

行政院農業委員會林務局主管科技計畫：108 農科-10.7.1-務-e4(Z)

氣候變遷下高易危生態系調適、監測
與保育之研究

Adaptation, monitoring, and conservation of
vulnerable ecosystems under the impacts of
changing climate

108 年度成果報告



主辦機關：行政院農委會林務局

執行機關：國立宜蘭大學

台灣生物多樣性保育學會

國立嘉義大學

國立臺灣師範大學

中華民國 108 年 12 月

目 錄

目錄.....	1
第一章 氣候變遷下高易危生態系調適、監測與保育之研究計畫說明	5
一、前言.....	5
二、計畫目標.....	7
三、計畫架構與分工.....	9
四、參考文獻.....	10
第二章 高解析度氣候模型建置及其在預測植群分佈與未來變遷之應用	12
摘要.....	12
一、前言.....	13
1.1 氣候變遷下台灣森林的可能變化趨勢.....	13
1.2 擬解決問題.....	15
1.3 前人研究概況（含近三年已完成之重要計畫成果摘要）.....	16
1.4 計畫目標.....	18
1.5 本(108)年度目標.....	19
二、材料及方法.....	20
2.1 氣候資料收集.....	20
2.2 生物相關氣候因子的推算方法.....	21
2.3 植群樣區資料與分類架構之整理.....	24
2.4 森林適生分布預測及與前期計畫成果的比較.....	28
三、結果與討論.....	28
3.1 植群計畫樣區資料及植群分類整理.....	28
3.2 冷積（CHILLING-DEGRESS-DAYS, CDD）推估模型的建立.....	38
3.3 生長積溫（GROWING-DEGRESS-DAYS, GDD）推估模型的建立.....	34
3.4 年最大連續不降雨日圖層.....	45
3.5 新增氣候因子，對前期計畫森林分布預測的改善效果.....	46

四、績效指標與期中評核標準達成情形	51
五、參考文獻	53
第三章 氣候變遷下高易危的台灣水青岡生態系之調適、監測與保育研究	57
摘要	57
一、前言	58
二、前人研究	60
2.1 保育標的物之適應性經營(ACT)	60
2.2 台灣水青岡之研究現況	62
(1) 分布與生態	62
(2) 大白山及蘭崁山動態樣區之台灣水青岡調查	64
(3) 族群遺傳的研究	66
(4) 氣候變遷的研究	68
三、方法	69
3.1 發展台灣水青岡生態系在氣候變遷下之調適與保育的操作平台，提升氣候變遷下細緻化經營與保育台灣水青岡森林的能力	70
3.2 台灣水青岡生態系在大白山到蘭崁山之監測	71
四、目前結果	71
4.1 發展台灣水青岡生態系在氣候變遷下之調適與保育的操作平台，提升氣候變遷下細緻化經營與保育台灣水青岡森林的能力	71
(1) 界定問題與設定目標	72
(2) 台灣水青岡在羅東林區管理處的保育問題之界定	73
4.2 羅東林管處所轄有的水青岡森林調適專門委員會議	80
4.3 新竹林區管理處所轄有的水青岡-插天山自然保留區路線維護管理討論會議	84
4.4 水青岡伴生的殼斗科植物	86
4.5 台灣水青岡生態系在大白山到蘭崁山之監測	94
4.6 大白山到蘭崁山配合UAV的未來監測調查	101
五、結論	106
六、期末評核標準	107
七、參考文獻	108

第四章 南仁山生態系監測保育與櫟櫟復育計畫	117
摘要.....	117
一、前言.....	118
1.1 前人研究.....	118
1.2 擬解決問題.....	123
1.3 全程計畫目標.....	126
1.4 本（108）年度目標.....	128
二、材料及方法.....	129
2.1 研究地點與氣候.....	129
(1) 南仁山生態保護區.....	129
(2) 新竹新豐鄉櫟櫟.....	133
2.2 欖仁溪樣區樹木複查.....	133
2.3 欖仁溪樣區 β 歧異度分析.....	134
2.4 南仁山之小苗調查方法.....	136
2.5 櫟櫟調查.....	137
三、結果與討論.....	138
3.1 欖仁溪樣區五次調查之森林變化.....	139
3.2 欖仁溪樣區 β 歧異度指數分析.....	141
3.3 南仁山小苗監測.....	147
(1) 欖仁溪樣區小苗監測.....	147
(2) 南仁山樣帶小苗監測.....	152
(3) 出風山小苗監測.....	158
3.4 櫟櫟原生地監測.....	162
(1) 成樹植株監測.....	162
(2) 櫟櫟小苗監測.....	164
(3) 楊梅櫟櫟概況.....	166
3.5 與新竹林區管理處及新竹縣政府之會議.....	167
四、績效指標與期末評核標準達成情形.....	169
五、參考文獻.....	170
第五章 以台灣水青岡與櫟櫟森林的昆蟲為例	185
摘要.....	185

一、前言	186
二、前人研究	189
三、材料與方法	192
3.1 研究地區	192
3.2 研究方法	194
四、結果	197
4.1 以台灣水青岡為食的鱗翅目昆蟲調查	197
4.2 槲櫟植群樣區與境外復育區昆蟲調查	201
4.3 建立台灣水青岡指標昆蟲監測方法—夸父瓘灰蝶.....	204
五、討論	207
六、績效指標與期末評核標準達成情形	208
七、參考文獻	210
附錄 期末審查意見回覆.....	214

第一章 氣候變遷下高易危生態系調適、監測與保育之研究

計畫說明

一、前言

依據我國科技部 2011 年發佈之「臺灣氣候變遷報告」，指出臺灣地區近 50 年及 30 年來降水強度與頻率有逐漸增加趨勢，且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾；極端日雨量至 21 世紀末則將增加約 10% 至 30%。該研究顯示極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下益形脆弱。氣溫方面，發現臺灣暖化現象十分明顯，不論是 100 年、50 年和 30 年的平均溫度變化都有顯著上升趨勢。在季節變化方面，近 30 年的變化以冬季增溫幅度大於其他三季；高溫日數百年變化呈現增加的趨勢，以臺北增加幅度最大，約為每 10 年增加 1.4 天，近 50 年與 30 年的極端高溫日數分別增加為每 10 年 2 天與 4 天（許晃雄等，2011）。從上述數據顯示，無疑地，臺灣正與全球多數地區相同，正面臨著氣候暖化趨勢的影響。

氣候變遷對於生物多樣性的衝擊是漸進、深遠而難以迅速回復的。林務局 105-107 年度推動「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」計畫（下稱前期計畫），已依臺灣氣候變遷推估與資訊平臺（TCCIP）發布之未來暖化情境，針對臺灣 13 種與氣候密切相關的植群進行變遷預測研究，認為下列森林的脆弱程度相對為高（謝長富，2018）：

1. 水青岡山地落葉霧林是氣候變遷首當其衝的森林類型，在任何情境下，將無可避免棲地嚴重縮減的命運。
2. 亞高山針葉灌叢及森林承受的衝擊量亦高，視氣候暖化程度，至 21 世紀末可能剩餘 2.24%-34.28% 的適存棲地。
3. 熱帶森林，尤其是南部的柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-桐屬

熱帶季風林，雖然對於溫度的變化較不敏感，但在某些降水極端化的氣候變遷情境下，可能出現劇烈的棲地縮減。

前期計畫已選定其中 2 種森林類型，分別為臺灣北部的水青岡山地落葉霧林（陳子英，2018）及恆春半島的八角茴香-桐屬熱帶季風林（趙偉村，2018），另增加新竹縣新豐湖口一帶的槲櫟森林（趙偉村，2018），討論小尺度生態監測與大尺度研究的結合，以及如何從植物社會及物種層級，推動氣候變遷下的森林保育工作。計畫內容除設立監測樣區外，並進行細部地景製圖，做為不同植群型面積增減的比較基礎，了解氣候改變對現地的衝擊，並配合歷史航攝影像，了解過去 20-30 年內的變化。除了植物社會層級的動態變化研究結果，另深入針對數個物種的族群組成與結構變化進行案例研究，如臺灣水青岡、臺灣石櫟、希蘭灰木、唐杜鵑與槲櫟等。

在物種層級的氣候變遷因應策略部分，陳子英（2018）依據生態棲位模式預測及各水青岡族群遺傳特性差異等資訊，參考適應性經營架構（Cross *et al.*, 2012）提出臺灣水青岡的保育經營建議，包含對潛在遷徙廊道的輔助移植、對遺傳變異較特殊的族群進行異地保存（高壓、扦插或採種）、對現地族群的持續監測與設定應變門檻等。陳子英亦具體建議，有關氣候變遷對森林植物衝擊研究之架構，除了需要釐清不同現生族群的氣候變遷脆弱度及風險以外，對於各族群的遺傳多樣性調查亦同等重要。只有在各族群的動態變化、氣候災害暴露度及遺傳獨特性均獲得完整研究時，才能準確評估出各族群的保育優先次序，使政府資源獲得更有效的利用。建議林務局未來推動其他類似的特稀有物種保育時，可套用本計畫對臺灣水青岡建立的評估流程，建構物種的族群結構及遺傳多樣性資訊，使特稀有物種的保育工作臻於完整而全面。

趙偉村（2018）則發現，南仁山特稀有物種可能遭遇不同的繁殖困難，例如臺灣石櫟面臨嚴重的人為採種壓力及較低的無性繁殖成功

率，希蘭灰木及唐杜鵑的扦插繁殖相對容易等，顯示在推動物種遷地保育工作前，必須先精準掌握其繁殖技術，才能在有限的野外種源基礎上，確保繁殖工作的有效落實。前期計畫已初步建立臺灣石櫟、希蘭灰木、唐杜鵑及槲櫟的人工繁殖技術，但在現地或移地復育仍發現有許多困難，包含適當的撫育措施、持續的監測及避免不當的管理行為，方能確保遷地幼苗順利長成大樹，故在土地取得、環境營造、資源投入評估、後續撫育人力安排等面向，仍有待更完整的規劃與安排。

此外，植食性昆蟲的多樣性能夠反映森林生態系的優劣程度，植物族群的片斷化、氣候變遷導致的植物物候異常變化等，對於具有專食特性的植食性昆蟲具有嚴重的影響。分布狹小且物候動態波動劇烈的植物族群，經常難以支持專食性昆蟲族群的長久維持，進而導致專食性昆蟲物種數與族群數量的下降。徐堉峰（2018）在前期計畫進行臺灣水青岡及槲櫟森林昆蟲相調查，建立各個樣區的昆蟲相資料，進而探討各個臺灣水青岡的現行棲地是否可能受到暖化或人為開發影響，導致昆蟲物種消失的危機。此外，並研究監測槲櫟植群的昆蟲相，掌握數個境外復育區的蟲害狀況，族群復育的蟲害防治參考。

二、計畫目標

臺灣天然植群的分布與地形、氣候高度相關，並隨著微氣候變化形成鑲嵌狀植群地景。前期計畫以森林型（Forest type）及群系（Formation）單元，完成氣候變遷下的大尺度森林變遷模擬與衝擊分析；若可透過研究方法的精進，將植群單元解析度提升至群團（Alliance）或群叢（Association）等級，則可對高易危生態系及脆弱物種的保育與經營管理，提出更細緻化措施規劃。此外，聯合國 IPCC 及我國 TCCIP 對未來的氣候預測及情境資料持續改善更新，逐年提

升預測情境與實際氣候變化的擬合程度，並預定於 2021 年 1 月發布 IPCC 第六次評估報告 (AR6)；臺灣若能因應最新發布之氣候預測資訊，即時更新森林變遷研究成果，將可在氣候變遷下的森林保育與調適措施領域佔得領先地位。為達成上述目標，本計畫擬定執行重點如下：

1. 發展以群團或群叢為單元的潛在植群預測與動態變遷模型，提升氣候變遷下細緻化經營與保育臺灣森林的能力。

利用國家植群多樣性調查及製圖計畫建置之森林樣區與歷史樣區資料，配合前期計畫發展之高解析氣候模型(*clim.regression*)與機器學習方法，建構以群團或群叢為單元的潛在植群預測與動態變遷模型，使森林植群的預測更貼近實際的地理分布，釐清易危群叢的關鍵氣候因子，以利棲地管理與遷地保育之推動；並依據高解析度的潛在植群分布圖，針對已知的易危群系與群叢，提出細緻化的保育經營與監測管理建議。

2. 以農林業需求為導向，加值 TCCIP 網格化氣候資料，提升國產圖資在農林領域的應用價值。

細緻化的森林植群預測模型，除了需要詳細的植物調查資料外，同時需要高解析度與精確的氣候資料配合。臺灣氣候變遷推估與資訊平臺 (TCCIP) 目前提供之網格化氣候資料以平均氣溫與累積降水等基本介量為主，未包含與森林生物分布相關的氣候因子，對農林業實務應用尚存隔閡。本計畫擬對 TCCIP 圖資進行加值，聚焦於 RCP 4.5 (約當氣溫上升 1.3°C 至 1.8°C) 及 RCP 8.5 (約當氣溫上升 3.0°C 至 3.6°C) 情境，產製重要生物氣候介量，包含溫量指數、積雪日數、雪線海拔、生長積溫、熱濕指數、無霜日等，形成與原始圖資相同解析度之圖層，俾利農林產業及研究單位應用。

3. 針對高易危程度的生態系，發展區域性的監測與復育模式，以區域的小尺度修正植群預測與動態變遷模型。

目前發展的大尺度分析結果，雖可概略推測區域生態系與物種的未來變化，但仍需要小尺度研究的配合，針對生態系或稀有物種發展區域性的監測與復育模式。例如仿效日本水青岡所設立的長期監測體系，並針對脆弱物種進行遷地復育、適生棲地選擇或建置採穗園等。經由野外實際監測資料與動態變遷模型相互配合，將氣候變遷預測與實際的經營管理行動結合，降低易危生態系的氣候變遷風險，並可將小尺度監測資料回饋至氣候變遷與植群預測研究，進行預測模式的檢驗與修正。

4. 發展區域的保育平臺，將所獲得的成果整合到林區管理處；落實對高易危生態系及脆弱物種的保育與經營管理。

前期計畫已大致完成臺灣水青岡、槲櫟、南仁山的稀有植物的保育策略與復育技術。本期計畫將嘗試成立區域的保育平臺，將所獲得的成果(包含保護區管理策略、脆弱物種遷地保育方法、移地栽植之後續管理與監測措施等)整合到各相關的林區管理處；落實對高易危生態系及脆弱物種的保育與經營管理，整合相關領域的學者提出更細緻化的規劃措施。

三、計畫架構與分工

本案係以 1 個統籌計畫，下屬 4 個細部計畫方式執行。執行單位包含臺灣生物多樣性保育學會、國立宜蘭大學、國立嘉義大學及國立師範大學。各計畫名稱與分工架構如下(圖 1.1)：

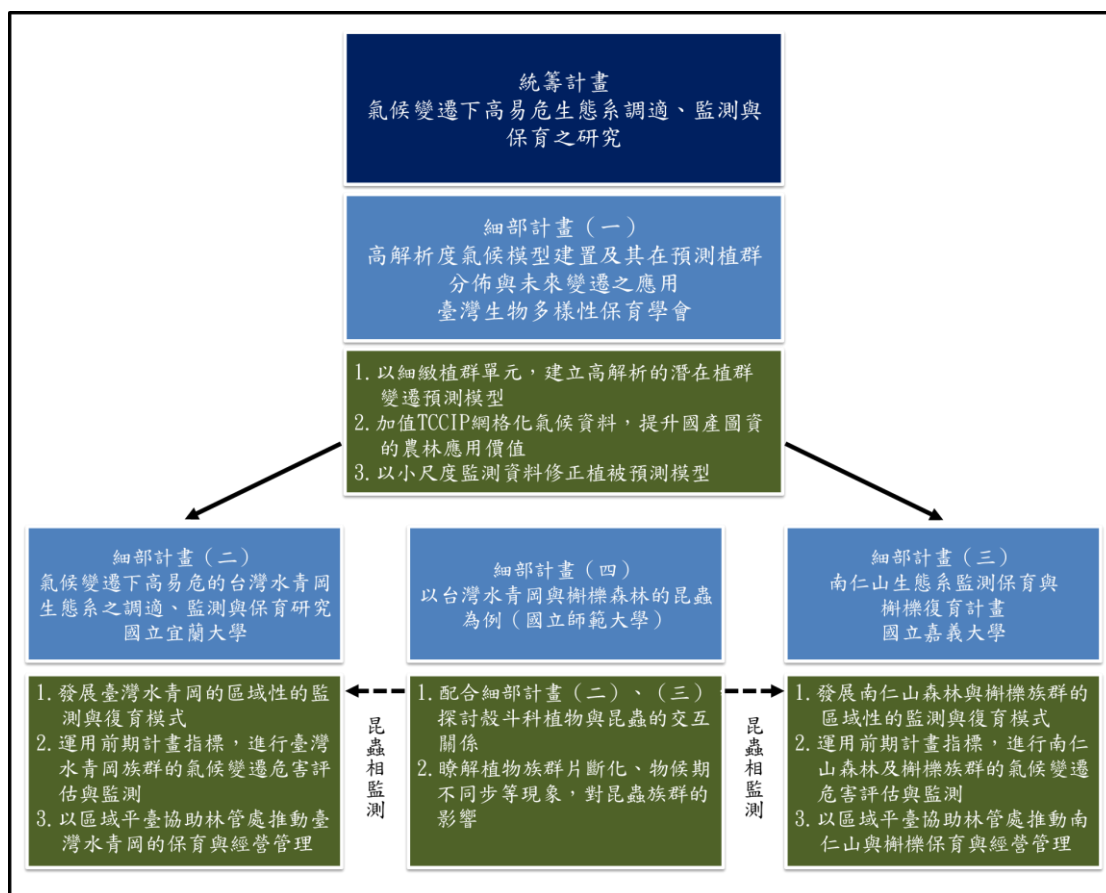


圖1.1、「氣候變遷下高易危生態系調適、監測與保育之研究」統籌計畫項下各細部計畫及其分工。藍色框格表示細部計畫名稱及執行單位，綠色框格則為各細部計畫負責推動的工作項目。

四、參考文獻

徐堉峰 2018 「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究-以臺灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例」成果報告書。行政院農業委員會林務局補助研究計畫。

陳子英 2018 「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究-以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例」成果報告書。行政院農業委員會林務局補助研究計畫。

趙偉村 2018 「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究-以南仁山植群及新豐鄉榭櫟為例」成果報告書。行政院農業委員會林務局補助研究計畫。

謝長富 2018 「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究-維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析」成果報告書。行政院農業委員會林務局補助研究計畫。

Cross, M.S., E.S. Zavaleta, D. Bachelet, M.L. Brooks, C.A.F. Enquist, E. Fleishman, L.J. Graumlich, C.R. Groves, L. Hannah, L. Hansen, G. Hayward, M. Koopman, J.J. Lawler, J. Malcolm, J. Nordgren, B. Petersen, E.L. Rowland, D. Scott, S.L. Shafer, R.M. Shaw and G. Tabo (2012) The Adaptation for Conservation Targets(ACT)framework: a tool for incorporating climate change into natural resource management. *Environmental Management* 50:341-351.

第二章 高解析度氣候模型建置及其在預測植群分佈與未來變遷之應用

摘要

精確而高解析度氣候圖資，以及完整而明確的生物調查資料，是氣候變遷研究最重要的兩個主體，經由統計預測方法的搭配，才能瞭解生物與氣候的關係，進而推估暖化情境下的可能變化與預擬對策。107 年林務局已完成臺灣地區氣候降尺度推估軟體 *clim.regression* 的開發，可針對臺灣全島產製無固定尺度 (scale-free) 的氣候資料，涵蓋 1960–2100 年期，作為氣候變遷研究的基礎工具。同時也利用 *clim.regression* 產製之氣候資料，對全臺 13 種與氣候相關森林類型進行氣候變遷衝擊研究。

生物的自然分布並不僅受到氣溫或降水的單獨影響，許多時候，氣候與生物生理或繁殖現象的交互作用，反而成為限制分布的重要因子，例如：降雪、雲霧帶、連續乾旱或生長積溫等。然而，這些因子都是傳統氣候模型難以直接提供的。本研究擬改良現有的氣候模型，使具備產製生物相關氣候因子的能力。此外，亦將引入植群計畫的階層式植群分類，希望透過更精確的氣候因子，以更細緻的尺度，描述森林植物現在與未來的空間分布。本計畫同時配合臺灣水青岡、南仁山森林植群、新竹槲櫟森林及遷地栽植等研究，針對目標物種進行現生與未來分布預測，除提供現場調查及保育規劃參考，並使上述計畫得以回饋為植群模擬預測之驗證數據。經由各項計畫成果的整合，最終獲得氣候變遷下森林細緻化經營的重要工具

關鍵詞：氣候變遷、生物多樣性、生態系、物種分布、衝擊與調適

一、前言

1.1 氣候變遷下台灣森林的可能變化趨勢

依據我國科技部 2011 年發佈之「臺灣氣候變遷報告」，發現臺灣暖化現象十分明顯，不論是 100 年、50 年和 30 年的平均溫度變化都有顯著上升趨勢。在季節變化方面，近 30 年的變化以冬季增溫幅度大於其他三季；高溫日數百年變化呈現增加的趨勢，以臺北增加幅度最大，約為每 10 年增加 1.4 天，近 50 年與 30 年的極端高溫日數分別增加為每 10 年 2 天與 4 天（許晃雄等，2011）。另根據臺灣氣候變遷推估與資訊平台（TCCIP）於 2017 年最新發布之「臺灣氣候變遷科學報告 2017—物理現象與機制」，各時段及各種氣候變遷情境的增溫變化推估相當一致：在 RCP 8.5 情境下，全臺平均氣溫上升將超過 2°C，甚至有一半的模式推估臺灣各地區的增溫在世紀末將超過 3°C。對於雨量預測則與溫度不同，該報告指出，臺灣地區年平均降雨變化在四個不同未來情境下，從近未來、世紀中、世紀末三個時段，對於全年平均降雨改變量的模式系集中位數而言，並沒有顯而易見的系統性變化型態，模式系集變化量的中位數都在 -5%~+5% 之間，並沒有顯著增加或減少的趨勢。也就是說，諸多 CMIP5 氣候模式推估臺灣區域年平均降雨變化沒有一致性的特徵，在增加與減少的情形都有的狀況下，難以針對未來的年平均降雨量變化有較佳的趨勢推論。在極端雨量部分，臺灣地區近 50 年及 30 年來降水強度與頻率有逐漸增加趨勢，且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾；極端日雨量至 21 世紀末將增加約 10% 至 30%。目前各情境推估大致顯示：世紀末（2081-2100 年）臺灣乾、濕季降雨改變率中位數的空間分布，將朝濕季更濕，且暖化情境愈顯著，雨量的增加量將更為明顯；乾季則是暖化情境愈顯著，雨量減少更趨明顯，降雨量的空間分布則以臺灣西南部減少的最嚴重。

根據 TCCIP 發布之氣候變遷趨勢資料，並依據 Lin 和 Tung(2017)

篩選六種對臺灣地區擬合程度較高的大氣環流模型(GCMs)，林務局已於2018年完成臺灣森林適生範圍變化的模擬，顯示各類森林的適生範圍有向高海拔推移的趨勢，亦可觀察到熱帶森林的適生範圍沿著西部平原、竹苗丘陵逐步朝北部推移的情形。在RCP4.5情境下，水青岡山地落葉霧林、亞高山針葉灌叢及森林、冷杉-鐵杉上部山地針葉林及檜木山地霧林的適生範圍將出現顯著的退縮，可確定為易受氣候變遷衝擊的森林生態系；尤其前二者的適生面積有可能縮減至現生範圍的20%以下，是受衝擊最嚴重的森林類型。對於熱帶森林的變化模擬，則呈現分歧的結果。由於降雨因子在熱帶森林的生態棲位模型內佔有極高的重要性，但是各種大氣環流模型對於未來降雨變化的預測卻極不一致，有些模型認為雨量將朝極端化增減及季間分配不均的方向變化；但有些緩和模型認為氣溫雖然上升，但年間總雨量仍維持與現今差異-5%~+5%範圍，變化不大。從最極端的情境來看，柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-桐屬熱帶季風林這二類森林將可能面臨極高的氣候變遷衝擊，至世紀末僅餘0.2%及18.73%的適生棲地；但降水變化較緩和的氣候變遷情境，則預測熱帶森林有可能維持現生面積或擴大其棲地。至於中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林，其適生面積的增減變化相對不明顯，從櫟屬山地闊葉林至榕楠山麓闊葉林範圍內，適生面積變化量約介於現生狀況的75.41%–137.69%間，且標準差變異範圍小，顯示各種氣候模型一致認為中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林適生面積總量變化不大，受到氣候變遷的衝擊與威脅較低(謝長富等，2018)。

第6次全國農業會議結論指出，臺灣必須全面建立適應氣候變遷的農業生產模式及調適策略。永續森林經營是農業的一部份，在已知氣候變遷對臺灣森林生態系的可能衝擊，更有必要將高易危地點列入重點監測對象，從更高的預測精度、更細微的空間解析度、以及更綿密的現場監測網路等方式，建構森林生態系的調適、監測與保育策略，保持森林生態系對氣候變遷的因應能力與調適韌性，減緩氣候變遷對

於生態系及伴生珍稀物種的衝擊，促使臺灣的森林與生物多樣性資源獲得永續的保育與利用。

地球物理及大氣科學領域正持續改善氣候變遷預測技術，包含預測趨勢的精度修正、以及空間解析度的提升。此外，由於近年演算方法的長足改進，機器學習與人工智慧技術被開始被應用在生態棲位分析與動態模擬，大幅提升我們對物種及族群分布的掌握能力。為確實了解氣候變遷對於已知的高易危森林生態系的衝擊，並擬定合宜的因應策略，林業及保育部門必須持續追蹤國際新發布的氣候變遷模型，更新臺灣森林（尤其是高易危生態系）的適生分布預測，及時掌握森林環境與珍稀族群的可能變化，一旦出現退化，即可早期預警並備相關措施的採行。

1.2 擬解決問題

林務局 105-107 年度「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」計畫（前期計畫），已指出多處可能遭受暖化衝擊之森林社會。例如已確定亞高山植群、台灣水青岡森林、南仁山熱帶季風林及大漢山柳葉柯植物社會為高易危地點，並經由多情境模擬，找出高易危生態系的可能遷徙路徑與避難地點。然而，前期計畫以類似群團（alliance）概念將台灣與氣候因子有關的森林分為 13 種類型，尺度較為粗放。若可針對高易危地點發展更細緻的植被動態之預測技術，將更有利於細緻化的保育與經營管理。因此，本計畫擬以前期成果為基礎，解決以下問題：

1. 利用更細緻的植群分類架構（以群團或群叢為原則），經由前期計畫建立的機器學習流程，建構細緻的潛在氣候植被預測模型。並依據 TCCIP 之變遷情境，對高易危地點進行動態變化模擬，提出氣候變遷下台灣森林細緻化經營與保育建議。

2. 配合高易危生態系的監測資料，調校植被變遷與預測模型，提高對於小尺度植被變化趨勢的掌握能力。
3. TCCIP 的 5 公里網格化氣候資料涵蓋期間雖廣 (1960–2100)，但以基本氣候因子如月均溫及月累積降水為主，無法完全符合農林及生態研究需求。本計畫擬以 TCCIP 數據為基礎，強化 *clim.regression* 統計降尺度程式功能，獲得與生物相關的氣候因子如 GDD (growing degree days)、CDD (chilling degree days)、霜雪日、連續不降雨日等，提升國產圖資的應用價值。
4. IPCC 將於 2021 年完成第六次評估報告 (AR6) 發布。本計畫擬配合 IPCC 及 TCCIP 的氣候變遷資訊更新時程，檢討臺灣森林變遷預測研究的準確性並進行必要修正，使我國森林保育政策與全球氣候變遷趨勢迅速接軌。

1.3 前人研究概況 (含近三年已完成之重要計畫成果摘要)

氣候是主導多數生物分布的重要因子，生態學領域一直致力於研究生物與環境氣候的關係，並形成專門探討生態棲位 (climatic niche, 或稱 ecological niche) 與生物空間分布的科學領域 (Wang, *et al.*, 2016a)。植物的移動能力遠較動物為弱，因此植群與氣候的關係、以及生態氣候區劃分等研究，更是長久以來受到森林與生態學界的關注 (Bailey, 1983; Fang *et al.*, 2002; Holdridge, 1947; Su, 1984)。隨著生態棲位模擬方法以及高解析度氣候資料庫的進展，植群-氣候關係被應用到更廣泛的領域，諸如模擬森林的歷史、現生與未來分布 (Rehfeldt, *et al.*, 2006)、分析生態系統在全球暖化趨勢下的可能改變 (Rehfeldt *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2012)，以及氣候變遷下的保育及調適策略等 (Hansen and Phillips, 2015; Klassen and Burton, 2015; Wang *et al.*, 2016b)。謝長富等 (2018) 以機器學習法為基礎，針對台灣 13 種森

林類型進行現生及未來分布模擬，指出氣候變遷可能對於臺灣的水青岡森林、亞高山森林與灌叢等生態系造成顯著的棲地縮減；同時，在某些極端情境下，南部的熱帶霧林及熱帶季風林亦可能遭受極高的衝擊。

