6	人工清除	施肥	100±0	100±0	100±0	23±2
		無施肥	100±0	100±0	100±0	15±1
		合計	100±0	100±0	100±0	19±2
	機械篩除	施肥	100±0	97±2	97±2	21±1
		無施肥	100±0	100±0	100±0	16±1
		合計	100±0	98±1	98±1	19±1
	合計	施肥	100±0 a	98±1 a	98±1 a	22±1 a
		無施肥	100±0 a	100±0 a	100±0 a	16±1 b

續表 1. 苦楝直播之播種點作業方式與施肥因子處理之生長表現

播種時間 (月)	播種點作業 方式	施肥處理	幼苗發生率	幼苗存活率	幼苗建立率	苗高
9	人工清除	施肥	100±0	95±0	95±0	29±2
		無施肥	100±0	73±6	73±6	14±2
		合計	100±0	84±6	84±6	22±4
	機械篩除	施肥	100±0	65±3	65±3	28±2
		無施肥	100±0	70±12	70±12	19±3
		合計	100±0a	68±5	68±5	23±3
	合計	施肥	100±0 a	80±7 a	80±7 a	28±1 a
		無施肥	100±0 a	72±6 a	72±6 a	16±2 b
12	人工清除	施肥	100±0	77±4 A	77±4 A	51±5
		無施肥	100±0	8±6 B	8±6 B	57±27
		合計	100±0	43±16	43±16	53±9
	機械篩除	施肥	100±0	33±6 AB	33±6 AB	50±8
		無施肥	100±0	20±10 B	20±10 B	66±22
		合計	100±0	27±6	27±6	58±11
	合計	施肥	100±0 a	55±10 a	55±10 a	51±4 a
		無施肥	100±0 a	14±6 b	14±6 b	62±15 a

註：Means ± SE, $n = 6$ 。在 5%顯著水準下，幼苗生長表現在播種點作業方式因子處理間均無顯著差異；英文小寫(a,b)不同係比較同一時期施肥因子處理間具有顯著差異($P < 0.05$)；英文大寫(A,B)不同係比較同一時期播種點作業方式×施肥因子之處理組合進行多重比較($P < 0.05$)。

表 2. 苦楝直播之播種點作業方式與施肥處理之生長表現

播種時間 (月)	播種方式	幼苗發生率	幼苗存活率	幼苗建立率	苗高
1	覆土直播	0±0 b	-	0±0 b	-
	凹地直播	93±7 a	100±0	93±7 a	8±2
3	覆土直播	20±6 b	100±0 a	20±6 b	5±1 b
	凹地直播	100±0 a	100±0 a	100±0 a	15±2 a
6	覆土直播	37±3 b	92±8 a	33±3 b	4±1 a
	凹地直播	100±0 a	100±0 a	100±0 a	20±4 a
9	覆土直播	57±9 b	69±16 a	40±12 b	4±1 a
	凹地直播	100±0 a	97±3 a	97±3 a	24±5 a
12	覆土直播	60±6 b	6±6 a	3±3 a	4±0 a
	凹地直播	100±0 a	73±18 a	73±18 a	44±15 a

註：Means ± SE, $n = 3$ ；英文小寫(a,b)不同係比較同一時期播種方式處理間具有顯著差異($P < 0.05$)。

(參考文獻請逕洽作者)

海岸冬季造林的可能性-以嘉義布袋地區為例

邱奕辰¹⁾、林鴻志^{1)*}

¹⁾林業試驗所育林組。臺北市中正區南海路 53 號。

*通訊作者，E-mail: hclin@tfri.gov.tw。

前言

目前臺灣不同地區建議的造林時間皆有所不同，如北部地區的造林時間在1-3月、中部4-5月、南部5-7月、東部11月至隔年3月等，主要是把握在雨季前完成新植造林的時機，可見造林是重視季節性的工作。有關臺灣氣候變遷的研究報告指出，臺灣在過去100年或未來21世紀中、末，均有年平均氣溫加速上升、夏季增長、冬季縮短、少雨年發生次數明顯增加、最大連續不降雨日數明顯增加等趨勢，氣候變遷將成為未來新植造林的新挑戰，海岸造林面臨的氣候環境尤顯嚴峻。本研究分析在不同時間定植苗木後氣象變化對新植苗木存活率的影響，藉以評估適合的造林時間，提供未來海岸造林時間選擇與氣候因應策略上的參考。

材料與方法

本研究於嘉義布袋地區1920保安林內進行，在木麻黃林現地內選定3塊各約0.7ha的區域進行試驗，新植樹種為苦楝、欖仁、臺灣海桐、繖楊及土沉香等5種，各樹種苗木挑選180株，皆為1年生苗木，苗高30-40 cm。分別在雨季前(春季)、雨季後(夏季)及冬季各進行了1次造林。造林後的撫育作業如植穴除草、除蔓頻率為2個月1次，澆水頻率為2-4週1次，視降雨及季節調整。記錄每個月的苗木存活率變化趨勢。

結果與結論

經22個月的觀察，苗木存活率月變化如圖1。雨季前栽植的苗木，存活率低於10%；雨季後栽植的苗木，存活率亦低於10%；冬季栽植的苗木，1年後存活率尚可達60%以上。由3次栽植季節的苗木存活率下降趨勢可見，即使在有人工澆水的條件下，無論在雨季前或雨季後栽植，苗木存活率均迅速下降，推測是苗木在現地尚未有足夠的馴化時間，即承受夏季烈日曝曬、地表高溫及缺水等逆境，造成苗木枯死。冬季栽植的苗木，初期雖無明顯的降雨，但此時氣溫不高(約20°C)，土壤水分蒸發量低，搭配人工澆水，至雨季前仍可維持80%以上的存活率；即便再歷經1次旱季，苗木存活率仍可維持60%以上。推測苗木能在相對低溫及蒸發散量較低的情境下逐漸健化，至雨季時又能迅速拓展根系，在面對高溫缺水的逆境時具有相對較

佳的耐受性與韌性，故有較高的存活率表現。

本研究認為冬季造林有4項優點：(1) 在溫度相對較低及搭配人工澆水的條件下，苗木可維持生長而維持相對較佳的存活率；(2) 低溫環境可提供苗木在現地的適應期(健化期)，進而提高苗木面對後續逆境的耐受性與韌性；(3) 因有生長相對健壯的苗木及較佳的苗木存活率，可降低後續撫育、補植、人力等成本，降低採種、苗圃培育、苗木載運、澆水使用量等育苗撫育活動所產生之碳排放，進而改善新植造林的碳匯效益；(4) 可與農業及養殖業等勞力需求較密集的時節錯開，增加冬季閒置勞力的工作機會及運用效能。

在氣候變遷挑戰與2050淨零碳排目標下，林業部門如何降低反覆補植苗木及撫育作業等活動所產生的碳排放，提高造林工作效率及新植造林的苗木存活率，進而完成海岸造林任務，達成造林面積與增匯效益，冬季造林或許是可行的途徑與時機。

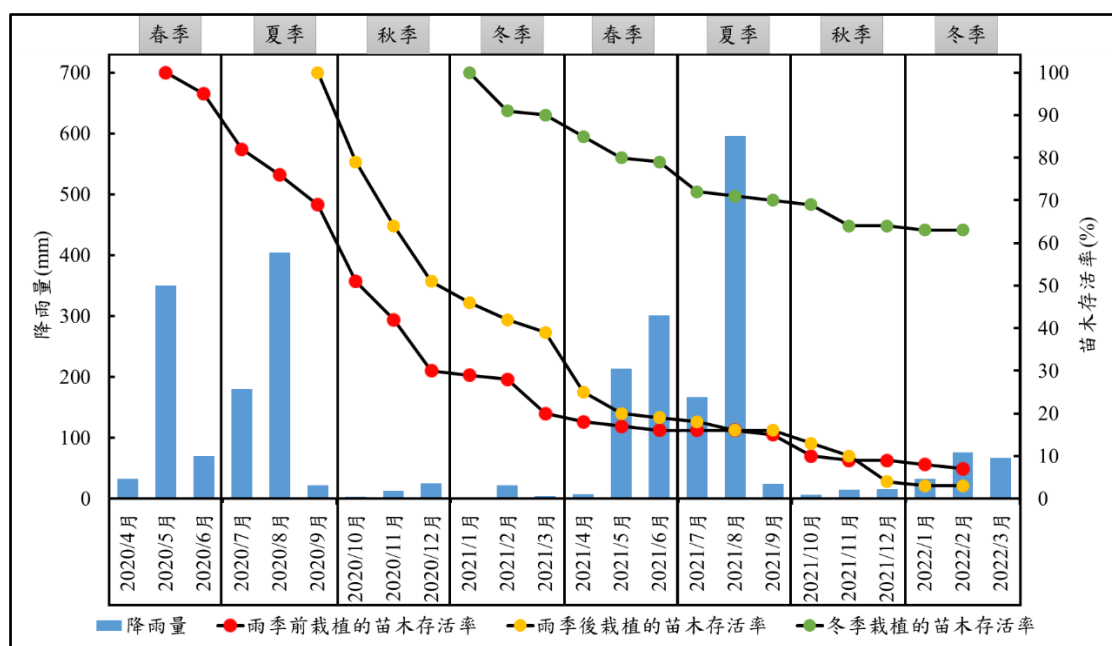


圖1. 雨季前、雨季後與冬季進行新植作業之苗木存活率變化趨勢圖 (雨季前為2020年5月栽植，雨季後為2020年9月栽植，冬季為2021年1月栽植)

(參考文獻請逕洽作者)

海岸林樹種差異與陸蟹族群之關係- 以宜蘭蘇澳大坑罟海岸林為例

高偉誠^{1)*}、許嘉軒²⁾、詹為巽¹⁾、邱宏凱³⁾、林沁禔⁴⁾、黃宗舜²⁾

¹⁾林業試驗所林業經濟組。臺北市中正區南海路53號。

²⁾社團法人臺灣海洋環境教育推廣協會。臺北市北投區致遠一路二段111巷5號1樓。

³⁾宜蘭縣蘇澳鎮大坑罟社區發展協會。宜蘭縣蘇澳鎮大成路58號。

⁴⁾國立中山大學海洋科學系。高雄市鼓山區蓮海路70號。

*通訊作者，E-mail: kaoweicheng@tfri.gov.tw。

前言

近期越來越多研究關注在綠色設施(Green infrastructure)的研究上，綠色設施係指運用交互複雜的生態系統，以建構有利於社會、環境和科技層面的設施(Grabowski *et al.* 2022)。Reguero *et al.*(2018)認為保護海岸線的生態系統也是綠色設施的一環，例如海岸植被、珊瑚礁、沙丘、沙灘，相對於傳統工程的方法更具成本效益。如同綠色設施之定義，海岸林為海岸上的植被，為大面積的綠色設施，對於海岸線的穩定(Miah and Moula 2020)、減少海岸線的侵蝕(Iwasaki *et al.* 2022; Prasetya 2007)、削減波浪(Lee and Kim 2014; van Wesenbeeck *et al.* 2022)有所助益，並且可以調適對於海平面上升所帶來的衝擊(Spalding *et al.* 2014; Tanaka *et al.* 2007; Williams *et al.* 1999; Williams *et al.* 2003)。更是鄰海居民免於天然災害的第一道保護屏障，主要可以減緩大型天災所伴隨而來的大浪，像是抵抗海嘯所帶來的大浪(Danielsen *et al.* 2006; Tanaka *et al.* 2007)、暴潮(storm surges)(Hoque *et al.* 2018; McIvor *et al.* 2012)等。海岸林對於當地居民的經濟更有著不可或缺的地位，像是食物來源(Fitz Gibbon *et al.* 1996; Van Be 2000)、觀光遊憩(Sills and Müller 1997)，或是未來有林下經濟與教育的潛力等。

宜蘭蘇澳大坑罟海岸林為一人造海岸林，根據當地居民口述，在過去海岸林的地方為一大沙丘。約略在30年前，政府才在當地開始造林，其目的是防止海岸線退縮、沙丘消失、防止東北季風與颱風侵襲。在過去鮮少有這個地方的海岸林調查，僅於有一篇研究文獻紀載大坑罟海岸林之植被研究，但並無記載面積、範圍、數量等資訊。此外，從2021年開始，當地社區與民間公司、科學家，在此海岸林進行陸蟹監測與復育的行動(Murphy 2022)。陸蟹與海岸林是相輔相成的，要有健康的海岸林，陸蟹才能生活在海岸林中；此外，陸蟹亦對於海岸林在能量循環及海岸林的擴展上，有很大的助益(Lindquist *et al.* 2009)。有鑑於此，本研究將進行本海岸林之全面性調查，並搭配過去陸蟹調查的資料，來瞭解整體海岸林的生長狀況，以及與

陸蟹族群多寡的可能原因。此外，亦會依據本研究之結果，提出改善海岸林之建議，使未來海岸林下的生物多樣性能夠更豐富。

材料與方法

本研究希望探討宜蘭人工海岸林之成長狀況，以宜蘭蘇澳緊鄰大坑畧社區之海岸林為研究地點，進行實地海岸林每木調查與無人機空拍調查，為高解析度之海岸林研究。此外，並搭配過去海岸林中的陸蟹調查資料，盼能找出陸蟹喜好之樹種與棲地偏好。

一、樹徑與樹高測量

本研究於 2021 年七月開設 5 條海岸林之穿越線，原先穿越線之用意為陸蟹調查。但為了更釐清海岸林林相與陸蟹族群及種類大小是否有差異，本研究於 2022 年 3 月 19、20 日於 5 條海岸林穿越線內進行樹徑與樹高之調查，於 5 條穿越線為基準之兩側 1 公尺內所涵蓋的樹木，進行每木調查，如圖 1。由於大坑畧海岸林為人工林，因此而選定的調查樹種為最多的四個種類：林投(*Pandanus tectorius*)、木麻黃(*Casuarina equisetifolia*)、海欖果(*Cerbera manghas*)、黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)。樹徑以胸高直徑(diameter at breast height, DBH)作為測量標準，以樹徑尺圈量樹之直徑，單位為公分；樹高部分則以超聲波測高儀(Vertex5, HAGLIÖFSWEDEN)進行測量樹最高主幹或分枝之高度，單位為公尺。

二、空拍及樹種面積估算

本研究以無人機 (DJI Mavic 2 Pro) 進行海岸林空拍，其飛行高度為 60 公尺，利用 DroneDeploy 程式自動飛行與拍攝。拍攝完後，以組圖軟體 Agisoft photoscan 進行空拍照片組合。接著以人工辨識的方式以電子繪圖板 AREY pro drawing tablet 於 Photoshop 2021 軟體上以同顏色將同物種之林相圈選出來。本研究以紫色代表林投、咖啡色代表木麻黃、紅色代表海欖果、黃色代表黃槿，並以藍色代表草本植物空隙地。接著以地理資訊系統 (GIS) 計算不同種類的面積，本研究使用 QGIS 3.24.0 版「以新建 Shapefile 圖層」功能進行樹種範圍多邊形圈選繪製作業，再透過表格屬性中的「欄位計算」功能，由 QGIS 以座標系統計算出每一樹種該區域之面積(單位為平方公尺)，如圖 1。

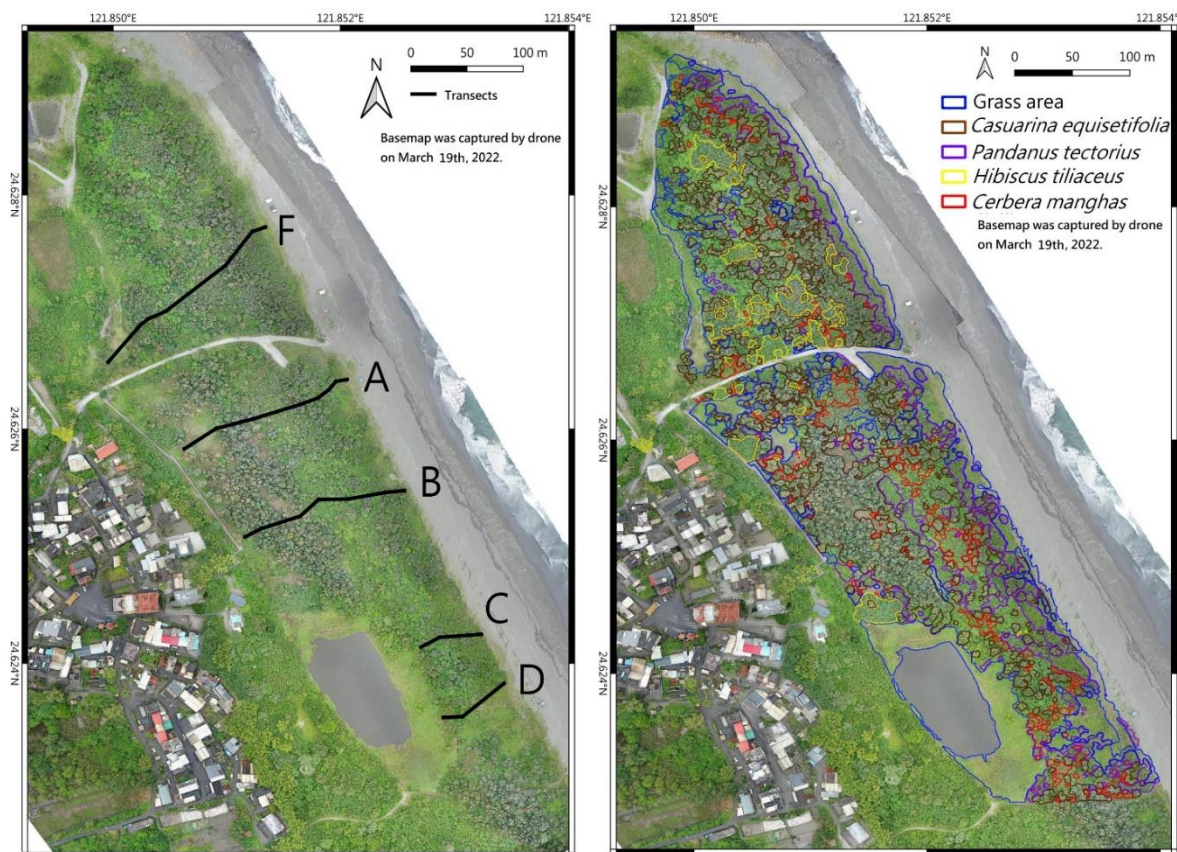


圖 1. 空拍大坑罟方位、大坑罟海岸林五條穿越線位置與植群分布圖

三、海岸林陸蟹調查

於2021年7月至2021年11月每月一次共5個月，於5條穿越線進行陸蟹種類之調查。每次調查約5人參與，至穿越線中紀錄陸蟹種類及數量。本研究將結合植被調查及陸蟹調查之成果，探討影響大坑罟海岸林陸蟹種類及族群的可能因素為何。

結果與討論

一、海岸林中同種樹種之胸高直徑與樹高在不同穿越線之比較

在木麻黃樹高方面，由於 D 穿越線並沒有記錄到木麻黃，因此僅將 A、B、C、F 上的木麻黃納入計算，結果顯示，在不同穿越線上有顯著差異 ($p < 0.001$, Kruskal-Wallis)，B 穿越線與 F 穿越線的木麻黃林分可能是最年輕的，相較於 A 穿越線與 C 穿越線的12及11.5公尺，B 穿越線與 F 穿越線的75%百分比樹高僅落在7.4及8.2公尺，總括來說，木麻黃之樹高為 C 穿越線=A 穿越線>F 穿越線=B 穿越線；在胸高直徑方面，在不同穿越線上之樹徑亦有顯著差異 ($p < 0.001$, Kruskal-Wallis)，總括來說，在樹徑上 A>B=F 穿越線，但樹徑 C、B、F 並無差異。而在調查中發現，B 穿越線與 C 穿越線之木麻黃有許多新長出來的幼苗，可見木麻黃在大坑罟海岸

林中仍有生長新幼苗的跡象。而 C 穿越線僅有少許木麻黃的紀錄 (5顆)，但樹高與樹徑皆大，可能是早年種植的樹木殘存至今，由本研究發現，木麻黃於大坑畧之樹徑與樹高呈線性迴歸關係，且 $R^2=0.77$ 相當高，意指木麻黃在各個穿越線中成長相當一致，並沒有受到其他環境因素影響樹高及樹徑。

在林投樹高方面，在不同穿越線之樹高上有顯著差異 ($p<0.001$, Kruskal-Wallis)，總括來說，林投樹高於 F 穿越線=A 穿越線=C 穿越線 \geq B 穿越線=D 穿越線；胸高直徑方面，在不同穿越線之樹徑上有顯著差異 ($p<0.001$, Kruskal-Wallis)，總括來說，林投樹徑於 F 穿越線=A 穿越線 \geq C 穿越線=B 穿越線=D 穿越線。在穿越線 A、C、F 皆有差不多的樹徑與樹高之林投群，75%百分位之樹高在4.8、4.3與4.5公尺左右；其中以 A 穿越線的林投長得最高，75%百分位為4.8公尺，記錄到最高的林投為7.6公尺。而 B、D 穿越線的林投可能相對年輕，且 D 的個體分布較少，僅記錄到12棵，由此推斷為新栽種的個體，不過有趣的是，即使 B 與 D 的樹徑都較 A、C、F 較小，但樹高皆接近4公尺，由此可見林投樹可能先向上長，爭取到較多曝曬陽光的空間，再橫向生長樹徑，此一現象也可從迴歸分析看得出，雖然從迴歸分析來看，樹徑與樹高是呈線性迴歸關係，但 $R^2=0.39$ 相較於木麻黃顯得很低，也代表此迴歸模型對於預測結果只能解釋39%。

在海欖果方面，C 穿越線並沒有海欖果之記錄，在 A、B、D、F 不同穿越線之樹高上有顯著差異 ($p<0.05$, Kruskal-Wallis)，總括來說，海欖果樹高於 D 穿越線=A 穿越線>F 穿越線 \geq B 穿越線；在胸高直徑方面，在不同穿越線之樹徑上有顯著差異 ($p<0.001$, Kruskal-Wallis)，總括來說，海欖果樹徑於 D 穿越線=A 穿越線>F 穿越線=B 穿越線。由研究結果可以得知 A 與 D 穿越線是同一時期栽種的群體，或是 D 穿越線比 A 再早一些，樹高與樹徑皆差不多數值，D 穿越線之樹高與樹徑比 A 穿越線之海欖果大一點，不過沒有顯著差異；而 B 與 F 穿越線上之海欖果應為同一時期栽種之群體，亦呈現出不多的樹徑及樹高。且 $R^2=0.21$ ，數字非常的低，也代表此迴歸模型對於預測結果只能解釋21%，對於海欖果的生長模式還需要更進一步的研究。

黃槿方面，由於南側海岸林的黃槿面積較小且零碎，因此於 A、B、C、D 穿越線皆沒有記錄到黃槿。而屬於北側的 F 穿越線確實在海岸林面積調查結果中顯示有較大面積且連續的黃槿林。也因為只有 F 穿越線記錄到黃槿，因此無法進行穿越線間的比較，僅能提供樹高與樹徑之迴歸關係。其公式為樹高= $-0.0228 (\text{DBH})^2 + 0.7669 (\text{DBH}) + 1.6541$, $R^2=0.55$ 。