以生物群系 (biome) 或森林型 (forest type) 為分布模擬的地景單元，是最直觀且易於操作的方式，尤其溫帶國家如美國 (Brinkmann *et al.*, 2011)、加拿大 (Rehfeldt *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2012)、日本 (Matsui *et al.*, 2018)、中國大陸 (Wang *et al.*, 2016b) 等，早已利用氣候資料庫完成國內主要森林植被的生態棲位模型建置，進而擬定大面積森林資源的管理措施與氣候變遷因應對策。這種方法在熱帶及亞熱帶地區極少被應用，主要因為熱帶及亞熱帶闊葉森林類型間缺乏顯著的形相特徵，不易藉由航遙測影像劃定森林單元 (Zhu *et al.*, 2015)；此外，熱帶及亞熱帶森林的物種組成複雜，各物種對於氣候環境的需求與生態棲位存在差異，也限制了生態棲位模擬方法的可應用程度 (Martin *et al.*, 2007)。近年來氣候資料庫的解析度提升與電腦統計方法改進，使得上述限制獲得了轉機，尤其是機器學習 (machine learning) 與資料探勘 (data mining) 方法的進步，熱帶及亞熱帶森林若具備完整的調查資料與穩固的植群分類基準，配合充足的氣候變量因子，亦能獲得精準的棲位模型，達到預測熱帶及亞熱帶闊葉林分布的效果。Lin 等人已利用上述方法，以國家植群多樣性調查計畫建置之臺灣森林植被分類系統，對於臺灣 13 種森林類型的進行關鍵氣候因子分析與潛在分布模擬，並產製原生帶狀植被分布預測圖，交叉驗證準確度為 93%，可作為現行及未來氣候變遷情境下評估森林可能變化的研究工具 (Lin *et al.*, unpublished data)。臺灣的地形變化劇烈、植被鑲嵌程度高，如能運用既有研究成果，以更細緻的群團 (Alliance) 或群叢 (Association) 單元發展潛在植被預測及未來動態分析技術，將可充分發揮本項研究在氣候變遷領域的應用價值。

1.4 計畫目標

本計畫預定期程 4 年，全程計畫目標如下：

1. 發展以群團或群叢為單元的潛在植被預測與動態變遷模型，提升氣候變遷下細緻化經營與保育台灣森林的能力：

(1) 利用國家植群多樣性調查及製圖計畫建置之森林樣區與歷史樣區資料，配合前期計畫發展之高解析氣候模型 *clim.regression* (Lin et al., 2018) 與機器學習方法，建構以群團或群叢為單元的潛在植被預測與動態變遷模型，使森林植被的預測更貼近實際的地理分布。

(2) 釐清氣候變遷下高易危植物社會的關鍵氣候因子，以利棲地管理與遷地保育之推動；並依據高解析度的潛在植被分布圖，針對已知的易危森林類型，提出細緻化的保育經營與監測管理建議。

2. 以農林業需求為導向，加值 TCCIP 網格化氣候資料，提升國產圖資在農林領域的應用價值：

(1) TCCIP 網格化氣候資料以平均氣溫與累積降水等基本介量為主，未包含與森林生物分布相關的氣候因子，對農林業實務應用尚存隔閡。

(2) 擬對 TCCIP 圖資進行加值，聚焦於 RCP 4.5 (約當氣溫上升 1.3°C 至 1.8°C) 及 RCP 8.5 (約當氣溫上升 3.0°C 至 3.6°C) 情境，產製重要生物氣候介量，包含溫度指數、積雪日數、雪線海拔、生長積溫、熱濕指數、無霜日等，形成與原始圖資相同解析度之圖層，俾利農林產業及研究單位應用。

3. 配合 IPCC 及 TCCIP 氣候變遷資訊更新，發展台灣森林變遷預測

研究的更新機制，使我國森林保育政策與全球氣候變遷趨勢迅速接軌。

4. 針對高易危程度的生態系，發展區域性的監測與復育模式，以區域的小尺度修正植被預測與動態變遷模型的成果。

1.5 本（108）年度目標

依據全程目標，訂定本（108）年度目標如下：

1. 發展以群團或群叢為單元的潛在植被預測與動態變遷模型。
 - (1) 國家植群多樣性調查計畫設置約 4000 處天然林樣區，並累積近萬歷史樣區資料。108 年度將進行既有樣區資料整理，以利 109 年度進行植被單元分類分析。
 - (2) 配合植被分類結果，產製各植被單元對應樣區的高解析度歷史氣候資料，作為後續建構氣候棲位模型的來源資料。
2. 加值 TCCIP 網格化氣候資料，產製符合農林需求的生物氣候圖層。
 - (1) 本計畫已獲 TCCIP 提供之 5 公里及 1 公里網格之月尺度歷史觀測及未來情境氣候資料（1960–2100 年）；以及 1986–2009 年期間 5 公里網格之日尺度觀測資料。同時取得颱風中心提供中央氣象局各直屬與自動測站之逐日觀測數據。預計利用上述資料，強化統計降尺度工具 *clim.regression* 功能，以自由尺度（scale-free）方式，產製包含月生長積溫（GDD）、月冷積溫度（CDD）、每月霜雪日數及連續不降雨日數等生物氣候因子。
 - (2) 利用新產製之生物氣候因子，針對前期計畫研究之 13 種森林

類型建構氣候棲位模型，比較納入生物氣候因子後的模型解釋能力與預測精度的變化情形。

3. 配合高易危生態系監測資料，修正植被預測與動態變遷模型。
 - (1) 配合其他細部計畫，針對銅山、大白山、蘭崁山水青岡森林及周邊植群，建立細部植被的氣候棲位模型，測試機器學習法對較細緻植群單元的預測能力。
 - (2) 配合現地調查監測資料，比較植被動態變遷預測與調查監測結果的符合程度，並進行必要的模型調校。

二、材料及方法

2.1 氣候資料收集

前期計畫已取得 TCCIP 提供之 5 公里網格月尺度氣候資料，包含月均溫度、月平均高溫、月平均低溫及月累計降水。本計畫另取得 TCCIP 提供之 5 公里網格日尺度資料。日尺度資料之空間解析度與月尺度相同，但網格中心點儲存之資料內容為 1986-2014 年每日之降水量、日均溫度、日最高溫度及日最低溫度，由周圍測站之距離、高度、方位角等權重參數，由測站實測值進行空間內插獲得(Weng and Yang, 2012)。

日尺度網格資料僅具備日降水量、日均溫度、日最高溫度及日最低溫度 4 個氣候參數，缺乏霜雪及輻射等氣象紀錄。本計畫另從颱風中心建置之「大氣水文資料庫」取得 30 個中央氣象局局屬測站及 513 個自動測站之逐小時氣象資料，觀測期間為設站日至 2017 年底。逐時監測資料具有大量氣候細節特徵，包含氣溫、氣壓、相對濕度、平均風速、平均風向、降水量、日照時數等，將作為本研究衍生生物氣候因子的來源數據(圖 2.1)。

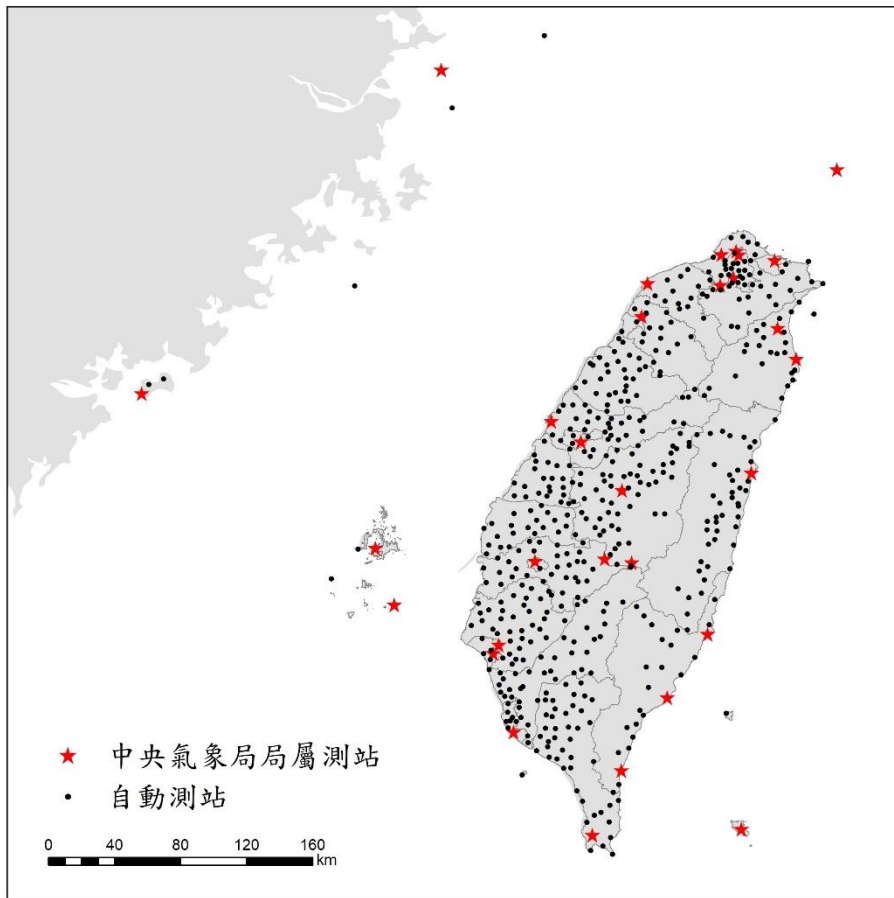


圖 2.1、本計畫已收集之歷史觀測資料 543 處測站位置。

2.2 生物相關氣候因子的推算方法

氣候的觀測紀錄，通常以直接測量之數值為準，例如氣溫、降水量、日照輻射量、相對濕度等。然而，生物的生理生態或自然分布並不一定與氣溫或雨量數值呈線性關係，而可能另外受到溫度與降水的綜合效應（例如霜雪、雲霧）或特定生理門檻（例如冷積溫度、冷積時間）的高度影響。在這種狀況下，直接氣候因子並不一定是研究生物氣候棲位或模擬其空間分布的良好統計介量。

以水稻為例，研究發現水稻從插秧至成熟的生育階段與積溫條件高度相關。每一品種水稻皆有其生長基礎溫度（一般為 10°C），當日的平均氣溫低於基礎溫度，該日的積溫即為 0°C；若當日平均氣溫為 12°C，則該日獲得 2°C 的生長積溫。每個品種從播種到採收期都有固定的積溫需求，例如 1100°C，則從播種後每天平均溫扣掉基礎溫，累積起來達到積溫檻那一日就是採收期（郭華仁，2017）。

又例如櫻花這類的溫帶植物，花芽通常在秋季形成、冬季在芽苞保護下進入休眠。冬季低溫是打破花芽休眠的重要機制，經由特定時間長度的門檻以下低溫，誘導花芽打破休眠並開始發育花部構造。花朵發育過程中，則進入生長積溫累積模式，並以 5-7°C 為基礎溫度進行積溫累加，當積溫門檻達成即為開花日（Cherry Blossom Forecast, Japan）。除了積溫，還有許多植物的分布與氣候高度相關，例如冬季霜雪與針葉林的分布、雪線與水青岡森林的出現、盛行雲霧帶與霧林植物等。到目前為止，多數降尺度氣候模型僅能提供年溫差、每月溫差指數、生長季均溫等較長時間尺度資料，較難達成提供生長積溫這類以「日」為單位的生物氣候介量；至於霜雪、雲霧等因子，則更難藉由降尺度方法直接產生。

前期計畫開發之統計降尺度工具 *clim.regression*，以 TCCIP 之 5 公里網格資料為基礎，經氣溫遞減率動態校正，可產製自由尺度化（scale-free）的氣候圖資，包含月均溫、月均高溫、月均低溫、月累積降水及季尺度、年尺度等 73 種氣候因子。但不具備產生日尺度之生物氣候衍生介量之能力，例如日生長積溫、日冷積溫、連續不降水日、霜雪日等。Wang *et al.* (2016a) 曾提出日積溫與月均氣溫之間係非線性關係，但在觀測樣本數足夠的狀況下，可藉由分段函數（piecewise function）找出日積溫與月均氣溫之關係式，且最適函數對觀測資料之 r^2 可達 0.95-0.99，成為利用月尺度介量間接推估日尺度介量的重要技術（圖 2.2）。

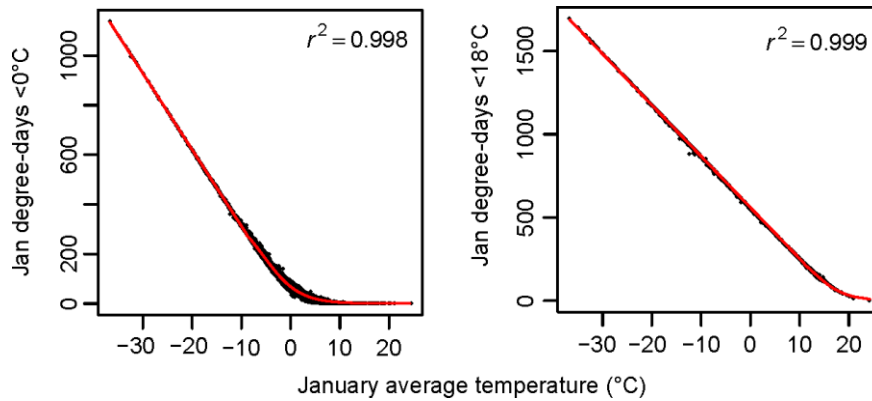


圖 2.2、以一月氣溫為例，利用 piecewise function 求取 0°C 及 18°C 以下日積溫與當月平均氣溫之迴歸關係 (Wang *et al.*, 2016a)。

本研究仿照 Wang *et al.* (2016a) 概念，設計積溫因子推算方法(圖 2.3)。使用 TCCIP 之 1986-2005 年逐日 5 公里網格資料，採 0°C 以下為冷積門檻、5°C 以上為生長積溫門檻，計算每一網格各月份之冷積及生長積溫數值，作為統計模型之應變量 (y)；再利用日尺度資料，加總計算該網格之月均溫、月均高溫、月均低溫及月累計降水，作為統計模型之自變量(x)。由於 Wang *et al.* 已表明 y 與 x 並非線性關係，故本研究採用隨機森林 (Random Forests) 方法 (Liaw and Wiener, 2002)，求取 y 與 x 的最適模型。隨機森林是一個包含多個決策樹的分類器，可以處理大量的輸入變數並學習高度不規則的模式；在本研究案例內，這個方法可以快速地從日尺度的網格化資料內，歸納積溫與當月氣溫及當月降水的關係，並形成可利用逐月氣候資料推估積溫之統計模型物件 (圖 2.3 綠框表示)。Clim.regression 特性為產製無固定尺度 (scale-free) 之逐月氣候介量，因此，其輸出值可直接成為前述隨機森林積溫模型之輸入變量 (input)，產製與 clim.regression 輸出圖層相同解析度的月積溫推估結果 (output)。



圖 2.3、本研究設計之積溫因子（冷積及生長積溫）推估方法。

2.3 植群樣區資料與分類架構之整理

國家植群多樣性調查計畫於全臺天然林共完成約 4000 處森林樣區，包含樣區內所有樹木種類、個體胸徑、樹高之測量，以及灌木、草本、爬藤物種之名錄與覆蓋度，可計算後轉化為詳細的組成表。此外，本計畫另已收集約 10000 個文獻樣區資料，文獻樣區調查方法並不均一：有些樣區資料極為詳細，可併同植群計畫樣區共同使用；但也有些樣區面積較小、分散、或僅調查特定徑級以上之林木，無法併同植群樣區進行植群分類分析，以避免統計偏誤發生。因此，108 年度將以植群計畫樣區之資料型態為基準，進行歷史樣區的篩選分級，品質較高的歷史樣區資料將納入植群分類分析使用；對於品質未符合植群計畫標準的歷史樣區，不納入植群分析使用，但保留作為後續檢核植被預測圖資之驗證資料來源。

Li *et al.* (2013) 已利用 Cocktail method，確定臺灣 21 種主要森林類型 (forest type) 的分類架構，包含 12 種帶狀植被 (zonal vegetation) 與 9 種泛域植被 (azonal vegetation)，並發表於國際期刊上。前期計畫依據 Li *et al.* (2013) 的研究結果，從中篩選 13 種與氣候相關的森

林類型（表 2.1），完成氣候棲位模型及未來變遷研究分析（圖 2.4）。國家植群多樣性製圖計畫係以各樣區物種組成相似度進行分類，以群叢（association）做為最基本的植群單元，依據優勢種及特徵種來描述基本植群單元的森林組成情形；群叢以上，另有兩階高階分類，由下而上分別為群團（alliance）與群級（class），形成三階式的分類架構，並將所有樣區分類為 7 群級、21 群團、91 群叢。Li *et al.* (2013) 發表之台灣 21 種森林類型，不管在物種組成或樣區分類結果部分，均與植群計畫的 21 種群團極為相近，甚可共通。所差異者，僅 Li 等人報告內未對所謂「森林類型」給予正式的植群分類定位，亦未對「森林類型」提出更上層及更下層的分類單元，因而欠缺階層式分類架構供後續研究依循。

前期計畫發展機器學習法，採用大量植群調查樣區所在地點的氣候因子，成為建立棲位模型的訓練樣本，而對每個樣區的森林分類，即為機器學習訓練過程中的資料標誌（Tag）。資料標誌是機器學習法極為重要的一部份，透過正確的標誌，電腦可從巨量資料學習類別與多重變量的關係，進而建立準確的自動分類方法。本研究利用國家植群計畫對樣區的「群級（class）-群團（alliance）-群叢（association）」階層式分類作為標誌，以建立群團及群叢層級的細緻森林棲位模型及分布預測方法。

表 2.1、前期計畫研究的臺灣 13 種與氣候相關天然森林類型

Forest type and the brief of floristic composition	
C1 High-mountain coniferous woodlands and forests	
C1A01	<i>Juniperus</i> subalpine coniferous woodlands and forests (亞高山針葉灌叢及森林)
C1A02	<i>Abies-Tsuga</i> upper-montane coniferous forest (冷杉-鐵杉上部山地針葉林)
C2 Subtropical mountain zonal forests	
C2A03	<i>Chamaecyparis</i> montane mixed cloud forest (檜木山地霧林)
C2A04	<i>Fagus</i> montane deciduous broad-leaved cloud forest (水青岡山地落葉霧林)
C2A05	<i>Quercus</i> montane evergreen broad-leaved forest (櫟屬山地闊葉林)
C2A06	<i>Machilus-Castanopsis</i> sub-montane evergreen broad-leaved forest (槲楠屬-栲屬亞山地闊葉林)
C2A07	<i>Phoebe-Machilus</i> sub-montane evergreen broad-leaved forest (雅楠屬-槲楠屬亞山地闊葉林)
C2A08	<i>Ficus-Machilus</i> foothill evergreen broad-leaved forest (榕楠山麓闊葉林)
C3 Tropical mountain zonal forests	
C3A09	<i>Pasania-Elaeocarpus</i> montane evergreen broad-leaved cloud forest (柯屬-杜英屬山地霧林)
C3A10	<i>Drypetes-Helicia</i> sub-montane evergreen broad-leaved forest (鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林)
C3A11	<i>Dysoxylum-Machilus</i> foothill evergreen broad-leaved forest (欉木屬-槲楠屬山麓闊葉林)
C5 Tropical mountain azonal forests	
C5A13	<i>Illicium-Cyclobalanopsis</i> tropical winter monsoon forest (八角茴香-桐屬熱帶季風林)
C6 Subtropical mountain azonal woodlands and forests	
C6A15	<i>Pyrenaria-Machilus</i> subtropical winter monsoon forest (烏皮茶-槲楠屬亞熱帶季風林)

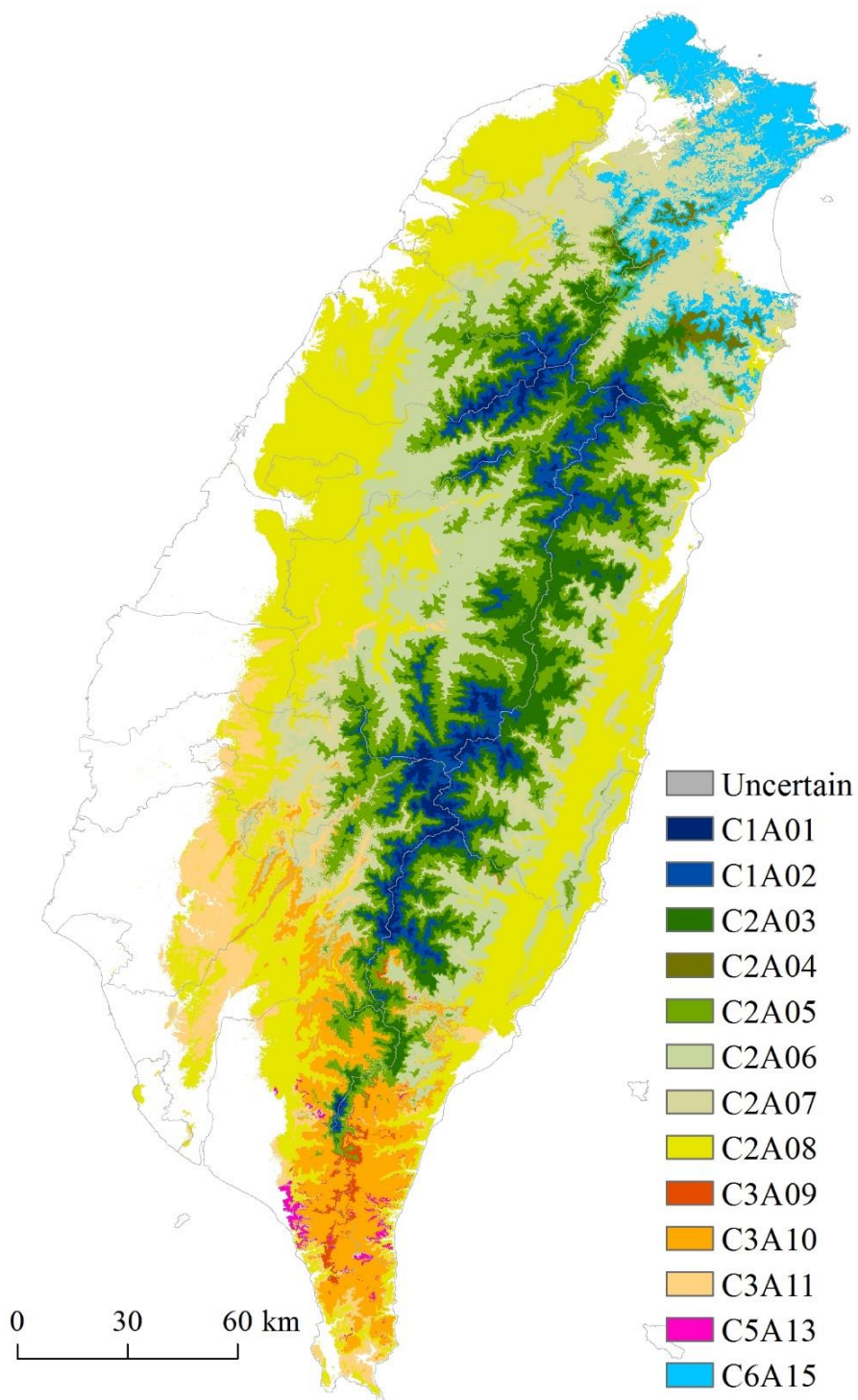


圖 2.4、前期計畫以 100m 為解析度，利用隨機森林模型產製臺灣本島 13 種與氣候相關森林型之潛在分布圖

2.4 森林適生分布預測及與前期計畫成果的比較

本年度完成 *clim.regression* 改善並具備產製生物相關氣候因子能力後，將利用新的氣候資料圖層進行森林適生分布預測，並比較生物相關氣候因子對於森林分布預測的準確度提升情形。

前期計畫之分析流程係以森林類型為應變量，以 *clim.regression* 產製之 57 類氣候因子為自變量，對單一植被類型建構一組隨機森林模型；再經由 13 類森林植被的 13 組隨機森林模型競爭比較，選定最優者為該地點的潛在森林類型。本研究將延續上述流程，但自變量除 *clim.regression* 原有的 57 類氣候因子外，另增納日尺度之生物氣候衍生因子（如各月冷積、各月積溫、連續不降雨日等），探討新增納氣候因子在森林分布預測模型內的重要程度，以及對於預測結果的改善情形。

三、結果與討論

3.1 植群計畫樣區資料及植群分類整理

本研究共整理植群計畫 3348 個樣區資料，並依樣區物種組成，分類為 7 群級、21 群團、91 群叢。參考 Li *et al.* (2013) 研究報告，抽取其中與氣候有關的 6 群級、13 群團、70 群叢分類單元及其對應樣區，做為建立氣候棲位模型的原始資料。至於分布狀況與氣候相關程度較低的植群類型，例如與崩塌及植物演替較相關的二葉松、赤楊植群類型；與地質因子相關程度較密切的高位珊瑚礁植群類型、太魯閣石灰岩植群類型；以及海岸林植群類型等；均不納入本計畫研究對象。本年度整理完畢的植群分類架構及各階層樣區數量，詳如表 2.2。

為建立各個植群分類單元的氣候棲位模型，利用 *clim.regression* 程式，對所有樣區位置（經度、緯度及海拔）產生 1986-2005 年為基

礎年期的氣候資料，共得 57 組氣候變量（表 2.3）。各樣區的 57 個氣候變量與樣區所屬之群團、群叢類別結合後，可計算不同植群分類單元的氣候特性，並做為機器學習法建立氣候棲位模型的訓練資料來源。以最基礎的 4 個溫度因子（6 月份均溫、12 月份均溫、年溫差、年均溫）及 4 個雨量因子（6 月降水、12 月降水、冬季降水年比例、年降水量）為例，從圖 2.5 的值域分布可概略觀察不同群團的氣候環境分化情形：例如 ALL01（亞高山針葉灌叢及森林）具有年均溫顯著低於其餘群團的特點；ALL09（柯屬-杜英屬山地霧林）具有溫度值域狹窄、冬季乾旱、夏季降水豐沛的特色；ALL15（烏皮茶-楨楠屬亞熱帶季風林）具有年溫差大、冬季降水年比例極高的特點等。如針對特定群團分布地點，則可進一步反映其下各群叢的氣候特徵。以 ALL03（檜木山地霧林）為例，圖 2.6 顯示了 ALL03 群團及其下各群叢的氣候值域分布狀況，從圖 2.6 可發現，檜木山地霧林之下各群叢生育環境雖然沒有顯著的溫度差異，但降水因子產生 3 群分化：分別為降水較為豐沛的 7 個群叢（ASS01-ASS07）；夏季較乾、冬季雨量變異範圍較低的 4 個群叢（ASS08-ASS11）；以及降水型態介於前兩群之間的第 12 群叢（ASS12）。

以上的例子顯示，僅憑數據觀察，即可從氣候因子的值域分布初略瞭解群團及群叢的棲位分化。而機器學習法（machine learning），最適合處理具有眾多變量的巨量資料統計，從中找出與應變量高相關的自變因子，在類別判定（discrimination）及預測（prediction）領域被廣為運用。圖 2.7 為本研究設計之氣候棲位模型建立流程：（1）首先利用所有樣區的「群團標誌」，經 *clim.regression* 程式獲得各群團樣區所在地點的 57 組氣候數據，再由隨機森林法進行氣候因子重要性排序，建立群團層級之統計預測模型；此步驟為前期計畫已發展成熟的方法。（2）第二步驟則針對群團層級模型預測之地理分布區，對其下所屬群叢建立更細一層級的統計預測模型。以圖 2.7（上圖）為例，即對 ALL02 群團（冷杉-鐵杉上部山地針葉林）的適生區域，利用

ALL02 以下所有群叢及樣區 (ASS01-ASS03) 建立群叢層級的預測模型 (下圖)，用以計算群團內各群叢 (如玉山箭竹-冷杉群叢、鐵杉-冷杉群叢、華山松-鐵杉群叢等) 的最適分布地點。

上述分析架構，採用類似階層樹 (hierarchical tree) 概念，依據高層級 (例如群團) 預測結果，動態建構次一層級 (例如群叢) 模型，並對高層級的地理分布提供次一層級的分類與分割，產出具有分類階層架構的森林分布預測圖資。本年度以南澳地區為例，分別試做群團及群叢層級的植群預測。結果顯示：群團層級模型的預測準確度較高 (94%)，但對於植群分布的細節描繪效果較差 (圖 2.8)；群叢層級模型則可精細描繪各群叢的地理分布細節，但準確度略低 (84%) (圖 2.9)。圖 2.8 及 2.9 係分別利用「群團」及「群叢」標誌完成的隨機森林預測，但未利用群團邊界為框架，限縮群叢階層模型的表現範圍，導致兩圖尚存在「植群類型邊界不一致」現象。

本年度試作之目的，僅在測試隨機森林模型分析群叢階層資料的可行性，嘗試瞭解其預測效果。依據本計畫核定期程，109 年度將以「發展群叢為單元的潛在植被預測與動態變遷模型」為主要目標。因此，下一年度將導入圖 2.7 所示的植群分類單元上、下階層關係，使群叢階層模型作用於群團之下的細部分類，亦即在維持現有群團模型的準確度基礎上，提供更細一階的圖面分類，並確保植群分類階層間的邊界一致，提高圖資的可利用性。

表 2.2、本年度完成整理之植群分類架構及各分類階層之對應樣區數量

樣區數	群級	群團	群叢代號	特徵物種
348	CLA10	High-mountain coniferous woodlands and forests		
107		ALL01	亞高山針葉灌叢及森林	
31			WO10010100	<i>Dryopteris alpestris</i> - <i>Juniperus squamata</i>
29			WO10010200	<i>Aconitum fukutomei</i> - <i>Juniperus squamata</i>
47			WO10010300	<i>Cystopteris fragilis</i> - <i>Abies kawakamii</i>
241		ALL02	冷杉-鐵杉上部山地針葉林	
28			FO10020100	<i>Yushania niitakayamensis</i> - <i>Abies kawakamii</i>
79			FO10020200	<i>Tsuga formosana</i> - <i>Abies kawakamii</i>
37			FO10020300	<i>Yushania niitakayamensis</i> - <i>Tsuga formosana</i>
27			FO10020400	<i>Pinus armandii</i> - <i>Tsuga formosana</i>
54			FO10020500	<i>Rhododendron pseudochrysanthum</i> - <i>Tsuga formosana</i>
16			FO10020600	<i>Photinia niitakayamensis</i> - <i>Picea morrisonicola</i>
1561	CLA20	Subtropical mountain zonal forests		
564		ALL03	檜木山地霧林	
14			FO20030100	<i>Machilus thunbergii</i> - <i>Chamaecyparis formosensis</i>
19			FO20030200	<i>Pasania hancei</i> v. <i>ternaticupula</i> - <i>Picea morrisonicola</i>
50			FO20030300	<i>Rhododendron formosanum</i> - <i>Chamaecyparis obtusa</i> v. <i>formosana</i>
94			FO20030400	<i>Rhaphiolepis indica</i> v. <i>tashiroi</i> - <i>Rhododendron formosanum</i>
69			FO20030500	<i>Vaccinium japonicum</i> v. <i>lasiostemom</i> - <i>Tsuga chinensis</i> v. <i>formosana</i>
103			FO20030600	<i>Machilus thunbergii</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
71			FO20030700	<i>Symplocos arisanensis</i> - <i>Cyclobalanopsis morii</i>
56			FO20030800	<i>Cyclobalanopsis sessilifolia</i> - <i>Chamaecyparis formosensis</i>
16			FO20030900	<i>Neolitsea acuminatissima</i> - <i>Pinus morrisonicola</i>
21			FO20031000	<i>Litsea elongata</i> v. <i>mushaensis</i> - <i>Cyclobalanopsis morii</i>
33			FO20031100	<i>Pasania kawakamii</i> - <i>Pseudotsuga wilsoniana</i>
18			FO20031200	<i>Sassafras randaiense</i>
57		ALL04	水青岡山地落葉霧林	
6			FO20040100	<i>Pasania konishii</i> - <i>Fagus hayatae</i>
24			FO20040200	<i>Carex filicina</i> - <i>Fagus hayatae</i>
10			FO20040300	<i>Michelia compressa</i> - <i>Fagus hayatae</i>

14		FO20040400	<i>Chamaecyparis obtusa</i> v. <i>formosana</i> - <i>Fagus hayatae</i>
3		FO20040500	<i>Enkianthus perulatus</i> - <i>Fagus hayatae</i>
321	ALL05	櫟屬山地闊葉林	
22		FO20050100	<i>Alnus formosana</i> - <i>Machilus japonica</i>
24		FO20050200	<i>Machilus japonica</i> - <i>Chamaecyparis formosensis</i>
76		FO20050300	<i>Oreocnide pedunculata</i> - <i>Machilus japonica</i>
18		FO20050400	<i>Camellia brevistyla</i> - <i>Machilus japonica</i>
28		FO20050500	<i>Lithocarpus lepidocarpus</i> - <i>Machilus zuihoensis</i> Hayata v. <i>mushaensis</i>
16		FO20050700	<i>Pseudotsuga wilsoniana</i> - <i>Tsuga chinensis</i> v. <i>formosana</i>
26		FO20050800	<i>Machilus japonica</i> - <i>Picea morrisonicola</i>
111		FO20050900	<i>Turpinia formosana</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
312	ALL06	槲楠屬-栲屬亞山地闊葉林	
55		FO20060100	<i>Euonymus laxiflorus</i> - <i>Engelhardia roxburghiana</i>
42		FO20060200	<i>Limlia uraiana</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i> f. <i>sessilis</i>
56		FO20060300	<i>Tricalysia dubia</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
16		FO20060400	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> s. <i>oldhamii</i> v. <i>kengii</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
93		FO20060500	<i>Meliosma callicarpifolia</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
37		FO20060600	<i>Gordonia axillaris</i> - <i>Engelhardia roxburghiana</i>
3		FO20060700	<i>Ormosia formosana</i> - <i>Calocedrus macrolepis</i> v. <i>formosana</i>
10		FO20060800	<i>Michelia compressa</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
209	ALL07	雅楠屬-槲楠屬亞山地闊葉林	
122		FO20070100	<i>Turpinia ternata</i> - <i>Machilus japonica</i> v. <i>kusanoi</i>
53		FO20070200	<i>Glycosmis citrifolia</i> - <i>Machilus japonica</i> v. <i>kusanoi</i>
34		FO20070300	<i>Hydrangea angustipetala</i> - <i>Machilus japonica</i>
98	ALL08	榕楠山麓闊葉林	
70		FO20080100	<i>Murraya paniculata</i> - <i>Ficus irisana</i>
28		FO20080200	<i>Radermachera sinica</i> - <i>Lagerstroemia subcostata</i>
317	CLA30	Tropical mountain zonal forests	
40	ALL09	柯屬-杜英屬山地霧林	
13		FO30090100	<i>Ilex uraiensis</i> - <i>Rhododendron formosanum</i>
20		FO30090200	<i>Helicia rengetiensis</i> - <i>Machilus japonica</i>
7		FO30090300	<i>Pasania dodoniifolia</i> - <i>Machilus thunbergii</i>
207	ALL10	鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林	
11		FO30100100	<i>Dysoxylum hongkongense</i> - <i>Drypetes karapinensis</i>
11		FO30100200	<i>Amentotaxus formosana</i>

46		FO30100300	<i>Cinnamomum subavenium</i> - <i>Litsea acutivena</i>
69		FO30100400	<i>Sloanea formosana</i> - <i>Drypetes karapinensis</i>
32		FO30100500	<i>Ilex cochinchinensis</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
18		FO30100600	<i>Castanopsis fabri</i>
20		FO30100700	<i>Castanopsis indica</i> - <i>Schefflera octophylla</i>
70	ALL11	控木屬-楨楠屬山麓闊葉林	
31		FO30110100	<i>Ficus benjamina</i>
25		FO30110200	<i>Dysoxylum hongkongense</i> - <i>Bischofia javanica</i>
14		FO30110300	<i>Glochidion zeylanicum</i> - <i>Wendlandia uvariifolia</i>
40	CLA50	Tropical mountain azonal forests	
40	ALL13	八角茴香-桐屬熱帶季風林	
5		FO50130100	<i>Syzygium formosanum</i> - <i>Keteleeria davidiana</i> v. <i>formosana</i>
24		FO50130200	<i>Antidesma hiiranense</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
11		FO50130300	<i>Euonymus tashiroi</i> - <i>Drypetes karapinensis</i>
177	CLA60	Subtropical mountain azonal woodlands and forests	
177	ALL15	烏皮茶-楨楠屬亞熱帶季風林	
30		FO60150100	<i>Hydrangea angustipetala</i> - <i>Myrsine seguinii</i>
23		FO60150200	<i>Symplocos glauca</i> - <i>Castanopsis cuspidata</i> v. <i>carlesii</i>
19		FO60150300	<i>Cyclobalanopsis sessilifolia</i> - <i>Litsea acuminata</i>
19		FO60150400	<i>Vaccinium emarginatum</i> - <i>Cyclobalanopsis longinux</i>
53		FO60150500	<i>Pyrenaria shinkoensis</i> - <i>Machilus thunbergii</i>
2		FO60150600	<i>Melastoma candidum</i> - <i>Keteleeria davidiana</i> v. <i>formosana</i>
31		FO60150700	<i>Bretschneidera sinensis</i> - <i>Machilus thunbergii</i>
2443		合計	

表 2.3、利用 clim.regression 對所有樣區產生的 57 組氣候變量，做為機器學習法建立氣候棲位模型的訓練資料

Climate variables	Definition
Monthly precipitation (PPT1 to PPT12)	
Mean annual precipitation (MAP)	
Mean summer precipitation (MSP)	Summation of precipitation from May to September
Ratio of winter precipitation (WPR)	$(PPT12+PPT1+PPT2)/MAP$ (Li et al., 2013)
Mean monthly minimum temperature (Tmin1 to Tmin12)	
Mean monthly temperature (Tave1 to Tave12)	
Mean annual temperature (MAT)	
Mean monthly maximum temperature (Tmax1 to Tmax12)	
Temperature difference (TD)	Tave7 minus Tave1
Annual heat:moisture index (AHM)	$(MAT+10)/(MAP/1000)$
Summer heat:moisture index (SHM)	$(Tave7)/(MSP/1000)$
Warmth index (WI)	Annual summation of mean monthly temperature higher than 5°C (Su, 1984b)
Precipitation deficiency (PD)	Difference between annual potential evapotranspiration and MAP (Su, 1985)

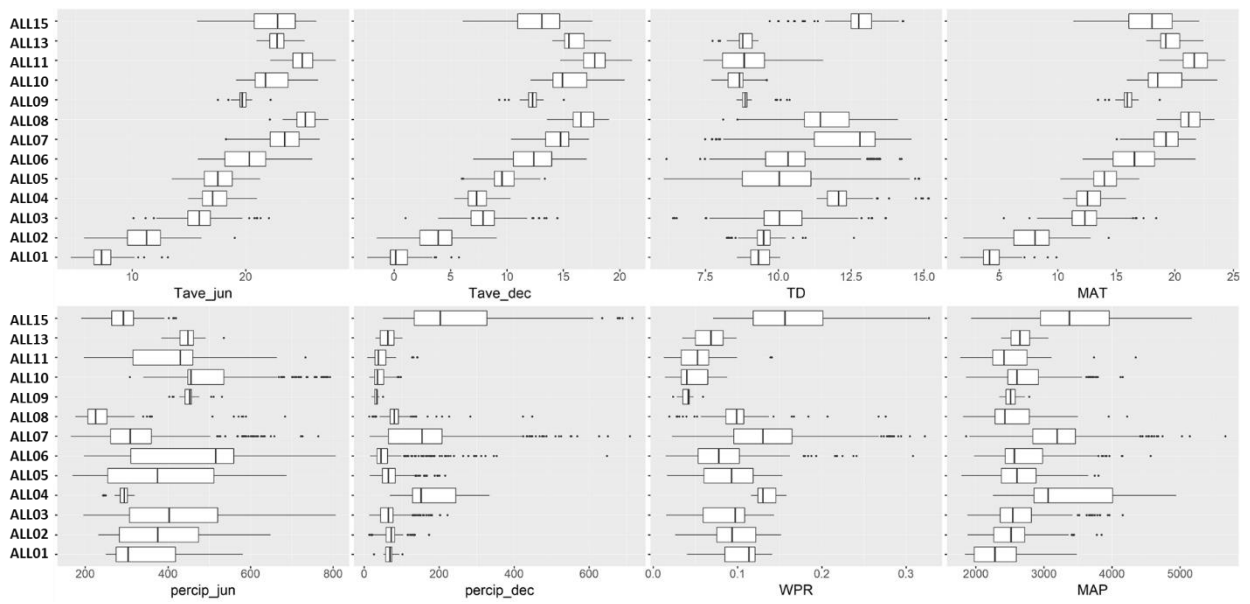


圖 2.5、植群計畫獲得地理分布與氣候相關的 13 種群團，經 clim.regression 產生氣候資料後，得到各群團的氣候因子值域分布

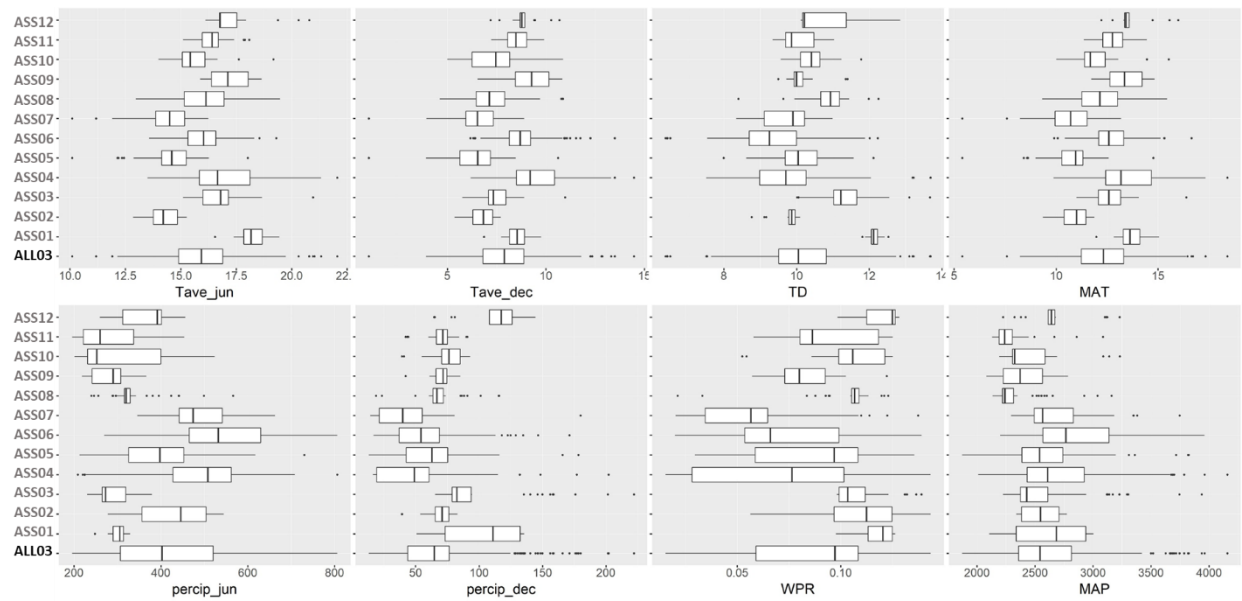


圖 2.6、以 ALL03 群團（檜木山地霧林）為例，獲得該群團、以及其下各群叢（ASS01-ASS12）的氣候因子值域分布

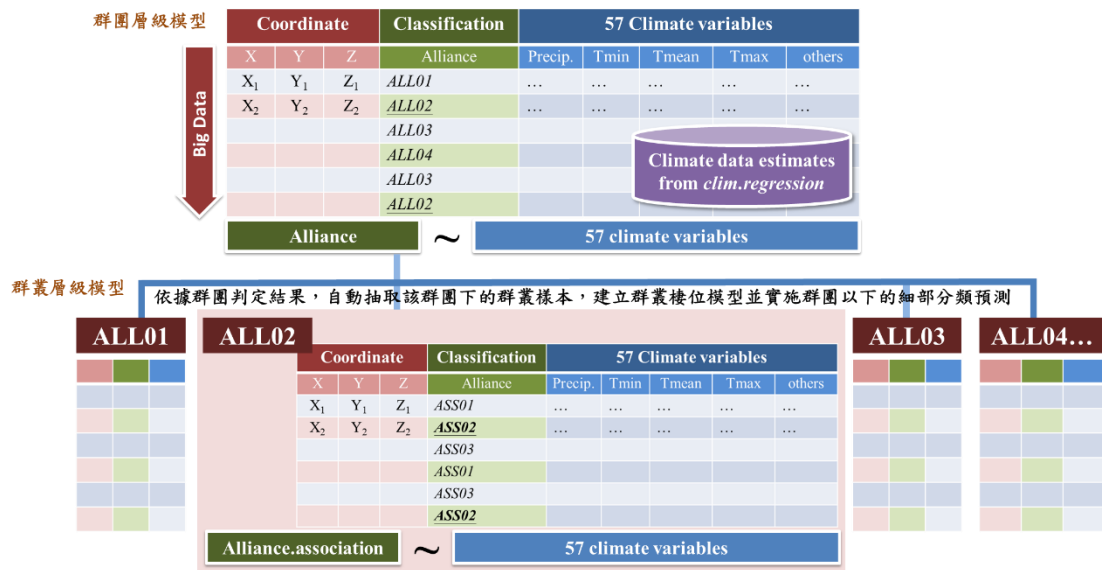


圖 2.7、本研究設計之氣候棲位模型建立流程。上半部為前期計畫發展成熟之方法，用來建構較高尺度的植群群團（alliance）棲位模型及預測分布。下半部本期計畫延伸之群叢層級模型，根據上層預測結果，抽取所屬樣區資料建構細部模型，對群團適生範圍進行更詳細的群叢分類與預測。

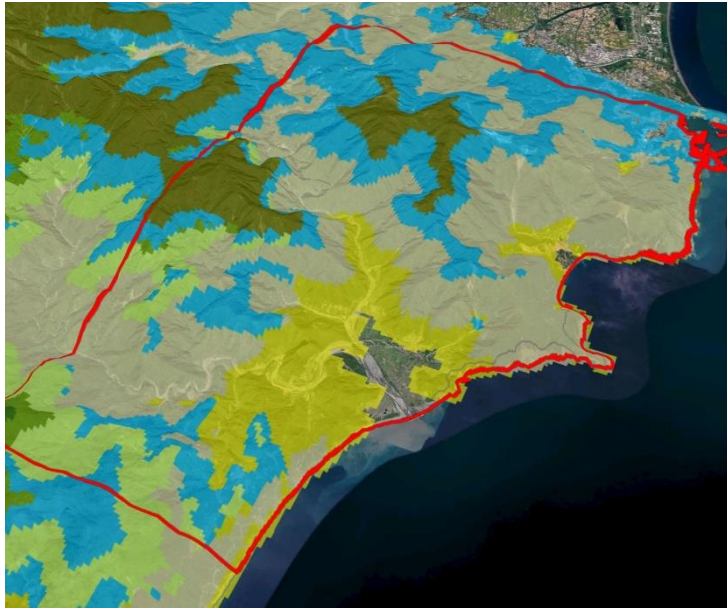


圖 2.8、以南澳地區為例，利用前期計畫方法，針對台灣 13 種森林類型（約當群團層級）建立之分布預測結果

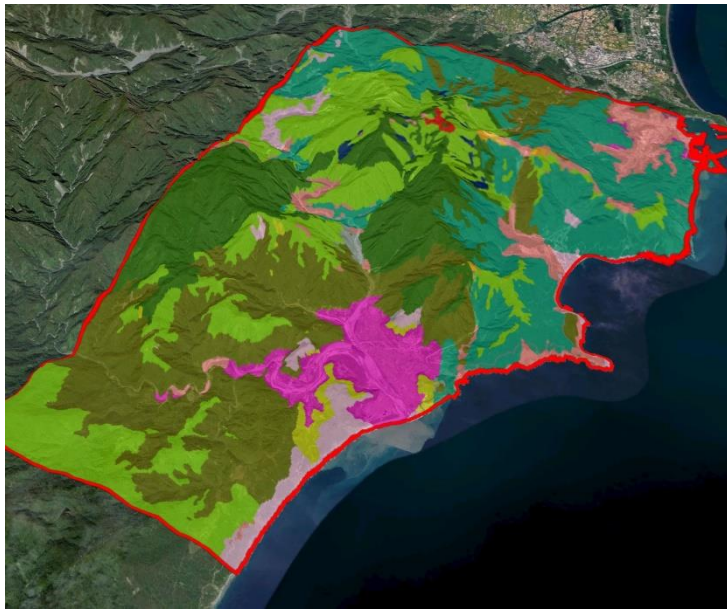


圖 2.9、利用樣區之群叢分類標誌，嘗試對南澳地區進行更詳細「氣候-植群」關係研究，並預測各群叢的地理分布

3.2 冷積 (Chilling-degress-days, CDD) 推估模型的建立

以 0°C 為基礎溫度，計算各網格中心當月低於 0°C 的日均溫總和為冷積溫度(CDD)，而後利用隨機森林分析冷積溫度與各月份均溫、各月份平均低溫、各月份平均高溫、各月份降水、年均溫、年降水、以及 *clim.regression* 所有衍生氣候變量的關係。以一月份冷積溫度隨機森林模型 (CDD1) 為例，一月均溫 (Tave_jan) 在該模型內佔有最高的解釋量，其次則為年均溫 (MAT)、一月平均低溫 (Tmin_jan)、一月平均高溫 (Tmax_jan)、六月均溫 (Tave_jun)，其餘氣溫因子及降水因子的相關程度較為輕微 (圖 2.10)。可以理解的是，一月份冷積溫度與當月氣溫及年均溫必有關聯；至於六月均溫為何被納入重要因子，推測係因一月冷積溫度出現地區多為寒冷的山頂，這類地區夏季氣溫通常低於其他山區，故使六月均溫與在一月份的冷積模型內佔有部分重要性。

冷積隨機森林模型建立後，以一月份為例，利用該模型對 1986–2005 年所有 5 公里網格中心產生一月份冷積溫度推估值(estCDD1)，再與當月實際資料(CDD1)進行成對比較(圖 2.11)。分析結果顯示，預測值與實測值間具有高相關 ($r=0.94$)，預測之平均絕對誤差則為 0.06°C/month。另以三維繪圖方式呈現一月冷積溫度與第一重要因子 (一月均溫)、第二重要因子 (年均溫) 之相關性，顯示一月均溫 10°C 以下、年均溫 16°C 以下地點，開始有一月冷積溫度大於 0°C 的可能 (也就是這些地點一月份開始有出現 0°C 以下氣溫的機會)(圖 2.12)。圖 2.12 黑色點位為 1986–2005 年所有 5 公里網格中心點實測之一月份冷積溫度對當月均溫及年均溫的分布狀況，明顯構成一個帶狀曲面；紅色點位則冷積隨機森林模型產生的預測值。觀察可見，紅色點位的散佈情形較黑色點位狹窄，顯示預測值大致落於實際觀測樣本的值域之內。

完成冷積隨機森林模型建置後，再利用 *clim.regression* 的氣候圖

層作為模型輸入值，達到產製山區冷積溫度圖層的目標。以圖 2.13 為例，先利用日尺度五公里網格資料建立各月份的冷積隨機森林模型後，再以 *clim.regression* 產生空間解析度為 250 公尺的月尺度氣候圖層；以 *clim.regression* 輸出圖層作為冷積模型的輸入項，即可獲得 250 公尺解析度的逐月冷積溫度圖層。我們的研究結果顯示，北臺灣每年的 11 月至隔年 4 月間，山區有可能出現 0°C 以下氣溫的機會。雪山、大霸尖山、南湖大山等 3000 公尺高山為 0°C 以下溫度最早出現、最晚結束的地點；但有一些海拔介於 1000–2000 公尺的山區，出現低溫的機率明顯偏高，例如烏來區阿玉山、南澳鄉太平山、南澳鄉大白山、南澳鄉飯包山、秀林鄉曉星山等地，從 12 月至隔年 3 月，都有 0°C 以下氣溫出現的機會。

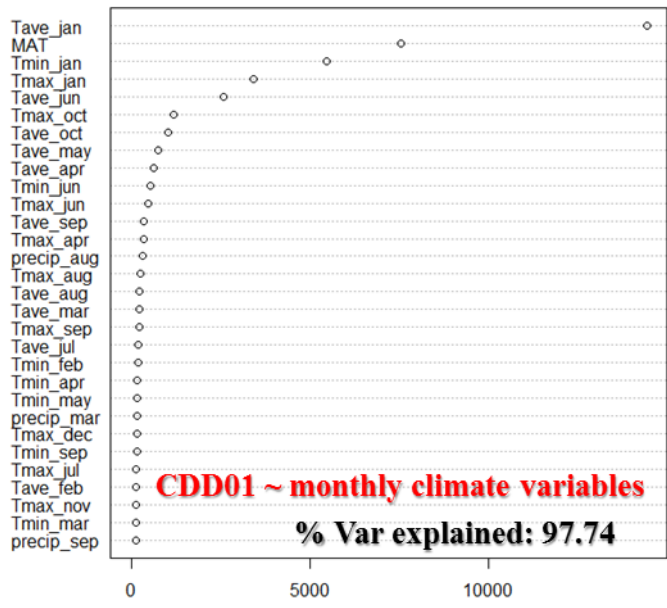


圖 2.10、各種月尺度氣候介量在一月份冷積隨機森林內的重要值排序

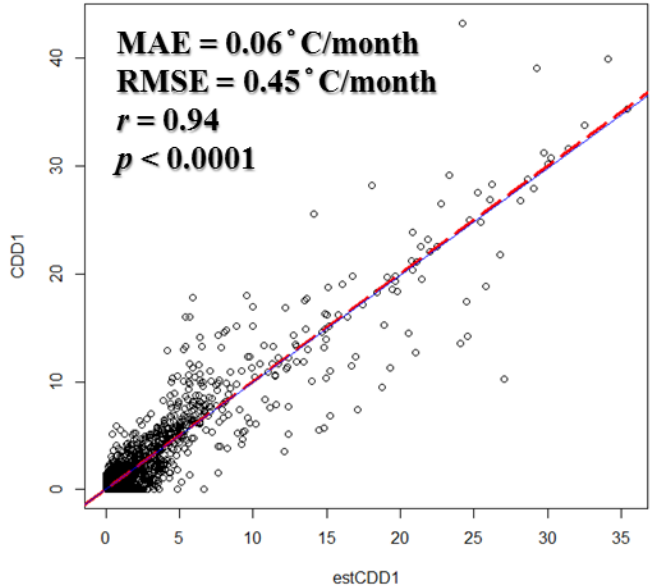


圖 2.11、利用一月份冷積溫度推估值 (estCDD1) 與當月實際資料 (CDD1) 進行比較。兩者相關係數 (r) 為 0.94，平均絕對誤差 (MAE) 為 0.06°C 。

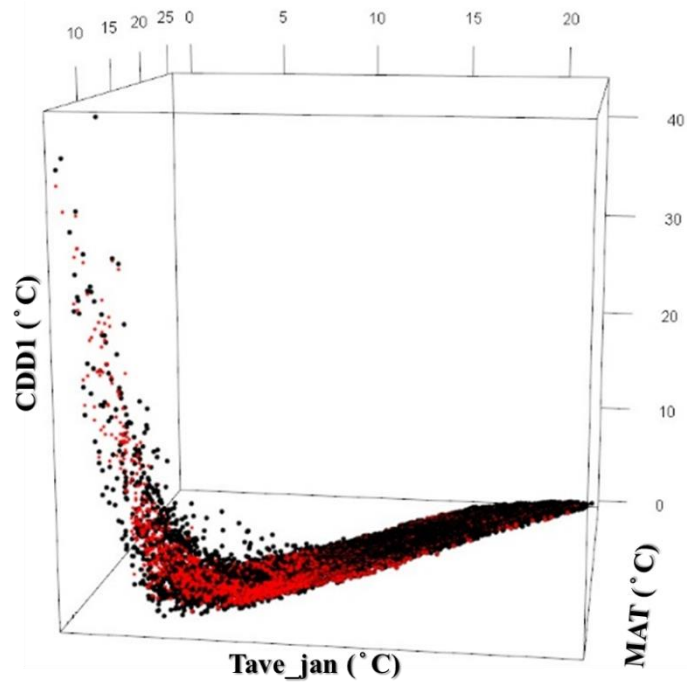


圖 2.12、一月冷積溫度與第一重要因子（一月均溫）、第二重要因子（年均溫）之相關性，顯示一月均溫 10°C 以下、年均溫 16°C 以下地點，開始有一月冷積溫度大於 0°C 的可能。

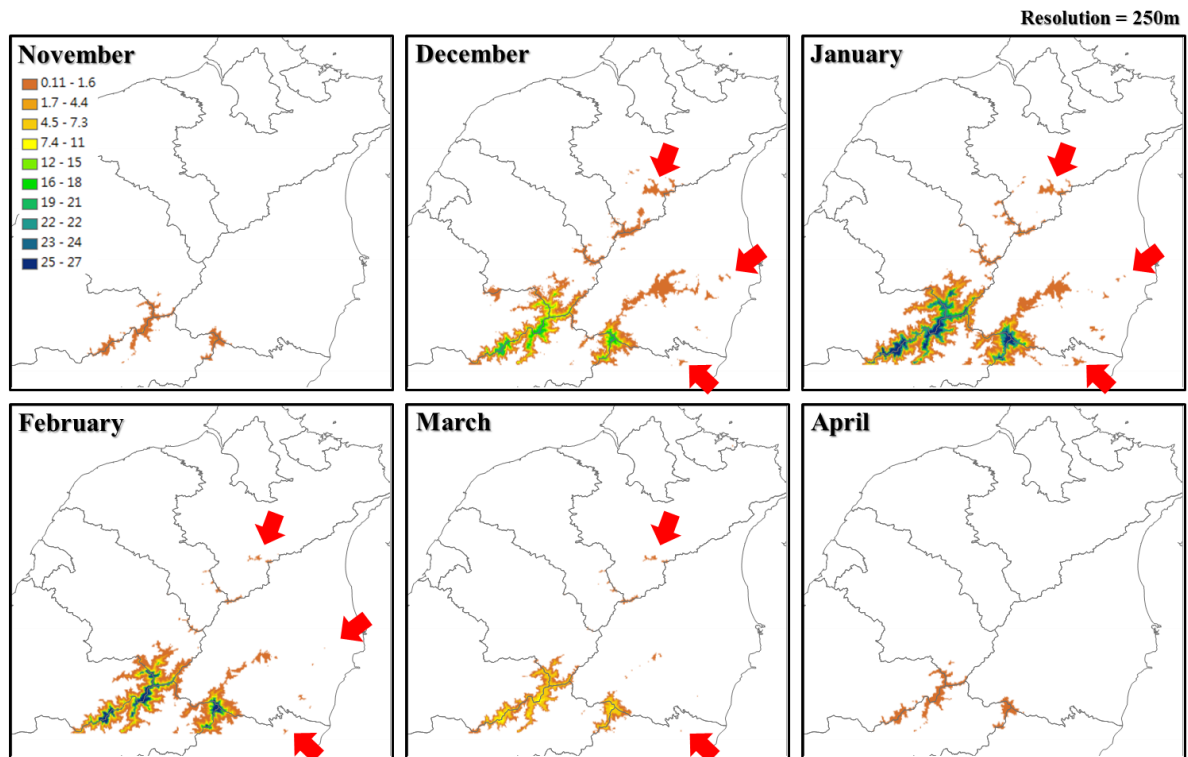


圖 2.13、利用冷積隨機森林模型，搭配 *clim.regression* 產製之月尺度氣候介量，即可在無固定尺度 (scale-free) 特性下，對山區進行各月份冷積溫度的估計。本圖係以 250 公尺解析度，對臺灣北部山區計算冷積溫度的逐月分布情形。