二、海岸林樹種面積估算

本研究將大坑罟海岸林以車輛通行道分為兩個區域—北側海岸林與南側海岸林。本研究調查之海岸林總面積為113,676平方公尺，北側海岸林為42,001平方公尺，佔總面積之37%；南側海岸林面積為71,675平方公尺，佔總面積之63%。本研究之主要四種植物與草區佔總海岸林總面積75%，由此可見本研究充分涵蓋了所探討的物種及面積，主要樹種之面積、佔南北兩側百分比，以及佔總百分比之總表如表1所示。大坑罟海岸林除了木麻黃以外，北側與南側的植群面積上有差異。木麻黃在北側仍佔比較高，佔了北側海岸林的32%，與南側海岸林佔比類似30%，整體海岸林木麻黃面積為31%，比例較為其他植群高，可能與過去多以木麻黃為海岸林主要樹種進行造林有關。北側之其他樹種佔了北側海岸林面積30%，且草區面積僅佔北區海岸林的18%，相較於南側海岸林草區佔比為27%，可見得北區海岸林的林相較為多元，有些區域逐漸朝天然海岸林的林相演替。而林投佔總海岸林百分比為12%，多分布於較鄰海區域，以及南側海岸林 C 穿越線之區域。海欖果佔總海岸林面積為4%，多為近年新栽種之個體，且從樹高與樹徑看得出來是分兩期栽植之樹群。黃槿於北側面積多於南側許多，於北側面積約是南側的三倍，而黃槿底層較容易潮濕，或許與下段要討論之陸蟹族群分布有關。

表1. 本研究四種主要植物及草區之面積與佔比表

樹種	北部海岸林面積		南部海岸林面積		整體海岸林面積	
	平方公尺(m ²)	百分比(%)	平方公尺(m ²)	百分比(%)	平方公尺(m ²)	百分比(%)
<i>Casuarina equisetifolia</i>	13,599	32	21,411	30	35,009	31
<i>Pandanus tectorius</i>	3,402	8	9,671	13	13,073	12
<i>Cerbera manghas</i>	768	2	3,858	5	4,625	4
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	4,394	10	1,520	2	5,914	5
Grass	7,407	18	19,334	27	26,741	24
Others	12,432	30	15,882	22	28,313	25
Total	42,001	100	71,675	100	113,676	100

三、海岸林陸蟹調查結果

植被調查之相同穿越線進行陸蟹調查發現，在海岸林中主要的陸蟹種類為紅螯螳臂蟹(*Chiromantes haematocheir*)、凹足陸寄居蟹(*Coenobita cavipes*)以及奧氏後相手蟹(*Metasesarma aubryi*)，表2為各穿越線中包含之樹種、數量與各穿越線發現的物種與數量。其中在 E 穿越線上發現最多的紅螯螳臂蟹個體，五個月調查中共發現58隻個體。其次是 C 穿越線，共有7隻紅螯螳臂蟹發現。而 C 穿越線是發現最多次奧氏後相手蟹的個體，共有發現6隻；亦是發現最多凹足陸寄居蟹的穿越線，

共有9隻記錄。其他 A、B、D 發現陸蟹的次數甚少，其中 A 穿越線更是五個月調查中一次都沒發現，可以見得 A、B、D 海岸林下的陸蟹多樣性非常低。

本研究順帶探討為何大坑畧南側海岸林之陸蟹族群量較少的原因，A 穿越線甚至經歷了5個月的調查一隻陸蟹都沒有發現，而 B 與 D 穿越線僅零星分線。筆者認為穿越線 A、B 之雜草可能造成棲地破碎化的問題，對於陸蟹族群在擴散時受到阻礙。總草區佔了海岸林總面積24%，雖有約14%是生長於海岸林與沙地之最前線，為強勢先鋒物種，但海岸林內的草區仍約佔比10%，可能是造成海岸林下棲地破碎化之主因。筆者也觀察發現，若由木麻黃組成的林相其海岸林底層往往較乾燥，大坑畧地區較多的是紅螯螳臂蟹，再過去筆者及其他研究發現紅螯螳臂蟹較需要環境濕度，因此可能造成南邊海岸林紅螯螳臂蟹稀少的原因(Kamada and Inai, 2021)。而北邊海岸林有較大片的黃槿，黃槿底層之落葉堆較容易保存水分，筆者推測這是 E 穿越線較多紅螯螳臂蟹的原因。E 穿越線屬於北側海岸林，擁有連續且大面積的黃槿林，有4193平方公尺，相較於南邊海岸林僅有1520平方公尺。而在 C 穿越線有大片的林投林，也是發現最多凹足陸寄居蟹與奧氏後相手蟹的穿越線，筆者推論林投果常常是這兩種陸蟹的食物來源，且整片的林投林相當完整，並沒有雜草切斷其遷徙路徑，因此造成這兩種陸蟹個體數較多。不過比起其他陸蟹豐富的地方，例如墾丁或西子灣，這樣的數量仍然算少，若要復育仍需要繼續努力。

表2. 各穿越線中包含之樹種、數量與各穿越線發現的物種與數量統計表

	A 穿越線	B 穿越線	C 穿越線	D 穿越線	F 穿越線	總計
樹種						
<i>Casuarina equisetifolia</i>	44	72	5	0	60	181
<i>Pandanus tectorius</i>	36	47	71	11	32	197
<i>Cerbera manghas</i>	26	38	0	39	14	117
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	0	0	0	0	130	130
<i>Morus alba</i>	6	19	0	0	0	25
<i>Melaleuca leucadendra</i>	4	12	0	0	1	17
<i>Scaevola taccada</i>	0	0	0	22	0	22
<i>Ficus religiosa</i>	0	0	0	0	5	5
<i>Sapium discolor</i>	0	2	0	0	0	2
物種						
<i>Chiromantes haematocheir</i>	0	1	7	1	58	67
<i>Coenobita cavipes</i>	0	1	9	1	2	13
<i>Metasesarma aubryi</i>	0	1	6	0	1	8

(參考文獻請逕洽作者)

蔴竹林生立竹與枯倒竹現況調查-以高雄市田寮區為例

林裕仁^{1)*}、林奐宇²⁾、劉伶均¹⁾、王淑華¹⁾

¹⁾林業試驗所森林利用組。臺北市中正區南海路 53 號。

²⁾林業試驗所植物園組。臺北市中正區南海路 53 號。

*通訊作者，Email: yujen@tfri.gov.tw。

前言

蔴竹是臺灣六大經濟竹種之一，分布於臺南市、高雄市與屏東縣等臺灣南部區域，因竹稈管徑大，竹肉厚，早年是提供建築鷹架、竹構建築、竹家具等民眾每日生活製品所需之重要材料，也擔負環境保護之功能，經濟價值極高。然自1982年後，因經濟活動的轉型，農村人口大量減少，加上生活水準提昇，工資高漲，使得利用蔴竹為材料之相關產業經營困難，尤其更受到原料充足及工資低廉之中國大陸及東南亞地區產品的衝擊，致使蔴竹利用之相關產業漸行沒落，競爭力衰減，竹農無意經營竹林資源，因而漸失管理與經營，遭到荒廢未有效利用，進而竹林內遍布枯倒竹，幼筍無充足空間得以發芽健康成長，健康成熟竹數量短少，導致在利用上無法獲得足夠降低成本的經濟規模數量。

竹子除高經濟利用外，因其生長快速，容易自然更新的特性，在全球為減緩溫室氣體排放所導致的氣候變遷，致力推動碳中和策略中，竹子的碳儲存力高於一般林木，因此以竹子作為自然為本解方(Nature-based Solutions, NBS)，增加自然碳匯(carbon sink)的功能在近年來格外受到青睞，因而在推動淨零排放途徑中更受到重視與利用。值此全球致力推動良善經營竹林以增加碳匯之際，重新審視蔴竹林的經營，整理荒廢蔴竹林，讓其重新恢復竹林的健康，除提供經濟功能外，也得以發揮環境碳匯功能的貢獻。惟因竹林經營與一般林木經營迥異，需要定期砍伐去除老熟竹，增加林內空間，促進地下莖發芽，提升幼筍發筍量，促進新竹生長。老熟竹若不施予定期砍伐利用，發筍量降低，無法促進新竹增加與生長，進而就降低碳匯功能。妥善的經營竹林，去除老熟竹，創造竹林充裕空間，提供發筍量，有助生產品質佳的竹材，且後續善加利用竹材提供生活所需的用品，具有延續碳保存的功能。過去針對叢生竹林生物量、立木密度或相關研究調查均以健康生立竹為主，缺少有關蔴竹林枯倒竹的相關調查，本研究在調查已逾廿年未經營的荒廢蔴竹林內生立竹與枯倒竹數量，除作為推估其生物量現況與碳匯能力外，同時提供荒廢蔴竹未來經營策略研擬參考之用。

材料與方法

一、樣區位置

本研究調查之荊竹林樣區位於高雄市田寮區林務局屏東林區管理處所轄之旗山事業區第43林班(N22° 51' 18.12"~20.01", E120° 26' 07.94"~11.61") (如圖1)，面積約5 ha，林地土壤貧瘠，母岩屬於泥岩，地形間有野溪穿插分布，溪谷與谷嶺間高低落差大。地形覆蓋以叢生荊竹為主，呈現純荊竹林相。惟近廿餘年來承租竹農未投入資源加以經營，遂荒廢迄今，林內各叢均呈現或多或少之枯倒竹斷稍及橫倒現象。(如圖2-3)

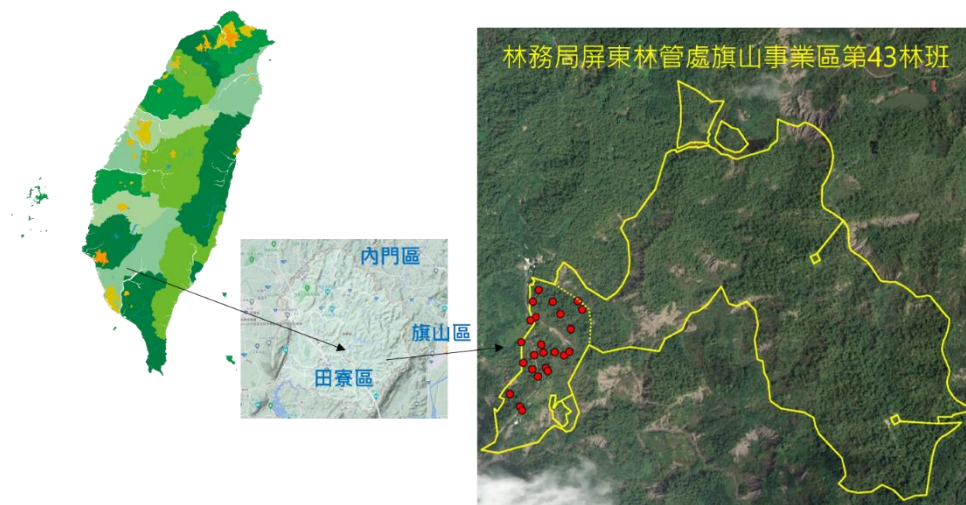


圖1. 本研究調查樣區位置圖



圖2. 樣區內竹叢枯倒竹橫倒堆積



圖3. 樣區內竹叢枯倒竹橫倒腐朽現象

二、取樣方法與資料分析

初步環視該林地內叢生荊竹呈現無規則分布，竹叢隨機分布且叢與叢間距離長短不均，與散生竹生長型態迥然不同。配合地形複雜及調查操作簡易且具代表性，本研究取樣依據林務局林地小樣區取樣原則，隨機於樣區內設置0.01 ha (Length: 12.8 m、Width: 7.8 m)長方形小樣區，長邊與寬邊均以小樣區中心點前後左右等距

測量，長邊長度需依坡度修正，樣區間避免重疊與毗鄰相近。後於小樣區向上坡中心線及假想之中心垂直線劃分為4個象限，從上坡處算起，逆時針依序編號為3、4、5、6(如圖4)，後依序分別就各象限內之竹子逐一記錄小樣區之中心點座標、海拔高度、竹種、生立竹與枯倒竹數量及以目視估測樣區樹冠密度，並紀錄於象限內出現竹叢內隨機選取5支生立竹測量其胸徑推估平均胸徑，並以測高器測量該竹叢最高竹稈作為竹叢代表高度。枯倒竹判斷原則以竹稈呈現斷尾稍，稈身已無枝葉附著，稈外觀間有劈裂，顏色呈褐色至黑褐色。依據此小樣區設置及調查項目原則，本研究共計調查24個小樣區，小樣區之位置座標資料輸出成 Excel 檔，藉以統計分析樣區內生立竹與枯倒竹分布現況。

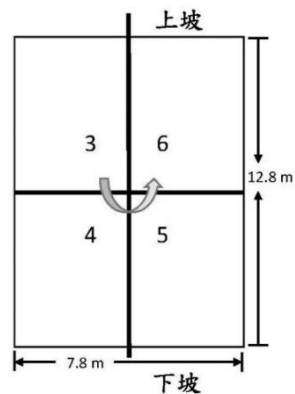


圖4. 小樣區設置及調查順序示意圖。

結果與討論

一、樣區荊竹林地概況

所調查24處刺竹林小樣區海拔高分佈97-114 m 間，高低落差近20 m，坡度介於0-33°間(表1)，低於10°之樣區僅5處，超過15°之樣區達15處之多，此區荊竹林分布生長於陡峭之丘陵區域。

各小樣區內叢與叢間之距離均呈不規則分佈，經分析24處小樣區中在4個象限內，在2個象限有竹叢分佈之樣區達9處最多，其次在3個象限有分佈之樣區有8處其次，僅在1個象限有分佈之樣區有6處，而在4個象限均有分佈樣區僅1處(圖5)。此外，調查時以目視估測樹冠密度，將樹冠密度區分為疏(<50%)、中(50~79%)、密(>80%)三級，分析樹冠密度屬疏級的有4處(16.7%)，屬中級的有13處(54.2%)，屬密級的有7處(29.1%)，超過50%之小樣區樹冠密度屬中級密度(圖6)。

表1. 本研究調查24處樣區位置座標及地形資料

樣區編號	座標(N)	座標(E)	海拔(m)	坡度(°)
1	N22° 51' 17.67"	E120° 26' 14.87"	124	26
2	N22° 51' 17.57"	E120° 26' 14.68"	124	29
3	N22° 51' 18.09"	E120° 26' 12.90"	131	19
4	N22° 51' 18.91"	E120° 26' 14.65"	133	23
5	N22° 51' 18.94"	E120° 26' 15.64"	140	13
6	N22° 51' 21.77"	E120° 26' 13.97"	143	23
7	N22° 51' 19.56"	E120° 26' 14.48"	143	33
8	N22° 51' 21.50"	E120° 26' 13.52"	141	26
9	N22° 51' 19.75"	E120° 26' 12.72"	136	0
10	N22° 51' 18.71"	E120° 26' 13.85"	129	15
11	N22° 51' 16.99"	E120° 26' 14.17"	128	0
12	N22° 51' 23.01"	E120° 26' 15.44"	142	20
13	N22° 51' 22.03"	E120° 26' 16.11"	130	27
14	N22° 51' 23.08"	E120° 26' 17.62"	114	7
15	N22° 51' 22.40"	E120° 26' 18.01"	116	20
16	N22° 51' 20.80"	E120° 26' 17.03"	133	10
17	N22° 51' 17.45"	E120° 26' 15.05"	116	12
18	N22° 51' 18.69"	E120° 26' 16.44"	132	37
19	N22° 51' 18.98"	E120° 26' 16.90"	140	12
20	N22° 51' 14.54"	E120° 26' 12.64"	116	4
21	N22° 51' 15.58"	E120° 26' 11.76"	97	22
22	N22° 51' 14.25"	E120° 26' 12.81"	115	4
23	N22° 51' 23.00"	E120° 26' 13.72"	144	23
24	N22° 51' 23.94"	E120° 26' 14.21"	141	22

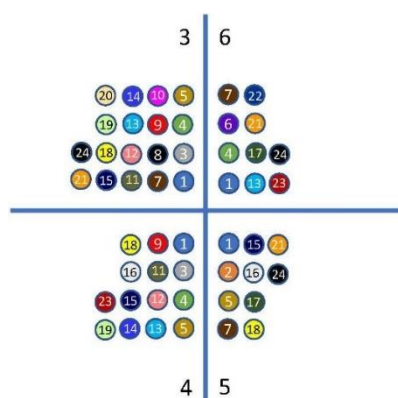


圖5. 各小樣區象限出現竹叢匯集圖

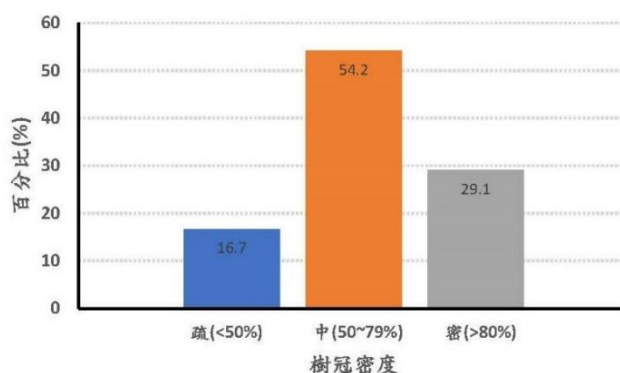


圖6. 荊竹林不同樹冠密度比例

二、樣區荊竹生立竹與枯竹概況

彙整所調查24樣區共計0.24 ha 資料顯示(表2)，總計生立竹稈數計1,272 culm，藉以推估生立竹稈數密度約 $5,300 \text{ culm ha}^{-1}$ ，生立竹平均胸徑 $8.2 \pm 1.5 \text{ cm}$ ，竹林樹冠平均高度 $16.6 \pm 3.3 \text{ m}$ 。林奐宇等(2015)調查臺南市龍崎區荊竹林地結果，竹稈平均胸徑為 $8.7 \pm 1.6 \text{ cm}$ 、平均高度 $15.8 \pm 4.5 \text{ m}$ 、林分平均密度為 $5,700 \pm 2,382 \text{ culm ha}^{-1}$ 。本次調查結果與林奐宇等(2015)之研究比較，竹稈平均胸徑較小，樹冠高度較高，林分平均密度較低。進一步探討，該研究當時僅調查生立竹數量，未調查枯倒竹數量，本次調查所估算枯倒竹稈數密度計約 $5,575 \text{ culm ha}^{-1}$ ，其數量甚或超過生立竹之數量，按其比例估算達1.05之多，若以林分調查支總平均竹稈密度百分比計算，枯倒比例約51.3%。此與陳財輝等(2011)於臺南市左鎮區調查荊竹林不同大小竹叢之枯死竹比例相關研究所推估48.3~50.2%之結果相當。

表 2. 生立竹與枯倒竹調查結果

項目	調查數量	單位
樣區數	24	plot
調查面積	0.24	ha
生立竹稈數	1,272	culm
生立竹稈數密度	5,300	culm ha^{-1}
生立竹平均胸徑	8.2 ± 1.5	cm
竹叢平均高度	16.6 ± 3.3	m
枯倒竹稈數	1,338	culm
枯倒竹稈數密度	5,575	culm ha^{-1}
枯倒竹/生立竹比例	1.05	-

三、生立竹與枯竹生物量(biomass)預估

本次調查生立竹與枯倒竹稈數密度分別計約5,300、5,575 culm ha⁻¹，枯倒竹稈數數量超過生立竹之數量，若以 Lin *et al.* (2011)所調查蔴竹單稈地上部生物量(aboveground biomass) 19.2 kg culm⁻¹估算，其生立竹與枯倒竹累積之生物量分別達101.7、107.0 ton ha⁻¹，碳儲存量(carbon storage)分別為46.63、49.08 ton ha⁻¹。惟大量枯倒木在林地內均已呈現碎化或腐朽狀態，無法再加以收集加工利用，僅能留置於林地內任其腐朽回歸土壤，導致原生長過程自大氣中所吸附的碳49.08 ton ha⁻¹，均將無法再儲存於竹稈，碳將被釋放回歸大氣中。此現象除是竹材未加以利用的資源浪費外，竹林資源所賦予碳吸存的環境功能也同時消失與浪費。竹林若經長時間的經營，定期砍伐老熟竹，將老熟竹移除善加加工利用，延長竹材使用壽命，延緩腐朽時間，可提升碳儲存功能。移除老熟竹後所增加的林地空間，將同時促進幼筍的生長，增加竹林的整體碳吸存功能。

結論

蔴竹曾是南部加工產業重要經濟資源，然蔴竹相關產業多年來漸行沒落，竹材生產及竹林長年累月未善加經營而遭致荒廢，導致自然資源的浪費與經濟及環境的損失。未來政策要振興蔴竹林的利用，恢復蔴竹林健全循環生長，在經營初期勢必要增加去除枯倒竹的整理技術與成本，否則無法進入蔴竹後續幼竹的自然更新。本研究透過現地調查，獲得荒廢蔴竹林內呈現枯倒竹的數量與樣態，以提供蔴竹林振興與經營首要面對伐採技術提昇問題及研擬蔴竹林相關經營管理政策參考之用。

(參考文獻請逕洽作者)

國有林森林經營導入 FSC™ FM 驗證實務經驗分享

陳威廷^{1)*}

¹⁾國立嘉義大學農學院農業科學博士學位學程。嘉義市學府路 300 號。

*通訊作者，E-mail: waitnani@gmail.com。

前言

根據第四次森林資源調查的結果，臺灣的森林面積達 219.7 萬公頃，總土地面積覆蓋率達到 60.71%，但木材自給率卻不足 1%，林業試驗所預期未來國產材生產勢在必行，因此為能將國產材的生產與世界林業接軌，於 2013 年時，即開始評估國際主流之森林認證系統對臺灣林業經營的適用性，包括 FSC™ (Forest Stewardship Council) 及 PEFC™ (Programme for the Endorsement of Forest Certification)，最後評估以 FSC 驗證體系為現階段適合推行之體系，為了測試適用性，蓮華池研究中心也在 2016 年率先通過 FSC FM 森林驗證，取得國內國有林經營者的第一張證書，正式揭開國有林經營者導入 FSC FM 驗證體系的序幕。

農委會在 2016 年提出了三大林業政策，包括禁伐天然林、國產材認證及里山倡議，林務局也為提高國產木材自給率於 2017 年宣示為國產材元年，這些政策的發布也使國有林森林經營導入 FSC 森林驗證的方向逐漸定型，因此自 2017 年起林務局也開始委託學者進行林管處 FSC FM 驗證系統導入的相關計畫。

然而自 2017 迄今已將近 5 年，卻仍只有 2 個林管處通過 FSC FM 驗證，且在系統導入與準備驗證的過程都增加林管處同仁許多的負擔，因此在本文中，將以協助屏東林區管理處從建立、通過與後續維護 FSC FM 驗證系統的經驗，及採用屏東處建立 FSC FM 系統之模式套用於羅東林管處之建立現況，分享在系統導入與建立過程中所遭遇到的困難與系統建立後對於林管處經營作業上的改變。