3.3 生長積溫 (Growing-degress-days, GDD) 推估模型的建立

運用與前一節類似的方法，但以 5°C 為基礎溫度，計算各網格中心當月高於 5°C 的日均溫總和為生長積溫 (GDD)，而後利用隨機森林分析生長積溫與各月份均溫、各月份平均低溫、各月份平均高溫、各月份降水、年均溫、年降水、以及 *clim.regression* 所有衍生氣候變量的關係。以一月份生長積溫隨機森林模型 (GDD1) 為例，一月均溫 (Tave_jan) 在該模型內佔有最高的解釋量，其次則為一月平均低溫 (Tmin_jan)、年均溫 (MAT)、一月平均高溫 (Tmax_jan)，其餘氣溫因子及降水因子的相關程度較為輕微 (圖 2.14)。

生長積溫隨機森林模型建立後，以一月份為例，利用該模型對 1986–2005 年所有 5 公里網格中心產生一月份生長積溫推估值 (estGDD1)，再與當月實際資料 (GDD1) 進行成對比較 (圖 2.15)。分析結果顯示，預測值與實測值間具有高相關 ($r=0.99$)，預測之平均絕對誤差則為 4.02°C/month。

另以三維繪圖方式呈現一月生長積溫與第一重要因子 (一月均溫)、第二重要因子 (一月平均低溫) 之相關性 (圖 2.16)。圖 2.16 黑色點位為 1986–2005 年所有 5 公里網格中心點實測之一月份生長積溫對當月均溫及當月平均低溫的分布狀況，明顯構成一個帶狀平面；紅色點位則為隨機森林模型產生的預測值。可見到紅色點雲與黑色點雲分布極為一致，顯示隨機森林模型對於生長積溫的預測效果應優於冷積溫度。

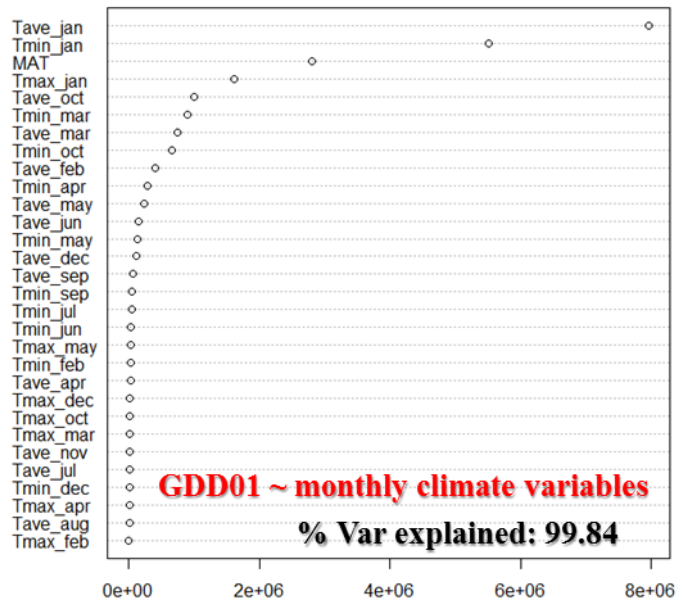


圖 2.14、各種月尺度氣候介量在一月份生長積溫隨機森林模型的重要值排序。

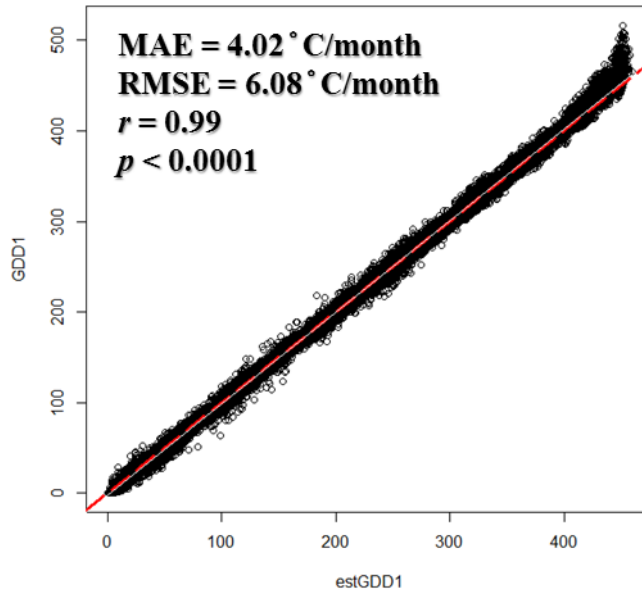


圖 2.15、利用一月份生長積溫隨機森林模型，針對 1986–2005 年所有 5 公里網格中心產生一月份生長溫度推估值 (estGDD1)，並與當月實際資料 (GDD1) 比較。

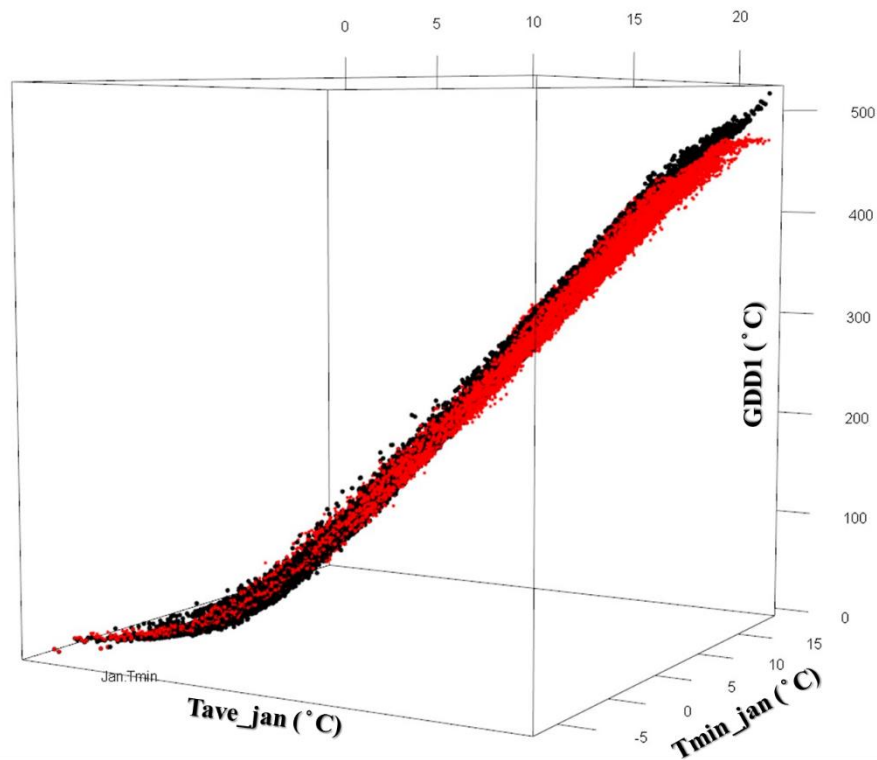


圖 2.16、一月生長溫度與第一重要因子（一月均溫）、第二重要因子（一月平均低溫）之相關性。除了在高溫端模型略有低估情形外，在其餘範圍均提供理想的預測結果。

3.4 年最大連續不降雨日圖層

年最大連續不降雨日是世界氣候組織（WMO）制訂的氣候指標之一，認為該指標與植被及生態系具有重要相關性，經常被用來反映潛在乾旱訊息。前期計畫係利用 TCCIP 提供之 5 公里網格月尺度資料，因缺乏日尺度資訊，故無法計算「日降雨」、「不降雨日」、「連續降雨日」等訊息。利用本年度新取得的 TCCIP 日尺度資料，以及國家災害防救科技中心提供之「台灣氣候變遷關鍵指標圖集」原始資料，萃取 1986-2005 年期間的年最大連續不降雨日空間分布，製成 5 公里解析度的年最大連續不降雨日圖層（圖 2.17）。而後將植群樣區與本

圖層套疊，根據各樣區所在位置，擷取當地最大連續不降雨日數據，納入氣候棲位分析的因子之一。

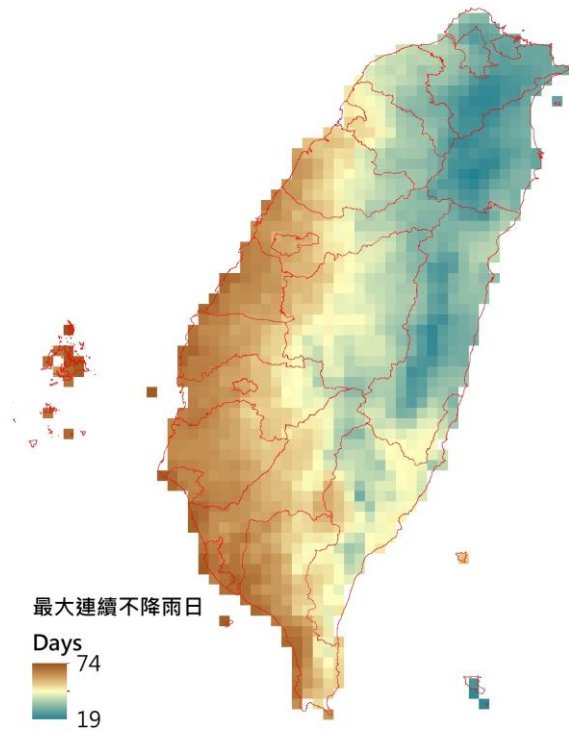


圖 2.17、1986-2005 年期間，全台灣 5 公里尺度的年最大連續不降雨日空間分布情形。苗栗以南的西部沿岸至恆春半島西半側、以及澎湖群島，較容易有連續乾早期的出現。

3.5 新增氣候因子，對前期計畫森林分布預測的改善效果

前期計畫利用 *clim.regression* 產生的 57 組月尺度氣候變量進行棲位模型建構。本年度則利用新完成的 25 個氣候因子：月冷積溫度（12 個）、月生長積溫（12 個）及年累積最大不降水日數（1 個），合併原有的 57 個月尺度變量，共獲得 82 個氣候因子，據以重新建立棲位模型。經前後期成果比較，探討日尺度資料衍生因子對於原模型的改善

程度。

結果發現，日尺度衍生氣候因子的加入，改變了原模型的重要變量組成與結構（表 2.4）。有四種森林的第一重要因子被日尺度衍生變量取代，分別為：水青岡山地落葉霧林（C2A04，1 月冷積）、櫟屬山地闊葉林（C2A05，3 月冷積）、楨楠屬-栲屬亞山地闊葉林（C2A06，1 月冷積）及八角茴香-桐屬熱帶季風林（C5A13，年累積最大不降雨日）；有四種森林的第二重要因子被日尺度衍生變量取代，分別為：檜木山地霧林（C2A03，12 月生長積溫）、櫟屬山地闊葉林（C2A05，11 月冷積）、雅楠屬-楨楠屬亞山地闊葉林（C2A07，9 月生長積溫）及鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林（C3A10，年累積最大不降雨日）。

整體來說，冷積及生長積溫的加入，對於溫帶及亞熱帶山地森林的棲位模型帶來較大的改變，並將原有的月尺度氣候因子排序向後推移。此一結果可解釋為：冷積及生長積溫與月尺度因子的合併使用，更能對溫帶及亞熱帶山地森林的棲位特性進行細微的統計描述。在熱帶森林部分，顯示年累積最大不降雨日是相當重要的氣候因子，應與台灣南部乾濕季節較分明的環境特性有關。高山部分，日尺度因子加入後對原模型的影響程度相對輕微。

表 2.4、前期計畫僅利用月尺度氣候資料，以及本年度整合月尺度及日尺度氣候資料，對 13 種森林類型建立棲位模型，並列出各模型前 10 名重要因子。粗體標示者，為新加入、且被篩選為重要因子的日尺度變量。

C1A01		C1A02		C2A03		C2A04		C2A05	
月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度
Tmax_may	Tmax_may	Tmax_jun	Tmax_jun	Tave_dec	Tave_dec	Tmax_dec	CDD1	Tave_jun	CDD3
Tmax_jun	Tmax_jun	Tmax_may	Tmax_may	Tave_jan	GDD12	Tmax_jan	Tmax_dec	Tmin_may	CDD11
Tmax_apr	Tmax_apr	Tmax_apr	Tmax_apr	Tmax_feb	Tave_jan	Tmax_feb	CDD2	Tave_may	Tave_jun
Tmax_mar	Tmax_mar	Tmax_mar	Tmax_mar	Tave_feb	Tmax_feb	Tmax_nov	Tmax_feb	Tmax_jun	GDD6
Tmax_feb	Tmax_feb	Tmax_sep	Tmax_sep	Tave_mar	Tave_feb	TD	Tmax_jan	Tave_oct	GDD5
Tmax_jan	Tmax_jan	Tmax_aug	Tmax_aug	Tmax_jan	GDD1	precip_jan	TD	MAT	Tmin_may
Tmax_dec	Tmax_jul	Tmax_jul	Tmax_jul	Tave_nov	Tave_mar	WPR	precip_jan	WI	GDD9
Tmax_aug	Tmax_aug	Tmax_feb	Tmax_feb	Tmax_dec	GDD2	precip_sep	Tmax_nov	Tave_sep	GDD10
Tmax_jul	Tmax_dec	Tave_sep	GDD6	Tmin_dec	Tmax_jan	Tmin_feb	CDD12	Tmax_feb	Tmax_jun
Tave_mar	CDD1	Tave_jun	GDD7	MAT	Tmax_dec	Tmin_jan	WPR	Tmax_dec	Tmax_feb

C2A06		C2A07		C2A08		C3A09		C3A10	
月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度
precip_feb	CDD1	Tave_sep	Tave_sep	Tmax_nov	Tmax_nov	precip_apr	precip_apr	precip_mar	precip_mar
Tmax_nov	precip_feb	Tmin_may	GDD9	Tmax_oct	Tmax_oct	precip_mar	precip_mar	precip_feb	drought
Tave_nov	drought	Tave_may	Tmin_may	Tmax_dec	Tmax_dec	precip_feb	precip_feb	TD	precip_feb
Tmax_mar	Tmax_nov	precip_mar	precip_mar	Tave_may	Tmax_sep	WPR	drought	Tmax_jan	TD
Tmax_oct	Tave_nov	Tmin_sep	GDD5	Tmax_may	Tmax_may	precip_jul	WPR	WPR	Tmax_jan
Tmax_apr	Tmax_oct	Tave_apr	Tave_may	Tmax_sep	Tave_may	precip_jan	precip_jul	Tmax_feb	WPR
Tmin_jun	Tmax_mar	Tmax_sep	GDD4	MAT	GDD5	precip_dec	precip_dec	precip_jan	Tmax_feb
Tave_jun	Tmax_apr	Tave_aug	Tmax_sep	Tave_oct	Tave_nov	precip_aug	precip_jan	Tmax_dec	precip_jan
Tmax_dec	Tmin_jun	Tmin_oct	Tmin_sep	WI	GDD10	precip_may	precip_aug	Tave_jan	precip_oct
Tave_apr	WPR	Tave_oct	precip_apr	Tave_nov	Tmax_feb	TD	precip_may	precip_jul	Tmax_dec

C3A11		C5A13		C6A15	
月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度	月尺度	月尺度及日尺度
Tave_feb	Tmax_feb	precip_jul	drought	TD	TD
Tmax_jan	Tmax_jan	TD	precip_jul	precip_nov	precip_nov
Tmax_feb	Tave_feb	Tmin_jan	TD	precip_dec	precip_dec
Tave_jan	GDD2	precip_mar	Tmin_jan	precip_jan	precip_jan
Tmax_dec	Tave_jan	precip_apr	precip_mar	precip_oct	precip_oct
Tave_mar	GDD1	Tmin_dec	precip_apr	WPR	drought
Tmax_mar	Tmax_dec	AHM	Tmin_dec	precip_sep	WPR
Tmax_nov	Tmax_mar	precip_aug	AHM	precip_feb	precip_sep
Tave_dec	Tmax_nov	precip_may	precip_aug	precip_jul	precip_feb
Tmax_apr	GDD3	MSP	precip_may	MAP	precip_jul

隨機森林模型建構過程中，變量篩選程序 (variable selection) 是必要的程序，透過重要因子逐個加入，觀察模型袋外錯誤率 (OOB rate) 的變化，並在某個因子加入而錯誤率卻沒有顯著降低時，即停止變量篩選。此程序可篩去大部分對棲位模型沒有貢獻的氣候因子。以本研究為例，即使原始資料採用高達 82 個氣候因子，最終也可能僅篩選出 3 到 5 個足以代表棲位特性的因子，但卻可保持統計模型的簡約與計算效率，避免過度擬合的發生。本研究採用 R 軟體的 VSURF package (Genuer *et al.*, 2015) 作為變量篩選工具。以柯屬-杜英屬山地霧林 (C3A09) 棲位模型的變量篩選過程為例，圖 2.18 顯示了僅利用月尺度氣候資料建構之棲位模型 (紅色虛線) 與合併月尺度及日尺度氣候資料之棲位模型 (藍色實線) 的結果差異。就月尺度模型而言，VSURF 篩選得依序為 3 月降雨量、2 月降雨量、冬季降雨年比例、4 月降雨... 等 10 個重要因子，用以描述 C3A09 森林的氣候特性，模型驗證顯示 10 個因子全部納入隨機森林時，預測錯誤率為 5.57%。在月尺度、日尺度資料合併後，VSURF 篩選後認為僅需要 3 個氣候因子就足以代表 C3A09 的棲位特性了，分別為：3 月降雨量、2 月降雨量及年最大連續不降雨日，且這 3 個因子組合後的模型，預測錯誤率為 5.59%。與先前利用 10 個月尺度因子組成的模型相比，兩個模型的預測錯誤率並無顯著差異。

雖然兩個模型的預測準確度相同，但是後者的組成因子極為簡約，更容易對模型做出有意義的生態解釋。此外，10 個因子與 3 個因子的隨機森林模型相比，在處理巨量資料分析與預測的效率將是天差地遠，更可凸顯日尺度因子加入後對於資料分析效率及模型解釋程度的巨大改善。

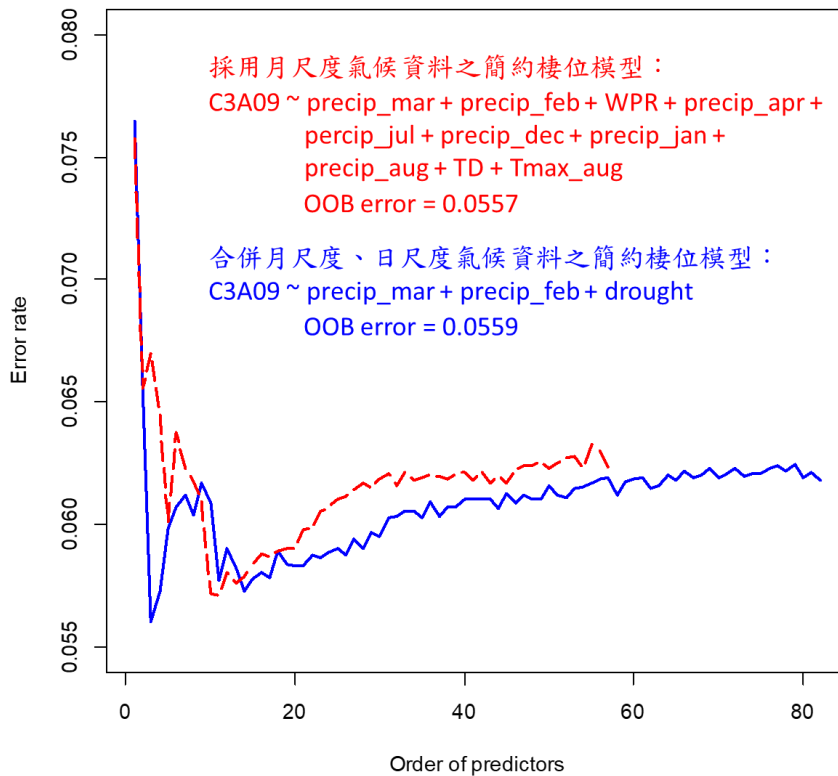


圖 2.18、僅利用月尺度氣候因子（紅色虛線）及合併日尺度與月尺度資料（藍色實線）建構 C3A09 的隨機森林模型，氣候變量逐步篩選過程中的模型袋外錯誤率變化。對 C3A09 森林而言，第三個因子（年最大累積不降雨日數）的加入，使得日尺度模型的錯誤率快速降低，使得僅需利用前三因子即可有效模擬其棲位特性。月尺度模型的預測錯誤率則隨逐個因子加入漸次降低，至第 10 因子時方停止篩選。

四、績效指標與期末評核標準達成情形

(一) 績效指標：

	細項指標	預估量化值	實際達成數	說明
學術著作發表	國內期刊論文	1	1	投稿國際期刊 1 篇，於 108 年 12 月發表於 Ecological Research 期刊。
	國內研討會論文	2	4	108.01 動物行為與生態研討會口頭報告。 108.03 臺灣與東亞植物分類研究暨彭鏡毅老師紀念研討會口頭報告。 108.03 台灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台-統計降尺度日資料應用座談會口頭報告。 108.07 林業試驗所 2019 年集水區經營研討會口頭報告。
	研究報告	1	1	農委會科技計畫研究報告 1 式。

(二) 期末評核標準：

評核標準	達成情形
完成國家植群多樣性調查計畫樣區資料整理，產製各樣區對應之高解析度歷史氣候資料。	已整理植群計畫 3348 個樣區資料，並依樣區物種組成，分類為 7 群級、21 群團、91 群叢。抽取其中與氣候有關的 6 群級、13 群團、70 群叢分類單元及其對應樣區，做為建立氣候棲位模型的原始資料。並對所有樣區位置（經度、緯度及海拔）產生 1986-2005 年為基礎年期的氣候資料，共得 57 組氣候變量，詳如圖 2.5 及圖 2.6。

利用新產製之生物氣候因子，針對前期計畫研究之 13 種森林類型，比較納入生物氣候因子前後的棲位模型解釋能力與預測精度。

以南澳地區為例，分別試做群團及群叢層級的植群預測。結果顯示：群團層級模型的預測準確度較高（94%），但對於植群分布的細節描繪效果較差（圖 2.8）；群叢層級模型則可精細描繪各群叢的地理分布細節，但準確度略低（84%）（圖 2.9）。

此外，本年則利用新完成的 25 個氣候因子：月冷積溫度（12 個）、月生長積溫（12 個）及年累積最大不降水日數（1 個），合併原有的 57 個月尺度變量，共獲得 82 個氣候因子，據以重新建立棲位模型。經前後期成果比較，探討日尺度資料衍生因子對於原模型的改善程度（表 2.4）。

五、參考文獻

- 周佳等 (2017) 台灣氣候變遷科學報告 2017。科技部。
- 郭華仁 (2017) 農作物採收期的預估。觀點種子網。
- 謝長富等 (2018) 林務局「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」成果報告書。
- Bailey, R.G. (1983) Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management*, 7, 365–373. <https://doi.org/10.1007/BF01866919>
- Brinkmann, K., A. Patzelt, E. Schlecht and A. Buerkert (2011) Use of environmental predictors for vegetation mapping in semi-arid mountain rangelands and the determination of conservation hotspots. *Applied Vegetation Science*, 14, 17–30. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01097.x>
- Fang, J.-Y., Y.-C. Song, H.-Y. Liu and S.-L. Piao (2002) Vegetation-climate relationship and its application in the division of vegetation zone in China. *Acta Botanica Sinica*, 44, 1105–1122.
- Genuer, R., J.M. Poggi and C. Tuleau-Malot (2015) VSURF: an R package for variable selection using random forests. *The R Journal*, 7(2), 19–33.
- Hansen, A.J. and L.B. Phillips (2015) Which tree species and biome types are most vulnerable to climate change in the US Northern Rocky Mountains? *Forest Ecology and Management*, 338, 68–83.
- Holdridge, L.R. (1947) Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science*, 105, 367–368. <https://doi.org/10.1126/science.105.2727.367>

- Klassen, H.A. and P.J. Burton (2015) Climatic characterization of forest zones across administrative boundaries improves conservation planning. *Applied Vegetation Science*, 18, 343–356.
<https://doi.org/10.1111/avsc.12143>
- Li, C.-F., M. Chytrý, D. Zelený, M.-Y. Chen, T.-Y. Chen, C.-R. Chiou, Y.-J. Hsia, H.-Y. Liu, S.-Z. Yang, C.-L. Yeh, J.-C. Wang, C.-F. Yu, Y.-J. Lai, W.-C. Chao and C.-F. Hsieh (2013) Classification of Taiwan forest vegetation. *Applied Vegetation Science* 16: 698-719.
- Liaw, A. and M. Wiener (2002) Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3), 18–22.
- Lin, C.-Y. and C.-P. Tung (2017) Procedure for selecting GCM dataset for climate risk assessment. *Terr. Atmos. Ocean. Sci.*, 28, 43-55, doi: 10.3319/TAO.2016.06.14.01(CCA)
- Lin, H.-Y., J.-M. Hu, T.-Y. Chen, C.-F. Hsieh, G. Wang and T. Wang (2018) A dynamic downscaling approach to generate scale-free regional climate data in Taiwan. *Taiwania*, 63, 245–266.
<https://doi.org/10.6165/tai.2018.63.251>
- Martin, P.H., R.E. Sherman and T.J. Fahey (2007) Tropical montane forest ecotones: climate gradients, natural disturbance, and vegetation zonation in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Journal of Biogeography*, 34, 1792–1806.
<https://www.jstor.org/stable/4640645>
- Matsui, T., K. Nakao, M. Higa, I. Tsuyama, Y. Kominami, T. Yagihashi and N. Tanaka (2018) Potential impact of climate change on canopy tree species composition of cool-temperate forests in Japan using a

multivariate classification tree model. *Ecological Research*, 33, 289–302. <https://doi.org/10.1007/s11284-018-1576-2>

Rehfeldt, G.E., N.L. Crookston, C. Sáenz-Romero and E.M. Campbell (2012) North American vegetation model for land-use planning in a changing climate: a solution to large classification problems. *Ecological Applications*, 22, 119–141. <https://doi.org/10.1890/11-0495.1>

Rehfeldt, G.E., N.L. Crookston, M.V. Warwell and J.S. Evans (2006) Empirical analyses of plant-climate relationships for the western United States. *International Journal of Plant Sciences*, 167, 1123–1150. <https://doi.org/10.1086/507711>

Su, H.-J. (1984) Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (I). Analysis of the variations in climatic factors. *Quarterly Journal of Chinese Forestry*, 17, 1–14.

Wang, T.L., A. Hamann, D.L. Spittlehouse and T.Q. Murdock (2012) ClimateWNA – High-resolution spatial climate data for western North America. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 51:16-29.

Wang, T.L., A. Hamann, D. Spittlehouse and C. Carroll (2016a) Locally downscaled and spatially customizable climate data for historical and future periods for North America. *PLOS ONE*. DOI: 10.1371/journal.pone.0156720.

Wang, T.L., G.Y. Wang, J. Innes, C. Nitschke and H.J. Kang (2016b) Climatic niche models and their consensus projections for future climates for four major forest tree species in the Asia-Pacific region.

Forest Ecology and Management 360:357-366.

Weng, S.-P. and C.-T. Yang (2012) The construction of monthly rainfall and temperature dataset with 1km gridded resolution over Taiwan area (1960-2009) and its application to climate projection in the near future (2015-2039). *Atmospheric Sciences* 40(4): 349-369. [in Chinese with English summary]

Zhu, H., Yong C., Zhou S., Wang H. and Yan L. (2015) Vegetation, floristic composition and species diversity in a tropical mountain nature reserve in southern Yunnan, SW China, with implications for conservation. *Tropical Conservation Science*, 8, 528–546.
<https://doi.org/10.1177/194008291500800216>

第三章 氣候變遷下高易危的台灣水青岡生態系之

調適、監測與保育研究

摘要

氣候變化或極端氣候對於植群與植物之「殘存地點」，如近來 Hannah(2014)所謂的所提之堅守點概念，本研究以台灣水青岡生態系為一實際案例進行保育評估，擬定適宜之保育策略與實務方法。依據長期氣候變遷對殘存地點，可依伴隨植物特性、週邊環境潛在威脅等因子，瞭解各殘存地點生態系及物種之保育急迫性，提出優先次序，建立保育平台及到各區域的林管處進行整合及實行工作會議，使用 ACT 進行保育平台的架構來減緩氣候變遷對於稀有植群與植物的衝擊到決策和策略規劃過程。

另持續進行大白山至大南澳嶺地區和銅山地區的植群與地景的監測；並配合歷年的颱風資訊回推過去的植群變化與颱風的關係，彙整出地景(無人載具)、植群、族群及物候的可執行監測方式及指標，提供給林管處使用。

今年在新竹及羅東林區管理處各完成一次水青岡森林會議，並討論台灣水青岡森林在氣候變遷下之調適與保育。以台灣地區的台灣水青岡森林的網格分析，大白山-蘭崁山地區明顯比插天山及銅山森林的伴生殼斗科植物多為楠櫨林帶或櫟林帶下層的植物，並在對高易危大白山-蘭崁山地區五個小族群的野外樣地完成初步監測調查，森林下層多為楠櫨林帶或櫟林帶下層伴生殼斗科植物的幼樹及小苗，同時也發現近年來下層的玉山箭竹大量開花死亡，未來應持續追蹤台灣水青岡森林與族群的變化。

關鍵詞：脆弱度、適應性經營、風險管理、無性繁殖

一、前言

近年來全球氣候變遷造成溫度增加與降雨型態改變，極端氣象事件頻繁，導致生態系遭受衝擊而變得更為脆弱，並影響森林生態系的經營管理 (IPCC, 2007; Joyce *et al.*, 2014)。全世界的科學家、管理者和決策者，均提倡創新手法的發展，以減少氣候變遷對於物種、生態系統和生態功能的影響，為了避免特稀有物種及其棲地的滅絕消失，亦已依據現有知識基礎及風險程度，針對評估屬氣候變遷影響之高風險物種及族群，在特定地區的特定物種發展一個量身訂做的管理手法及適宜之保育策略，來進行保育工作的實質推動 (Staudinger *et al.*, 2012；邱祈榮，2013)。

台灣地區根據林務局 2015 至 2017 年「氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫成果，已初步瞭解全臺灣維管束植物在長期氣候變遷影響下可能的殘存分布地點，亦初步提出風險較高且應積極保育之物種與族群；小尺度方面，則已針對臺灣水青岡及南仁山植群等案例地點，對於生物社會以至物種層級可能遭受氣候變遷之衝擊與影響部分，完成初步的研究與評估。

生物的棲息環境除了受到大尺度氣候影響以外，由於局部地形或區域的微氣候條件差異，使得某些小尺度地點可能出現暖化趨勢較緩的現象，例如陡峻山區的谷地、冷涼的迎風地點或高原的冷袋(coldair drainage)地形等，生物在這些地點有較高的機會躲避暖化威脅、降低滅絕風險 (Skov and Svenning, 2004)。因此，科學界將暖化架構下的潛在冷涼棲地稱為「間冰期避難所 (interglacial refugia)」 (Rull, 2009；2010；Stewart *et al.*, 2010；Kimura *et al.*, 2014；Keppel and Wardell-Johnson, 2015；Stimokawabe *et al.*, 2015；Tzedakis 2013)。Hannah 與 Keppel 認為，微避難所面積與規模相對為大，這些地點在暖化情境下仍可維持較為長久的冷涼微氣候，避難物種有機會在此處

靜待下一次地球冷期循環的來臨。日本圓齒水青岡(*Fagus crenata*)的研究也發現，當氣候變暖，整個水青岡植群帶有向上及向北遷移的趨勢，而低海拔的族群也出現種子產量稀少、林下無小苗、更新不良及漸漸被常綠闊葉樹取代的現象；因此也在尋找水青岡森林間冰期的避難所即及針對低海拔的族群進行調適、監測與保育之研究(松井哲哉等，2007；2009；原正利，2006)。

本計畫認為，Kepple 及 Hannah 等人發展之研究架構與「殘存地點」概念頗為近似，且澳洲團隊已完成氣候變遷下的微避難所之案例研究，證實該架構具有實務應用性。台灣應亦可利用林務局 2015 至 2017 年「氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫成果，資料與研究基礎，仿照保育標的物之適應性經營(ACT)架構概念，推動本土性之分析與評估及調適、監測與保育之研究和管理。例如將前期研究結果已確定台灣水青岡森林為高易危地點，並透過多模式的情境模擬，找出這些高易危生態系隨氣候變遷的可能遷徙路徑與避難地點。並針對台灣水青岡森林已進行的詳細植群調查及分類，同時劃設樣點進行植群與族群的監測，並進行瀕危族群的復育。然而前期計畫只做到 ACT 行動的確認保育標的物、建構概念模式及發展一套模擬的氣候變遷情境和初步提供出經營管理行動；並未訂出管理行動之優先順序、實行優先順序的管理行動監測行動有效性及目標物之進展，調整無效率的行動或隨需要修正計畫。計畫尚可針對台灣水青岡森林的高易危地點建置更細緻的現地詳細的監測，及配合林管處現地的施作，將更有利於細部地點的保育與經營管理。

本計畫旨在解決以下問題：

(1)利用前期計畫的基礎，建立臺灣細部潛在氣候植群的預測模型，並依據氣候變遷情境，對高易危地點的動態變化模擬資訊和過去 30 年的變遷資訊，過去的遺傳、植群與族群調查資料，建構更細緻的保育標的物之適應性經營(ACT)概念架構（以群叢、標的物種或族群個

體為原則），提升氣候變遷下區域細緻化的經營與保育台灣水青岡森林。

(2)對高易危台灣水青岡生態系進行地景、植群、族群及個體的監測方式，將針對宜蘭地區不同小區域的監測方式做調查與重整，除架構出監測頻度與方法外，並提供給宜蘭地區的羅東林區管理處及新竹林區管理處同步的監測與管理方式，以提升氣候變化對高易危台灣水青岡生態系在保育上的應用。

(3)針對羅東及新竹林區管理處所需就地與遷地保育的台灣水青岡高易危生態系及其特性，可以用工作會議等方式的保育平台，協助各林管處依受危生態系的出現區域，劃出遷徙廊道或建立採種、嫁接、扦插等育苗體系或採穗園、撫育及再引種等技術，推動原生育地鄰近區域之輔助移植及族群復育工作，或提供該物種於野外或復育地區的植群與族群監測。

(4)提供對高易危台灣水青岡生態系的監測資料，調校植群預測與動態變遷模型，檢討臺灣森林變遷預測研究的準確性並進行必要修正，提高對於小尺度植群變化趨勢的掌握能力，使我國森林保育政策與全球氣候變遷趨勢迅速接軌。

二、前人研究

2.1 保育標的物之適應性經營(ACT)

全球的科學家、管理者和決策者，均在提倡創新手法的發展，以減少氣候變遷對於物種、生態系統和生態功能的影響（Mitchell *et al.*, 2007；US-GAO, 2007；Campbell, 2008）。Cross *et al.*（2012）提出了保育標的物適應性經營的架構。其新穎的貢獻是透過一個簡單的過程，

鼓勵多個公共和私人轄區參與，以地方為基礎，對特定物種、生態系統和生態功能的推導之適應行動。ACT 架構可以被用在任何層級已發生的正式保育規劃，並考量到多重未來情境（scenario）以提出不確定性，也可以具有獨立的規劃功能，也可用以被整合進入現存氣候變遷的決策和策略規劃過程。ACT 步驟可重覆監測、在管理上情境的改變和優先的事項，氣候變化和生態回應。儘管這個架構包含了規劃和實行及評估兩個階段，但著重在規劃階段（步驟 1-4）。步驟一：確認保育標的物（例如：物種、生態系或生態功能），並明確說明未來的經營目標。步驟二：建構概念模式、發展一套模擬的氣候變遷情境特徵（feature）對於情境之回應。步驟三：以概念模式確立經營管理行動，實現每一個情境下陳述的目標。步驟四：訂出管理行動之優先順序。步驟五：實行優先順序的管理行動、步驟六：監測行動有效性及目標物之進展，調整無效率的行動或隨需要修正計畫。ACT 的架構考量了氣候變遷下，對於特定物種、生態系統及生態功能（保育標的物）的管理行動之發展，是基於一個前提：氣候變遷下有效的適應性經營，可依賴「生態系統的地方性知識（local knowledge）」以及「不一定需要對於氣候變遷或它的影響有鉅細靡遺的預測（projections）」（圖 3.1）。

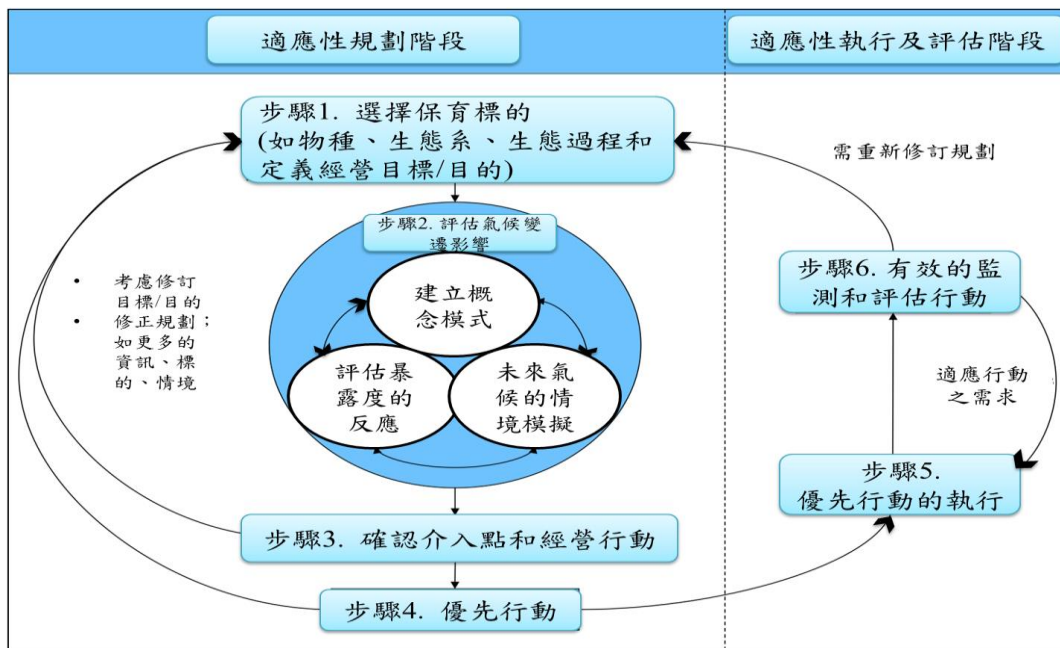


圖 3.1、保育標的物之適應性經營架構概念圖(譯自 Cross *et al.*, 2012)

2.2 台灣水青岡之研究現況

(1) 分布與生態

台灣水青岡族群目前僅出現在臺灣北部的烏嘴山、插天山及拉拉山一帶及逐鹿山、阿玉山西峰；蘭陽溪以南的銅山、下銅山到鹿皮山，及大白山及蘭崁山等山頭地區零星分布（陳子英等，2011；陳品邑，2012），同時插天山及拉拉山一帶和蘭陽溪以南的銅山、下銅山是最大的族群，而烏嘴山、阿玉山西峰、大白山及蘭崁山等則是小族群。近期調查也在大白山與蘭崁山間的山谷陸續發現新的水青岡族群（陳子英等，2016）（圖 3.2）。早期研究指出台灣水青岡生長環境終年雲霧繚繞，陽光不強，故推論台灣水青岡應為中性至耐陰性樹種（邱清安，1996），目前研究指出台灣水青岡面臨種子結實率低，天然更新狀況不佳，小苗生長緩慢，容易被玉山箭竹（*Yushania*

niitakayamensis) 等下層植物覆蓋而死亡(黃立彥, 2000)。之後的調查發現台灣水青岡是利用冠層的孔隙更新, 其幼苗可在林下受壓 30 年以上等待孔隙之形成(陳品邑, 2012), 在苗圃試驗及林下試驗中也顯示台灣水青岡小苗在中光及小孔隙的環境下生長狀況最佳(韓尚霖, 2015), 然而現階段天然孔隙形成可能不足以促進台灣水青岡的幼苗更新, 導致幼苗在高生長前即遭玉山箭竹等地被植物覆蓋而死亡(陳品邑, 2012; 巫智斌, 2013)。

近期的研究也指出台灣水青岡的森林中存在一些共生的蛾蝶類與真菌類(徐堉峰, 2017), 因此應將水青岡森林視為一個生態系, 此種完整且健康生態系(森林)的妥善保存才有可能保存其所負載的稀有物種; 因此也把生態系視為粗濾網(生態系尺度), 其內的稀有物種視為細濾網(物種尺度), 並結合粗濾網(生態系尺度)和細濾網(物種尺度)兩種尺度進行保育, 例如優先選定較可能受危害的避難所物種進行生態尺度的保存, 在針對對棲地環境有特殊需求的易滅絕物種採細濾網的方式保育(Tingley *et al.*, 2014)。

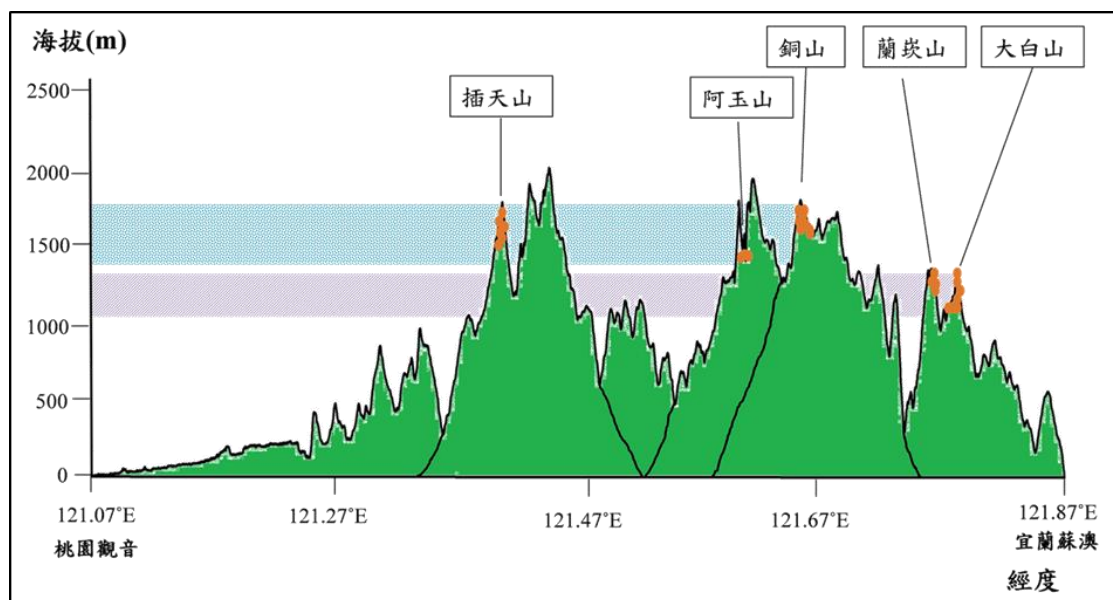


圖 3.2、台灣水青岡分布山頭東西向橫剖面圖

(2) 大白山及蘭崁山動態樣區之台灣水青岡調查

2015年分別在大白山與蘭崁山設立0.24ha、0.29ha之動態樣區，進行每木調查。經分析顯示大白山及蘭崁山水青岡在森林中的優勢度(IV值)分別為18.57%及28.61%，代表台灣水青岡的優勢地位受低海拔植群入侵而喪失優勢性，而入侵植物主要為櫟林帶及楠櫟林帶植群(陳子英等, 2016)(圖3.3)。

在圖3.3(A)中可見蘭崁山動態樣區中，胸高直徑(Diameter Breast Height, DBH)在40cm以上全部為台灣水青岡，最大者甚至達120cm，然而胸高直徑小於20cm之幼年木或壯年木株數僅11株，佔總株數24%，遠少於櫟林帶下層殼斗科植物的172株和樟科(Lauraceae)植物的96株，櫟林帶下層殼斗科植物以錐果櫟(*Quercus longinux*)為主，樟科植物則以豬腳楠(*Machilus thunbergii*)為主，整體而言，水青岡的徑級結構為鐘型，伴生植物的徑級結構為反J型；圖3.3(B)大白山西北稜動態樣區中，胸高直徑最大的一株水青岡達75cm，胸高直徑小於20cm的株數為9株，為總株數的50%，比例上較其他兩個動態樣區高，但水青岡幼年木或壯年木株數仍遠少於櫟林帶下層殼斗科植物的85株，楠櫟林帶上層殼斗科植物的83株，樟科植物的226株，楠櫟林帶上層殼斗科以大葉石櫟(*Lithocarpus kawakami*)為優勢，櫟林帶下層殼斗科和樟科植物分別以錐果櫟和豬腳楠為主，徑級結構中台灣水青岡為不明顯的反J型，伴生物種則為顯著的反J型；圖3.3(C)大白山主峰動態樣區中，最大株水青岡胸高直徑達100cm，而多數植株平均分布於30-80cm的區間內，胸高直徑小於20cm僅一株，佔總株數7%，是三個動態樣區中比例最少的地區，櫟林帶下層殼斗科植物以錐果櫟為主，胸高直徑小於20cm者共169株，櫟林帶上層殼斗科植物以大葉石櫟為主，胸高直徑小於20cm者共118株，樟科植物以豬腳楠為主，胸高直徑小於20cm者共440株，整體而論，台灣水青岡徑級結構呈現鐘型，伴生植物則為反J型。由於森林中伴生植物在幼齡

木的數量遠多於水青岡，一旦現存水青岡的老熟林木死亡後，森林將由錐果櫟、大葉石櫟和豬腳楠等中低海拔植群取代(陳子英等,2016)。

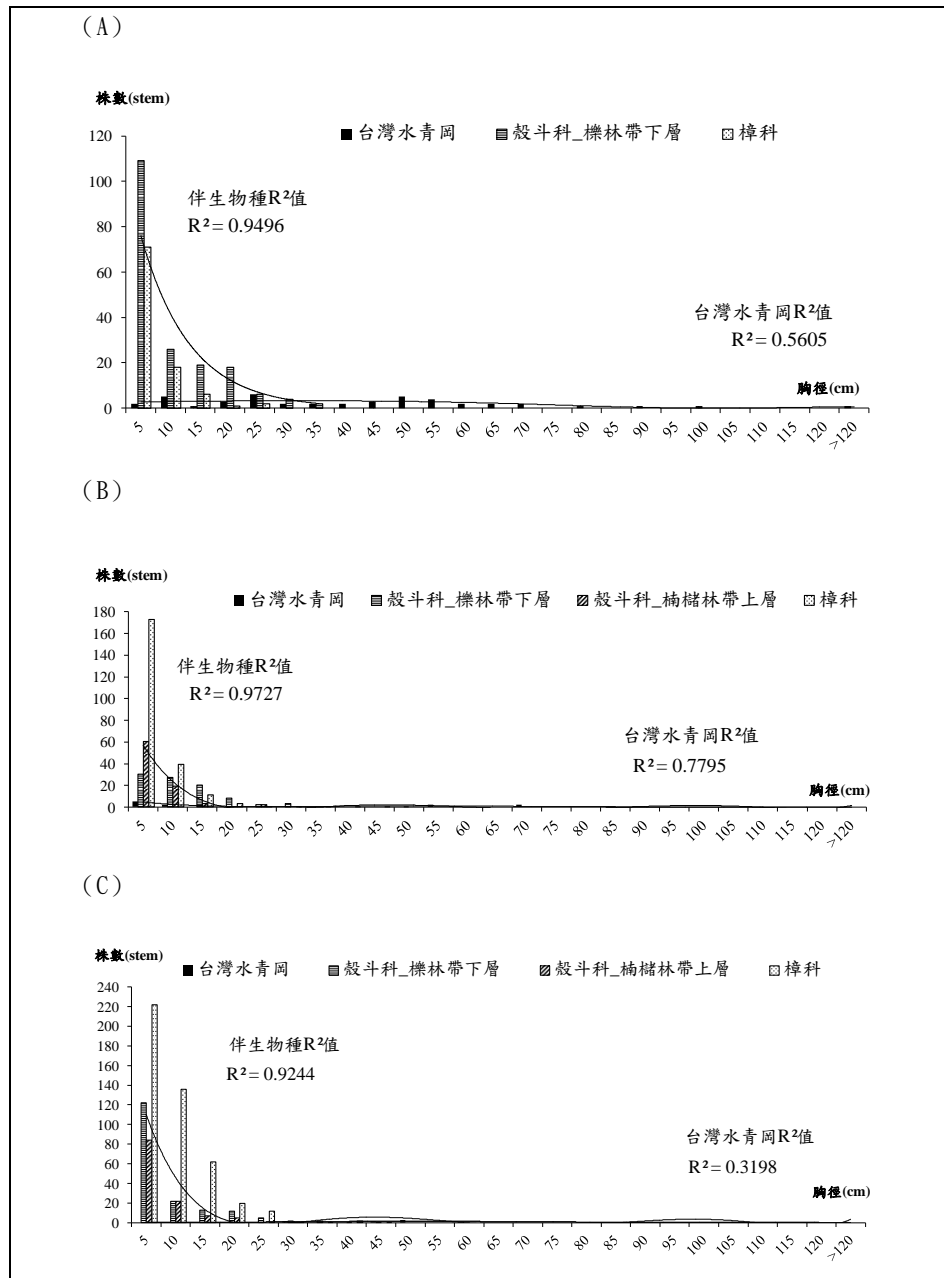


圖 3.3、研究區台灣水青岡與優勢伴生植物徑級結構比較 (A) 蘭坎山動態樣區、(B) 大白山西北稜動態樣區、(C) 大白山主峰動態樣區 (陳子英等, 2016)

(3) 族群遺傳的研究

在族群遺傳的研究中，由於水青岡在各山頭呈現小區域分布模式，族群間無法順利交流，將大白蘭崁山谷一群、大白蘭崁山谷二群、蘭崁山、大白山、內鳥嘴山、銅山、阿玉山、插天山等八處台灣水青岡族群（圖 3.4）利用貝氏分派檢定（Bayesian assignment test）不同微衛星體（microsatellite）基因型，可區分為 8 個基因型家族。其中，研究區域內的大白蘭崁山谷一群、大白蘭崁山谷二群、蘭崁山及大白山含有較比例的特殊基因型，大白蘭崁山谷一群包含 K1 型、K3 型、K4 型、K5 型、K6 型和 K7 型，其中 K6 型所佔比例最高，達 72.1%，大白蘭崁山谷一群是所有族群中 K6 型比例最高的一支，相比之下基因型較豐富的銅山及插天山，K6 所佔的比例分別只有 1.0%與 6.8%；大白蘭崁山谷二群包含 K1 型、K3 型、K4 型、K6 型與 K7 型，其中 K4 型所佔比例最高，為 58.6%，大白蘭崁山谷二群是所有台灣水青岡中 K4 型基因比例最高的族群，而銅山及插天山的 K4 型分別僅佔 4.9%和 2.3%；蘭崁山族群含有 K1 型、K3 型、K5 型、K6 型、K7 型和 K8 型，K7 型所佔比例為 41.0%，為該族群中最優勢的基因型；大白山族群包含 K1 型、K2 型、K3 型、K4 型、K5 型、K6 型及 K7 型，相較前三個地區，各基因型分布大致均勻，其中 K5 型比例較高，為 29.1%（表 3.1）。相關研究也指出台灣水青岡整體族群遺傳變異度偏低，且族群處於近親繁殖（inbreeding）狀態，不利於水青岡族群存續（江友中，2017）。

表 3.1、八個台灣水青岡分布地區族群中 8 種微衛星體基因型分布比例
(取自江友中，2017)

分布地區	台灣水青岡基因型							
	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	K8
大白蘭崁山谷一群	7.0%	-	11.6%	2.3%	4.7%	72.1%	2.3%	-
大白蘭崁山谷二群	24.1%	-	10.3%	58.6%	-	3.4%	3.4%	-
蘭崁山	38.5%	-	12.8%	-	2.6%	2.6%	41.0%	2.6%
大白山	11.8%	5.5%	18.2%	9.1%	29.1%	15.5%	10.9%	-
內鳥嘴山	23.8%	-	28.6%	-	28.6%	9.5%	9.5%	-
銅山	19.6%	32.4%	5.9%	4.9%	12.7%	1.0%	6.9%	16.7%
阿玉山	-	-	6.3%	6.3%	-	6.3%	25.0%	56.3%
插天山	2.3%	34.1%	15.9%	2.3%	2.3%	6.8%	15.9%	20.5%

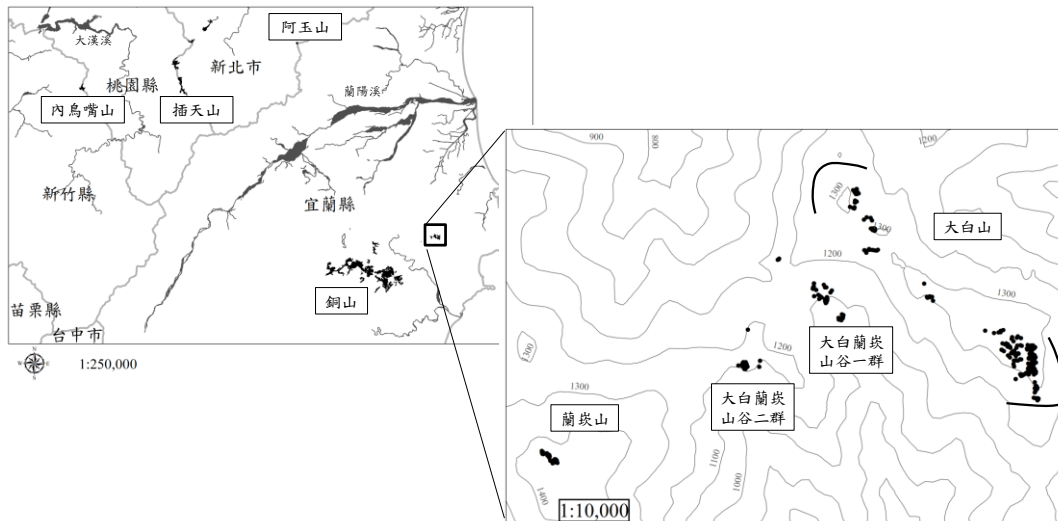


圖 3.4、台灣水青岡森林分布與基因取樣地區

(4) 氣候變遷的研究

氣候變遷不僅造成全球暖化，極端氣候發生頻率增加及威力加劇，以植群或森林型為單元的森林資源管理架構，在國外已行之有年，並且已有大量的案例可供實務參考。例如美國與加拿大已利用生態氣候模型，掌握主要森林類型的適生條件、現行分布與未來潛在分布的可能變化 (Rehfeldt *et al.*, 2012)，並在不同暖化情境下，評估森林生產力的變遷趨勢及擬定因應方法；日本則應用類似的方法，探討日本水青岡在氣候變遷下的受威脅情形及可能的族群遷徙途徑，並對保護區的經營管理及境界調整提出可行的建議 (松井等, 2007)。依據農委會林務局 104 年度「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫之分析結果，共獲得 14 處可能的長期氣候變遷下之殘存地點；其中，大白山至大南澳嶺地區即包含在此。比對過去 30 年航空照片圖發現台灣水青岡森林受到生育地崩塌、植被枯亡和上層枯損不同程度的危害，並使族群分布面積縮減。將水青岡族群減損面積經加權計算作為災害潛勢總值，視為氣候變遷對各地區造成的影響，由可知自然災害的氣候暖化或極端氣候只有在大白山與蘭炭山有顯著上升，其他地區的變動不明顯，顯示溫度變化對水青岡森林僅有局部且在海拔較低的地區受到影響，整體上台灣水青岡分布沒有因為氣候暖化而向上遷移的現象；2010 年夏季的梅姬颱風帶來之損害，可以反應在大白山和蘭炭山於 2011 年時族群損失面積大幅提高，但其他地區族群並未有明顯的損失變化 (許驊, 2015)。大白山至大南澳嶺地區此一可能的物種殘存地點，整合前人資料並新設樣區，由植群分析及粗細篩選的保育概念，做出植群型與稀有物種之分布關係，於繪製植群圖後，以隨機森林演算法進行未來情境模擬預測。林務局 105-107 年推動之「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」計畫係參考上述各國範例，以氣候變遷衝擊的大白山至大南澳嶺地區的臺灣水青岡森林為例，使用 bcc-csm1.1、CCSM4、CESM1-CAM5、CSIRO-Mk3-6-0、GISS-E2-R、HadGEM2-AO、MIROC5 和 MRI-CGCM3 八種大氣環流模式，配合 RCP2.6、