材料與方法

一、FSC FM (Forest Management) 驗證

FSC FM 森林經營驗證是一套以 ISO 9001 為基礎的系統驗證標準，驗證的對象是森林經營管理單位(Forest Management Unit, FMU)，主要在確認其經營森林的方式是否能滿足標準的要求，FSC FM 驗證與 ISO 9001 最大的差異在於 ISO 9001 是針對單位內與產出品質相關的各部門皆涵蓋在內，如服務或產品品質等，因此 ISO 9001 的導入是單位內的所有部門及人員皆涵蓋在內，而 FSC FM 驗證則是針對森林經營作業及其相關業務的驗證，因此 FSC FM 是屬於 QEO 系統之外的特殊系統，即是針對特殊項目的驗證，因此在導入前，除先確定適用的標準版次外，亦

需確認需納入驗證範圍的經營活動及業務。

二、研究對象

本文中的研究對象包括屏東林區管理處及羅東林區管理處，屏東林區管理處自 2018 年 7 月開始導入及建立 FSC FM 驗證系統，以潮州事業區枋山溪流域 8,695 ha 為驗證範圍，於 2018 年 7 月與永在林業公司共同取得 FSC FM 團體驗證證書；2021 年 2 月脫離永在林業的團體認證取得 FSC FM 獨立驗證證書，於 2022 年 8 月第一次監督審核通過。

羅東林區管理處於 2021 年 12 月開始導入 FSC FM 驗證系統，驗證範圍為和平事業區，總計 55,550 公頃；由於屏東林管處在 2022 年 8 月的年審之前，已沒有過去為準備驗證而加班的情況發生，因此羅東處採用與屏東林管處相同的分工模式、文件與報告模版、林地資源評估分析與經營規劃模式、社會溝通與勞工權益政策，目前已完成管理系統文件的建置與人員的初步訓練。

三、文件系統建立與符合性比較

FSC FM 驗證標準是以「ISO 9001 品質管理系統」為基礎架構所制訂的，故 FM 系統的導入需制訂與業務相關的文件化程序及必要的紀錄與評估表單，並需識別出內部及外部文件，因此在確定需要納入驗證範圍的經營活動及業務後，再依相關業務指定專人負責管理，建立「作業程序書」，程序書的目的旨在限定業務範圍，即只針對該項業務內容撰寫。在工作組成員與程序書確認後，使用 FSC FM 標準與現行之作業方式進行分析，以瞭解現行系統與 FSC FM 標準之差距，若有尚未符合標準的部分，則於人員培訓時，與相關負責人討論應如何滿足標準要求。

在培訓及相關管理系統文件皆完成後，於內部稽核前需再進行一次差距分析，確認所建立的系統是否已符合標準要求。

四、人員培訓

各工作組成員之任務職掌確認後，即可對各業務負責人進行相關培訓。由於 FSC FM 驗證標準的 10 原則與 70 個準則是由林管處所有成員共同達成，因此人員的培訓除一開始的標準導讀及差距分析等課程為全員參與外，後續採用針對與條文相關之業務人員進行培訓，以節省時間並提高效率。另外在森林經營作業的承包廠商，包括伐採、搬運、造林及撫育作業等亦需參與訓練，訓練內容除 FSC FM 標準要求之作業規範外，亦包含作業之人員安全、環境安全及設施(臨時工寮)之建立。

五、評估與規劃文件

在初次加入驗證範圍的林地，皆需完成包括森林類型、樹種與齡級組成、經營方式、保護區、林木蓄積量與生長量、動物種類、棲地環境與位置、高保護價值 6 類型評估、森林經營對社會之影響等，並依據評估結果，再依 FSC FM 標準之要求，識別需進行監測之對象，制訂監測方法、項目與頻率，再進一步制訂監測結果之反饋機制，適當修正經營作業規劃及執行，以達到調適性經營的目的。

在經營規劃方面，需依據 FSC FM 標準要求之項目建立森林經營計畫書，經營計畫書中除需說明未來之營林規劃外，亦包含初期林地之評估結果與後續監測結果之反饋，並隨時依現地狀況進行經營規劃的修正，因此經營計畫書內容宜簡單、明瞭，以利後續維護。

六、內部稽核

內部稽核的主要目的在透過第三方(外聘委員)確認所建立的系統是否符合 FSC FM 標準之要求，並確認各負責人員在稽核的應對反應及專責業務與 FSC FM 標準要求之相關性。因內部稽核的期程安排會在系統建置完成及培訓告一段落時進行，故內部稽核將直接影響後續外部稽核(若需要)的進行，故此時內部稽核之稽核員資格非常重要，稽核員除需具有林業經營及相關作業的專業知識外，亦要瞭解 FSC FM 標準，熟知稽核技術與林務局體系的運作。

結果與結論

一、FSC FM 管理系統導入流程

依據 FSC FM 標準規定與目前林管處的作業方式，規劃如圖 1 之導入流程。

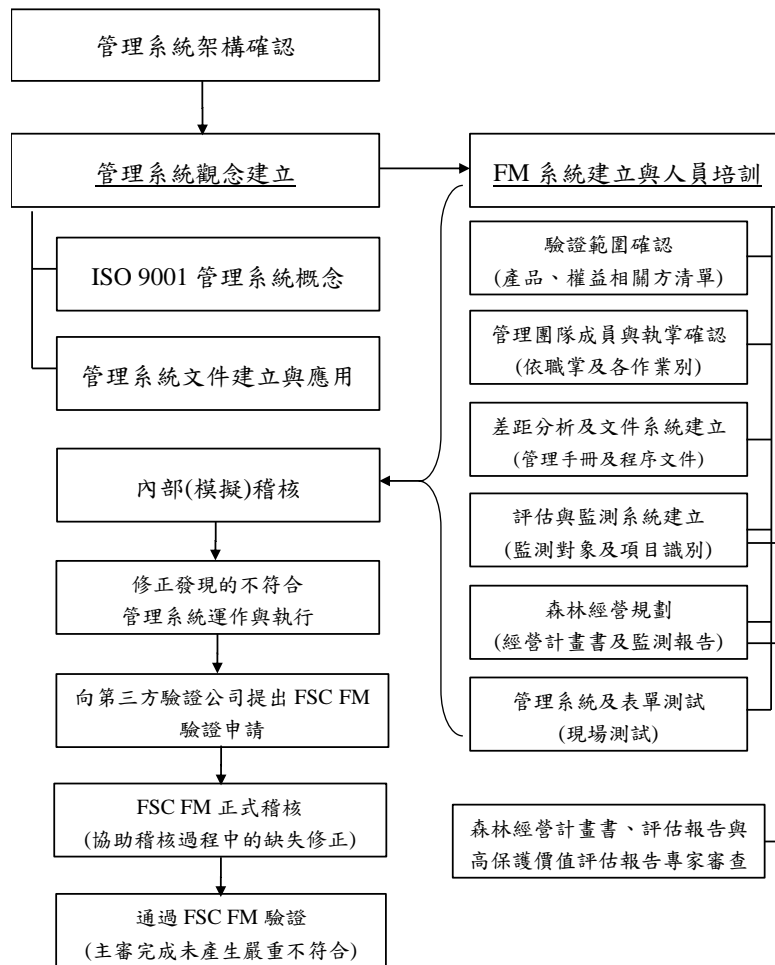


圖 1. 國有林經營者導入 FSC FM 驗證系統流程圖

二、遭遇的困難與解決對策

FSC FM 驗證標準是以「ISO 9001 品質管理系統」為基礎架構所制訂，導致以林業背景為主的林管處成員較不諳瞭解，如對於管理手冊、程序書、指導書、表單紀錄及外來文件等文件的定義與建立時，容易混淆，造成程序文件及紀錄表單複雜化而不易維護，因此建議在文件系統建立前，可先進行「ISO 9001 品質管理系統」的文件化系統建立課程。

林管處在原本的經營體制上，已具備完整的管理系統，且 FSC FM 驗證所規範的部分也非林管處所有業務，因此 FSC FM 驗證系統的導入將採用對比現行之作業方式，將符合部份納入 FSC FM 管理系統內，缺乏的部份則依 FSC FM 標準要求加以補強，使原本的系統更趨於嚴謹，而非重新依標準建立一套新的管理系統，以降低系統導入時對成員的負擔。因此在分工部份，仍是按照管理處及工作站人員原本負責之職務賦與其 FSC FM 工作組之任務，如負責林地權屬之人員，即負責

FSC FM 標準原則內之林地所有權部份；負責伐採、造林之人員，則負責標準內與伐採、造林相關之條文；由於工作站是負責現場作業之執行，因此各工作站所負責的工作職掌皆相同，如現場監工、林地護管與資源調查等；待工作組成員確認後即可進行人員培訓。

在人員培訓部份，把所有人集合起來上課的效率是最低的培訓方式，早期在導入時，會認為所有人都必須知道 FSC FM 的標準要求，並且能清楚的解釋所有標準項下各指標的要求，因此會安排數天的標準導讀課程，逐項說明應如何準備，但實際的狀況是，林管處的體制已有完善的分工，因此在進行標準導讀課程時，常會因條文與該業務無關，而使大部份的人因感到無聊而學習效果低落，即使花了很多時間仍效果不佳，因此後續改以先確定各承辦人員業務，以小組培訓方式針對單一負責人進行培訓，先確認其工作內容及適用的文件後，再逐項對應標準要求，確認目前的作法是否已滿足標準要求，若仍有差距，則是以現行可行的方式加以調整，或配合既有工作加以完成，降低承辦人員與現場人員之負擔。

在工作站人員培訓部份，可採用先行培訓工作站相關業務主辦或資深技工，先由該主辦或技工對內部人員進行訓練後，再辦理整體性的訓練，並以現場作業及相關調查紀錄之實作為主，以實際作法讓工作站現場同仁直接於現場執行，而不再區分做哪些事是因為 FSC 要求，即目前所做的事就已滿足 FSC 的要求了。

目前遭遇最大的困境在於承包森林經營作業廠商的訓練，由於 FSC 的森林經營作業人員安全是參照 ILO 國際勞工組織公約所定義的伐木安全裝備，但過去的承包廠商皆無此安全意識，對於昂貴的伐木用安全裝備與繁瑣的作業安全機制常是抱怨連連，因此目前業務負責人也是努力在向廠商宣導，目前也有部份廠商接受了這樣子的操作規範，並配合林管處完成了 FSC FM 的現場稽核。

三、結論

「驗證系統的導入，主要是能讓導入的單位能夠更有系統的管理，使其產出的產品有保證，如果無法達到這樣的效果，而是增加單位的負擔，就表示這套系統的導入方式錯誤」，這是在驗證界流傳的一句話，雖然在導入初期一定是混亂且增加同仁許多負擔的，但後續系統正常運作後，應是能夠讓單位在管理方面更為有效率，以參與 FSC FM 驗證第三年的屏東林管處為例，在今 2022 年的年審前，除部份同仁花費一些時間在彙整一整年的監測資料外，其他同仁已沒有加班趕資料的情況發生；在社區關係部份，長期認為林管處侵犯他們傳統領域的原住民社區居民，也在林管處同仁的溝通與陪同下多次至作業現場觀摩，逐漸瞭解作業區域與其認知的傳統領域沒有衝突而達成和解；對於林地的管理，也因系統的導入改變了護管員

的紀錄習慣，使林地現況能更詳細的被紀錄；在突發事件的管理，如因遊客造成的林火案件，也在發生後制定預防措施，在林道管制站加強宣導。在羅東林管處部份，目前系統尚未完全導入，但在對於納入驗證範圍的林地所進行的資源評估過程中，也讓相關同仁更瞭解納入驗證範圍的和平事業區現況，包括存在的保育類動植物其屬性為何、存在的文化遺址、水源地、具保安效益的保安林等；在森林經營作業的承包商部份，屏東處及羅東處皆採用同樣的管理措施來督促包商能符合 FSC 及國家訂定的職業安全規定，而較早投入且建立規範的屏東處也提供羅東處許多現場寶貴經驗與參考資料，其能改善作業現場安全狀況不佳的窘境。

最後在文件維護部份，由於 FSC 的標準常會因國際現況進行調整或增加部份要求，因為目前的文件設計方式是具有彈性的，參照的所有相關執行細節已明確的區分出指導書與外來文件，因此在面臨法規變更或 FSC 標準變更時，不需要進行大規模的修正，如今 2022 年的屏東林管處年度 FSC 審核，在年初時以為 FSC 將發佈 FSCFM 臺灣標準，因此在去年底即採用該標準進行文件的修訂，但直到稽核前 2 週才發現 FSC 無法及時公部，因此仍採用第四版暫行標準，但由於文件的撰寫方式已跳脫對應條文要求的寫法，故不會受到標準變更的影響。

管理系統驗證的導入，常會隨著時間推移與單位管理活動的改變而有不同的思維方式出現，如屏東處導入第 3 年後，羅東林管處開始導入，即是採用了屏東處的導入經驗，使羅東處同仁能更快的上手，不僅有效降低同仁負擔，也可在短時間內建構滿足標準要求管理系統，期能藉由這個 2 林管處的經驗協助林業發展與國際接軌。

(參考文獻請逕洽作者)

觀音樹的種子採收處理、發芽、儲藏與育苗造林

楊正釗^{1)*}、林香曜²⁾、黃淑玲²⁾、陳怡蓁¹⁾、黃雅琴¹⁾

¹⁾林業試驗所植物園組。臺北市中正區南海路 53 號。

²⁾林務局造林生產組。臺北市中正區杭州南路一段 2 號。

*通訊作者，E-mail: yjc@tfri.gov.tw。

前言

近年來由於臺灣的年輕勞動力多往高科技產業與都市服務業發展，使農林業的勞動力逐漸老年化，可預見的是當這些上年紀的農友逐步凋零後，農林業可能將面臨更嚴重的缺工問題，也勢必導致更多低海拔廢耕地、廢山坡用地的產生。然情已至此，時值現今困境，林業研究人員可否開發出具高經濟價值的原生樹種，在不需投入太多勞動力的粗放經營管理下，讓已經荒廢的農林牧用地再被活化利用，如此不僅可讓林農創造出相當的經濟收益，還能兼具水土保持、生態保育等潛在公益性效益。因此，在兼顧經濟生產與生態保育的前提下，所開發出來新的林業目標經濟作物，應該要具有多種利用價值、臺灣本地鄉土種、深根性及長壽命等條件，若能從臺灣原生一千餘種的多年生木本植物中找到符合上述條件，且容易育苗栽植及能粗放管理的植物，那就是上上之選。

觀音樹(*Premna microphylla* Turcz.)即「臭黃荊」，又名小葉臭魚木、豆腐柴、觀音柴、腐婢、石錦等，為馬鞭草科(Verbenaceae)臭黃荊屬(*Premna*)的落葉小喬木，分佈於中國(華東、華中、華南、四川、貴州等)、日本、琉球及臺灣等地。在臺灣的北海岸到大屯山區、西部的新竹苗栗海岸第二線山坡、東部花蓮地區與南部的恆春半島海岸地區等都有天然族群生長，但大都散生於闊葉樹林林緣、裸露空隙地或路邊，屬需光性大的陽性樹種。相傳於中國安徽的民間故事是在某年間發生嚴重饑荒，災民屍橫遍野，觀世音菩薩下凡救苦救難，用楊柳枝灑甘露於所經災區，甘露降臨之處長出了叢叢綠樹，饑民取其葉熬榨凝結做成豆腐，因而度過了饑荒，於是「觀音豆腐」與「觀音樹」之名因此而來。從前在臺灣默默無聞的觀音樹，其用途卻是廣泛且特殊，概述如下：

一、食用：過去的文獻報導指出「觀音豆腐」是中國安徽省岳西、潛山等縣之大別山一帶的漢族小吃，據聞已有數百年的食用歷史，此種綠色豆腐是用當地特有的野生小樹「腐婢」(即觀音樹)的葉子，熬製榨汁拌以草木灰使其凝固後而形成豆腐。因為腐婢在秋冬落葉，所以主要在夏天製作食用觀音豆腐，當地鄉民謂夏季吃觀音豆腐具有去火、降壓、潤胃等功效，是當地夏天常吃的冷食。觀音樹葉之所以可以

製成食用豆腐，乃因其葉含有大量的果膠(pectin)，將樹葉直接搓洗出來的果膠，加入適量的溫鹼水後，很容易就能做成綠色的果凍，即俗稱觀音豆腐(胡一民，1997；高原，1997，1999；邵偉等，2003；王世強等，2008；石麗敏等，2008；劉世彪等，2009；李梅青等，2011；Shao *et al.*, 2003)。此外，有關觀音樹葉果膠萃取與純化製備的研究也多有著墨，技術可謂成熟(蔣立科等，1985，1988；王紅梅等，2009；劉婷等，2012；Xu *et al.*, 2006；Wang *et al.*, 2008；Liu *et al.*, 2009；Huo and Gao, 2010；Luo *et al.*, 2011；Ning and Tong, 2011；Chen *et al.*, 2014)。近年來，中國某生技公司更開發做成調理包，將每小包 10 g 的細微粉末加溫水 500 ml，經充分攪拌靜置後，就可凝結出美麗的綠色豆腐，鹹甜食用皆適宜。再者，研究顯示觀音樹葉中的總蛋白質含量高達 21%，因此可以容易被製成豆腐(蔣立科等，1988；曹穩根等，2001；Liu *et al.*, 2001；Zhang *et al.*, 2003)。而且，觀音樹葉子抽出物的總黃酮、總酚含量高，故具有優良的抗氧化活性，是良好的抗氧化劑材料，因而也具有開發為健康食品原料之潛力(羅文謙等，2009；孫霽寒等，2017；熊雙麗等，2017；Zhang, 2005)。由上可知，觀音樹葉以其高含量的優質果膠，在食用、工業用、醫藥用的果膠上均極具開發利用潛力；再加上其高達 20% 以上的總蛋白質含量，即使是用來當作芻料也相當具有經濟開發價值。然而，觀音樹目前在我國衛福部食品藥物管理署的「食品原料整合查詢平臺」中被列為「未確認安全性，尚不得使用之原料」，故仍待日後取得多項必要的檢測結果來克服國內法規的食用限制。

二、蜂蜜生產：在每年5~6月觀音樹的開花季節裡，整個樹冠開滿了淡雅清新香味的黃白色小花，總能吸引大量蜜蜂及昆蟲前來採蜜。且陽性的觀音樹具有花粉花蜜為蜜蜂所喜食、性成熟期短、幾乎年年均可大量開花、樹冠著花率高等特性，所以是非常適合開發作為生產森林蜜的低海拔原生樹木。

三、園藝：觀音樹以其耐修剪、繁茂及擴散發達的細枝條、春天萌發翠綠新芽及葉形特殊等優點，而常被用來作為盆栽盆景植物的材料，故有「石錦」之美名。此外，觀音樹在園藝造景上，也常被設計作為落葉性庭園樹配置之用。

四、藥用：觀音樹的根、莖、葉均可入藥，主要的功效是清熱解毒、消腫止痛、收斂止血，可治蛇蟲咬傷、瘡疾、心腹痛，腹瀉、頭痛，風濕痺痛、牙痛、燙傷、跌打損傷等。

由上可知，在野外毫不起眼的觀音樹卻具有非常高的經濟開發潛力，再加上觀音樹培養容易，無論採種培育實生苗，或進行扦插無性繁殖，都能在短期內獲得大

量的健壯樹苗。此外，經林務局與林試所的合作計畫，在新北市烏來區桶後的蜜源植物造林地中，觀音樹的初步成活率與生長表現也非常優良。綜上，觀音樹非常符合上述「新興原生經濟樹種」的條件。本文將林試所種子庫暨種子研究室近年所累積的觀音樹種子採集、發芽與儲藏等精確數據資料加以整理分析，並闡述其育苗造林的實際經驗，以作為未來實際採種及育苗造林作業的基本參考資料。

果實採收與種子處理

觀音樹為陽性木本植物，成熟母樹幾乎每年都會大量開花且生產成串果實，在以多取勝的生存拓殖策略下，有些單株的種子品質可能不佳，尤其是尚未完全跨過幼年期的母樹，其雖可大量結實，但空粒或未發育的種子比例會較高，故採種前必須在現場先採樣進行評估，以免採到無效種子比例過高的母樹。

種子成熟度對日後育苗的發芽率、幼苗生長量及成苗率等影響很大，尚未完全成熟的種子即使有些能夠發芽，也會因為種子內部還未累積足夠的養分，而使其幼苗活勢有較差的表現。觀音樹的果實若仍呈綠色～深綠色，表示其種子尚未達完全成熟階段，依我們的經驗，果實尚未黑熟的種子其發芽率會很低，唯有當果實轉變為成熟的紫黑色時，其種子才會有最好的品質。臺灣北部低海拔的觀音樹一般是在5~6月開花，某局部地域族群的整體花期不長，大約只有1~1.5個月。觀音樹果實在6~7月時通常仍呈綠色，到7月上旬開始部分變紫黑色，但建議最好的採收日期是在7月中下旬，但仍有少許母樹的果實會延遲至8月上旬才變為紫黑色。由上觀察紀錄可知，觀音樹從開花到果實成熟只需短短的2個多月即可完成，充分顯現了落葉陽性樹種「必須爭取時效」的物候特性。

觀音樹每個果實僅有1粒種子，有些母株的種子空粒率很高，故採種時應先剪開成熟果實觀察，若某單株母樹不具種仁的空粒比率過高時，則應予以放棄，建議當具種仁比率高於60%時才值得動剪採收。觀音樹的果實圓形，黑熟果的直徑約7~9mm，是富含果肉的漿質核果，雖然味道甜美且順口不澀，但我們並未發現有野生動物大量攝食現象，所以建議當果實到約有80%以上達成熟的紫黑色時再來採收，以免採獲過多的未熟種子而影響日後的發芽率。此外，觀音樹成熟母樹的高度通常都在6m以下(依筆者記錄最高者約9m)，相對於其他樹木而言，其採種可謂相當容易。採收方法可用高枝剪只截取樹冠外層的果穗來收集，這樣可免於因採種而損傷母樹，使得所標記的優良母樹可以年年有果實可以採收。果實採收後應以通氣的塑膠帆布袋(俗稱米袋)盛裝，運送過程需避免袋內的果實發熱過久。已呈紫黑色的成熟果實採回後應立即洗出種子，以避免病菌滋生侵害。有效的常用方法是將果實放入小布袋內搓揉，或直接在網篩上搓洗出種子，種子洗出後所夾雜的

綠色果實則建議可以直接挑除淘汰。種子搓洗出來後應再以中性洗潔劑揉洗 2~3 次來清除油脂，如此才能獲得潔淨種子。搓洗的力量必須控制得宜，以避免用力過度而造成種子破損。若果實採回後不及清洗，可用網籃盛裝放在溫室中攤開噴水，但種子若是從放置太久而過度糜爛的果實所洗出，則建議再用殺菌劑如 1/500 的億力浸泡約 20 分鐘來加以消毒，此法能有效抑制種子滋生病菌。此外，即使在採種時有進行種子品質的現場評估，但所採獲的整批種子中，仍然會有一定比例的毗粒，故建議種子在洗淨後，可以馬上用液選及過篩方式來淘汰空粒及小粒等不良種子。