RCP4.5、RCP6.0及RCP8.5四種氣候情境，針對57項氣候環境因子，預測2016-2035年、2046-2065年、2081-2100年三個時期的變化，透過現行與未來氣候變遷情境，分析水青岡族群與周邊闊葉森林的交互作用與空間消長，再由潛在植群分布，提出一套符合研究區台灣水青岡的適應性經營規劃。預測結果呈現的趨勢大致為：南部的植群逐漸向北部遷移；中高海拔植群的生育地將被低海拔植群取代，對水青岡族群而言，極度不利。綜合八種大氣環流模式和四種氣候情境，目前水青岡生育地中，預測未來水青岡族群出現機率最高的為鹿皮山，其次為蘭炭山，大白山最低。同時，影響台灣水青岡分布最重要的氣候環境因子為冬季平均高溫；研究區水青岡保育的重要性在於：目前族群處於高風險狀態、具有特殊基因型以及在未來暖化氣候條件下，均成為顯著的潛在威脅。

綜合以上風險性評估結果顯示大白-蘭炭山地區屬於非常高風險，因分布海拔低又鄰近受颱風干擾之東海岸，族群數量僅38株，且分布面積最小，容易受極端氣候影響而迅速消失；阿玉山地區屬高風險，因族群數量不多，加上更新不佳，在氣候變遷持續影響下族群可能逐漸衰退；大白山地區為中等風險，雖然族群規模較大，但分布海拔低且比蘭炭山更接近東部海岸，主要族群位於易受風衝之山頭，邊坡僅有零星植株，加上附近有人為開礦影響，未來易受頻繁擾動；其餘地區族群數量多，分布面積大，族群狀態穩定，較能抵抗氣候變遷之衝擊（圖3.4）（陳子英等，2016）。目前保育策略建議優先採取優良健壯母樹的枝穗，以人工方式無性繁殖，保存珍貴族群基因；由於生育地未來氣候環境並不適合水青岡族群，有必要進行遷地保育。此外，仍需持續監測原生育地氣候及族群的變化，作為進一步保育行動的參考。

三、方法

3.1 發展台灣水青岡生態系在氣候變遷下之調適與保育的操作平台，提升氣候變遷下細緻化經營與保育台灣水青岡森林的能力。

適應性經營規劃為一動態經營行動，特別是針對具有高度不確性的未來環境，透過監測及不斷修正、改善經營理念，使其經營目標盡可能維持在最佳狀態（陳朝圳、陳建璋，2015）。施行步驟為：（一）確定保育台灣水青岡的保育目的和保育目標。（二）由過去的研究可知大白山和蘭炭山在過去的氣候影響下相當脆弱，且族群有較高的風險，水青岡族群未來變化的趨勢則由本研究預測推估（陳子英等，2016）。（三）綜合過去的風險性評估與未來預測的潛在危害，決定是否須修改水青岡的保育目的或保育目標，若決定更換目的或目標，仍要重新檢視氣候的影響並進行過去及未來脆弱度和風險性評斷。（四）列出可能的保育行動方針。（五）評估並選擇最佳的行動策略。（六）重點行動的執行。（七）監測並追蹤行動的效果，同時也要觀察水青岡生態族群對行動的所有反應，視情況予以修改（圖 3.5）（Maxwell *et al.*, 2015）。

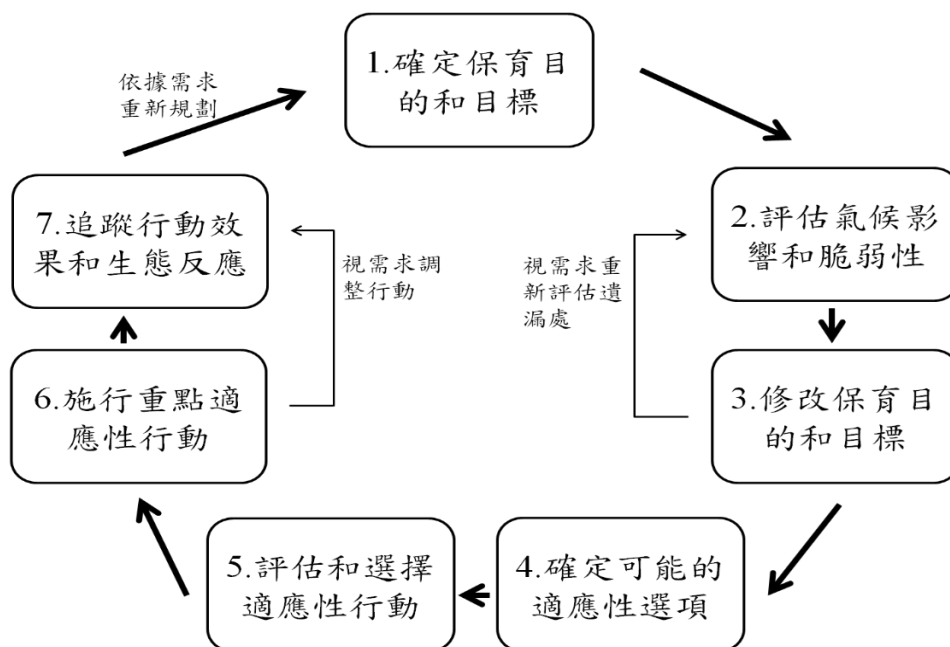


圖 3.5、適應性經營規劃概念圖（修改自 Maxwell *et al.*, 2015）

3.2 台灣水青岡生態系在大白山到蘭炭山之監測

目前已針對大白山至大南澳嶺地區和銅山地區的植群進行分類，並設有永久樣區(陳子英等，2017)，將持續進行植群與地景的監測；並配合歷年的颱風資訊回推過去的植群變化與颱風的關係。利用大白山至大南澳嶺地區和銅山地區的永久樣區或樣木(陳子英等，2017)，進行台灣水青岡生態系植群與族群的變化監測。

四、目前結果

4.1 發展台灣水青岡生態系在氣候變遷下之調適與保育的操作平台，提升氣候變遷下細緻化經營與保育台灣水青岡森林的能力。

就程序而言，釐清台灣水青岡生態系在目前的保育問題及氣候變遷情境模擬下所出現的問題，針對就地保存及異地保育進行通盤討論，以利棲地管理與遷地保育之推動；並依據高解析度的潛在植群分布圖，針對已知的易危地區，提出細緻化的保育經營與監測管理建議。應用之前林務局 105-107 年度推動「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」計畫的調查資料(陳子英等，2017)，針對高易危地區之台灣水青岡生態系案例及其特稀有物種，協助羅東及新竹林管處所轄有的水青岡森林依生態系及物種受危程度，以營造遷徙廊道、建立育苗體系、撫育及再引種(reintroduction)技術等方式，推動原生育地鄰近區域之輔助移植及族群復育工作，或提高該物種於生態教育及復育之運用。步驟上則針對氣候變遷之調適規劃，綜合和考量不同領域以及跨領域間議題之策略規劃(Strategic Planning)與滾動式規劃(Rolling Wave Planning)。

首先在氣候變遷保育調適行動建構指引之第一步驟「界定問題與設定目標」開始，從界定問題著手，以幾個主要之問題界定為出發點，

再進一步去探討跨領域之問題。適應性經營規劃概念的調適決策六步驟的最終目的在於產出氣候變遷調適行動計畫，而氣候變遷調適行動除包含步驟一～步驟六之階段性成果外，尚包含4個次計畫：1.調適路徑執行、2.環境監測、3.調適路徑執行檢核、4.調適路徑滾動修正。其中，調適路徑的執行包含調適路徑所包含之選項、工作項目、期程、分工與權責名單；環境監測計畫之目的在於監測環境系統之變化情形，包含監測項目、頻率以及其權責分工；調適路徑執行檢核的目的在於透過程序指標與成效指標檢核調適路徑中各方案之執行情形；調適路徑修正則包含調適路徑之修正機制，藉由環境監測與調適路徑滾動執行檢核的成果，決定是否應對既有之氣候變遷調適行動進行修正。

(1) 界定問題與設定目標

此步驟主要目的在於界定水青岡在氣候變遷下的保育關鍵議題並設定保育調適目標，其下又細分為四個次步驟，依序為：1.氣候變遷調適專門委員之組成、2.問題之界定、3.跨領域關聯分析、4.目標之設定，詳細內容如下說明。

氣候變遷調適專門委員之組成上，主要以羅東及新竹林管處的保育承辦人員與主政人員、相關的專業團隊(學術或專家)及利害關係人(民間團體)所組成之團體。學術上以曾經參與台灣水青岡或相關領域的專家或學者，例如：族群研究的林世宗教授或楊正釗博士，遺傳研究的江友中教授、氣候變遷調適研究的林奐宇助理研究員、昆蟲研究的徐堉峰教授等。由於北插天山及太平山的山毛櫸步道都是熱門的生態景點，因此涉及北插天山的登山團體應可列為利害關係人，並應咨詢其管理上的意見(圖 3.6)。

確定整體專門委員會之成員後，應由調適專門委員會召集人發起調適啟動會議，調適啟動會議之目的在於確立調適專門委員會中各類

群後續之分工定位，並討論整體調適計畫之辦理期程以及推動程序、會議召開等細節。在會議召開部分，於整體調適規劃之期程中，因應不同之目的，召開之會議可分為以下三類，會議的執行順序大致上是以「工作會議→ 調適工作坊→ 調適專門委員會會議」的順序進行（圖 3.7）。

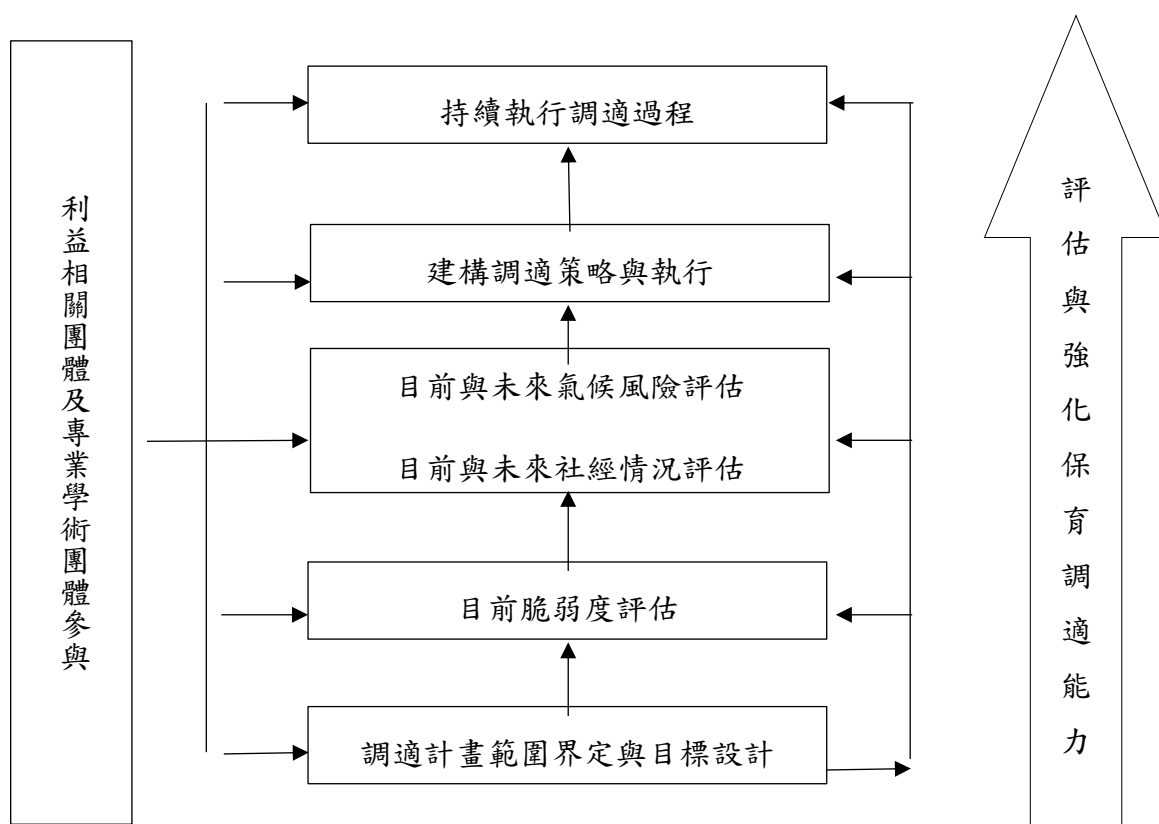


圖 3.6、台灣水青岡森林在氣候變遷下保育調適決策步驟

(2) 台灣水青岡在羅東林區管理處的保育問題之界定

羅東林區管理處的台灣水青岡族群目前僅出現在蘭陽溪以南的銅

山、下銅山到鹿皮山，及大白山及蘭崁山等山頭地區零星分布（陳子英等，2011），同時銅山、下銅山是最大的族群，而大白山及蘭崁山與近期在大白山與蘭崁山之間的上坡及山谷陸續發現新的水青岡族群等則是小族群（圖 3.2）。由過去航照及風險的評估，銅山、下銅山的危機較小，同時目前銅山、下銅山持續有做動態樣區監測；而大白山及蘭崁山的台灣水青岡族群暴露度較高，調適能力及回復力不佳，屬於有高滅絕風險的族群（陳子英等，2016）；相較其他地區，本區水青岡族群具有較多的特殊基因型（江友中，2017）；另外，在未來氣候情境預測下，水青岡生育地有相當高機率會被中低海拔植群取代。由於大白山和蘭崁山屬於獨立山頭，且與其他水青岡族群距離較遠，產生隔離，基因交流不易；面對未來氣候暖化持續威脅，一旦本區水青岡族群衰退，特殊的基因也將一併消失。台灣水青岡的管理行動除考慮保育的成本大小由上而下，做討論(Shoo *et al.*, 2013) (圖 3.6)。整體而言，大致可分成一、就地保育的評估及監測 二、人為開發的活動及公眾之參與 三、異地及就地保存。其中在一、就地保育的評估及監測這部份，台灣水青岡族群由於颱風、暴雨等極端事件而導致族群減少(陳子英，2015)。

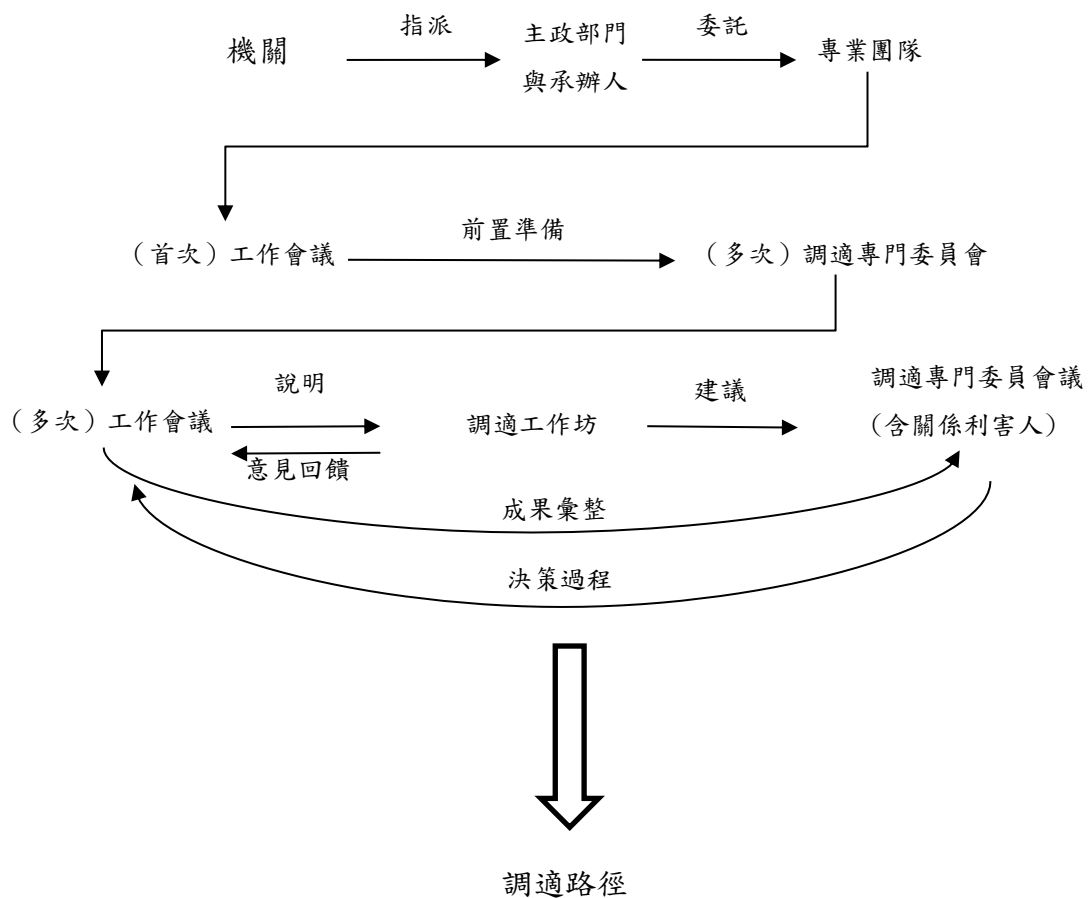


圖 3.7、森林調適相關會議之進行流程

在人為開發活動及公眾之參與上，大白山附近的開礦對水青岡的衝擊是目前較大的，是否可在環評或其他方式加以限制，而銅山地區和北插天山的棧道及步道的開設對水青岡的根系是有影響的，應如何做策略上的減緩或防止，而防治的部分或許可藉由公眾的生態解說和未來民眾對台灣水青岡的野外監測所提供的資料作為氣候變遷資訊的參考資訊(陳子英等，2016)。

由於大白山—蘭崁山一帶的族群與銅山之間的遺傳略有差異，由研究顯示(表 3.1)，在銅山 K3、K4、K6 及 K7 的量較少，但鄰近較低

海拔的大白山 1、大白山 2 和蘭炭山則在 K6、K4 和 K7 有較高的量，因此如果要增加銅山地區族群遺傳的多樣性，有必要保留這三個地區的小族群(江友中，2017)。而異地保存上，尚依賴散殖體的繁殖技術；而在大族群的台灣水青岡森林中所設置的動態樣區，在森林建造時可提供生態資訊和移地時廊道的設計和地點的選定；以協助遷移或營造棲地廊道；當然最重要的可能是由先前的資訊評估目前保護區的適切性，如此才可進行保護區網和異地保存的作法(陳子英等，2016)。然而綜合上述觀點，大白山及蘭炭山小族群的水青岡森林較銅山地區，應屬於急需保育之族群(圖 3.8)。

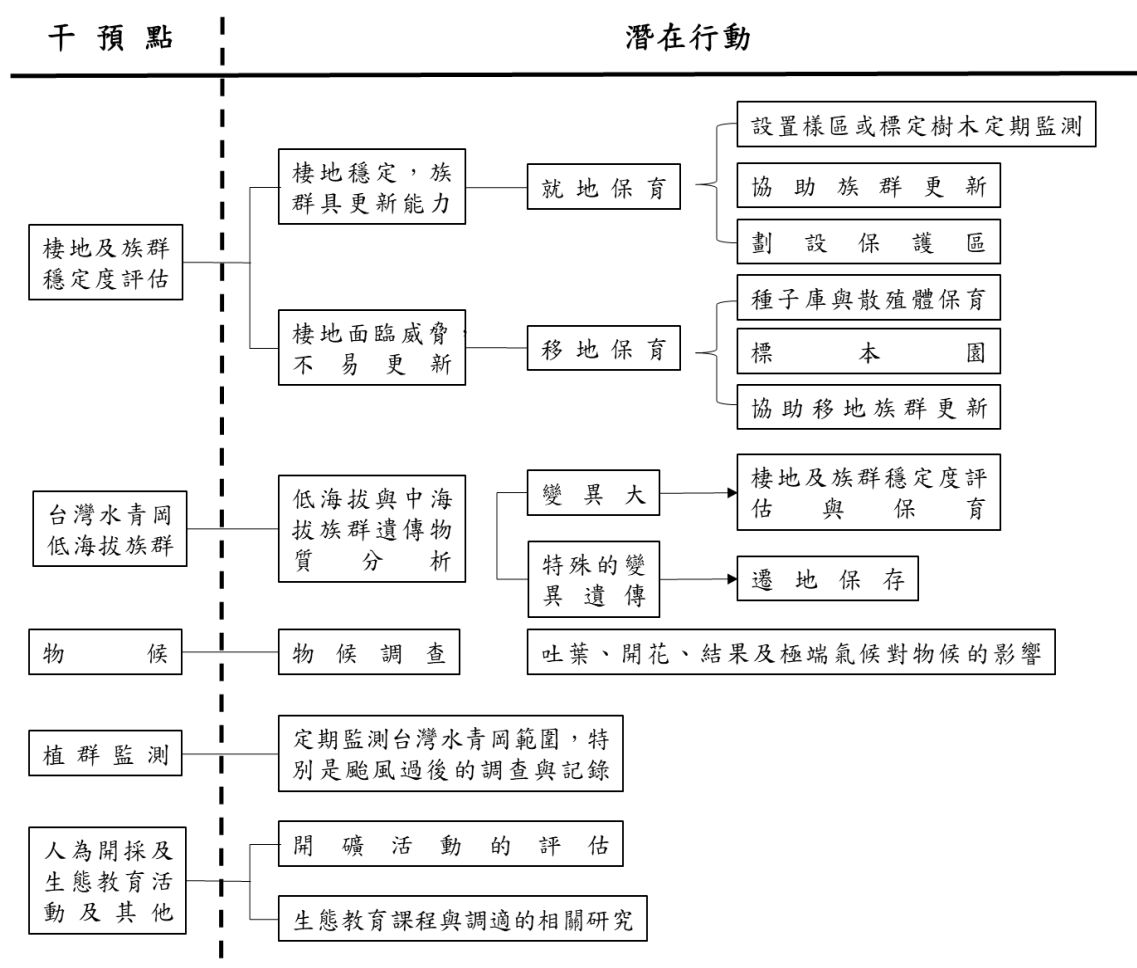


圖 3.8、台灣水青岡的保育潛在行動

當前大白山及蘭崁山台灣水青岡森林在 IPCC(2014)風險概念中，因分布海拔低，接近受颱風干擾之東部海岸，且主要族群位於山頂、稜線地形，屬於暴露度較高之生育環境；水青岡本身在臺灣的稀有性，加上不易天然更新，族群分布面積小，面臨優勢的常綠植物競爭，增加了族群脆弱度；全球暖化、極端氣候與人為活動的危害，使得研究區水青岡在各種不利的因素下，承受更大的滅亡風險（表 3.2）（陳子英等，2011；陳品邑，2012；巫智斌，2013；許驊，2015）。

於此由暴露度、脆弱度及危害三個因子列出對大白山及蘭崁山的台灣水青岡森林之影響，同時由過去氣候影響、族群遺傳、人為開採礦石及生態氣候模擬探討等研究進行討論：

a. 過去氣候影響：

過去研究顯示，全台的水青岡森林中，大白山、蘭崁山的年均溫有顯著上升。此外，蘇澳氣象站資料指出 1982-2013 年間共有 6 次豪雨事件，有 4 次出現在 2008 年前，2009 年後出現 2 次，6 次豪雨事件中有 3 次為颱風造成，尤其是 2010 年 10 月的梅姬颱風與 2012 年 7 月的蘇拉颱風分別帶來 1,195.9mm 和 615.8mm 的總雨量，在氣象站史上排名第一、第二，皆造成嚴重災害（許驊，2015）。

b. 族群遺傳：

江友中（2017）指出大白山及蘭崁山一帶的台灣水青岡族群具有特殊基因型，因這些族群位於獨立山頭，難以與他地水青岡族群進行基因交流，造成族群間遺傳分化較大，而特殊基因便一直保持在本地水青岡族群中（林淑華、何坤益，2010）。分布狹窄的族群一旦經歷氣候暖化或極端氣候等瓶頸效應（population bottleneck），族群內殘存的植株可能近親繁殖以至於遺傳多樣性（genetic diversity）降低，

對環境及氣候的調適能力也可能減弱，更不利於族群生存與繁衍（Williamson and Werth, 1999；李淑敏、姜保真，2011）。

為了達到台灣水青岡保育之目的，基因多樣性應盡力維持，然而大白山和蘭崁山極有可能是水青岡滯後族群，若無法利用自然的生態廊道與其他地區族群進行基因交流，則需透過人為方式協助族群遷徙，否則暖化現象持續或極端氣候的發生，可能造成擁有特殊基因的水青岡族群滅絕，同時也不利於其他地區族群面對未來之氣候或疾病風險（李淑敏、姜保真，2011；Gray and Hamann, 2013）。

c. 人為開採礦石：

大白山與蘭崁山附近主要人為活動為礦石的開採，目前所調查到的水青岡母樹部分分布在礦場擴建的預定地中，距離最近的水青岡森林族群不足 50m，此外，有少數植株位於礦場預定地下方的溪谷內，一旦礦場開始動工，爆破、挖掘和廢棄砂土傾倒必然使鄰近及溪谷的水青岡族群承受直接傷害，而車輛機具所排出的噪音和廢氣，也會對較遠的水青岡森林生態系產生不利影響（陳子英等，2016）。

d. 生態氣候模擬：

藉由各生態棲位模型預測暖化情境，顯示大白山及蘭崁山水青岡森林在未來分布極度不穩定，約再 20 至 30 年左右，研究區環境將不適宜水青岡族群，現有族群可能完全無法天然更新，族群消失意味生育地將被其他中低海拔植群取代，原本族群具有的特殊基因也將消失。為了避免憾事發生，現階段對策是建議在野外成立監測點，如動態樣區定期關注水青岡森林內的動態變化，並做好遷地保育的準備工作，一旦中低海拔植群數量大幅增加，便要立即進行遷地保育行動。

研究區的台灣水青岡族群在自然情況下不僅處於高風險狀態，未來還需面對氣候暖化和中低海拔植群競爭的困境。然而，更大的威脅

可能來自極端氣候，極端氣候能在短時間內對水青岡族群造成毀滅性打擊，不可不注意，然而極端氣候中的颱風和降雨強度目前僅能依過去的氣象資料進行未來趨勢的推測（許晃雄等，2011）。藉由系統預測，顯示未來西北太平洋颱風生成位置將向東南偏移，路徑朝北偏轉的機率提升，目前雖無法預測侵臺的數目是否增加，但未來颱風待在溫暖海面的時間較長，有較高的機會成為強烈颱風，1980年後侵臺颱風的生命歷程中達到強颱標準的比例明顯提高，此現象與上述生成位置改變、路線北偏以及太平洋海溫提高有關。而全球預測顯示降水強度和頻率有增加的趨勢，且趨於兩極化，即雨季越溼，乾季越乾，此種變化對需溼冷穩定氣候的水青岡時極為不利之條件，尤其夏季及冬季的乾旱時間變長，然此現象是否與全球預測趨勢相同，還需進一步觀察（黎光泰，2018）。

表 3.2、大白山及蘭炭山台灣水青岡族群風險

水青岡森林問題	說明	風險來源
族群分布山頂、稜線	山頂、稜線受颱風的瞬間強風與暴雨影響最大	暴露度
族群分布海拔較低	海拔低平均溫度較高	暴露度
位於東邊距海岸近	離東部海岸越近，易受颱風等極端氣候影響	暴露度
族群稀有且具有特殊基因型	台灣水青岡為《文化資產保存法》名列保育植物，且研究區水青岡具有特殊基因型	脆弱度
族群分布面積小	族群分布面積越小，族群越難延續	脆弱度
伴生物種多為楠櫛林帶	楠櫛林帶物種多為中低海拔之常綠闊葉樹，可以反應下層植群遷徙至水青岡森林生育地的現象	脆弱度
族群更新困難	花粉傳播不易、種子結實率低、種子實粒率低、發芽率低、幼苗死亡率高，苗木生長對孔隙環境依存度高	脆弱度

水青岡森林問題	說明	風險來源
森林分布面積縮減	大白山近 30 年族群縮減 9.74%，蘭崁山縮減 4%	危害
暖化現象	研究區年均溫呈現顯著上升	危害
礦場活動干擾	研究區水青岡森林附近有數個礦場，採礦活動對水青岡族群造成潛在影響	危害

4.2 羅東林管處所轄有的水青岡森林調適專門委員會議

臺灣水青岡保育策略會議議程

1. 時間: 108 年 7 月 2 日(星期二)上午 9 時 30 分
2. 地點: 本處 3 樓會議室
3. 主持人: 處長
4. 出席單位及人員: 保育課課長及工作站主任、翁技正、林世宗、鍾正德、林奐宇、楊正釗、陳子英等
5. 說明:

本處轄內臺灣水青岡族群主要分布於銅山、蘭崁山、大白山等區域，經查過去林務局及本處曾委辦多項調查、研究計畫，成果豐碩惟多屬急迫性、片段式的成果，缺乏整體、前瞻性之保育、復育架構。再者，據學者研究指出近年來氣候變遷對於臺灣水青岡之影響日益明顯，因此，羅東處認為有必要參考保護(留)區經營管理方式，針對僅存的水青岡族群擬訂短、中、長期之保育目標及策略，爰召開本次會議。

有關羅東處轄內臺灣水青岡的現況，情形如下:

(1)目前本處轄內臺灣水青岡的分佈有銅山地區、大白山、蘭炭山、及新發現的介於大白山與蘭炭山的中坡一區(大白新一區)及近溪溝兩側的新二區(大白新二區)，其中銅山地區有較大的族群;其他幾個地區族群數目較少，尤其蘭炭山、中坡一區(大白新一區)及新二區(大白新二區)，族群少於 60 株。

(2)結合主座標分析和不同分群結構分析結果，顯示可以區分為 8 型微衛星體基因型。臺灣水青岡大族群主要為銅山和插天山自然保留區族群，微衛星體基因型檢測皆呈現其備 8 基因型，各基因型比例呈現變動，顯示大族群可以維持高遺傳變異與豐富基因型，過往研究呈現低基因交流與更新問題，建議在大族群可進行二點，一為擴大遺傳調查以完整界分不同基因型分布範圍，二為過度撫育以提高天然下種更新成功率。

(3)另有關轄內水青岡的基因型相異度部分，經羅東處委託國立中山大學江友中教授研究發現這三區的基因型有銅山地區較少的 K4、K6、K7 型。臺灣水青岡小族群計有阿玉山西峰、內鳥嘴山、大白山至蘭炭山一帶，依據微衛星體基因型資料顯示，各小族群有其主要基因型與其他族群區隔，大白蘭炭山間第一稜線族群以 K6 為主、大白蘭炭山間第二稜線族群以 K4 為主、蘭炭山族群以 K7 為主、大白山族群以 K5 為主、阿玉山西峰族群以 K8 為主，推測可能為天擇作用、遺傳漂變或二項加乘作用，建議在生育棲地完整原則下保育族群，同時進行各族群不同基因型單株挑選，現地進行物候調查與異地保育所需。

(4)由歷年的航照與現地調查大白山、蘭炭山、及中坡一區(大白新一區)都有減少的趨勢，也沒有小苗。近年發現小族群並未有開花，或偶有開花但沒有結實;今年發現下層玉山箭竹有開花後死亡的現象。同時今年也發現銅山的族群有大量開花的現象。

6. 討論項目:

(一).案由一:針對羅東處轄內臺灣水青岡的 4 個主要族群(銅山地區、大白山、蘭崁山、大白一蘭崁山間新發現族群)的族群現況，羅東處提出以下就地(in si tu) 及異地(ex si tu) 保育策略，是否妥適，提請討論:

1. 就地保育策略:

- (1) 臺灣水青岡現地族群與林地(礦業租地區域)經營管理問題。
- (2) 調查與監測:本處冬山工作站業於 107、108 年進行大白山、蘭崁山之物候調查，未來應持續監測調查的目標族群、監測項目、頻度及監測時程規劃討論。
- (3) 玉山箭竹開花後死亡對台灣水青岡幼苗更新的影響?(本處作業課 105 年委託國立宜蘭大學林世宗老師執行「銅山地區玉山箭竹族群開花與枯死研究計畫」)
- (4) 針對大白、蘭崁小族群棲地，能否以精緻育林的概念進行施肥、除草(或箭竹)等棲地管理?

2. 異地保育策略:

(1) 遺傳多樣性保存:

A. 有性繁殖(種子)復育:是否收集大白、蘭崁山小族群種子進行異地復育?建議的收集時程(豐年?)、方式及種子繁殖方式，未來適宜的復育地點?建議應由何單位協助辦理?

B. 無性繁殖保存:目前蘭台苗圃現有 67 株蘭崁高壓苗、54 株嫁接苗，是否持續進行其他小族群的高壓無性繁殖?

(2) 異地復育移植:

目前 120 株(銅山)種子苗移植試驗成果:國立宜蘭大學陳子英教授提供於 98-99 年間試驗種子苗 120 株予本處,經 106 年移植 10 株於山毛棒步道口; 107 年太平山工作站再分別移植的、70 株於翠峰林道 200m 雜木林空隙地及 4km 處空曠草生地,並持續觀察監測,目前生長情形良好,平均樹高 126.5cm。蘭台苗圃現尚有 67 株高壓苗,目前暫以 6 吋盆養護,未來高壓、種子苗經後續苗木的移植、撫育規劃及建議地點?

(二).案由二:有關羅東處轄內臺灣水青岡保育經營目標為何?在此保育目標下,短、中、長程保育工作項目,及執行期程規劃建議,提請討論。

1. 回應:羅東林區管理處的問題,較急迫者為

(1)在低海拔大白-蘭崁地區的台灣水青岡,遇到的問題是小族群宜遷地保存在種質園,目前羅東林區管理處正推動中。

(2)銅山的大族群將向太平山方向遷移,銅山的族群可嘗試的幫助及試行遷移到未來較適合的路徑上,翠峰環湖步道在遷移線上。

2. 羅東林區管理處目前有關台灣水青岡保育工作推動進度說明如後:

(1)域內保育部分,經上次專家學者會議後,因所能執行工作有限,將持續推動物候調查工作。

(2)移地保育部分:

a.已規劃將白嶺苗圃轉型為種質園,並預定於 109 年將大白、蘭崁山之高壓苗定植於內。

b.將針對新一區、新二區持續進行高壓育苗。

c.另 105 年培育之 250 株實生苗，預計將於 109 年移植至翠峰環湖步道。

4.3 新竹林區管理處所轄有的水青岡-插天山自然保留區路線維護管理討論會議

臺灣水青岡保育策略會議議程

1. 時間：108 年 7 月 29 日下午 13:30

2. 地點：新竹林區管理處二樓會議室

3. 主持人：處長

4. 出席單位及人員：行政院農業委員會林務局、副處長、保育課、烏來工作站及大溪工作站、曾喜育、鍾振德、楊正釗、陳子英等

5. 有關新竹處轄內臺灣水青岡的現況，情形如下說明：

北插天山步道系統木屋遺址至三角點路段適逢當地箭竹開花及臺灣水青岡結實，因事涉臺灣水青岡下種更新契機，宜探討以俾供作研擬路線改道或封閉之參據。

6. 討論項目：

(一)有關臺灣水青岡結實路段適逢熱門登山路線，應封閉路線並尋改道模式進行管理嗎？

(二)路線封閉範圍及期間應如何設計？

(三)路線封閉期間應進行哪些監測項目及其辦理方式進行育種？

另針對根系裸露可採何種步道維護方式？

(四)若路線無法改道，應以何種方式因應育種及步道修復一事？

7. 委員建議

(一)本處臺灣水青岡結實路段適逢熱門登山路線，因本區屬插天山自然保留區，建議用保護「文化資產保存法法定珍貴稀有植物-臺灣水青岡」為由，直接以保留區的法律限制來進行某段時間的封山。

(二)有關臺灣水青岡開花結果部分，北插天山與銅山的遺傳基因不同，應先從野外觀察 調查記錄做起，每年 3 月記錄開花情形，7-8 月進行結實觀察，包括剪開果實以評估每株大量結果母樹的果實空粒率(果實沒有種仁的比率)，若空粒率低於 90%(有種仁的比率高達 10%以上)就值得採種，以進行種子保存與育苗復育工作。採種期約在每年 9 月中旬～10 月上旬採取豐年的種實做保存。

(三)玉山箭竹開花及臺灣水青岡開花結果，是適合臺灣水青岡天然更新的時間，倘若真遇 30-40 年的更新契機若錯過就得待下一次；除了適時減緩進入之民眾亦可改變路線，然對於更新的狀況仍可做幼苗更新成長的監測。

(四)過去山友利用多半踩在根系上，屬於立即性衝擊，參考羅東處山毛櫸步道的維護措施，適當的木棧道設施的確可以減緩，而目前所提的改道方案，是在有臺灣水青岡族群分布的 3 個步道系統之前新增一條進入路線，需考慮此改道方案是否能有效降低該區從水源地到北插天山頂(臺灣水青岡的主要分布區域)此段步道的根系裸露及登山受害情形，並在登山步道上根系裸露嚴重處以自然材料進行維護，同時進行事後衝擊的評估。

(五)在目前 3 步道系統選擇陡坡及裸露嚴重的區段，不破壞保留

區原有自然狀態之前提下，進行手作步道及木棧道及橫向排水(過水路面)等設施，將登山遊客導入單一步道，不僅可達安全目的，也可以減少本區樹木根系裸露情況的發生與繼續惡化。

8. 結論

(一) 感謝委員參與會議並提供寶貴的意見，本處後續進行插天山路線乘載管制計畫將參酌委員意見辦理。

(二) 請本處插天山路線乘載的委辦團隊-中華民國戶外遊憩學會先行調查木屋遺址至三角點路段受損嚴重之點位，並評估能否以手作步道方式修繕；另亦請提供目前建議改道路線(滿月圓森林遊樂區→東滿步道→檜谷線→岩戶線→多崖山→北插天山)沿線之臺灣水青岡分布，以評估改道是否將產生其他衝擊。

(三) 請委辦團隊於插天山路線承載量說明會提出改線(滿月圓森林遊樂區→東滿步道→檜谷線→岩戶線→多崖山→北插天山)一事，並了解山友之接受度，倘有爭議，再討論能否自水源地接至改線路段，以滿足原由赫威神木登北插之山友需求。

(四) 另請大溪及烏來工作站持續觀察臺灣水青岡結實狀況、玉山箭竹開花情形及小苗萌發情形，以評估辦理採種或其他保育措施。

4.4 水青岡伴生的殼斗科植物

台灣水青岡是冰河子遺植物，分布在中國及台灣地區，在落葉闊葉林為主的山地並形成鑲嵌狀的分布。在中國及日本地區其他六個分類群的東亞水青岡，常一併保存其他子遺的科屬，例如山柳科、連香樹科等。台灣水青岡則與落葉闊葉樹或常綠闊葉樹混生，雖然落葉可

以增加與下層物種的競爭力，但台灣水青岡大都破碎分佈在山頭，實則處於劣勢。台灣水青岡的上層物種常為常綠的櫟屬(*Quercus*)、石櫟屬(*Lithocarpus*)、栲屬(*Castanopsis*)、樟科木薑子屬(*Litsea* spp.)等常綠闊葉樹(陳子英等，2011)。

針對台灣水青岡不同海拔族群的伴生殼斗科做探討，抽取出台灣北部不靠海岸的 5*5km 的網格，網格於北部淡水河、蘭陽溪至南澳溪間，這個範圍基本上將臺灣的水青岡都劃進來。資料採取從 2003~2008 年國家植群調查計畫的植物資料，再加入其後對大白蘭炭山一帶的台灣水青岡調查資料，共 49 個網格、1220 筆殼斗科資料(水青岡 202 筆及其他殼斗科資料 1018 筆)，其中將台灣水青岡以 1,500m 為界，做櫟林帶下層和櫟林帶上層的交界分成兩團:視為中低海拔水青岡和中高海拔水青岡 (圖 3.9)。網格環境因子如表 3.3，含海拔、各月平均溫度、溫室指數和各項降水等 14 項氣候變量環境因子，環境因子都以網格的中心點位置為基準。其中殼斗科植物有三斗石櫟、大葉石櫟、台灣水青岡、白背櫟、赤皮、赤柯、油葉石櫟、長尾尖葉槲、青剛櫟、栓皮櫟、烏來柯、狹葉櫟、鬼石櫟、捲斗櫟、細葉三斗石櫟、單刺苦槲、短尾葉石櫟、菱果石櫟、毬子櫟和錐果櫟等 20 種。用降趨對應分析(DCA)進行分析，所得結果如圖 3.10。

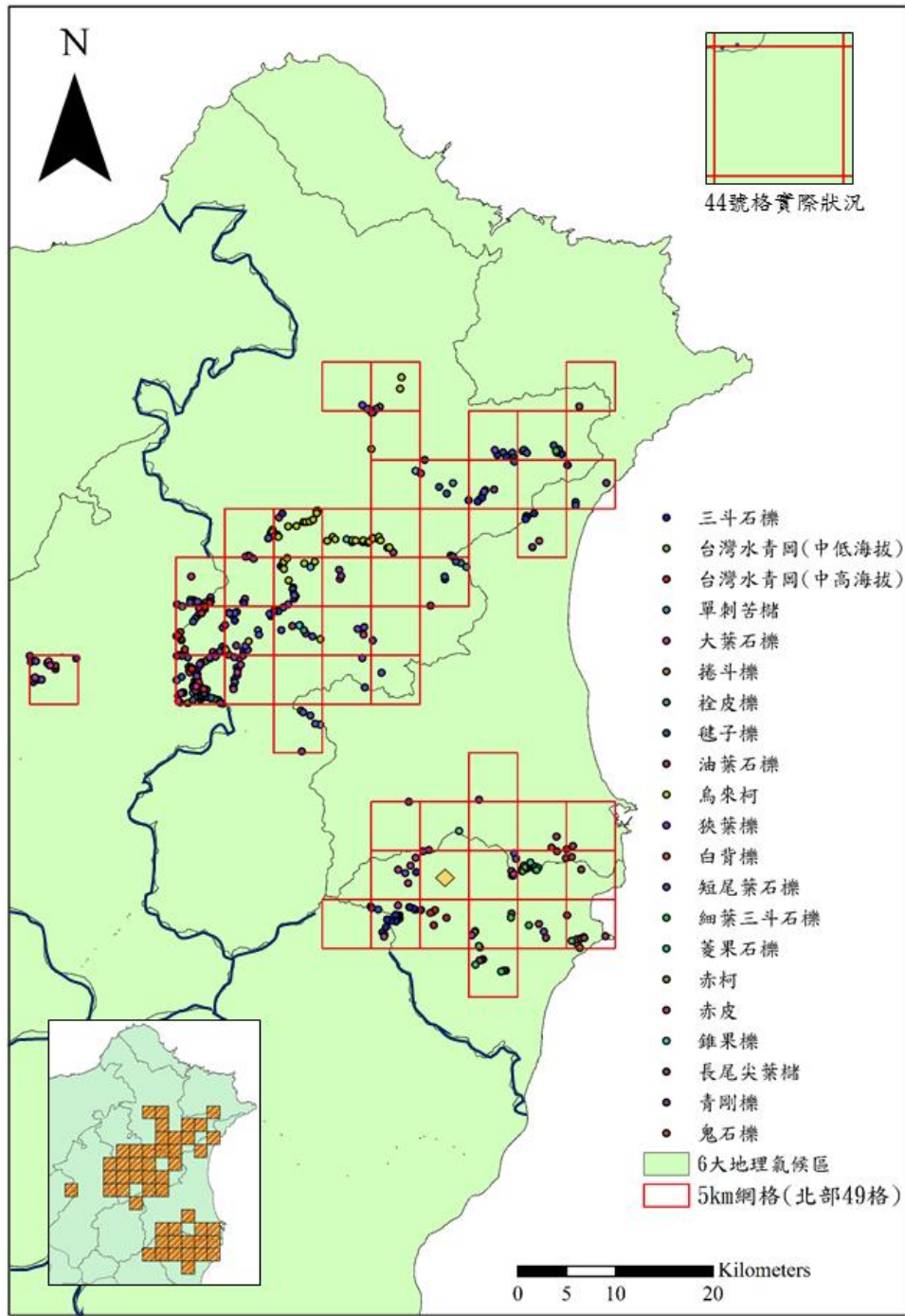


圖 3.9、北部 49 格之殼斗科點位

表 3.3、北部 48 格 DCA 採用之環境因子

環境因子及氣候變量		變量細項	
高度	海拔(m)	海拔採網格中心點之海拔高度	
	溫度	1 月均溫(°C)	Tave01/月變量
		7 月均溫(°C)	Tave07/月變量
	冬月溫(°C)	12 月~2 月平均溫度/季變量	
	夏月溫(°C)	6 月~8 月平均溫度/季變量	
	全年均溫(°C)	MAT/年變量	
	1 月與 7 月溫度變化	TD/7 月均溫減 1 月均溫/月變量	
	溫量指數	網格中心點之溫量指數	
降水量	4 月降雨量 (mm)	PPT04	
	10 月降雨量 (mm)	PPT10	
	冬月雨(mm)	12 月~2 月平均溫度/季變量	
	夏月雨(mm)	6 月~8 月平均溫度/季變量	
	年平均降水 (mm)	MAP/年變量	

*研究以網格為單位，則氣候與環境資料都取網格中心點來計算

*氣候數據來源為 TCCIP 台灣 1961~1990 間的氣候資料

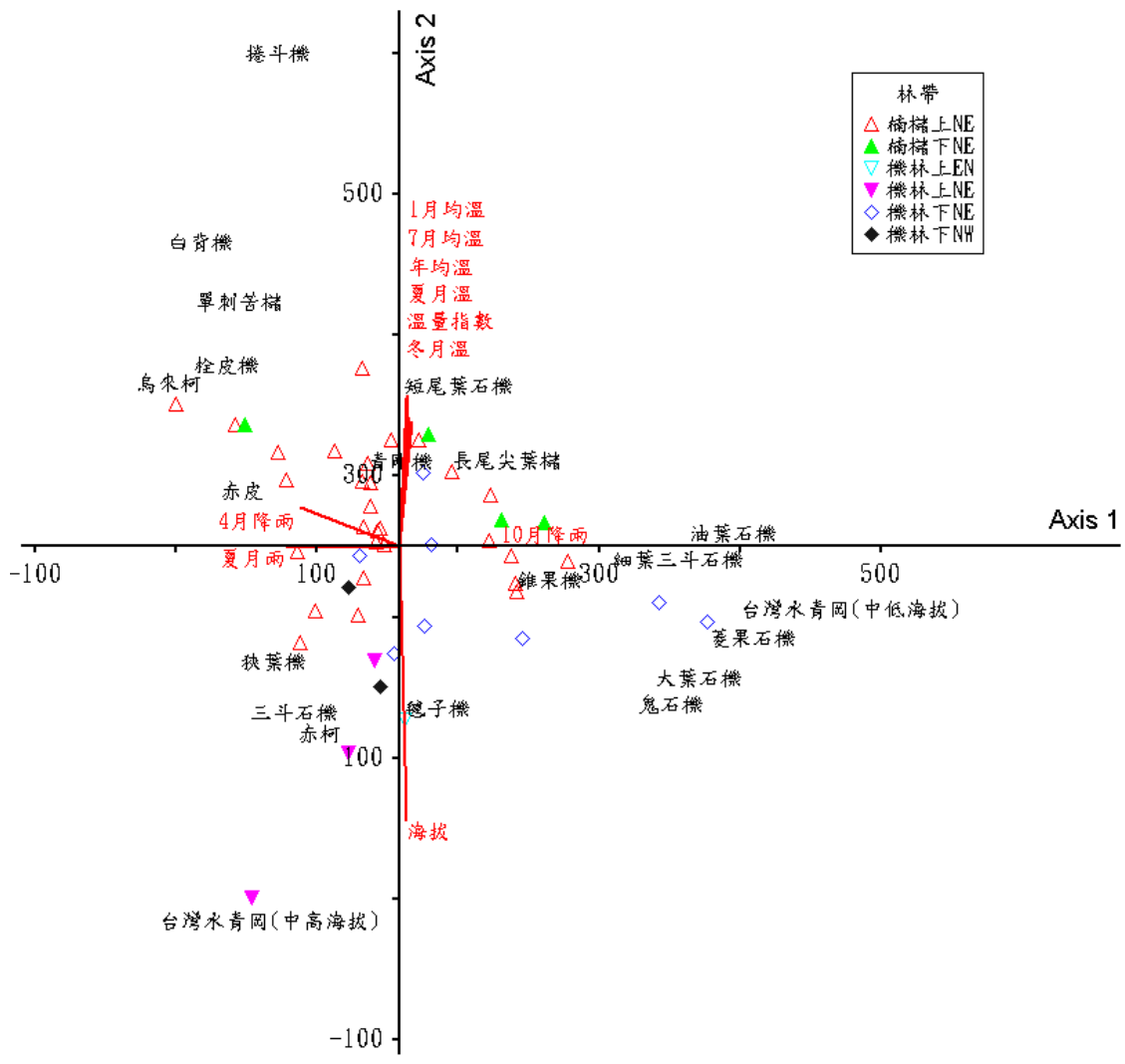


圖 3.10、北部殼斗科的 5x5km² 網格 DCA 分析資料

表 3.4、北部殼斗科 5×5km² 網格 DCA 分析上三軸的特徵值與軸長

DCA 軸	特徵值	軸長
1	0.76	3.769
2	0.24	3.762
3	0.12	2.960

北部殼斗科的 5×5km² 網格 DCA 之分析結果(圖 3.11)，以中高、中低海拔水青岡率先劃分為兩團，中高海拔的水青岡與毬子櫟、赤柯、三斗石櫟、狹葉櫟、錐果櫟和長尾尖葉槲分為一群；1,500m 以下的中低海拔水青岡與菱果石櫟、大葉石櫟、油葉石櫟、細葉三斗石櫟、鬼石櫟、錐果櫟分為一群。DCA 左上可以分出烏來柯、栓皮櫟、單刺苦槲、白背櫟和赤皮等東北區指標群。DCA 中間淺綠色虛線的殼斗科如長尾尖葉槲、青剛櫟、錐果櫟、三斗石櫟和狹葉櫟為廣泛分佈的物種，三斗石櫟和狹葉櫟屬中高海拔即櫟林帶的物種。這 3 團海拔由低到高分別是：烏來柯這群→中低海拔水青岡→中高海拔水青岡，從網格海拔可以分出這 3 團分別是楠槲林帶和櫟林帶下層及櫟林帶上層。

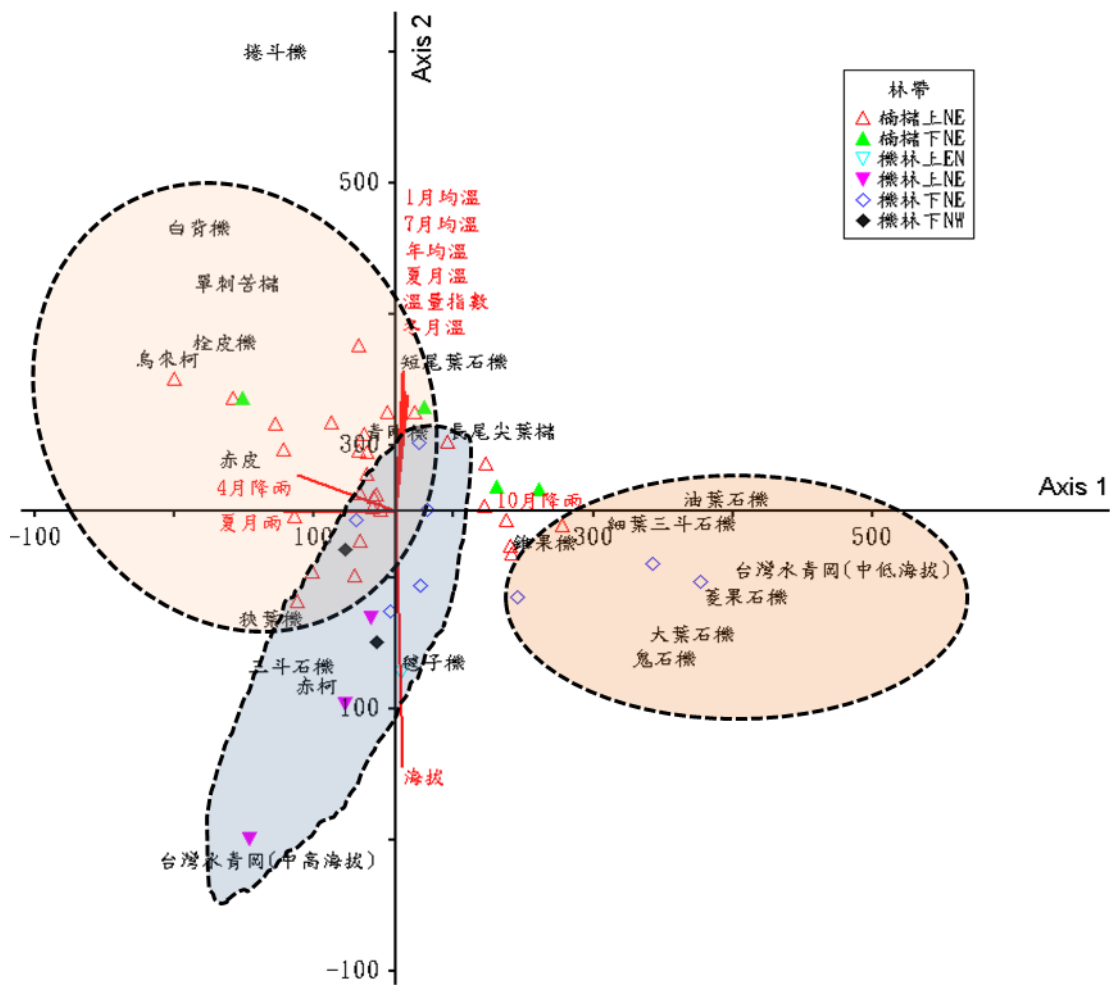


圖 3.11、北部殼斗科 5×5km² 網格 DCA 分析圖

在這些資料中刪除非水青岡生長環境的會有之伴生殼斗科植物；如單刺苦槠、白背櫟、赤皮、青岡櫟、栓皮櫟、烏來柯、鬼石櫟、捲斗櫟、細葉三斗石櫟及短尾葉石櫟等 10 種，剩 614 筆殼斗科資料。刪除非伴生之殼斗科後，有油葉石櫟、三斗石櫟、長尾尖葉槠、錐果櫟、大葉石櫟、菱果石櫟、總子櫟、狹葉櫟及赤柯 9 種水青岡伴生殼斗科植物。水青岡的海拔依林帶界線可分為 2 團：櫟林帶上層之中高海拔 (1,500m 以上) 和櫟林帶下層之中低海拔 (1,000~1,500m)，中低海拔的水

青岡大都分佈在大白、蘭崁山區，屬櫟林帶下層。國家植群的水青岡幾乎為插天山、銅山、鹿皮山和鳥嘴山的中高海拔屬櫟林帶上層。

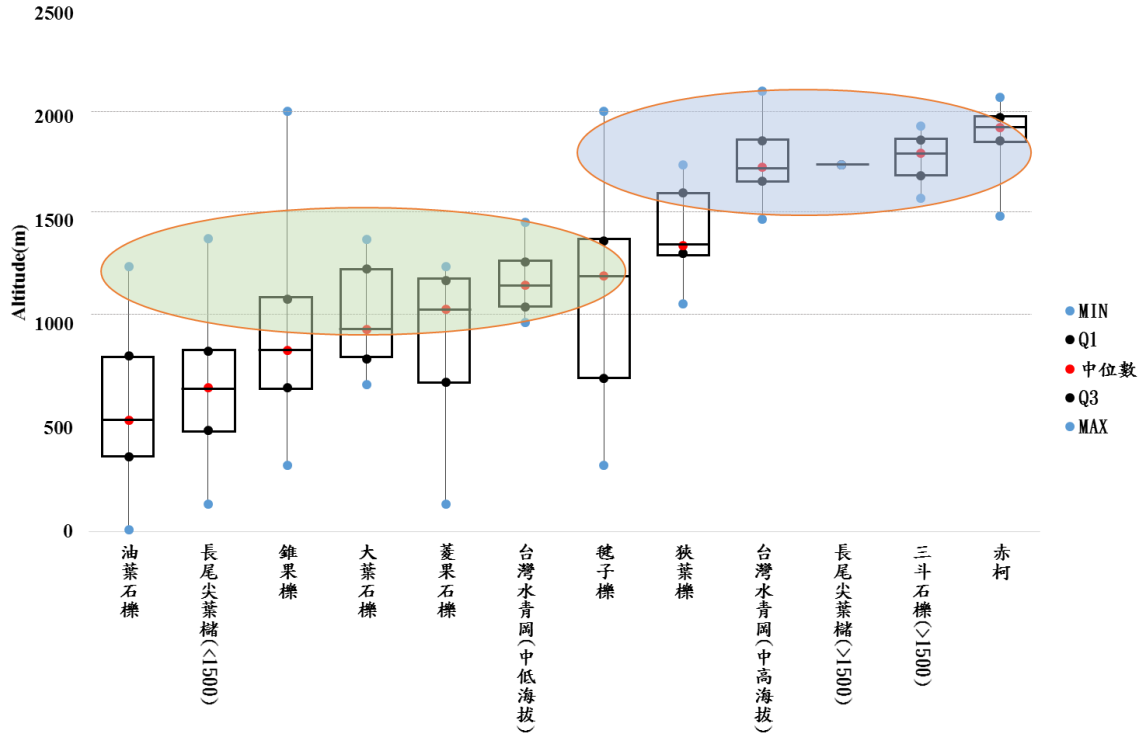


圖 3.12、水青岡與伴生的 9 種殼斗科之海拔分佈

能與水青岡伴生的 9 種殼斗科植物中，出現海拔最低的為油葉石櫟(12m)，最高的是赤柯(2,095m)，水青岡出現最低海拔為 1,009m，位於大白山下的溪谷(X:121.77373,Y:24.54708)。伴生的殼斗科資料中長尾尖葉櫟和三斗石櫟在 1,500m 的地方出現斷層：長尾尖葉櫟在 1,416m 後，下一筆資料出現在 1,770m；三斗石櫟在 1,403m 後，下一筆出現在 1,610m、1,825m、1,959m，考慮實際情況將台灣水青岡、三斗石櫟、長尾尖葉櫟以櫟林帶上層和櫟林帶下層(1,500m)為交界分為中高海拔和中低海拔兩團進行區分(如圖 3.12)。中低海拔的水青岡幾乎分佈在大白蘭崁山頭，實際調查毬子櫟較少且周邊沒發現三斗石櫟。