種子基本資料

以林試所種子研究室在民國 108、109 年所採獲的 37 批(均為單一母樹)觀音樹種子所統計之結果，鮮採完全黑熟的果實經清洗所獲的潔淨種子，在表面陰乾後「整粒種子的含水率」在 8.3~15.1%，此差異應該與陰乾時間的長短有關，然其平均值為 $11.2 \pm 1.3\%$ ，應該可以代表觀音樹成熟種子的含水率(表 1)。一般而言，同種的野生樹木各母株所生產的種子體型大小會有較高的差異性，此與遺傳特性及所處環境的營養供應有關，此外，通常結的愈多的單株其種子體型會較小。本研究的這 37 批野採觀音樹種子之體型大小也具有不小差異，經篩選所得的優良種子，各批種子的長度在 3.33~4.07 mm，平均長度為 3.86 ± 0.26 mm；寬度在 2.56~3.33 mm，平均寬度為 2.92 ± 0.18 mm；厚度在 2.50~3.29 mm，平均厚度為 2.84 ± 0.18 mm(表 1)。各批種子的千粒重在 6.00~13.49 g，如此大的差異主要與種子體型及檢測當時的種子含水率有關，平均千粒重為 9.75 ± 1.81 g。也因種子體型大小差異頗大，各批種子的每公升粒數在 29,285~67,615 之間，平均每公升粒數為 $42,797 \pm 8,699$ 粒。此外，這 37 批完全成熟且經篩選淘汰空粒、劣粒的優良種子，其發芽率在 18.0~100.0%，平均發芽率為 $75.8 \pm 25.8\%$ (表 1)，這樣大的發芽率差異，推測與胚部發育有關，通常是種仁有發育但胚部發育不良(主因可能是授粉不良)而導致無法發芽，此外，人工篩選操作不良也可能是造成發芽率過低的原因，乃因為留下了太多空粒之故。

表 1. 林試所種子研究室於民國 108、109 年採獲的 37 批觀音樹種子之基本資料

編號	採集日期	平均發芽率 ±標準差(%)		新鮮種子含水率 ±標準差(%)		每公升平均粒數 ±標準差		千粒重 ±標準差(g)		平均長度± 標準差(mm)		平均寬度± 標準差(mm)		平均厚度± 標準差(mm)	
01	1080705	86.7	11.4	11.5	0.3	40600	885	10.79	0.11	3.79	0.31	2.87	0.07	2.69	0.09
02	1080711	54.7	7.6	11.3	0.3	45745	244	8.26	0.04	3.87	0.21	2.94	0.13	2.88	0.12
03	1080711	46.0	6.9	10.4	0.3	51805	587	7.66	0.09	3.62	0.14	2.75	0.16	2.71	0.16
04	1080711	40.0	10.0	9.7	0.2	43685	350	8.50	0.05	3.56	0.24	2.85	0.14	2.78	0.14
05	1080711	45.3	1.2	11.0	0.4	36675	452	11.26	0.04	4.07	0.19	2.93	0.10	2.85	0.10
06	1080711	55.3	5.8	10.2	0.1	36345	399	11.65	0.06	4.28	0.26	3.06	0.08	3.02	0.22
07	1080711	72.0	12.2	10.8	0.2	36800	202	11.16	0.03	4.23	0.29	3.02	0.13	2.99	0.13
08	1080711	96.0	8.7	11.5	0.2	35550	212	12.06	0.06	4.23	0.18	3.12	0.16	3.07	0.15
09	1080711	79.3	9.5	12.0	0.3	45935	1150	9.17	0.45	3.45	0.19	2.85	0.25	2.76	0.16
10	1080711	88.7	14.0	11.4	0.4	35160	264	10.58	0.10	3.92	0.23	3.16	0.63	2.89	0.12
11	1080711	90.0	7.2	10.8	0.2	46815	510	8.07	0.04	3.76	0.29	2.76	0.14	2.67	0.13
12	1080711	50.0	5.3	11.8	0.2	50275	224	7.27	0.02	3.97	0.16	2.75	0.14	2.70	0.14
13	1080712	90.7	6.4	10.6	0.1	38460	584	11.19	0.17	4.06	0.25	3.09	0.17	3.05	0.17
14	1080712	22.7	5.8	10.9	0.2	45915	423	9.64	0.04	3.75	0.19	2.91	0.12	2.80	0.11
15	1080712	41.3	5.0	8.3	0.2	51155	651	8.40	0.09	3.80	0.23	2.73	0.14	2.63	0.13
16	1080712	18.0	9.2	12.1	0.4	29285	267	13.49	0.15	4.17	0.21	3.33	0.17	3.29	0.21
17	1080712	66.7	3.1	13.1	0.2	35795	561	10.79	0.04	3.99	0.28	2.94	0.15	2.83	0.16
18	1080712	84.0	2.0	11.3	0.1	58325	447	6.45	0.09	3.47	0.31	2.62	0.15	2.55	0.15
19	1080712	80.7	2.3	10.3	0.1	47810	371	7.22	0.03	3.63	0.18	2.88	0.13	2.84	0.12
20	1080712	36.0	2.0	11.5	0.2	42130	498	9.55	0.04	3.75	0.26	2.96	0.15	2.90	0.14
21	1080712	95.3	7.6	12.3	0.5	45505	729	8.93	0.15	3.85	0.22	2.71	0.15	2.57	0.11
22	1080712	100.0	0	11.0	0.1	48910	752	9.10	0.15	3.53	0.18	2.73	0.11	2.62	0.13
23	1080712	100.0	0	12.3	0.2	35545	690	12.20	0.06	4.07	0.36	3.11	0.23	2.96	0.20
24	1080712	100.0	0	11.0	0.2	40040	1003	9.95	0.25	3.97	0.22	3.12	0.14	3.06	0.14
25	1080715	92.7	10.1	13.1	0.3	38875	325	10.14	0.02	4.23	0.21	2.88	0.13	2.84	0.13
26	1080715	76.0	2.0	12.5	0.1	33375	456	10.34	0.11	4.12	0.20	3.02	0.17	2.98	0.16
27	1080715	100.0	0	13.8	0.2	36455	268	10.59	0.08	3.66	0.31	2.97	0.24	2.73	0.19
28	1080715	58.7	11.5	11.5	0.1	32690	562	11.52	0.10	4.31	0.25	3.09	0.11	3.04	0.11
29	1080715	96.7	4.6	9.4	0.2	67615	1002	6.00	0.07	3.33	0.26	2.64	0.14	2.58	0.13
30	1080715	100.0	0.0	10.0	0.4	64460	1792	6.30	0.06	3.60	0.19	2.56	0.13	2.50	0.12
31	1080715	100.0	0	10.5	0.3	47425	275	8.85	0.01	3.61	0.23	2.80	0.15	2.75	0.15
32	1080715	100.0	0.0	11.5	0.2	46963	134	9.10	0.03	3.66	0.27	2.75	0.12	2.68	0.12
33	1080715	100.0	0.0	10.7	0.3	40313	305	9.74	0.10	3.80	0.25	2.97	0.19	2.92	0.19
34	1080715	40.7	9.2	15.1	0.2	38040	597	10.90	0.06	3.96	0.16	3.04	0.11	2.99	0.12
35	1090713	100.0	0.0	8.6	0.2	42847	-	10.94	-	3.85	0.21	3.11	0.18	2.99	0.17
36	1090713	100.0	0	10.6	0.1	38422	-	10.84	0.14	3.92	0.16	2.93	0.09	2.79	0.10
37	1090713	100.0	0	10.4	0.3	31727	-	12.19	0.01	4.10	0.28	3.17	0.18	3.07	0.19
平均值		75.8	25.8	11.2	1.3	42797	8699	9.75	1.81	3.86	0.26	2.92	0.18	2.84	0.18

註：「-」為取樣僅 1 重複。

種子發芽與儲藏

觀音樹的新鮮種子具深度休眠性，以30/20℃變溫發芽時(每日8小時的30℃；50~80 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 光照，及16小時的20℃；黑暗。以下同此發芽條件)，在播種12週後只有3.5%具有活力的種子能發芽，即使發芽時間延長至24週後，其發芽率也僅有12.0%。低溫層積能顯著提高其發芽率及發芽速度，但須經4℃層積3個月以上才能完全解除其種子休眠，使種子在10週內發芽完畢，但低溫層積也會降低其種子活力，經4℃層積3個月後，約有30%種子在此低溫濕潤的環境中死亡。然而，最快速有效的解除觀音樹種子休眠的方法是外加生長激素，以2000 ppm的GA₃浸泡15小時的發芽前處理，此簡單的操作即可完全解除其深度休眠，使種子在4週內就可幾乎發芽完畢。

觀音樹種子非常耐乾燥，當含水率被降至2.4~10.0%時，其活力並無任何衰減現象，可見其耐旱性與正儲型種子相當。但當儲藏在-196℃(液態氮)及-20℃經12個月後，含水率2.4%與4.4%的種子其發芽率已呈顯著下降；當儲藏時間延長至36個月後，含水率2.4~14.1%的各級含水率種子其發芽率均已顯著下降，甚至死亡殆盡。然含水率10%的觀音樹種子，於-20℃儲藏經24個月後仍能保有原有活力，至36個月後才稍呈顯著下降。此外，當種子儲藏在4℃經36個月後，含水率4.4~10.0%的種子均能維持其原有活力。由上可知，觀音樹種子具有很好的耐旱性，但以其經乾燥至含水率2.4~10%的種子並不耐零下低溫長期儲藏的特性，故判斷其屬中間型，但在中間型種子中，觀音樹種子顯然具有「較耐旱且較能耐零下低溫儲藏」的特性，意即它是屬於較為接近正儲型的中間型種子。建議觀音樹種子於洗淨後應立即乾燥至含水率5~10%，並完全密封後儲藏在4℃，以進行中短期儲藏，依我們過去對此類中間型種子的儲藏經驗，粗略估計其種子壽命的半衰期應該會有10年以上。

種子苗培育與造林

以上述37批種子資料來計算，推估一般育苗者所獲取的觀音樹新鮮種子每公升約可育成出栽苗木約11,700株，每公斤則約可育成29,200株種子苗(表2)。

表2. 觀音樹育苗所需種子量推估。育苗工作者亦可依照自己的發芽育苗技術，調整以下的發芽率及成苗率指數，以計算推估出自己的育苗所需種子量

編號	每公升種子 育苗株數 ¹⁾	每公斤種子 育苗株數 ²⁾	每生產10000株苗 所需種子公升數	每生產10000株苗 所需種子公克數
01	12668	28917	0.79	346
02	9003	23827	1.11	420
03	8579	21619	1.17	463
04	6291	16941	1.59	590
05	5985	14493	1.67	690
06	7239	17098	1.38	585
07	9539	23226	1.05	431
08	12286	28657	0.81	349
09	13118	31144	0.76	321
10	11223	30171	0.89	331
11	15168	40149	0.66	249
12	9050	24759	1.11	404
13	12554	29170	0.80	343
14	3747	8466	2.67	1181
15	7611	17713	1.31	565
16	1898	4804	5.27	2082
17	8591	22244	1.16	450
18	17637	46884	0.57	213
19	13885	40223	0.72	249
20	5460	13571	1.83	737
21	15617	38431	0.64	260
22	17608	39560	0.57	253
23	12796	29508	0.78	339
24	14414	36181	0.69	276
25	12969	32901	0.77	304
26	9131	26460	1.10	378
27	13124	33994	0.76	294
28	6905	18334	1.45	545
29	23531	58002	0.42	172
30	23206	57143	0.43	175
31	17073	40678	0.59	246
32	16907	39560	0.59	253
33	14513	36961	0.69	271
34	5570	13432	1.80	744
35	15425	32907	0.65	304
36	13832	33210	0.72	301
37	11422	29532	0.88	339
平均值	11772	29213	1.10	445

¹⁾每公升種子育苗株數＝每公升粒數(表1)×發芽率(表1)÷100×0.6(估計一般採種商所交付種子的發芽率為表1所列平均值之60%)×成苗率0.6(估計觀音樹種子苗之一般成苗率為60%)。

²⁾每公斤種子育苗株數＝1000/千粒重(表1)×發芽率(表1)/100×1000×0.6(估計一般採種商所交付種子的發芽率為表1所列平均值之60%)×成苗率0.6(估計觀音樹種子苗之一般成苗率為60%)。

在找到上述快速解除觀音樹種子休眠的方法之後，可在每年 7 月採種，當年即可馬上育苗過冬，使觀音樹種子苗的培育變的相當容易。以我們在臺北市苗圃的育苗經驗而言，經解除休眠的種子在 8 月前後發芽，移到 3 吋軟膠盆放置於溫室中培育的實生幼苗，到 12 月初苗高已達約 20 cm，且新生幼苗在當年冬天並不會落葉，至翌年 3 月初即可移至健化場接受全光照射，到 5 月經健化約 3 個月的苗木其平均高度已達 50 cm 以上，即達到一般造林苗木的出栽規格，至 8 月平均苗高可達 90 cm 以上，到第二年初夏苗高即可達到 150 cm 以上，並在該年的 11~12 月才會落葉休眠過冬。因此，觀音樹種子苗的生長可謂相當快速，但相對的，如此速生樹種必須有足夠且適當的施肥管理，才能獲得較高的生長量且不浪費肥料，建議在 30 cm 以下的幼苗階段，每個 3 吋盆施用好康多 1 號約 5 g，在育苗第一年施用 2 次即可，第二年之後建議每年施用 2 次大自然有機肥，可隨換盆(如 5 吋盆)時一併施用。此外，觀音樹的幼苗死亡率很低，育苗 2 年後的成活率可達 90% 以上，可見觀音樹真是得天獨厚、有神明在保佑的樹種。

觀音樹的栽植造林季節建議在其苗木落葉休眠期，並配合造林地雨季來進行最為恰當，以我們在新北市烏來事業區桶後的造林經驗而言，於 2 月底~3 月初的春雨季節，將尚未抽新芽的觀音樹苗木進行人工栽植造林，之後這些造林苗木在 4 月開始抽新芽，而於 5 月底調查所得的成活率高達 98.7%。所使用的苗木是 2 年生苗高 1.8~2.4 m；地徑約 2 cm 的 5 吋軟膠盆健壯苗木，出栽前為方便運送及現場種植，截幹至約 1.3 m 後運送出栽。

結語

臺灣有很多具有經濟價值的原生樹種仍待森林從業人員來開發利用，觀音樹因具有食用、生產森林特種蜂蜜、園藝造景及藥用等多面向的利用價值，是最具開發潛力的新興樹種之一。本研究結果所幸能找到快速且能完全解除其種子休眠的方法，即「播種前以 2000 ppm 的 GA₃ 浸泡 15 小時」此外加生長激素的操作可使種子在 4 週內就完成發芽，本研究成果使得觀音樹的育苗變的簡單容易。此外，本研究發現體型小粒的觀音樹種子竟然不是長壽命的正儲型，而是屬令人驚訝的「較耐旱且較能耐零下低溫儲藏的中間型」，意即是較為接近正儲型的中間型種子，其最佳的儲藏條件是「將洗淨的新鮮種子立即乾燥至含水率 5~10% 後密封儲藏在 4°C」，估計其種子儲藏壽命約有 10 年以上。另因觀音樹種子苗成長快速，經 8 個月的育苗及健化期後即可出栽，且初步的造林試驗成活表現非常優良，是故，觀音樹真乃神樹是也！

(參考文獻請逕洽作者)

蜂巢式紙筒苗應用於無人載具運輸可行性評估- 以 2022 年日本創新造林模式案例為例

謝靜敏^{1)*}、吳濟琛¹⁾、鍾振德¹⁾、王淑美¹⁾、王相華²⁾、
王志斌³⁾、濱田辰広⁴⁾、馬復京¹⁾、鄧書麟³⁾、龔冠寧³⁾

¹⁾林業試驗所育林組。臺北市中正區南海路 53 號。

²⁾林業試驗所集水區經營組。臺北市中正區南海路 53 號。

³⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

⁴⁾九州森林管理局森林整備部。宮崎県宮崎市高岡町大字五町 273—3。

*通訊作者，E-mail: cmhsieh@tfri.gov.tw。

前言

日本在未簽署淨零排放宣言前，農林水產省盤點該國之國內及全球科技發展現況，於 2020 年 5 月制定出「挑戰型農業新戰略」，在日本政府跨部會及產官學研合作下，全力推展該戰略項目推動(農林水產省 2020)，戰略分析智慧農業政策中有關建構強韌數位化農業生產體系目標在林業方面應用即利用 ICT 技術進行林業資源管理與生產管理外，並藉由自動化機械打造「智慧林業」，以節省與減輕砍伐與搬運、造林勞力。戰略分析生態環境政策中有關邁向永續生產體系之應用目標由於日本農林業大幅仰賴化石燃料，透過農林用電動機械、燃料電池化，協助農林業生產過程成功減少排碳量，而林業關鍵技術開發主要在於低及高負荷農機電氣化研發、電動農機機組試用及電動農機電源供應系統的研發。

本文主要以林野庁革新的造林モデル事例集(林野庁 2022)之相關案例以及臺灣已發展項目評估蜂巢式紙筒苗應用於無人載具運輸可行性。

材料與方法

本研究可行性分析範圍主要以 2022 年日本創新造林模式案例(圖 1)及目前臺灣已發展項目進行以下分析。

一、無人載具運苗技術性之可行性分析

(一) 中川株式會社

(二) 三好産業株式會社

(三) 阿蘇森林組合森林整備第 2 課

二、育苗作業制度之可行性分析

(一) 宮崎縣長倉樹苗園

(二) 鴻興茶苗培育行

(三) 四湖工作站

(四) 信賢苗圃

三、以省力機械種植紙筒苗技術性之可行性分析

林野庁革新的造林モデル 事例集 (2022)中,有「植穴名人」鑽洞機使用電動植苗機的省力種植工作(圖 2),本研究於 5 月連絡時,因該商品尚未加入官網,以致於我國於今年 9 月方引進,因此今年僅就重量及規格進行比較。本研究以長倉樹苗園及宮崎大學合作研發之林木用鑽洞機(SR-11)以天水生態農場、忠勤種苗、建陽林業及桃園青農合作社等農企業進行實地比較(圖 3)。



圖 1. 林野庁革新的造林モデル 事例集之相關案例(2022)



圖 2. 林試所王淑美研究助理試用植穴名人鑽洞機(2022 年 10 月 3 日攝)



圖 3. 林試所 2022 年 3 月進口林木用鑽洞機(SR-11)(圖左忠勤種苗,圖右為桃園青農合作社)

結果與討論

一、無人載具運紙筒苗技術之可行性分析

在林野庁革新的造林モデル 事例集共有 40 個案例，其中有 9(22.5%)個案例有提到無人機，在 9 個案例中有一個案例提到雙向控制 6 軸機翼無人機系統，依其建議單程時間控制在 15 分內可確保電池電力在 600m 移動距離穩定作業並完成運輸目標(極限挑戰不在該國本項工作目標，日本強調業界能成功複製，每次都能成功完成運輸作業才是該國發展的重點)

(一) 紙筒苗重量:無人機單程運輸重量控制在 20 公斤以下，如果無人機單程運輸每次運苗 20 株，則紙筒苗需控制在 1kg/株，如果無人機單程運輸每次運苗 50 株，則紙筒苗需控制在 400g/株。

(二) 無人載具運紙筒苗之包裝:由於起降時紙筒苗因疊苗會造成下方紙筒苗因重量及可能發生之撞擊造成根部磨擦或因介質輕量化使根部介質團粒化不足而造成掉土，因此會需要參考日本創新案例中以塑化材料裝稱紙筒苗，增加運輸之保護裝置可避免不必要之根部損傷及瞬時強風造成紙筒苗葉部及根部失水造成超過之臨界萎凋。

二、育苗作業制度之可行性分析(請參考謝靜敏等人 2022)

(一) 宮崎縣長倉樹苗園

長倉樹苗園於 2022 年 10 月 5 日受獲頒日本總理大臣獎，主要即以蜂巢式紙筒苗以創新理念為基礎的技術開發育苗和穩定供應體系的構建，該苗圃於 2021 年生產了 86 萬株林業用杉木扦插苗(65 萬株裸苗、16 萬株容器苗、5 萬株蜂巢式紙筒苗)，佔全宮崎縣 550 萬株杉樹苗需求量的 16%。該苗圃利用蜂巢式紙筒種植不符合運輸標準的裸苗，確保 90%的苗木存活率和汰苗再利用生產，以蜂巢式紙筒繁殖非規格苗木只需要 2 個月即可達到出栽規格。該苗圃聯合開發實用的種植機(SR-11)等各種新技術，創造了穩定的就業機會並提高盈利能力。

(二) 鴻興茶苗培育行

一週內完成 20 萬筒 FS515 雙排式蜂巢式紙筒填土及苗圃定位。

(三) 四湖工作站

1 小時內以人工方式進行單排蘆筍籃 FS515 蜂巢式紙筒填土 9 籃共 1170 筒。

(四) 信賢苗圃

肖竹芋(*Calathea allouia* (Aubl.) Lindl)紙筒苗於 2 個月內達到出栽規格。

令和 4 年度內閣總理大臣賞受賞者受賞理由概要
林産部門

斬新な発想による技術開発と安定供給システム構築による苗木生産

○氏名又は名称 長倉 良守

○所 在 地 宮崎県宮崎市

○出 品 財 技術・ほ場(苗ほ)

○受 賞 理 由

・地域の概要

宮崎市は、宮崎県の南東部に位置している。日照時間に恵まれ温暖で湿潤な気候を有し、露地畑作に適した土壌条件で県内でも有数のスギ挿し木苗の生産地である。

・受賞者の取組の経過と経営の現況

平成 10 年に父から家業の苗畑等を継承し、その後平成 21 年に(株)長倉樹苗園を設立した。現在、林業種苗用苗畑 3.5ha、コンテナ苗生産用ハウス 5 棟 4,900 m²に

圖 4. 長倉樹苗園長倉良守社長受獲頒日本總理大臣獎概要

三、以省力機械種植紙筒苗技術性之可行性分析

本研究依天水生態農場、忠勤種苗、建陽林業、桃園青農合作社及南投特用作物 18 班試用後整理以下使用意見。

林木用鑽洞機	前端鑽頭部			引擎部				重量	
	孔徑	鑽洞深度	迴轉數	形式	排氣量	油箱	重量	總重	手持
	(mm)	(cm)	(rpm)		(C.C.)	(L)	(kg)	(kg)	(kg)
SR-11	60 或 50	20	350	三菱 TU26PFD (二行程)	25.6	0.6	6	11	5
植穴名人	60 或 50	0~40	0~500	18V 鋰電池	0	0	0.5	3.9(不包括電池和螺旋鑽)	

- (一) 和國內機種相比，引擎可後掛，減少手持重量，比其他機種輕 2-4 倍。
- (二) 鑽頭孔徑為 6cmX 深度 20cm 的尺寸是紙筒苗最佳最適合的尺寸。
- (三) 啟動加速器設計在手把端控制，使得操作上簡便。
- (四) 鑽洞時所有的土堆不會擅自飛散，定植紙筒苗後容易將土覆上鋪平。
- (五) 92 無鉛汽油與二行程油以 25:1 的比例混合，可倒逆不會有結晶問題。
- (六) 混合油強調排煙少、易啟動、馬力足、低積碳、化油器無機油阻塞。
- (七) 鑽頭迴轉數 350 rpm，碎石地也可鑽洞，防護架可防止石塊彈飛。
- (八) 排氣量比其他機種少 2-6.5 倍，減少排碳 2-5.5 倍，同油量下可操作時間多 2-5.5 倍。
- (九) 遇硬盤地質作業時可踩踏防止石塊彈飛的防護架，減少體力消耗。



圖 5. 種植機下方黃色裝置為防止石塊彈飛的防護架，作業時可踩踏施壓

綜上述各個試用團體的評估意見，結果可知省力機械種植紙筒苗技術性具可行性。

四、結論

以蜂巢式紙筒於相同單位面積及短期內可培育較多之苗木，以無人載具運紙筒苗及省力機械種植紙筒苗亦具可行性，

(一) 以無人載具運苗需控制在 400g/株，目前實測大葉欖仁紙筒苗高 70cm，紙筒規格為 FS615(直徑 6 公分，高度 15 公分)，1 年生苗重量為 $240\text{g} \pm 10\text{g}/\text{株}$ 。

(二) 包裝材及苗木空運時之防撞材料輕量化仍有重量改善空間。

(三) 紙筒苗土壤介質由於輕量化未來要注意長效肥及保水劑的施用量及育苗時地上部生長空間距離，俾利出栽時根系未盤根錯結而地上部未因競爭光度而產生自我修枝。

(四) 可即播發芽之種子可直接播種於 FS515 或 FS615 中減少移苗種植作業，但是需要注意種子根接觸底部時應移到沒有不織布之層架，可避免根系過長造成分株困難。

(五) 具休眠性種子建議先層積至萌芽階段再行播種，除了可提高紙筒使用時間亦對於發芽不整齊之林木種子在有限面積下能有效率進行繁殖。



圖 6. 大葉欖仁紙筒苗高 70cm，紙筒規格為 FS615(直徑 6 公分，高度 15 公分)

(參考文獻請逕洽作者)

臺灣山茶植食性昆蟲評估-以六龜試驗林為例

范義彬^{1)*}、林文智¹⁾、朱榮三¹⁾、余桂華¹⁾、蔡佳彬¹⁾

¹⁾林業試驗所六龜研究中心。高雄市六龜區中興里中庄 198 號。

*通訊作者，E-mail: rrgt@raptor.org.tw。

前言

2015 年行政院農業委員會在不影響林木生長前提下，開始建立推動林下經濟的科學基礎與科學試驗，並在 2016 年，由林務局正式成立了林下經濟推動小組，2019 年推動林下養蜂、段木香菇、栽培金線三項，2021 年通過臺灣山茶成為第四種林下經濟項目。

臺灣的茶樹是一種經濟價值非常高的作物，產值非常高，而病蟲危害是茶葉生產的巨大影響，目前紀錄的茶葉害蟲有 7 目 39 科 119 種(張玉珍和洪麗梅 1986)；原生種的臺灣山茶 *Camellia formosensis* 具有非常高的發展潛力和市場價值，而臺灣山茶的病蟲危害是推廣大面積栽植最大的威脅和阻力、也是栽培管理的重要課題。

害蟲的定義是植食性昆蟲(phytophagy)對植物的取食已經超過經濟危害水平，對人類的利益已造成危害者，才稱為害蟲。並不是所有的植食昆蟲都是害蟲，唯有超過經濟危害水平者才稱為害蟲。例如園藝作物中的花卉和高經濟價值的水果，它們的經濟危害水平非常低，只要受到一點危害，便會對其品質造成非常大的損失，因此它們的害蟲綜合管理必須非常嚴密及精緻；經濟危害水平非常高的植食昆蟲，一般輕微的影響可以使用一些簡便、無毒害的防治方法便可以使害蟲的族群降至經濟危害水平之下，無須實施藥劑防治。如何評估臺灣山茶的植食性昆蟲中真正造成經濟危害，視為害蟲且在經營管理上必須提前預防的，這是本研究的目標和課題。為解決這個問題，六龜團隊在 2021 年 6~2022 年 5 月以林業試驗所六龜試驗林的原生分布或人工栽植的臺灣山茶的植食昆蟲，調查生態習性、發生率、危害程度，以評估其是否視為害蟲及防治管理的依據。

材料與方法

一、調查樹種與樣區

目標為臺灣山茶，調查樣區以林業試驗所六龜研究中心所屬試驗林，包括鳴海山、森山氣象站、鳳崗苗圃、扇平園區、六龜中庄有原生分布或人工栽植的臺灣山茶植食性昆蟲為目標。

在現場能直接鑑定植食昆蟲種類者，拍照存證，幼蟲或難以直接鑑定者，帶回

研究室飼養或製作標本加以鑑定。

二、植食性昆蟲的定性及定量調查

(一)植食性昆蟲的定性調查

2021.6~2022.5 在林業試驗所六龜研究中心鳴海山、森山氣象站、鳳崗苗圃、扇平園區、六龜中庄有原生分布或人工栽植的臺灣山茶為目標。不定期調查，記錄植食性昆蟲種類。

(二)植食性昆蟲的定量調查

2021.6~2022.5 每月 1 次，以鳳崗苗圃、扇平園區、六龜中庄 3 處，每一樣區 20 株。

植食性昆蟲的發生率(%)：植食性昆蟲取食株數 n /調查株數 N

植食性昆蟲的為害程度：

單株為害程度 a ：依為害程度由低到高、由輕微到非常嚴重分成 1~5 級。

樹種總為害程度 $A = (a_1 + a_2 + a_3 + \dots + a_n)/N$ 。

結果與討論

一、臺灣山茶的植食性昆蟲

(一) 2021.6~2022.5 在六龜臺灣山茶分布地區發現刺吸式口器植食昆蟲半翅目 1 目 8 科 10 種，咀嚼式口器植食昆蟲鞘翅目、鱗翅目、膜翅目等 3 目 16 科 11 種，合計 3 目 16 科 34 種。鱗翅目 12 科 29 種最多、半翅目 8 科 10 種、鞘翅目 3 科 4 種、膜翅目 1 科 1 種(圖 1)。

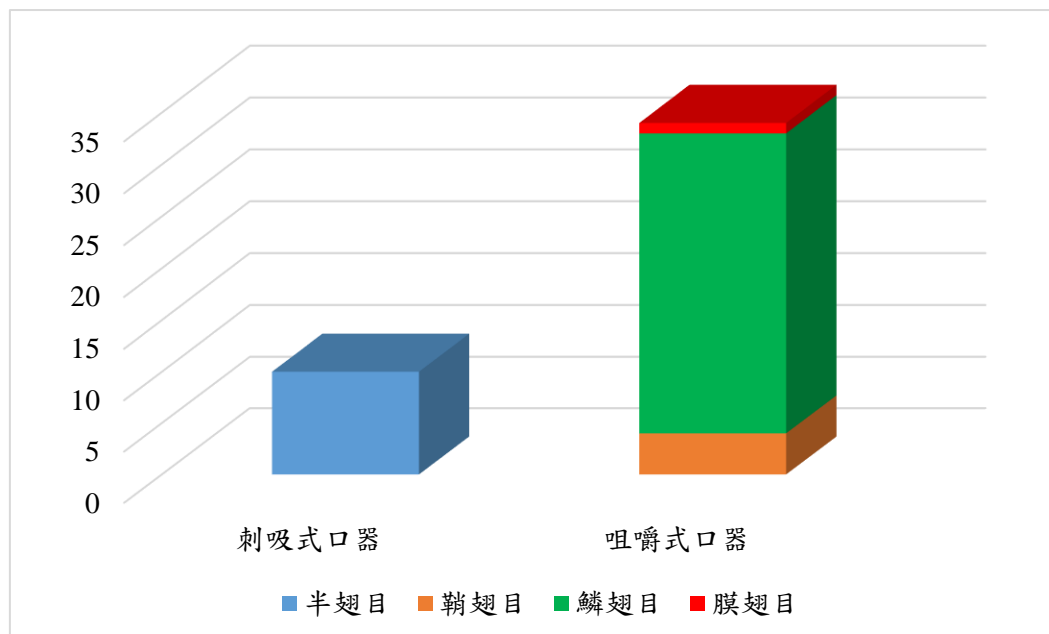


圖 1. 臺灣山茶植食性昆蟲分類組成圖

(二)發生植食性昆蟲種類最多的是鳳岡苗圃 2021.10 和 2022.05 有 10 種，鳳岡苗圃燒多於扇平，六龜種類最少。

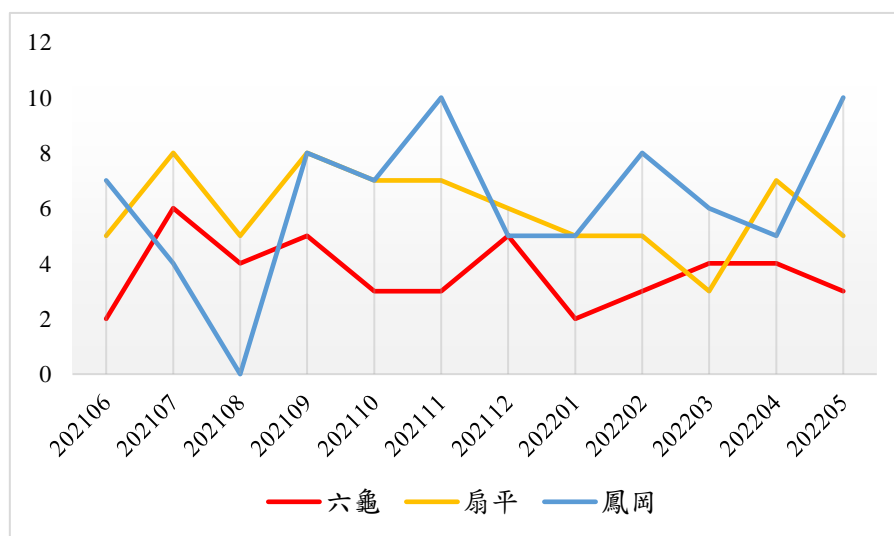


圖 2. 臺灣山茶 3 個樣區植食性昆蟲種類變化圖

(三)除了咖啡木蠹蛾蛾 *Zeuzera coffeae* 幼蟲蛀食枝幹，其餘 28 種蛾幼蟲及埔里黑金龜 *Holotrichia horishana* 取食葉部組織。刺吸式口器植食昆蟲均屬於半翅目的介殼蟲、蚜蟲、瓢蠟蟬 *Hemisphaerius delectabilis*、青蛾蠟蟬 *Geisha distinctissima*、葉蟬、椿象，除了蚜蟲、小象鼻蟲、姬捲葉蛾 *Adoxophyes* sp. 取食嫩葉，茶茸毒蛾 *Olene baibarana*、棕長頸捲葉象鼻蟲 *Paratrachelophorus nodicornis* 取食新葉，茶斑蛾 *Eterusia aedea formosana*、紅頸黃斑蛾 *Arbudas submacula*、捲葉螟取食青壯葉，其餘介殼蟲、瓢蠟蟬、蛾蠟蟬、葉蟬、椿象在老葉葉背、枝幹部吸食樹液。

(四)目前記錄的臺灣山茶植食昆蟲中鱗翅目的黃紋紅頸斑蛾、茶茸毒蛾、茶姬捲葉蛾為寡食性植食性昆蟲(oligophygous)，其餘皆為多食性植食昆蟲(polyphygous)。

二、植食性昆蟲的發生率和危害程度

(一)六龜試驗林臺灣山茶植食性昆蟲發生率高於 25%的是扇平 2021.06(25%)、鳳岡 2021.06(25%)、2022.05(26%)。

(二)發生率最高的為鳳岡苗圃的黑葉蟬，5 月發生率高達 100%，6 月下降為 55%，其次為六龜中庄的芒果綠葉蟬 *Idioscopus clypealis* 發生率 50%，6 月下降為 20%。

(三)六龜地區臺灣山茶植食性昆蟲的危害程度變化，如圖 4，危害程度最高的為黑葉蟬，在鳳岡苗圃 5 月 0.9，6 月下降為 0.55，因為其發生率在 5 月 100%，對

單株的危害程度達 2 級；其次為鳳崗苗圃的小象鼻蟲 5 月 0.75，6 月沒發現，牠取食嫩芽部分；六龜中庄的芒果綠葉蟬，數量也相當多，5 月 0.5，6 月下降為 0.2。必較特殊、需要關注的是六龜中庄的咖啡木蠹蛾，牠蛀食臺灣山茶的主幹，雖然平均分數才 0.3，但是單株為害為 4 級，會造成臺灣山茶枯死。

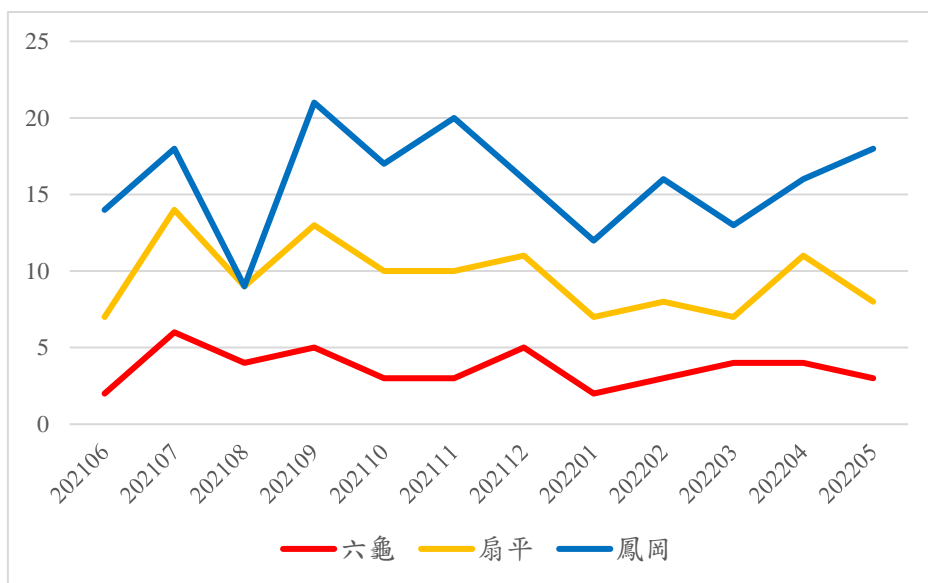


圖3. 臺灣山茶植食性昆蟲發生率變化圖

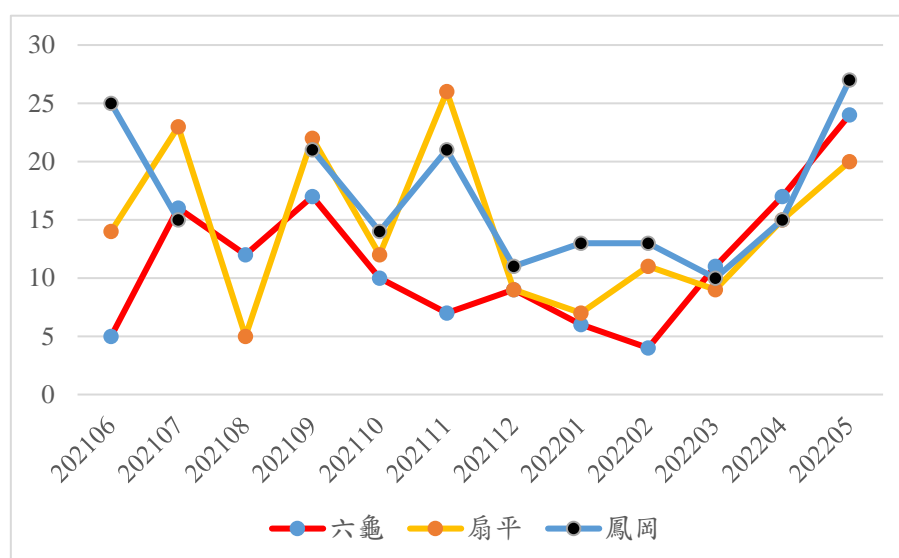


圖4. 臺灣山茶植食性昆蟲的危害程度變化

結論

對於臺灣山茶產茶葉的品質、產量影響最直接、最大的植食性昆蟲便是取食嫩葉的，例如：月桔蚜、小象鼻蟲、茶姬捲葉蛾，咖啡木蠹蛾，牠蛀食主幹，會造成臺灣山茶枯死；以上為臺灣山茶植食性昆蟲中可視為害蟲的種類。但是隨著氣候變遷、物種變化，因此持續調查、監測臺灣山茶的植食性昆蟲，隨時依據其不同的發生率、危害程度，才能制定和運用不同的防治時機和防治方法，作為綜合管理的依據和參考，對未來林下經濟臺灣山茶的推動才有實際的助益。

(參考文獻請逕洽作者)

1.3 公頃大型圍籬對梅花鹿的阻絕效果及其對森林樹苗群落的影響

葉定宏^{1)*}、郭耀綸²⁾、陳巧瑋³⁾、江嘉祥³⁾

¹⁾林業試驗所太麻里研究中心。臺東縣太麻里鄉大王村橋頭 6 號。

²⁾國立屏東科技大學森林系。屏東縣內埔鄉學府路 1 號。

³⁾林業試驗所恆春研究中心。屏東縣恆春鎮墾丁里公園路 203 號。

*通訊作者，E-mail: yehdh@tfri.gov.tw。

前言

臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)(簡稱梅花鹿)為臺灣特有亞種，於 1969 年野外滅絕(McCullough 1974)。1994 年人為復育野放後族群數量持續增長，已對墾丁高位珊瑚礁森林的植群造成危害(Wang *et al.* 2015, Pei 2017, Yeh *et al.* 2021)。鹿科動物對取食植物的種類有不同的取食偏好(browsing preference)，在鹿隻密度高的地區，族群整體的取食行為會降低偏好物種的更新機會，而不受鹿隻喜好或較耐鹿隻啃食的物種，受益於競爭壓力減少反而成為優勢物種，造成地被層植物之組成明顯改變(Augustine and McNaughton 1998, Nugent *et al.* 2001, Wright 2002, Kuijper *et al.* 2010, Russell *et al.* 2017)。前人研究也顯示墾丁地區的梅花鹿會廣泛取食木本與草本植物，且對不同植物種類的取食具差異性的偏好(Hu and Wang 1994, Wang *et al.* 1998, Chen *et al.* 2009, Yeh *et al.* 2021)。此外，梅花鹿對不同樹種的取食偏好，與墾丁森林動態樣區 2001~2013 年期間，胸高直徑 1~2 cm 稚樹族群量的減少率具顯著正相關，梅花鹿偏好取食的幾種樹種，其稚樹族群減少率顯著較大(Wang *et al.* 2015, Yeh *et al.* 2021)。設置圍籬可保護特定植物種類不受有蹄類(ungulates)動物危害，且設置圍籬排除有蹄類動物取食、磨角及活動過程產生的踐踏，也可以清楚對照出未受保護之植群持續遭受危害所產生的動態變化。

墾丁高位珊瑚礁森林早期曾設置小型圍籬觀察梅花鹿取食對樹苗的影響，1 年期的調查結果發現圍籬內、外苗木的死亡率差異不大，但此區域的絕對優勢種黃心柿(*Diospyros maritima*)苗木，在圍籬外遭取食的數量最多(Wu 2007)。Lu (2018)也曾設置 15 組 6 × 6 m² 圍籬小區排除梅花鹿啃食，於 3 年期間發現圍籬小區內的植物種類、新增株數及物種多樣性(species diversity)都高於圍籬外對照區，且圍籬小區新增的苗木數量是對照區的 2.5 倍。Yeh *et al.* (2022)比較 890 m² 圍籬設置 2 年後，圍籬樣區內大、中、新生三種類別幼苗的物種數及株數都提高，對照樣區大、中苗的物種數及株數都下降，只有新生苗增加。對照樣區內梅花鹿較偏好取食的大苗及中苗，數量減少的程度會高於不好取食之樹種，但在圍籬樣區，不論屬於何種取食

偏好類別，苗木的數量都增加。

本研究於 2019 年 12 月在墾丁高位珊瑚礁森林，設置面積約 1.3 ha 的大型圍籬，用以保護重要的森林生態系，於圍籬內外各自設置幼苗樣區，以監測不同形體樹苗之組成種類及植株數量的動態變化。本研究探討下列 3 個問題：(1)設置圍籬阻絕梅花鹿啃食後，圍籬樣區內不同形體大小的樹苗，於兩年期間的物種數、株數及物種多樣性之提高程度，是否都會顯著高於圍籬外對照樣區？(2)無圍籬保護的對照樣區，梅花鹿的取食偏好是否影響不同偏好等級樹苗的株數變動程度？梅花鹿較偏好取食之等級，樹苗株數減少的程度，是否都會高於梅花鹿較不好取食等級之樹苗？(3)無圍籬保護的對照樣區內，梅花鹿不偏好取食等級的樹苗，植株數量是否能受益於種間競爭壓力減少而使其數量增加？

材料與方法

一、圍籬設置及動物活動監測

於 2019 年設置面積 1.3 ha 之圍籬，材料採用鍍鋅圓管及尼龍網，高度 2.5 m，圍籬網片的下緣朝外摺出 50 cm 下擺，側面觀之呈 L 型，防止動物從圍籬下緣鑽入圍籬內。尼龍網圍籬相較於金屬菱形網，較能順應高位珊瑚礁崎嶇的地形起伏，因此不受地形限制，施工較容易也能圍出較大的面積。圍籬長軸呈南北向，長度約 200 m，短軸寬約 70 m (圖 1)。為使每一條調查帶都包含平坦谷地與隆起礁岩地形，圍籬內取適當距離設置 6 條 5 m 寬、平行於短軸的幼苗調查帶，圍籬外也以相同方式設置 3 條 5 m 寬的幼苗調查帶。圍籬內、外合計之幼苗調查面積各為 1,175 m² 及 775 m²。於圍籬內、外各架設 1 部自動相機監測梅花鹿活動情形，以月份為單位計算出現頻率 (Occurrence index)，計算方式 (裴家騏和姜博仁，2004) 如下：

梅花鹿在該拍攝點的有效照片數 / 該拍攝點的相機總工作時數 × 1,000 hr

二、幼苗植群變化監測

於 2020 年 4 月首次調查圍籬樣區及對照樣區內胸徑 (DBH) < 1 cm 樹苗的群落組成。因為不同物種的樹苗其單葉面積大小差異很大，吸引梅花鹿啃食利用的效應不同，且不同物種新生苗萌發的季節及出現的數量差異也很大，加上此處新生幼苗存續時間多不超過 6 個月 (Lin *et al.* 2017)，故依據 Yeh *et al.* (2022) 調查方法，依植株形體大小及發育程度，將樹苗細分為大苗、中苗、新生苗三類形體。植株高度 ≥ 10 cm 者即視為大苗，繫上塑膠牌標記編號、標定位置並量測植株高度。部分樹種例如大葉山欖 (*Palaquium formosanum*)，因種子較為大型，種子萌發後新生幼苗高度常即 ≥ 10 cm，展葉後即視為中苗，若後續長出的葉片長度 ≥ 15 cm 才將其判定為

大苗。調查時植株高度<10 cm 者視為中苗或新生苗。若植株高度<10 cm，但本葉已明顯成長，或莖部已明顯木質化，則判定為中苗；若植株處於大量發生階段、莖部尚未木質化、僅有子葉，或已出現本葉但仍為幼嫩狀態，則視為新生苗。於 2020 年 12 月、2021 年 5 月、2022 年 2 月，分別進行第 2、3、4 次調查，記錄原本植株之存活狀態及高度，也記錄新增之天然更新苗種類及數量。

本研究也計算圍籬內、外兩樣區之三種形體類別樹苗，於 4 次調查時的香農-威納多樣性指數(Shannon-Wiener index, H')，公式如下：

$$H' = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N}\right) \ln\left(\frac{n_i}{N}\right)$$

公式中 n_i 為第 i 種之株數， N 為全部株數， s 為物種數。

結果與討論

一、圍籬阻絕成效

除了 2020 年 7、8 月及 2021 年 7 月發生梅花鹿入侵事件，近 2 年的監測過程中，圍籬內幾乎沒有梅花鹿出現。若梅花鹿入侵，現場可觀察到大苗的頂梢嫩枝、葉片或是樹幹基部的萌蘖被取食。發現鹿隻進入圍籬後皆快速排除，因此圍籬內外梅花鹿出現頻率有明顯的差異，可確認圍籬有明確的阻絕效果，代表圍籬外樣區的苗木遭受到較大的梅花鹿取食壓力(圖 2)。

二、樹苗更新在圍籬內外的差異

比較第 1 次(Apr. 2020)及第 4 次(Feb. 2022)調查時，三種形體類別苗木物種豐度(物種數)的改變，發現圍籬樣區之大苗、中苗的物種豐度分別由 31 及 23 種增加 6 及 7 種，新生苗維持 25 種；相反的，對照樣區之大苗、中苗及新生苗分別由 34、23 及 24 種減少 2、7 及 7 種(圖 3a)。首末兩次調查期間的株數變化方面，大苗、中苗及新生苗合計總數由 1,895 株增加到 2,273 株，提高 20%，對照樣區則由 2,518 株減少到 2,041 株，減少 19%。三類形體的苗木，在圍籬樣區的數量均增加，而在對照樣區均減少(圖 3b)。大苗在圍籬樣區增加 77 株，在對照樣區減少 192 株；圍籬樣區中苗則由 318 株增至 550 株，而對照樣區卻由 567 株減至 342 株；若不計為數眾多但體型較小的臺灣樂樹嫩苗，則兩次調查期間圍籬樣區增加新生苗 69 株，對照樣區則減少 60 株數(圖 3b)。

圍籬樣區內大苗有 20 樹種株數增加，增加較多者為番仔林投(*Dracaena angustifolia*)59 株、臺灣梭羅樹(*Reevesia formosana*)13 株、山柚(*Champereia manillana*)10 株、大葉山欖 10 株、石朴(*Celtis formosana*)及稜果榕(*Ficus septica*)各 6 株；大苗株數減少較多者為紅柴(*Aglaia formosana*)36 株，其餘 8 樹種減少的株數均

少於 5 株。對照樣區僅 7 樹種大苗株數增加，增加較多者為裏白巴豆(*Croton cascarilloides*)、山柚及菲律賓饅頭果(*Glochidion philippicum*)，但增加株數均少於 3 株；對照樣區大苗株數減少的樹種有 18 種，減少 10 株以上者包括山刈葉(*Melicope semecarpifolia*)79 株，紅柴 60 株、樹杞(*Ardisia sieboldii*)19 株、相思樹(*Acacia confusa*)11 株。

物種多樣性變化方面，圍籬內、外大苗的香農-威納多樣性指數(H')差距逐漸擴大。圍籬樣區大苗 H' 由 1.95 持續增加到 2.30；相反的，對照樣區則由 2.00 持續下降至 1.94 (圖 4a)。中苗及新生苗的 H' 數值變化趨勢如同大苗，在圍籬樣區增加，在對照樣區則下降，且中苗及新生苗 H' 數值在兩樣區的差距幅度比大苗更明顯(圖 4b、c)。上述結果可回答本研究第(1)個問題，亦即有圍籬保護後樣區內樹苗植群的物種數、株數及物種多樣性提高程度均大於對照樣區。

三、梅花鹿取食偏好對樹苗數量變化的影響

依據 Yeh *et al.* (2021)報導的梅花鹿對不同樹種枝葉食性試驗之平均啃食率，將各樹種區分為高度偏好(平均啃食率>70%)、中度偏好及不偏好(平均啃食率<20%)三等級。依照三等級取食偏好及三類苗木形體，可將苗木分成 9 種類別，分別比較各類別苗木在兩樣區植株數量增減的狀況。結果發現圍籬樣區除了梅花鹿較不好取食之大苗，以及中度偏好之新生苗，植株數量分別減少 24、35 株之外，其餘 7 類別的樹苗於首、末兩次調查期間的植株數量均增加。相反的，在對照樣區只有高度偏好之樹種的大苗及新生苗數量微幅增加 1 及 5 株，其餘 7 類別樹苗植株數量均減少(圖 5a)。上述結果也可清楚呈現圍籬的保護效果，在無圍籬保護的情況下對照樣區各等級取食偏好的樹苗普遍都減少。

從株數變動比例來看，梅花鹿中度及高度偏好取食的大苗，在圍籬樣區數量分別增加 23、113%，而中苗數量分別增加 177、189%；梅花鹿不偏好取食的大苗數量減少 4%，而中苗數量僅增加 39%。上述結果可能代表圍籬設置後，易受梅花鹿取食的樹種受到的保護效應較大，所以增加的比例較大；相對的，不偏好取食的樹種原本受到負面效應僅來自鹿隻踐踏，受益於圍籬保護效應較少，故數量增加幅度較小(圖 5b)。新生苗方面，可能因調查時幼苗剛萌芽但尚未被梅花鹿取食、壽命較短或季節性大量出現又消失，因此無法歸納設置圍籬對三類取食偏好新生苗的株數變動比例之影響(圖 5b)。比較對照樣區三等級取食偏好樹苗的減少程度，梅花鹿中度及高度偏好取食的大苗分別是減少 55%及增加 12%，不偏好取食的大苗減少 10%；中度及高度偏好取食的中苗分別減少 48、67%，不偏好取食的中苗減少 37%(圖 5b)。上述結果可回答本研究第(2)個問題，梅花鹿較偏好取食等級之樹苗，

其株數減少的程度，大致上會高於梅花鹿較不好取食之樹種，顯示梅花鹿的取食偏好持續影響對照樣區不同偏好等級樹苗的株數變動程度。值得注意的是，有關本研究的第(3)個問題，發現對照樣區不偏好取食等級的大苗及中苗，其株數均為減少，而不是因種間競爭壓力減少而令其植株數量增加。此結果可能顯示局部範圍內梅花鹿的活動頻率已經高到一定程度，使得鹿隻活動帶來的踐踏效應如同壓垮駱駝的最後一根稻草，樹苗即使能夠在取食壓力下倖存，仍會受到鹿隻活動踐踏帶來的衝擊，因此不偏好取食等級的樹苗也會受到負面影響。

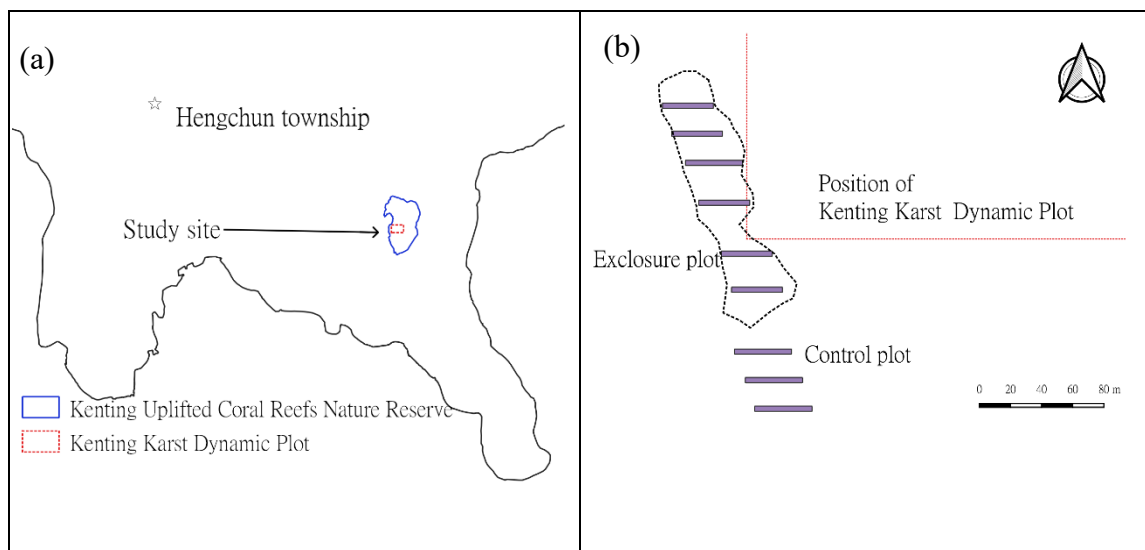


圖 1. 研究地點(a)、圍籬區及對照區的調查樣帶配置(b)

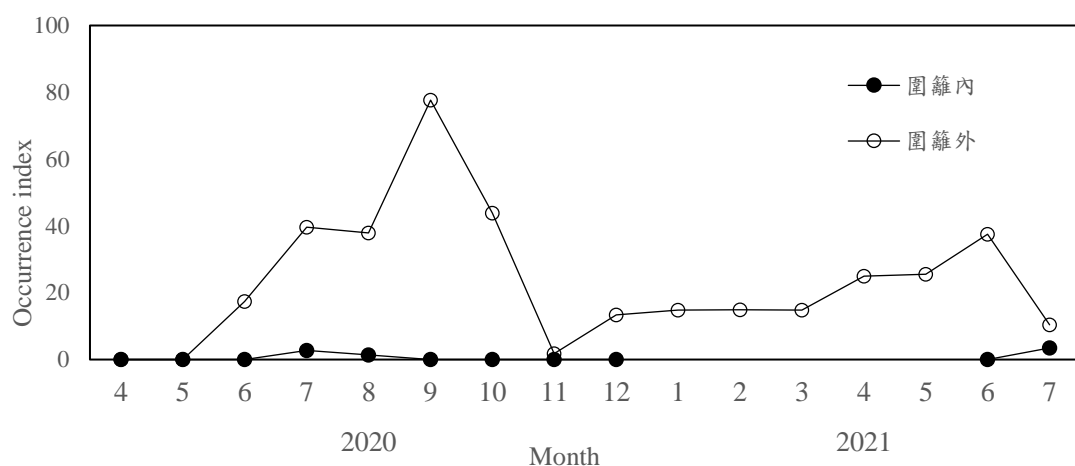


圖 2. 圍籬內、外以自動相機拍攝梅花鹿逐月出現頻度

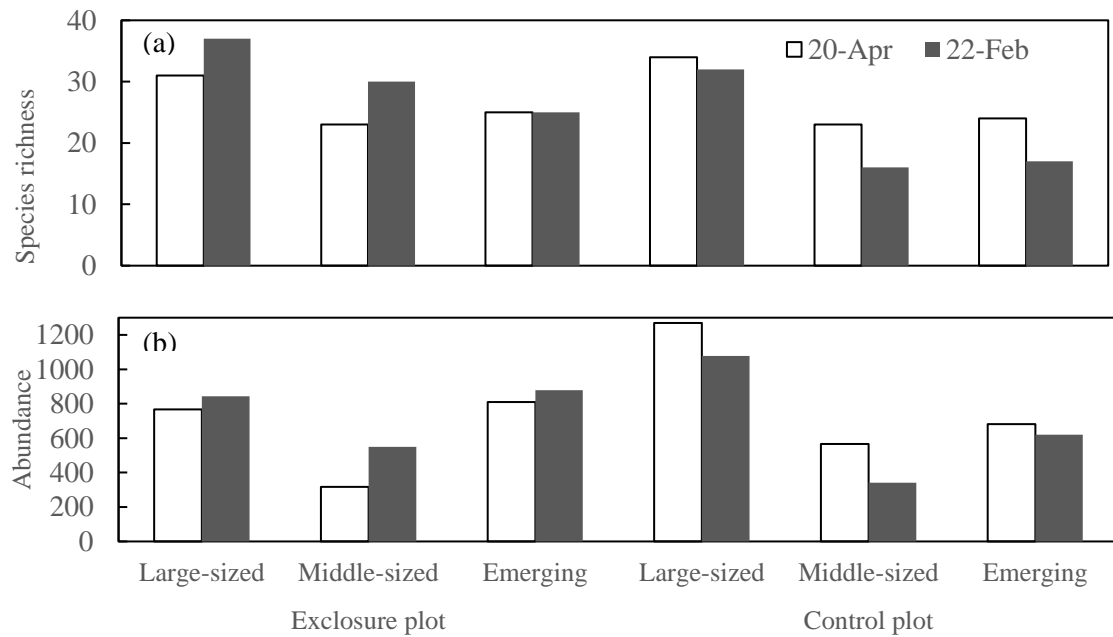


圖 3. 大苗、中苗及新生苗在圍籬樣區及對照樣區於首次(2020 年 4 月)及末次(2022 年 2 月)調查的物種豐度(a)及植株數量(b)

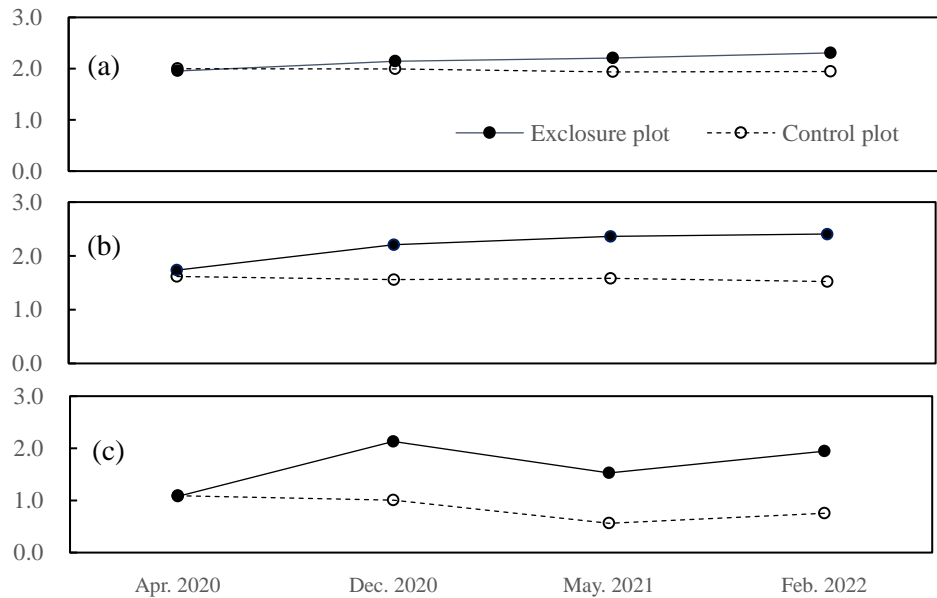


圖 4. 圍籬樣區(—●—)及對照樣區(---○---)內大苗(a)、中苗(b)及新生苗(c)的香農-威納多樣性指數(Shannon-Wiener index)於 4 次調查的變動情形

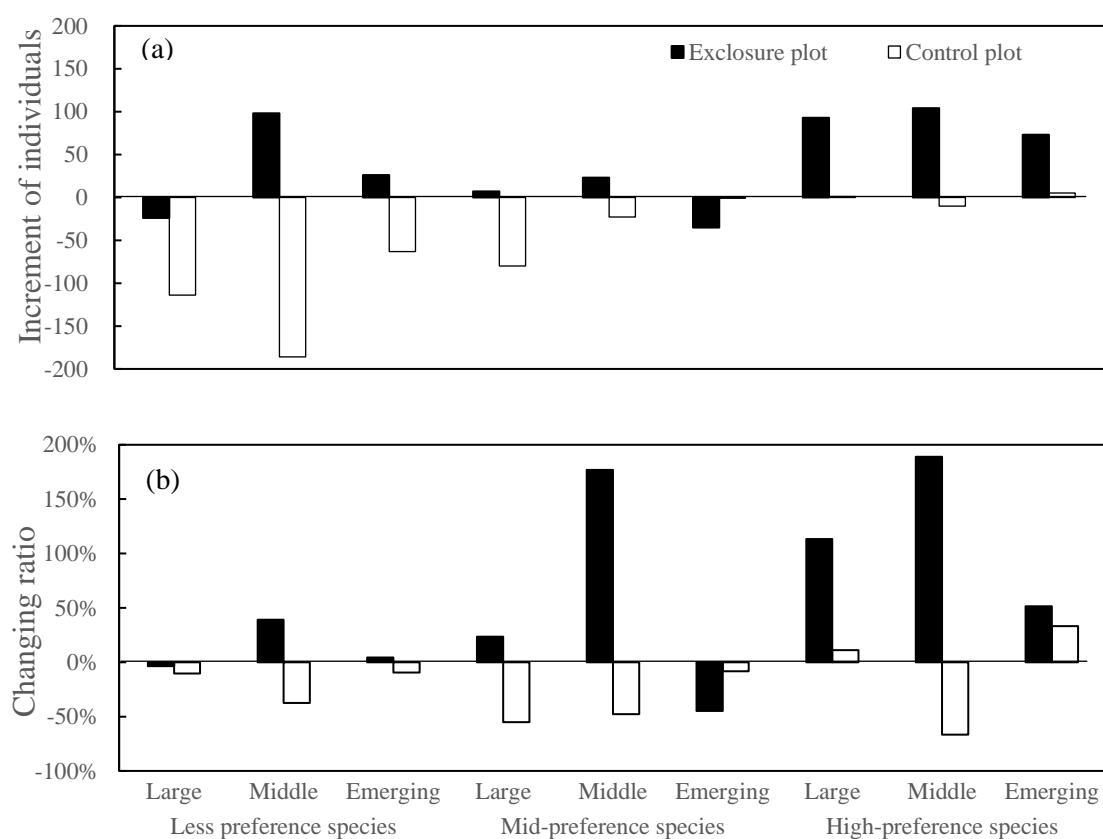


圖 5. 不偏好、中度偏好及高度偏好三等級取食偏好之大、中及新生苗三形體類別苗木於圍籬內外的株數變動比例(a) 及株數變動情形(b)

(參考文獻請逕洽作者)

森林環境內不同材質圍籬防治梅花鹿之效益評估

陳巧瑋^{1)*}、洪聖峰¹⁾、葉定宏¹⁾、楊慶雲¹⁾、林照松¹⁾

¹⁾林業試驗所恆春研究中心。屏東縣恆春鎮墾丁里公園路 203 號。

*通訊作者，Email: sabrina@tfri.gov.tw。

前言

臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)自 1994 年野放於恆春半島地區後，至今在無天敵的環境下已建立穩定成長的族群，2021 年梅花鹿在恆春半島的族群總數估計已達 2,000 隻以上，以墾丁高位珊瑚礁自然保留區(以下簡稱保留區)及相鄰的社頂區域之族群密度最高，歷年調查該區域鹿群的最高密度為每平方公里 106 隻，即使旱季也達每平方公里 49 隻，遠超過國外所評估其它鹿科動物分布地區最適合每平方公里 20 隻的族群密度上限(裴家騏等，2017；裴家騏等，2021；deCalesta and Stout, 1997；Tremblay *et al.*, 2007；Warren, 2013)。密度過高的鹿隻在恆春地區造成農作生產、交通安全及森林生態的負面影響，鹿隻的啃食、磨角及踐踏行為會使林下苗木死亡、地被覆蓋度下降，進而讓其他動物的棲息環境消失、森林生態系逐漸崩壞(陳順其、王穎，1999；王穎等，2009；伍淑惠等，2014；裴家騏、梁又仁，2015；裴家騏等，2017)。梅花鹿對恆春半島森林生態系的負面影響，以保留區最為嚴重，因其鄰近鹿隻最初野放地點，又為半天然林狀態，鮮少人為活動，面對周遭人為干擾的壓力，長期下來使得保留區已成為鹿隻避難所，甚至曾於 2020 年出現鹿隻大面積啃食樹皮並造成環剝的情形，此即為鹿隻族群量已達環境承載量的警訊(陳順其及王穎，2000；陳巧瑋等，2021)。

國外在避免鹿隻啃食植栽的防治策略上，已發展出噴灑忌避物質於植物葉片、使用高頻音波驅離鹿隻、電圍籬及物理性隔絕圍籬等方式。臺灣參考國外做法並評估後發現，氣候高溫多雨的恆春半島不適合使用忌避劑，並且音波驅鹿器在大範圍驅鹿的效果有限，因此目前係以圍籬為主要防阻鹿隻危害植物的手段(葉定宏等，2021；Mayle, 1999；Oregon State University, 2002；The Humane Society of the United States, 2018)。由於臺灣暫時無法以狩獵解決鹿隻影響森林生態之問題，因此設置圍籬在短中期內是不可或缺的植物保護措施；而目前恆春半島的鹿群多以鬱閉的森林環境為棲息地，與國外一般多在家戶庭園或農地周邊施作圍籬的情況較為不同，故有必要評估最適合施作於森林環境的圍籬材質，以發展出因地制宜的鹿隻防阻設施。因此，本研究針對保留區近年所設置不同材質的圍籬，分別就施作成本、維護成本及鹿隻防治成效上進行效益比較，以評估最適合森林環境的鹿隻防治圍籬材料，將來可大面積施作，以永續保護植物免受鹿隻的危害。

材料與方法

本研究進行效益評估的梅花鹿防治圍籬皆位於保留區內，以下分成圍籬施作場域、圍籬材質及規格與效益評估項目作分述：

一、圍籬施作場域

本研究進行效益評估的梅花鹿防治圍籬設置於墾丁高位珊瑚礁自然保留區內，位於東經 120°48'，北緯 20°58'，行政區域屬屏東縣恆春鎮，面積共 137.625 ha，海拔 150-320 m。地質及地形為珊瑚礁石灰岩臺地，氣候屬高溫多雨的潮濕季風林，由於特殊的地理條件及氣候環境，造就了獨特的高位珊瑚礁森林生態系，生物多樣性豐富。然而，種類繁多的植物如今成為梅花鹿大量食物來源，而高低起伏劇烈的地形則使機械及怪手施作工程受限，保留區內的圍籬必須以人力搬運及施工，在此條件下，森林環境內的圍籬從設置到維護皆有一定的難度。

二、圍籬材質及規格

近年相關單位為防治梅花鹿對保留區森林生態的破壞，設置各種材質及範圍不盡相同的圍籬，施作年份自 2018 年至 2020 年，立柱皆使用鍍鋅圓管，而網面材質則有金屬菱形網、尼龍網及電圍網。如表 1 所示，保留區於 2018 年設置的金屬菱形網圍籬面積有 0.09 ha、總週長為 210 m；2019 年設置的尼龍網圍籬面積為 1.3 ha、總週長 550 m；2020 年設置的尼龍網面積為 8.1 ha、總週長 1,180 m；及同年設置的電圍網圍籬面積 625 m²、總週長 100 m，各圍籬的位置皆位於保留區中西側(圖 1)。在圍籬規格上，僅金屬菱形網高度為 2.3 m，其餘材質圍籬皆為 2.5 m；網目則為 10*10 cm，而電圍網無網目，由 6 條平行電線組成，自地面至高度 1.5 m 處之間共有 5 條電線，電線彼此距離間隔 25~38 cm 不等，第 6 條電線則設於離地高度 2.5 m 處。

三、效益評估項目

本研究在評估圍籬防治鹿隻效益上，針對於森林環境內設置的三種不同材質圍籬(金屬菱形網、尼龍網及電圍網)，分別以施作成本、維護成本及鹿隻防治成效等三面向作為防治效益的評估項目。

施作成本即為圍籬工程之總費用，包含材料、搬運、施工等成本，因保留區地處偏遠又僅能以徒步到達，故在工程施作上，人力部分的花費會較一般非森林環境之工程要來得高。維護成本為圍籬設置後所需耗費的巡視、障礙物排除與圍籬修補之頻率及耗工；因屬於戶外森林環境的保留區面積廣大、野生動物多，圍籬可能會

受山豬衝撞、鹿隻啃咬、猴子拉扯等動物的破壞，以及逢雨季、颱風汛期及落山風季節時，時有造成樹倒進而壓壞圍籬等狀況，故需定期派員巡視以緊急修補圍籬，避免產生梅花鹿有機可趁的破口。而鹿隻防治成效則係透過長時間的自動相機拍攝，觀察紀錄鹿隻闖入圍籬事件的次數。

表 1. 墾丁高位珊瑚礁自然保留區已設置圍籬資料

施作 年份	圍籬 材質	面積 (ha)	圍籬總 週長(m)	圍籬 規格	經費 (元)	每公尺 經費(元)
2018	金屬 菱形網	0.09	210	高度 2.3 m、 網目 10*10 cm	24 萬 6,750	1,175
2019	尼龍網	1.3	550	高度 2.5 m、 網目 10*10 cm	84 萬 7,500	1,541
2020	尼龍網	8.1	1,180	高度 2.5 m、 網目 10*10 cm	1,55 萬 9,000	1,321
2020	電圍網	0.0625	100	高度 2.5 m、 共 6 條電線	9 萬 8,490	985

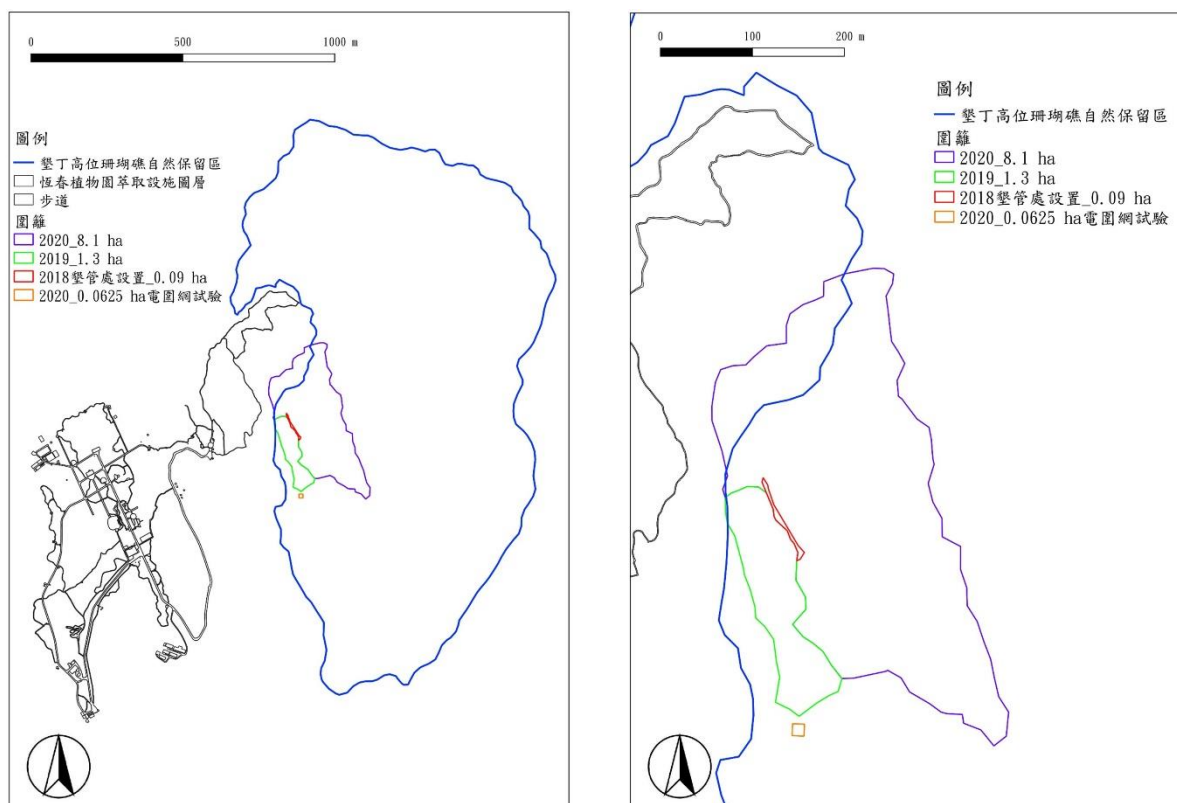


圖 1. 墾丁高位珊瑚礁自然保留區已設置圍籬位置圖

結果與討論

本研究針對設置於森林環境場域的三種不同材質圍籬，來進行其防治梅花鹿危害的效益評估，以下分別就金屬菱形網(圖 2a)、尼龍網(圖 2b、圖 2c)及電圍網(圖 2d)在施作成本、維護成本及鹿隻防治成效上進行比較。

一、金屬菱形網圍籬

金屬菱形網圍籬係保留區內第一個為防治鹿隻危害而設置的圍籬形式，由墾丁國家公園管理處於 2018 年施作，圍籬面積 0.09 ha，週長共 210 m，平均每公尺需花費 1,175 元施作(表 1)。在維護方面上，由於金屬較其他材質要來得堅固且較耐日曬雨淋，故自設置以來近乎沒有損壞，無太多耗費修繕成本、較易維護，此可謂使用金屬菱形網圍籬之優點，因此在鹿隻防治成效佳，尚無任何鹿隻侵入的紀錄。過去僅唯一一次發生山豬闖入事件，因山豬具有翻土覓食習性，曾將金屬菱形網下方翻拱出漏洞，所幸當時及時發現並即刻補強，才避免梅花鹿有順勢透過破口侵入圍籬的可能，現因該圍籬已被後續所施作的尼龍網圍籬包圍，在雙重屏障下，鹿隻難以侵入。然而，因金屬菱形網圍籬之缺點為重量重、施工不易，且無法完美貼合保留區高低起伏大且多處有隆起樹根的地形，故設置地點須盡量選擇較為平坦之地。再者，將來若又遇山豬翻拱圍籬使其變形而產生漏洞的情況時，將成為防治鹿隻的巨大致命傷。

二、尼龍網圍籬

有鑑於金屬菱形網在適應地形及防治動物上仍有不足之處，因此林業試驗所恆春研究中心(以下簡稱林試所)於 2019 年設置面積 1.3 ha、週長 550 m 的尼龍網圍籬，圍籬下方尼龍網再向外圍延伸 50 cm 緊鄰地面，不僅能貼合地形，面對山豬翻拱及梅花鹿鑽入更有雙重防護之效。隔(2020)年林試所及林務局再次設置尼龍網圍籬，面積 8.1 ha、週長 1,180 m，合計兩年尼龍網圍籬工程的施作費用後，平均每公尺需 1,431 元，施作成本較其他材質圍籬高，可能係因該工程使用的大面積尼龍網之規格非市面上常用商品，小量特別訂製無法達到規模經濟，廠商也較無意願調整機臺生產。尼龍網圍籬施作後，林試所每週派員巡視一次，2020 年無相關修繕成本及鹿隻進入事件。

然而，自 2021 年開始，保留區周遭出現野狗，導致零星鹿隻在野狗的追逐下跳躍進入圍籬內；甚至發生因圍籬外食源不足，而有鹿隻以白齒咬破尼龍網侵入圍籬內覓食的狀況。自尼龍網圍籬設置至今(2022 年)近 3 年，共發生 4 次鹿隻跳躍進入圍籬，以及 3 次咬破尼龍網侵入之事件，後續皆耗費龐大人力成本進行鹿隻驅

趕工作，近 2 年累計可量化的驅趕鹿隻費用約為 50 萬元，其餘為林試所同仁自行進行巡視及圍籬修補的成本。整體而言，尼龍網圍籬在森林環境裡對鹿隻的防治有一定成效，惟一旦有鹿隻侵入，便須執行極為繁瑣的鹿隻的驅趕工作，因圍籬範圍大又僅能以人力進行驅趕，故花費較多成本在特殊事件處理及後續的維護。

三、電圍網圍籬

電圍網在國外已普遍用來作為防治山豬、鹿、熊或其他小型哺乳類動物的用途，近年林務局亦積極推廣電圍網的應用，多用於果園、農地進行臺灣獼猴之防治，成效卓越，但在臺灣並沒有於森林環境使用的前例。電圍網優點為材料較簡易及輕便，僅有電牧器的單價較高，平均每公尺施作成本為 985 元。林試所為嘗試各種可有效防阻梅花鹿之方式，於 2020 年設置面積 0.0625 ha、週長 100 m 的電圍網圍籬，因屬試驗性質，故設置面積較小，且為維持電線之水平，須設置於地形相對平坦之處。

施作後的維護亦為每週巡視一次，然由於保留區上層樹冠鬱閉，再加上落山風、颱風及猴群折落枝條、藤蔓生長等因素，使得腐朽枯枝掉落頻繁，當有掉落的障礙物或藤蔓卡在電線上並接地時，電量就會持續耗損，當電瓶完全放電後便無法維持通電，使得圍籬形同虛設。除了頻繁地清除圍籬周圍的障礙物外，尚有 26 次電瓶完全放電、5 次電線斷掉以及 2 次大樹幹掉落影響電線等狀況，雖然沒有可量化的處理緊急狀況之相關僱工費用，但是電圍網在維護方面的龐大成本卻無形地反應在巡視人員及管理人員所耗費的時間上。

維護不易的電圍網在無通電狀態時便無法有效防阻梅花鹿，自架設的第二個月便有零星鹿隻穿越圍籬，在調整電線間距至 25-38 cm 後，最長可維持四個月無梅花鹿進入的狀態。然而，時間一久，鹿隻又開始頻繁進入圍籬，推測是因鹿隻皮毛有一定的絕緣效果，且電擊的短暫疼痛不足以阻擋牠受到圍籬內食物巨大誘惑之緣故。此外，鹿隻在穿越電圍網時也常因鈎到而扯斷電線，造成電線短路及電池放電，因此電圍網無法長期有效地嚇阻鹿隻，在設置期間共發生 30 次鹿隻侵入的事件，最終因防治效果不彰及龐大維護成本的考量，於架設 15 個月後拆除。

在施作成本上，雖然電圍網成本最低，但其在維護方面的成本過高，且無法長期有效地防阻鹿隻進入，故不適合設置於上層樹冠鬱閉的森林環境或地形起伏過大之地區。在維護成本上，則以材質較堅固的金屬菱形網最節省維護成本，其次為尼龍網。而鹿隻防治成效的部分，在地形較為平坦以及沒有其他動物(如山豬)的干擾下，係以金屬菱形網最佳；但若考量到森林環境之適應性，金屬菱形網有著兩個不確定因子：(1)山豬可能成為梅花鹿入侵圍籬的開路先鋒，(2)且金屬菱形網圍籬難

以適應起伏較大的地形或樹根盤錯隆起的環境。因此，在森林環境中，以採用較能容許地形起伏的尼龍網，在鹿隻防治成效上會較金屬網要來得好，並且，即使尼龍網有被鹿隻以白齒咬破的疑慮，建議將網目縮小至 5*5 cm，讓鹿隻無法以口部內側白齒接觸網繩，僅能用較缺乏磨損能力的口部前端下門齒和上顎進行破壞，便可有效地防阻鹿隻磨斷網繩。



圖 2. 墾丁高位珊瑚礁自然保留區內設置之不同材質圍籬 a)金屬菱形網圍籬, b)尼龍網圍籬, c)尼龍網圍籬, d)電圍網圍籬

結論

本研究針對設置於森林環境場域(保留區)的三種不同材質圍籬(金屬菱形網、尼龍網及電圍網)，從施作成本、維護成本及鹿隻防治成效等三方面探討，以進行圍籬防治梅花鹿危害之效益評估。結果顯示，圍籬施作成本最低者為電圍網，每公尺僅需 985 元，金屬菱形網略低於尼龍網，兩者每公尺施作費用依序為 1,175 元及 1,431 元；維護成本最低者為金屬菱形網，其次為尼龍網，電圍網的維護成本最為龐大；鹿隻防治成效則係以金屬菱形網略勝尼龍網，電圍網長期防治成效最差。然而，以森林為主之環境不僅需考量地形崎嶇及氣候多強風等環境因子，也應考量植

物生長及動物破壞等生物因子。由於本研究探討之金屬菱形網及電圍網圍籬是設置於較為平坦之地，故加上圍籬的環境適應性後進行綜合評估後，本研究認為最適合在森林環境用於防治鹿隻的圍籬材質是尼龍網，因其可貼合高低起伏大的地面，並適應各種地形以防止山豬拱起造成圍籬破口。雖然其缺點為鹿隻在食源缺乏情況下有以白齒咬破網子侵入圍籬的可能性，但此問題只要將網目縮小至 5*5 cm 便可解決。若縮小網目會擔心有增加視覺阻礙及浪費圍籬較高處材料的問題，本研究建議可設置複合式圍籬，例如，可在網目 10*10 cm 的尼龍網離地高度 15-120 cm 處加裝金屬菱形網，在防治鹿隻侵入圍籬上效益更佳。因此，未來倘需於森林環境內設置鹿隻防治圍籬，應以尼龍網為主、金屬菱形網為輔，以使保全植物免於梅花鹿危害的效益達到最大化。

(參考文獻請逕洽作者)

雲林縣平地造林面臨課題與未來發展之探討

蔡景株^{1)*}、洪昆源²⁾、謝亦棠¹⁾、鄧書麟¹⁾

¹⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

²⁾林業試驗所森林化學組。臺北市中正區南海路 53 號。

*通訊作者，E-mail: cybg@tfri.gov.tw。

前言

民國 91 年起政府開始推動平地造林計畫，全臺灣截至 110 年，不包含臺糖之平地造林面積共有 2,764.35 公頃(林務局 110 年報)，而僅雲林縣平地造林面積就有 1,090.62 公頃，占全臺灣平地造林 39.45%，為全臺灣平地造林最多之縣市，也是全臺灣平地造林最具發展潛力的縣市，其他較多平地造林之縣市包含：屏東縣 763.35 公頃、花蓮縣 325.4 公頃、臺東縣 235.9 公頃與臺南市 145.78 公頃。而雲林縣為何會成為全臺灣平地造林面積最多的縣市，主要原因是造林獎勵金的增加，各縣市平地造林獎勵金為每公頃 20 年 240 萬，而雲林縣為每公頃 20 年 370 萬(60 萬造林費用、180 萬休耕補助費、臺塑公司補助 130 萬)，造就現今雲林縣的平地造林數量，因此，以雲林縣平地造林經營展望為本文研究之目的。

雲林縣平地造林面臨課題

一、造林樹木管理不佳問題

根據蔡景株等 111 年調查發現，雲林縣平地造林整體樹木生長狀況，以樹木形質、種類、存活率、病蟲害問題、造林土地面積與維護管理等為評分標準，發現造林狀況極佳者約 9.8%、佳者約 30.2%、尚可者約 24.8%、不佳者約 19.6% 與極差者約 14.8%，從以上調查結果發現，約 59.2% 造林地整體樹木管理，尚有加強之處，這也是雲林縣平地造林首先面臨的課題，相關造林地現況如圖 1 所示：

二、林樹木影響鄰田農作物生長問題

依據行政院農業委員會平地造林直接給付及種苗配撥實施要點第十條、第(四)款規定：造林區與鄰近作物生產區之鄰接地帶，應設置保留行距三公尺之緩衝帶。雖然大多數平地造林均依照此規定進行造林栽種，但仍有少數平地造林未依此規定進行造林栽種，或保留帶有三公尺，但部分樹種樹型高大，因此，當造林樹木逐漸高大時，就可能遮蔽鄰田日照，造成光線不足，影響鄰田農作物生產，同時也可能造林樹木落葉，枝葉掉落鄰田中，影響其排水及農作物經營管理，如：印度紫檀、

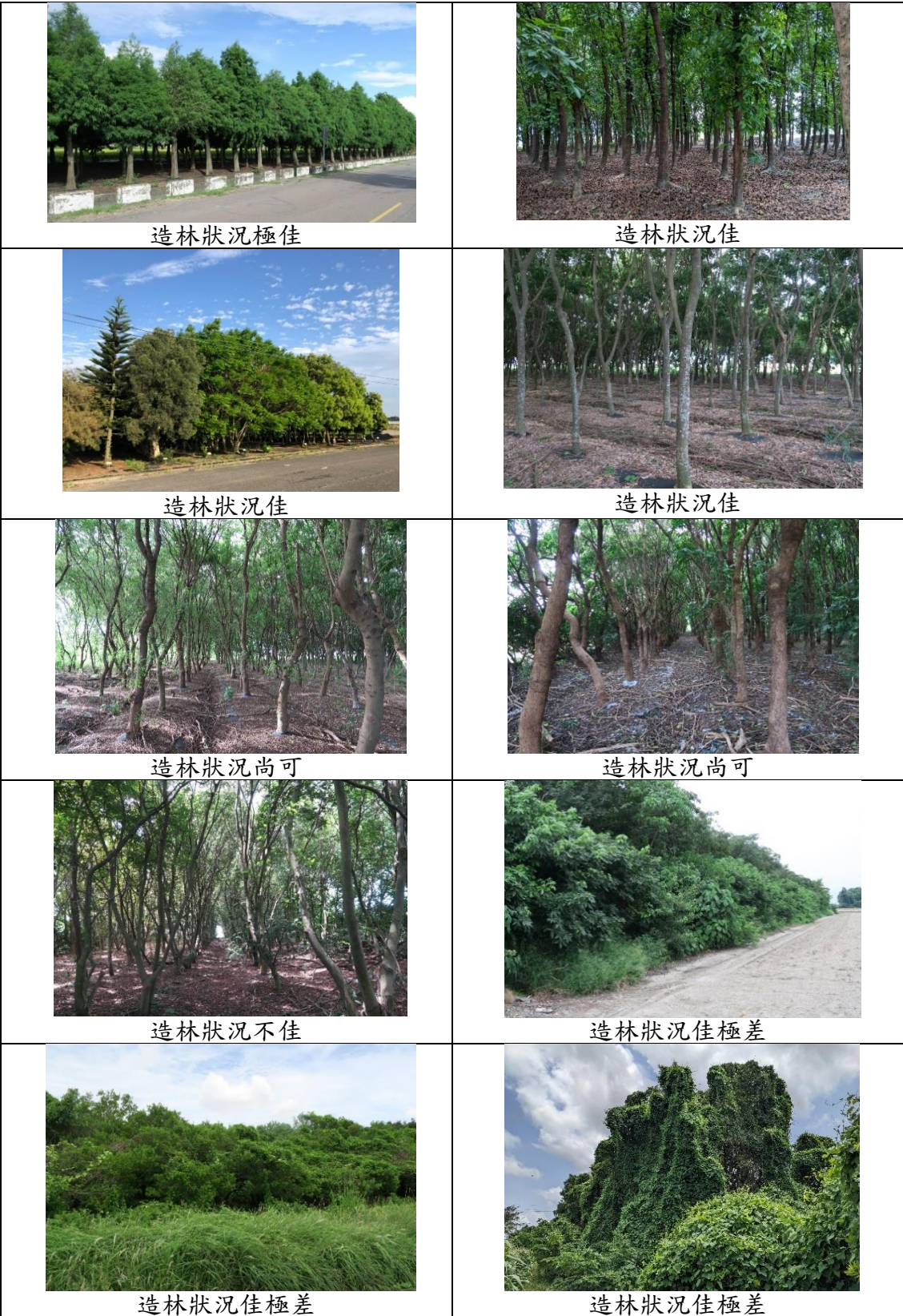


圖1. 雲林縣平地造林現況圖

大葉桃花心木、小葉桃花心木、臺灣欒樹、欖仁樹、小葉欖仁樹、落羽松、水黃皮、茄苳與無患子等樹種最為明顯；另部分造林樹木根系或枝條延伸至鄰田，影響其鄰田耕作，如：印度紫檀、大葉桃花心木、小葉桃花心木、欖仁樹與小葉欖仁樹等樹種最為明顯，因此鄰田樹種的選擇，應減低大型喬木來進行栽種。

三、造林樹木影響鄰田農作物生長問題

依據行政院農業委員會平地造林直接給付及種苗配撥實施要點第十條、第(四)款規定：造林區與鄰近作物生產區之鄰接地帶，應設置保留行距三公尺之緩衝帶。雖然大多數平地造林均依照此規定進行造林栽種，但仍有少數平地造林未依此規定進行造林栽種，或保留帶有三公尺，但部分樹種樹型高大，因此，當造林樹木逐漸高大時，就可能遮蔽鄰田日照，造成光線不足，影響鄰田農作物生產，同時也可能造林樹木落葉，枝葉掉落鄰田中，影響其排水及農作物經營管理，如：印度紫檀、大葉桃花心木、小葉桃花心木、臺灣欒樹、欖仁樹、小葉欖仁樹、落羽松、水黃皮、茄苳與無患子等樹種最為明顯；另部分造林樹木根系或枝條延伸至鄰田，影響其鄰田耕作，如：印度紫檀、大葉桃花心木、小葉桃花心木、欖仁樹與小葉欖仁樹等樹種最為明顯，因此鄰田樹種的選擇，應減低大型喬木來進行栽種。

四、造林樹木選擇不當問題

依據行政院農業委員會平地造林直接給付及種苗配撥實施要點第十七條規定，平地造林約有40種造林樹種可以選擇栽種(表1)，雲林縣西側濱海地區麥寮鄉、臺西鄉、四湖鄉、口湖鄉、東勢鄉與水林鄉等，屬於風大、乾旱、地層下陷易淹水地區(圖2)，造林條件較差之鄉鎮，造林樹木選擇甚為重要，但民眾造林初期不少選擇高經濟價值樹木栽種，未考量其土地所在位置之土壤條件與氣候條件，最終就成造林樹木大量死亡，因而需再次補植栽種，浪費人力與苗木資源，常見樹種包含：臺灣肖楠、烏心石與土肉桂，因不耐乾旱與強風，栽種後經過冬季即大量死亡，甚為可惜。

表 1. 平地造林樹種及每公頃栽植株數基準表

造林類別	造林對象	樹種	每公頃栽植株數	用途		適生地區	備註
				用材	景觀		
海岸造林	沿海地區之農	木麻黃	二,000		√	全區	
		小葉南洋杉	二,000		√	全區	
		水黃皮	二,000		√	全區	
		白千層	二,000		√	全區	地層下陷區
		黃槿	二,000		√	全區	
		大葉山欖	二,000	√	√	全區	

	牧用地	臺灣海桐	二,000		√	全區	
		欖李	二,000		√	全區	
		欖仁	二,000	√	√	全區	
		羅漢松	二,000	√	√	全區	
		蘭嶼羅漢松	二,000	√	√	全區	
		瓊崖海棠	二,000		√	全區	
		朴樹	二,000	√	√	全區	
		魯花樹	二,000		√	全區	
木材利用及景觀造林	一般地區之農牧用地	臺灣肖楠	一,五〇〇	√	√	北、中	
		臺灣檫	一,五〇〇	√		中、東	
		欖仁	一,五〇〇	√	√	全區	
		水黃皮	一,五〇〇		√	全區	
		臺灣海桐	一,五〇〇		√	全區	
		大葉山欖	一,五〇〇	√	√	全區	
		黃槿	一,五〇〇		√	全區	
		羅漢松	一,五〇〇	√	√	全區	
		蘭嶼羅漢松	一,五〇〇	√	√	全區	
		烏心石	一,五〇〇	√		北、中	
		光臘樹	一,五〇〇	√	√	南、東	
		樟樹	一,五〇〇	√	√	北、中、東	
		臺灣相思樹	一,五〇〇	√		全區	薪炭材
		青剛櫟	一,五〇〇	√	√	全區	
		小葉南洋杉	一,五〇〇		√	全區	
		茄苳	一,五〇〇		√	全區	
		印度紫檀	一,五〇〇	√	√	南、東	易遭風害
		桃花心木	一,五〇〇	√		中、南、東	易遭風害
		棟樹	一,五〇〇	√	√	全區	易有星天牛危害
		杜英	一,五〇〇	√	√	全區	
		黃連木	一,五〇〇	√		全區	
		楓香	一,五〇〇	√	√	全區	
		鐵刀木	一,五〇〇		√	中、南	易遭風害
		無患子	一,五〇〇	√	√	全區	
		山櫻花	一,五〇〇		√	北、中	
		阿勃勒	一,五〇〇		√	中、南	易遭風害
		小葉欖仁	一,五〇〇		√	全區	
		烏柏	一,五〇〇		√	全區	
		臺灣欖樹	一,五〇〇		√	全區	
		肉桂類	一,五〇〇		√	全區	包括土肉桂、山肉桂、香桂、蘭嶼肉桂等
		白千層	一,五〇〇		√	全區	
		落羽松	一,五〇〇		√	全區	適合地下水位高之地區
		毛柿	一,五〇〇	√	√	中、南	生長緩慢
		瓊崖海棠	一,五〇〇		√	全區	
		朴樹	一,五〇〇	√	√	全區	
		魯花樹	一,五〇〇		√	全區	



圖 2. 雲林縣地層下陷區域位置圖

結果與討論

雲林縣平地造林於民國 99 年前為 18.75 公頃，之後於 100 年、101 年大量推行平地造林，至今達 1,090.62 公頃，為全臺灣平地造林面積最多的縣市，其中包含：雲林縣東勢鄉(179.23 公頃)、臺西鄉(130.85 公頃)、水林鄉(126.76 公頃)與麥寮鄉(113.42 公頃)等四鄉鎮，每鄉鎮都超過 100 公頃平地造林面積(圖 3)，其平地造林密度與數量，具有一定之經濟性與未來發展性(圖 4)。而雲林縣自 100 年起平地造林已超過 10 年，統計造林數量較多的樹種包含：蘭嶼羅漢松(*Podocarpus costalis*)、白千層(*Melaleuca leucadendra*)、大葉桃花心木(*Swietenia macrophylla*)、無患子(*Sapindus mukorossii*)與印度紫檀(*Pterocarpus indicus*)等樹種(蔡景株等,2014)，這五種平地造林樹種約占雲林縣總平地造林數量 66.5%，相關數量與生長情形如表 2 所示，也是未來相關產業重點發展的目標。

雲林縣是臺灣平地造林面積最多縣市，也是平地林業發展重點地區，造林期限長達 20 年，現今推動的 1,090 公頃平地造林，全部造林獎勵金約高達 40 億 3 千萬元(包含農糧署 19.6 億、臺塑集團 14.2 億、林務局 6.5 億)，相關單位、企業將可研發出林木主產物、副產物及衍生性產品，如：木材利用(烏心石、臺灣檫、臺灣肖楠)、修剪小徑材利用(樟樹、臺灣肖楠、大葉桃花心木)、精油產品(臺灣肖楠、樟樹、白千層)、手工皂開發(無患子、白千層)、保養品研發(瓊崖海棠)、生質能源利用(烏柏)、景觀樹種發展(蘭嶼羅漢松、落羽松、樟樹、楓香、茄苳)及菇蕈材利用(相思樹、楓香、杜英)等，以規模經濟帶領雲林縣林農走向綠金產業，對雲林縣平地造林的未來，將產生相當大的經濟效益(蔡景株等,2014)。

而要達到上述效益，未來的撫育管理，就必須加強相關配套措施，包含：修

枝撫育、病蟲害防治與疏伐作業等，如此逐漸改善造林樹木品質參差不齊問題、提升木材利用或景觀樹木價值，以達到平地造林-改善生活環境品質、提高就業機會，活化農村經濟與創造綠金新產業的效益(圖 5)。

表 2. 雲林縣平地造林樹種數量表

項次	樹種名稱	栽種數量(棵)	百分比(%)	平均胸徑(公分)	標準差	備註
01	蘭嶼羅漢松	556,000	29.3	9.4~12.6	1.6	
02	白千層	351,000	18.5	22.3~31.8	4.8	
03	大葉桃花心木	130,000	6.8	17.1~22.3	2.6	
04	無患子	120,000	6.3	16.5~24.9	4.3	
05	印度紫檀	106,000	5.6	13.1~21.6	4.3	
06	水黃皮	97,000	5.1	15.9~21.8	3.0	
07	臺灣檫	88,000	4.6	14.1~21.3	3.6	
08	樟樹	75,000	3.9	14.7~21.9	3.6	
09	欖李	46,000	2.4	---	---	叢生狀
10	木麻黃	41,000	2.2	18.1~26.2	4.0	
11	其他	290,000	15.3			
	合計	1,900,000	100			

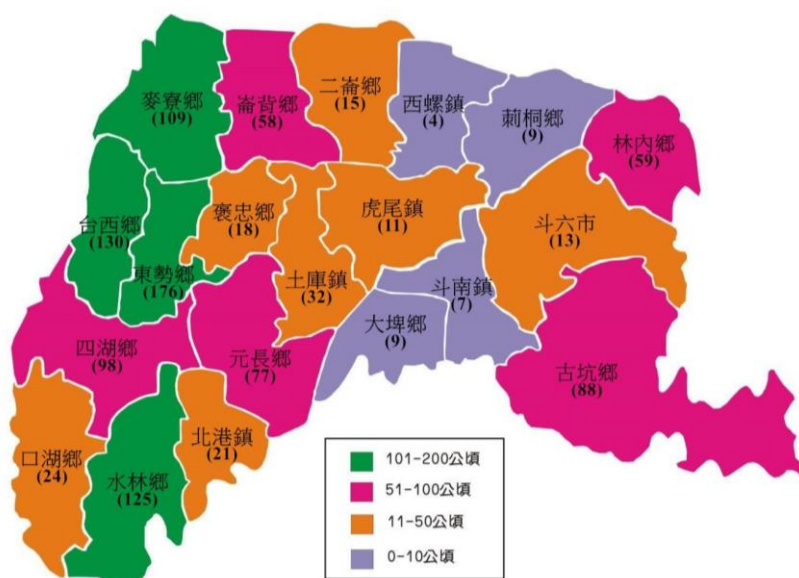


圖3. 雲林縣各鄉鎮平地造林面積數量圖

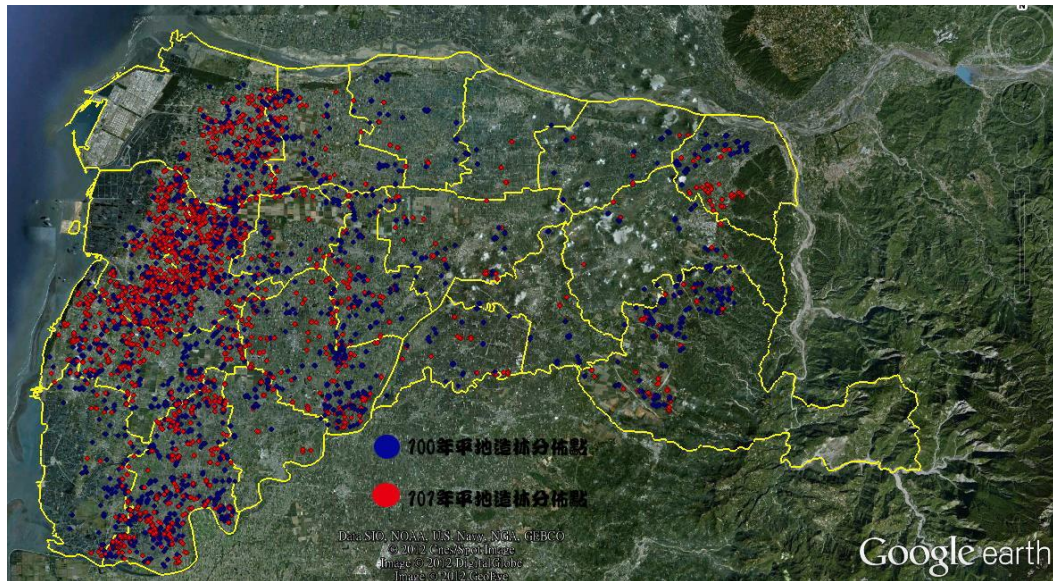


圖4. 雲林縣平地造林位置圖



圖 5. 平地造林可創造農村經濟與綠金新產業

(參考文獻請洽作者)

海報發表

臺灣原生植物種子具假種皮型態及處理之探討

鄭雨柔^{1)*}、謝亦棠¹⁾、蔡景株¹⁾、鄧書麟¹⁾

¹⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

*通訊作者，E-mail: cybg@tfri.gov.tw。

摘要

所謂假種皮是指由珠柄或胎座發展所成而將種子包圍者(劉業經等, 1994)，其功能有：包覆保護種子、散發味道、鮮豔色彩吸引動物取食協助散播種子、以特殊構造自力散播種子(Li *et al.*, 2020)。

臺灣原生植物中有些種子具有假種皮，有的假種皮型態幾乎雷同，也有一些相對多樣，在取得種子的過程中，因假種皮的不同，難易度亦有所不同。本文主要目的為檢視臺灣原生植物中種子具有假種皮者，探討其外觀型態及將假種皮去除的處理方式。從實做結果發現，種子處理方法與假種皮包覆種子的程度有關，也與假種皮本身質地(軟硬、厚薄等)相關。本文將假種皮以這兩種差異分類與處理方式做對應，作為日後處理假種皮之參考。

以假種皮包覆種子的程度進行分類，可分為：全包覆、部分包覆、附屬物型態等樣式，全包覆指假種皮將種子完全覆蓋，在去除假種皮前無法看見種子樣式，如：蘭嶼烏心石、烏心石、月桃等；部分包覆指假種皮只包覆住種子的一端或是留有空隙，在去除假種皮前可以看見種子的大致形狀與顏色，如：閉鞘薑、蘭嶼肉豆蔻等；附屬物型態多樣，有片狀、顆粒狀等，未完全覆蓋種子且與種子只有小面積或單點的連接，如：倒地鈴、蓖麻等。

以假種皮本身質地可區分為：似石膏、肉質及膜狀(楊遠波等, 1999)，似石膏的假種皮通常為白色且完全包覆住種子，剛從果實中取出時較堅硬不易變形，如：烏柏、白樹仔等；肉質的假種皮顏色有紅色到橘色及白色、部分包覆或全包覆，剛從果實種取出時較濕軟，容易搓揉變形或剝離，如：海衛矛、烏心石、蘭嶼烏心石等；膜狀的假種皮顏色通常為白色且完全包覆種子，厚度相對肉質的假種皮薄，具有纖維的延展性，可以一片片撕下，如：月桃、山月桃等(黃增泉等, 1994)。

去除假種皮的方式通常有徒手處理、泡水後處理及較難處理等樣式。徒手去除假種皮的種子通常較大，多為部分包覆的肉質假種皮或為附屬物型態，如蘭嶼肉豆蔻、海衛矛等；需泡水軟化或溶解假種皮以去除的種子通常較小，多為全覆蓋的似石膏或膜狀假種皮，如：白樹仔、月桃等；部分種子較細小，泡水後假種皮也無軟

化或溶解，暫時分類為較難處理，如：臺灣海桐、海桐等。

未來將針對種子不易去除假種皮的植物，持續嘗試不同處理，如：更換溶劑或添加溶質、研磨等方式來處理此類種子，以提升種子處理時效，並促進種子發芽或做為典藏、教育推廣使用。

海報發表

四湖海岸植物園繖楊、白千層及海欖果的 開花結實物候紀錄

李育潔^{1)*}、龔冠寧¹⁾、許洵淳¹⁾、鄧書麟¹⁾

¹⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

*通訊作者，E-mail: joy2620@tfri.gov.tw。

摘要

臺灣因易受颱風侵擾，目前臺灣海岸造林多以木麻黃為主，近年來，由於缺乏長期維護管理加上木麻黃本身欠缺天然更新能力及易早衰，須不斷進行造林更新，以維護既有的防風林林相。有鑑於此，混合造林或林下更新措施，利用木麻黃林下或空隙處栽植臺灣海岸鄉土樹種，以利改善海岸林之林分結構，則是近期在海岸林的營造上，較常採用的方式與技術。

林業試驗所中埔研究中心所管轄之四湖海岸植物園，為臺灣西部的濱海型植物園，同時亦為臺灣海岸防風林試驗研究的重鎮。於 2013 年開始針對木麻黃防風林下或空隙處所混合栽植的海岸適宜樹種中，其常綠性喬木繖楊、白千層及海欖果觀察其開花期與結實現象。調查期間自 2013 年 11 月至 2022 年 10 月計約九年時間的調查記錄，目前並持續進行調查記錄中，紀錄三樹種的開花期及結果期。繖楊、白千層及海欖果各 50 株，共計 150 株。

調查結果顯示，繖楊開花期多在夏末至冬季(6 月~12 月)，結果期則在秋末至隔年春季(8 月~4 月)；白千層開花期在夏末至冬季(6 月~隔年 1 月)，結果期則在秋至冬季(6 月~隔年 2 月)；海欖果有開花期較長的特性，其開花期集中在春季至秋季(4 月~9 月)，結果期則在夏末至冬季(7 月~隔年 1 月)。四湖海岸植物園的繖楊、白千層及海欖果的物候期及開花結實率在不同年度間有差異，例如 2020 年雨季較長、2021 年乾季過早致使其開花結果期有些許差異，尚待更多的環境資料及分析予以驗證。近年因氣候變遷加劇，調查期間亦有當年遇強颱風侵襲、淹水多日或乾旱多日的情況發生，其氣候現象的異常亦使開花結果期於某年度中有些許的延長或縮短。繖楊、白千層及海欖果於四湖海岸植物園所記錄的開花結實等物候觀察結果，可供未來推廣造林時所需採種育苗作業之參考。

海報發表

荒漠變森林的花園錦簇公園化的工業區- 以臺中港科技產業園區為例

張怡萱^{1)*}、吳進益¹⁾、劉癸君¹⁾、鄧書麟¹⁾

¹⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

*通訊作者，E-mail: hsuan@tfri.gov.tw。

摘要

林業試驗所中埔研究中心 93 年起接受經濟部加工出口區管理處中港分處委託，投入臺中港科技產業園區綠美化改善與維護工作，歷經 17 個艱辛的栽植、撫育管理年度，克服了濱海環境逆壓，從環境保護林帶之營造，逐步到景觀樹種豐富且多層次的建構，將過去茫茫荒漠的海埔地工業區，蛻變成今日綠意盎然且兼具環境保護功能與複層林景觀意象的濱海型特色園區。目前區內已綠美化之公共綠帶面積約 11.71 公頃，植栽種類多達 88 種，其中喬木類 18,000 餘株；灌木、藤本、草本類 24,000 餘株。

海報發表

淺談嘉義樹木園巴西橡膠樹過去、現在與未來發展

謝亦棠^{1)*}、鄭雨柔¹⁾、蔡景株¹⁾、鄧書麟¹⁾

¹⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

*通訊作者，E-mail：cybg@tfri.gov.tw。

摘要

嘉義樹木園隸屬行政院農業委員會林業試驗所中埔研究中心，創立於 1908 年，由臺灣總督府殖產局所設立，位於嘉義市東區，占地面積約 8.6 公頃，與都會森林公園、嘉義公園相連。20 世紀初期，汽車工業興起帶動周邊橡膠製品生產，因此殖產局選定本園區作為巴西橡膠樹為大宗的各類橡膠樹培育試驗，園區後期研究重心轉為熱帶樹木種源收集與經濟樹種引入，並以南洋群島、澳洲與南美洲為主要引種區域。園區尚保有 1921 年從巴西引進栽植的巴西橡膠樹，民國 105 年調查結果，園區內至少有 81 科 355 種植物，巴西橡膠樹胸高直徑 10 cm 以上有 265 棵(鄧書麟，2016)。

巴西橡膠樹(*Hevea brasiliensis*)，為大戟科(Euphorbiaceae)橡膠樹屬(*Hevea*)植物，又稱橡皮樹、膠皮樹，落葉大喬木，三出複葉互生，花黃綠色，果實為蒴果，內含三顆種子，熟時開裂而種子彈出(劉業經等，1994)。園區目前栽種單一面積約 0.06 公頃，140 棵，109 年發現此區有部分巴西橡膠樹感染褐根病，民國 110 年進行部分樹木伐除及燻蒸消毒作業，後於 110 年 8 月重新補植栽種。

巴西橡膠樹在園區生長數十年，但相關生長資料均已流失，為了解巴西橡膠樹在嘉義生長情形，針對補植之 30 株小苗每月進行調查工作。民國 110 年 9 月栽種時平均苗高為 59.57 cm，平均地徑為 6.22 mm，110 年 9 月至 111 年 8 月，平均每月高生長為 12.43 cm，地徑生長為 0.85 mm；若以每月平均高生長比較，111 年 7 月平均高生長 26.17 cm 最大，111 年 6 月 26 cm 次之，高生長最低為 111 年 1 月，僅 0.5 cm，另編號 15 號巴西橡膠樹 111 年 6 月，單月從 220 cm 生長至 300 cm，編號 14 號 111 年 7 月，由 265 cm 生長至 330 cm，至今高生長超過 200 公分者有 11 棵，如以全日照與遮陰處相比較，則全日照區域的樹木生長量明顯高於遮陰處樹木生長，全日照區平均每月高生長 18.73 cm，而遮陰處僅 5.98 cm，可見氣候對樹木生長影響巨大。

目前每月定期進行巴西橡膠樹生長調查，截至 111 年 10 月之調查，目前平均苗高為 223.67 cm，未來也將持續記錄包含：胸高直徑、開花時間與齡級、結果期等，

以及配合樹木相關物候資料，做為園區內巴西橡膠樹的生長研究、教育及未來再利用的參考。

海報發表

臺灣山茶的微體繁殖

何雅齡^{1)*}、廖宇賡²⁾

¹⁾林業試驗所中埔研究中心。嘉義市西區文化路 432 巷 65 號。

²⁾國立嘉義大學森林暨自然資源學系。嘉義市東區學府路 300 號。

*通訊作者，Email: yaling@tfri.gov.tw。

摘要

臺灣山茶(*Camellia sinensis*)為臺灣原生的山茶科(Theaceae)樹種，為野生茶樹，製成茶葉沖泡後的風味口感異於一般茶飲，受民眾喜愛且價值不斐，為此林農爭相至地形險峻之生育地採摘或挖掘苗木，但其野外族群數量有限，沒有管制的盜採濫掘可能加速物種消失。林務局為保存物種的遺傳資源及維護林農的產業收益，已將臺灣山茶列為林下經濟政策推廣種植的品項之一，未來將提供林農合法取得種苗，如何穩定的供應苗木將是一大課題。本研究的目標是建立臺灣山茶的無性繁殖系統，以穩定繁殖有特殊經濟性狀的苗木，在短時間內以少量材料獲得最多的均質茶苗，以滿足市場的需求。本研究取臺灣山茶成熟莖段為材料進行微體繁殖，測試最佳的培養條件。試驗結果顯示莖段培植體經表面殺菌後其側芽之誘導率約 60%，在增殖培養階段若不添加 6-benzylaminopurine (BAP)則培植體逐漸褐化無法增殖，在抽長培養時使用 Gibberellic acid (GA₃)則有助於芽體抽長。目前在測試芽體發根條件，以求能進入馴化栽培階段。

「第十七屆環境保護林經營管理研討會」論文集

發行人：曾彥學

主編：鄧書麟

執行編輯：龔冠寧、何雅齡

撰稿者：王志斌、王相華、王淑美、王淑華、王韻皓、朱榮三、江嘉祥、何坤益、何雅齡、余桂華、吳進益、吳濟琛、李育潔、周鈺容、林文智、林沁禔、林奐宇、林香驪、林照松、林裕仁、林鴻志、邱宏凱、邱奕辰、洪昆源、洪聖峰、胡正恆、范義彬、馬復京、高偉誠、張怡萱、許涓淳、許嘉軒、郭耀綸、陳巧瑋、陳怡蓁、陳威廷、黃宗舜、黃俊元、黃淑玲、黃雅琴、楊正釧、楊慶雲、葉定宏、詹為巽、廖宇賡、劉怜均、劉癸君、蔡佳彬、蔡景株、鄧書麟、鄭雨柔、濱田辰広、謝亦棠、謝漢欽、謝靜敏、鍾振德、龔冠寧（依姓別筆劃排列）

出版者：行政院農業委員會林業試驗所
100051 臺北市中正區南海路 53 號
02-23039978

定價：新臺幣 250 元

中華民國 111 年 11 月 出版



林業試驗所中埔研究中心

600054嘉義市文化路432巷65號

TEL:05-2311730

<https://cptfri.tfri.gov.tw/index.php>