北半球水青岡分部的最低緯度，分別是台灣水青岡、中國的長柄水青岡(*Fagus longipetiolata*)、墨西哥的美洲水青岡(*Fagus grandifolia subsp. mexicana*)，他們的共通點就是都為冰河期後殘存在較低緯度之高山山頭的子遺植物，靠著霧林帶的濃濃水氣與高海拔的低溫、以分佈破碎的形式存活下來，而由台灣北部殼斗科植物的網格資料分析可看出大白山到蘭崁山這一帶的台灣水青岡更是台灣地區的殘存族群，同時其伴生殼斗科多為楠櫨林帶上層和櫟林帶下層的物種，由 DNA 分析也是較獨特的類型(江有中，2017)，其受氣候變遷的影響應格外重視。

4.5 台灣水青岡森林在大白山到蘭崁山之監測

針對之前大白山至大南澳嶺地區和銅山地區設有永久樣區的台灣水青岡持續進行族群的監測(陳子英等，2017)；並配合歷年的颱風資訊回推過去的植群變化與颱風的關係。利用大白山至大南澳嶺地區和銅山地區的永久樣區或樣木(陳子英等，2017)，進行台灣水青岡生態系植群與族群的變化監測。

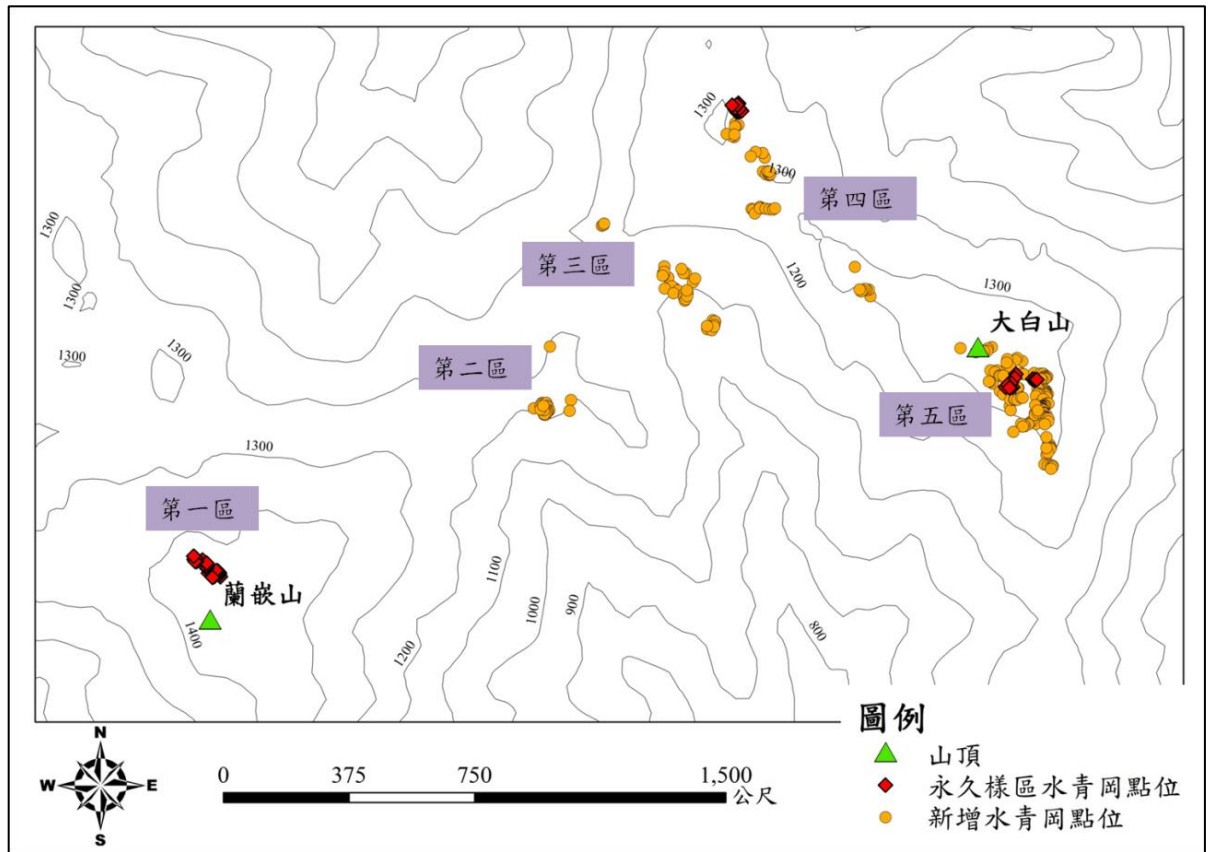


圖 3.13、大白山至蘭崁山一帶台灣水青岡之永久樣區與水青岡點位圖

本次調查配合航照圖判識，於大白山至蘭崁山附近的五個族群進行調查，其中蘭崁山為 2013 年設置的樣區，而其他四個點位則是 2016 年的調查樣木。2016 年調查時的發現大量過去未被調查到之水青岡母樹，總共調查有 334 株水青岡進行點位標定（圖 3.13），惟部分位置水青岡生長密度過高，故僅用一點代表附近有數株水青岡。目前完成下面第一區到第五區的調查。

第一區為過去已完成 0.24ha 永久樣區建置之蘭崁山水青岡族群，正確位置是蘭崁山主峰北北西方之一小稜線上，海拔 1,425-1,450m 之間，本區早期有記錄母樹 40 株，然而各胸徑徑級之母樹數量平均都在 3 到 5 株之間，雖有胸徑較大之母樹出現，但由於幼樹數量偏少，徑

級分布圖呈鐘型，未來可能有更新上的困難，其中上層的伴生物種以錐果櫟 (*Quercus longinux*)、短柱山茶 (*Camellia brevistyla*) 為主。2013 年到 2016，0.24 ha 永久樣區內有 2 株植株死亡，死亡原因分別為枯亡、風倒；2016 到 2019 年間有三株死亡，一株為颱風折斷，另兩株為枯立，編號為 L10012 及 L15131 (圖 3.14a；表 3.5)。2019 年並發現林下的玉山箭竹開花、死亡，然而上面的水青岡並未有開花及結果。

第二區位於蘭崁山到大白山之間東稜末段之稜線上，海拔 1,170-1,210m 之間，2016 年發現該族群，除 1 株胸徑達 110cm 之大型母樹遠離其他族群外，其餘胸徑約在 10 至 30cm 左右，族群量約有 45 株，徑級分布圖呈鐘型 (圖 3.14b)。其中上層的伴生物種以錐果櫟、豬腳楠、長葉木薑子等為主，並與這些闊葉樹混生再一起。而其下層的植物由玉山箭竹及芒組成，已並非如銅山或插天山下層以玉山箭竹為主。今年調查時發現附近的小支稜仍有小族群存在，因地形陡峭且夏季調查時植物形態與其他闊葉樹不易區分，會等到秋天水青岡變色時再嘗試以無人載具(UAV)進行調查。

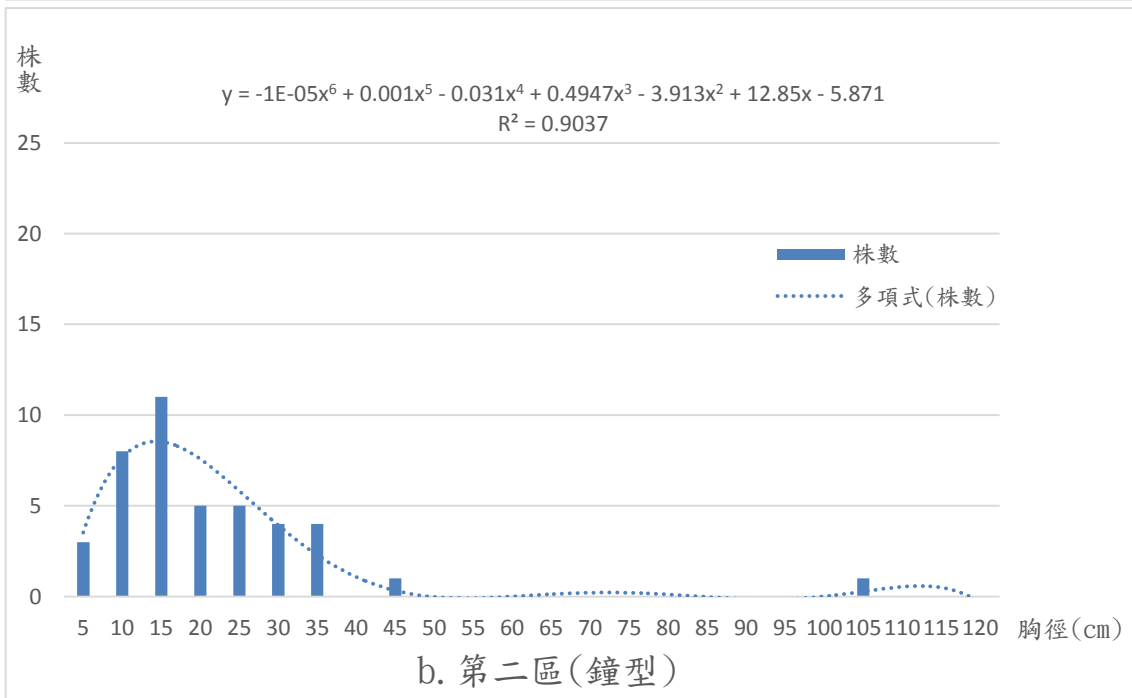
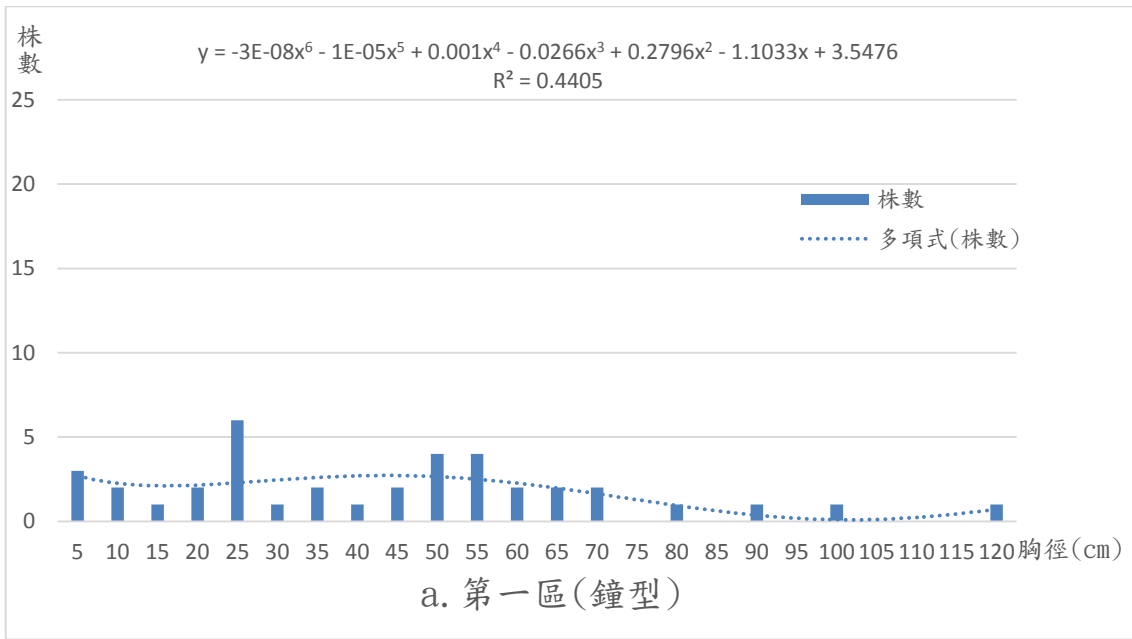
第三區位於大白山西邊的溪谷，於 2016 年發現，海拔 1,009-1,135m 之間，是台灣地區海拔分布最低的族群，該族群除 3 株水青岡位於萬達礦場西北側之陡坡上，其他族群皆位於礦場南側之溪谷中，植株都混在闊葉林間，不像銅山地區形成水青岡的落葉純林，本區之水青岡族群多與豬腳楠 (*Machilus thunbergii*)、長尾尖葉槲 (*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*)、長葉木薑子 (*Litsea acuminata*)、青楓 (*Acer serrulatum*) 等大喬木伴生，而其下層的植物組成以闊葉草本與蕨類為主，族群個體間分布距離較遠，但散雜在常綠闊葉樹間，但整體的生長曲線狀況及更新狀況較比其他兩區更好，有不少胸徑小於 10cm 之幼樹，由於分布範圍廣闊，族群量推估在 75 株以上，徑級分布圖呈鐘型，因地形陡峭且夏季植物形態不易區分，也會等到秋天水青岡變色

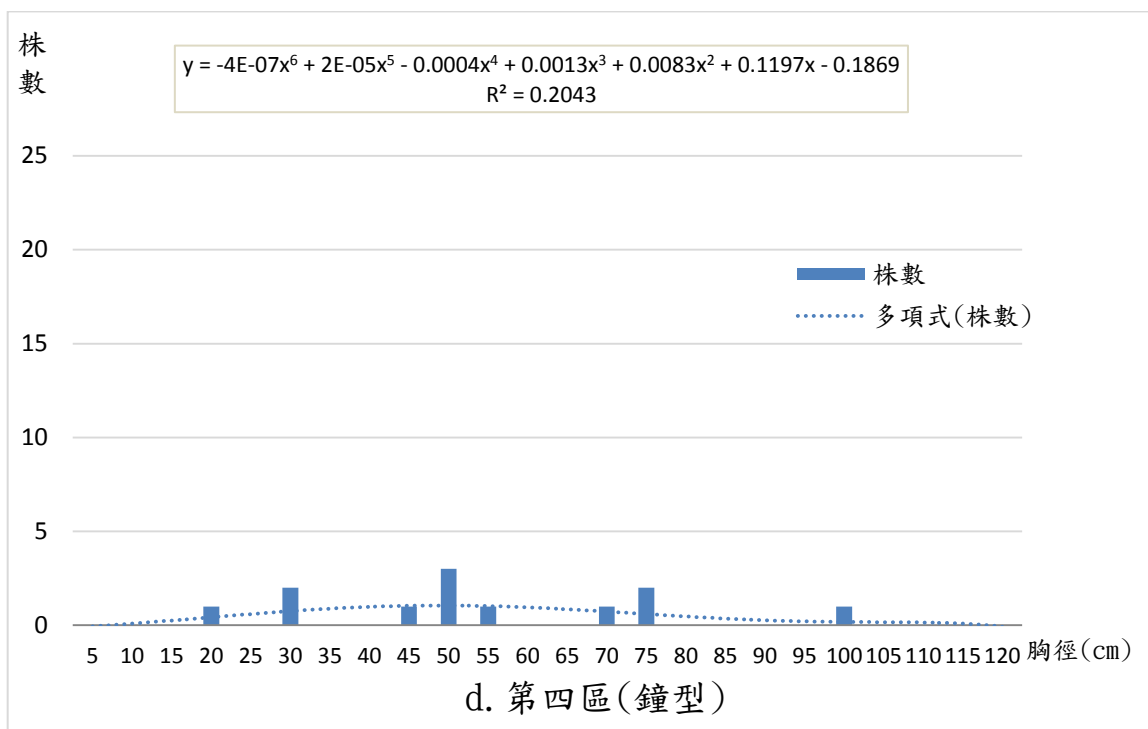
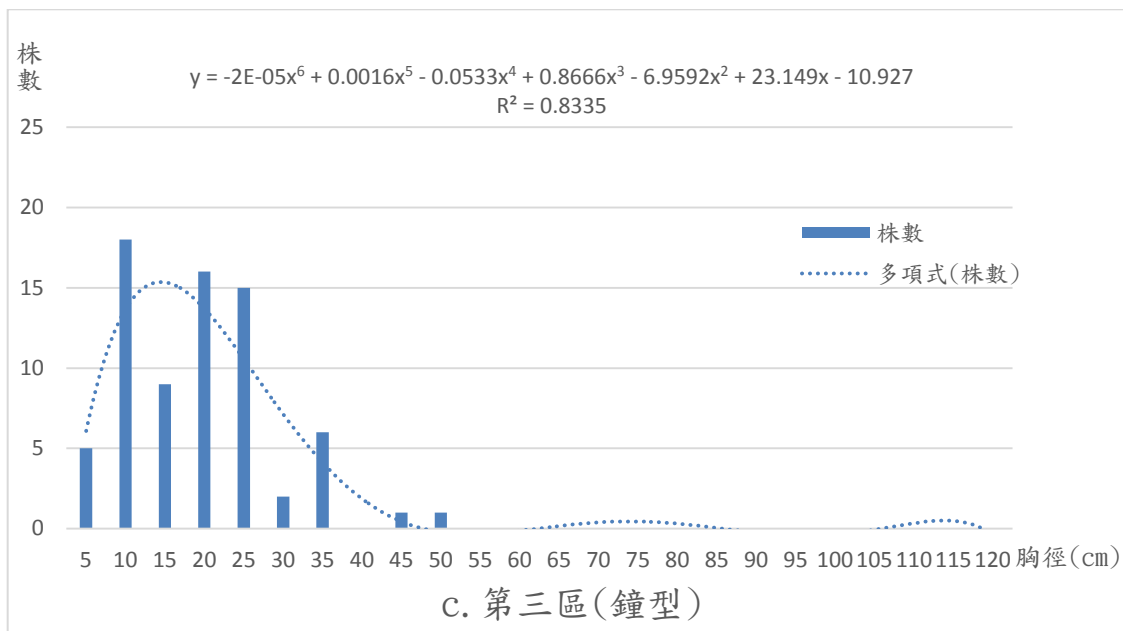
時再到附近以無人載具(UAV)進行調查(圖 3.14c)。

第四區位於大白山之尾段的稜線上，海拔 1,300-1,350m 之間，2013 年發現該族群，母樹遠離其他族群外，其餘胸徑約在 10 至 30cm 左右，徑級分布圖介於鐘型與 J 型之間(圖 3.14d)。其中上層的伴生物種以錐果櫟、大葉石櫟 (*Lithocarpus kawakamii*)、油葉石櫟、豬腳楠、長葉木薑子等為主，並與這些闊葉樹混生再一起。而其下層的植物由玉山箭竹及芒組成，已並非如銅山或插天山的下層以玉山箭竹為主。今年調查時發現附近的小支稜仍有小族群存在，但 10 月於大白山的永久樣區進行水青岡複查，共調查了 32 棵水青岡，其中複查的水青岡有四棵小樹死亡，另外有兩棵胸徑 50 公分的水青岡死亡。

第五區位於大白山山頂附近，於 2013 年發現，海拔 1,350-1,420m 之間，胸徑約在 5 至 80cm 左右，徑級分布圖屬於鐘型(圖 3.14e)。本區之水青岡族群多與大葉石櫟、長尾尖葉槲、長葉木薑子等大喬木伴生，而其下層的植物組成以玉山箭竹為主。

由於第二區和第三區並沒有將過去的航照圖收集做氣候變遷或衝擊的回顧研究，且這些植株都混在闊葉樹及落葉闊葉樹間，近日使用無人載具(UAV)的植群或地景調查正在大量進行，因此未來將會持續進行地景的監測。





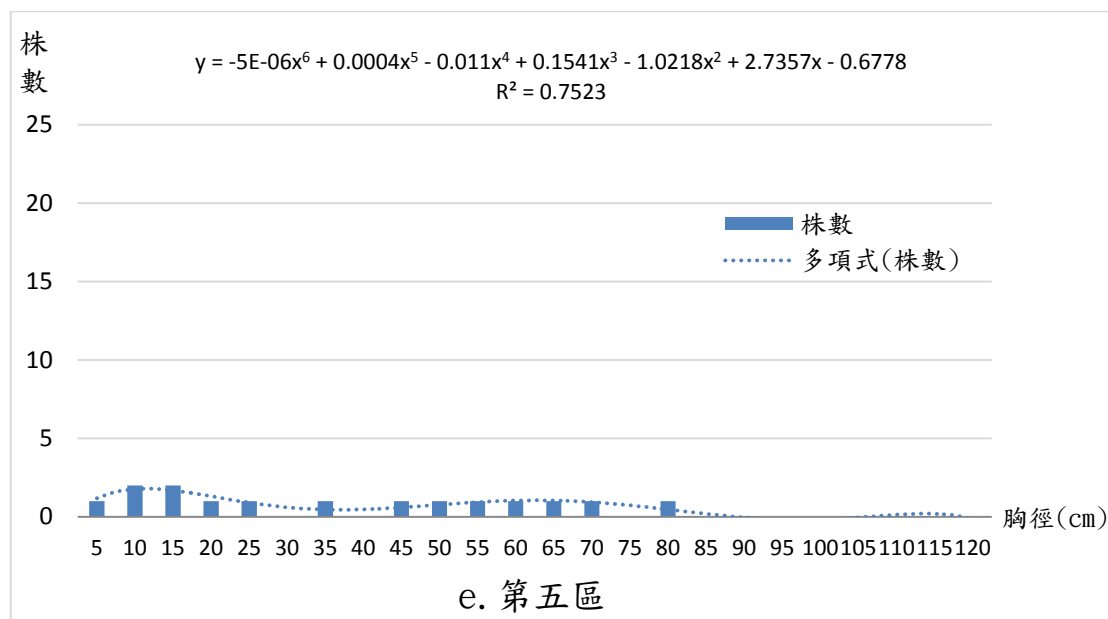


圖 3.14、大白山及蘭炭山地區之水青岡分區徑級—株數曲線圖

若將 1-4 區與大白山主峰(的永久樣區內的水青岡徑級分布圖呈鐘形曲相比，除第三區有小樹外，其餘更新不良，在第四及第五區則有較多的大葉石櫟，與第一到三區主要為錐果櫟不同。此外下層在第五區為玉山箭竹，而蘭炭山及第四區在今年和 2018 年都出現玉山箭竹開花死亡的現象，至於第三區林下主要是以闊葉草本與蕨類為主，只有稀疏的玉山箭竹混雜其間，第二區則是玉山箭竹與芒混生在一起，未來也將持續觀察期間的變化（表 3.5）。

表 3.5、大白-蘭炭山地區永久樣木監測資料比對

永久樣區位置	2013 年	2016 年	2019	減少株數
蘭炭山(第一區)	40	38	35	5
蘭炭山-大白山 (第二區)	--	42	39	3
蘭炭山-大白山 (第三區)	--	75	75	0

現地調查方面，於今年的調查發現大白及蘭炭山地區五個族群的地被植物開始有不同的變化。如位於蘭炭山永久樣區的第一區，其玉山箭竹大量開花死亡，位於大白山西北方的第四區在玉山箭竹大量死亡後，由大量的草本植物如懸鉤子、芒草、蕨類取代，其他三區沒有明顯的變化(表 3.6)。未來除了持續監測所有族群外，對於地被植物有極大變化的區域需多加注意。

表 3.6、大白山及蘭炭山地區之水青岡森林地被植物的變化

區域	106 年	108 年
蘭坎山	玉山箭竹	玉山箭竹開花枯死
新一區	玉山箭竹與芒草參半	玉山箭竹與芒草參半
溪谷	其他闊葉草本及蕨類	其他闊葉草本及蕨類
大白北	玉山箭竹	懸鉤子、芒草、蕨類
大白山	玉山箭竹	玉山箭竹

4.6 大白山到蘭炭山配合 UAV 的未來監測調查

於今年10月前往大白及蘭炭山地區進行UAV空拍拍攝位於溪谷的第三區以及位於蘭炭山的第一區水青岡族群(圖 3.15)，利用空拍機雖然能直接搜尋大範圍的面積，但水青岡生長的環境在午後就會有雲霧繚繞，導致樹木被雲層遮蔽無法拍攝，或是因不明原因拍攝的照片無法疊圖而無圖像(圖 3.16)。另外由於水青岡是屬於落葉性闊葉樹，若

要從空拍照判釋水青岡就必須避開夏、冬兩季。夏季因水青岡葉子已經成熟呈深綠色，不易與其他樹木區分，冬季水青岡會和其他落葉闊葉同時落葉，而無法從空拍照上做辨識。

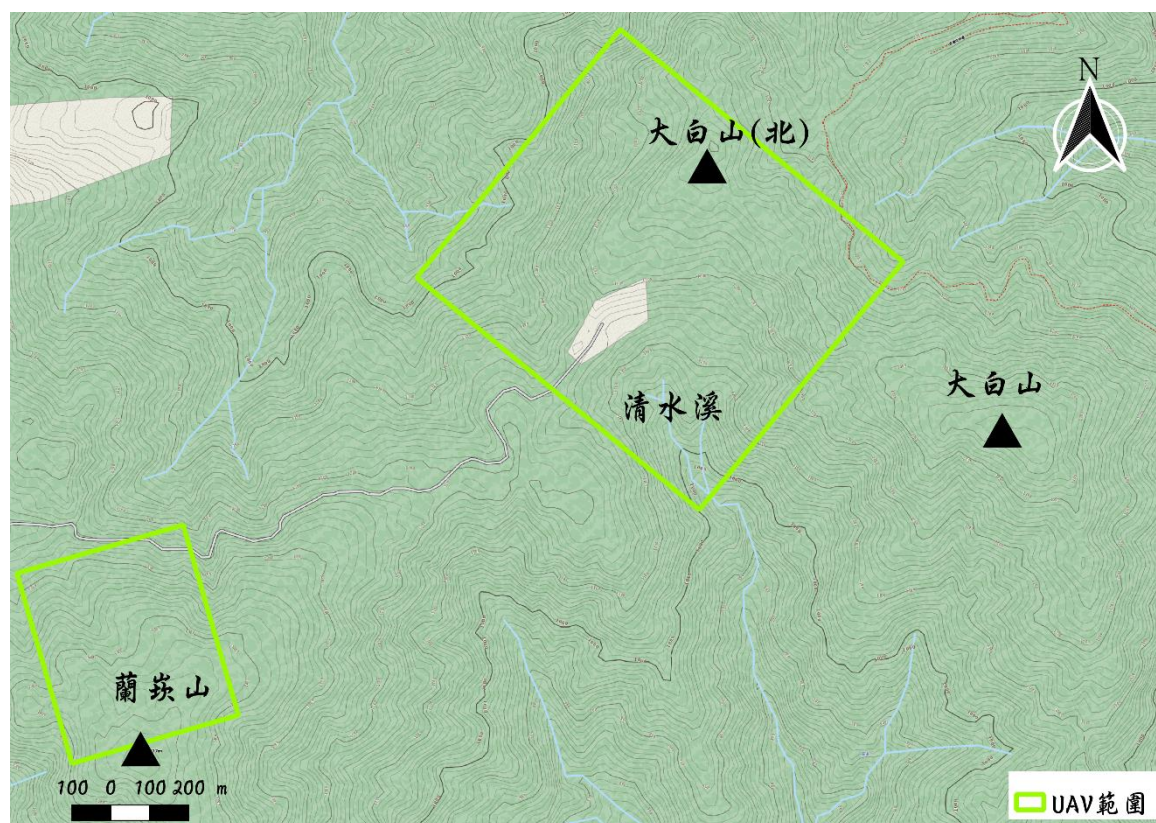


圖 3.15、UAV 飛行範圍。

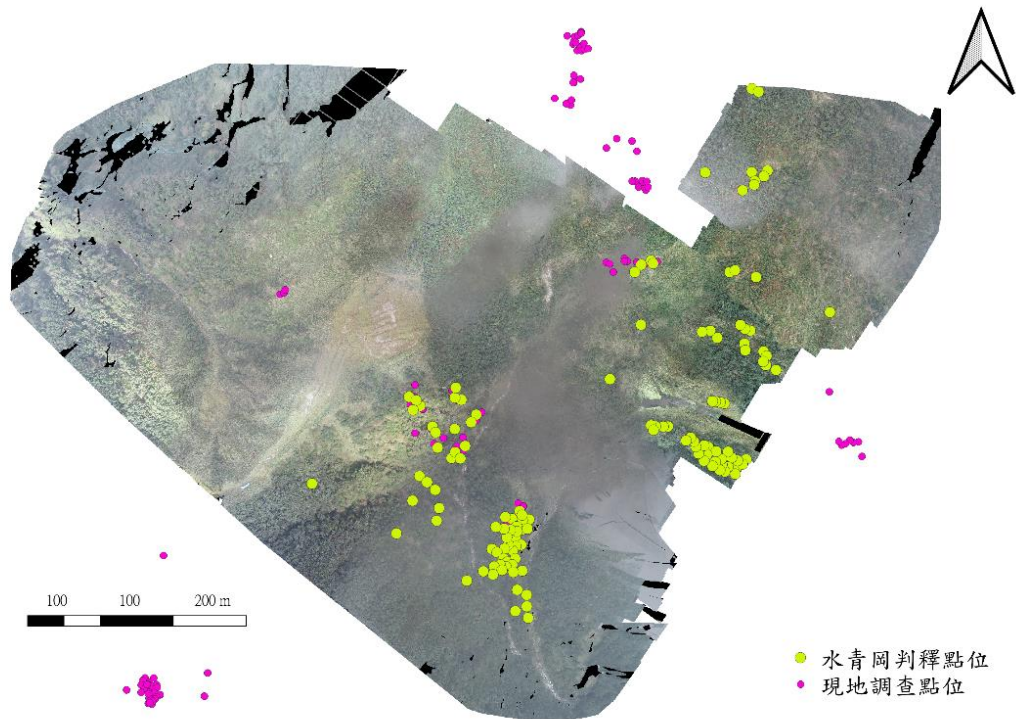


圖 3.16、第三區上方因雲霧遮蔽無法辨識水青岡，右側因不明原因無法疊圖。

將經由前往現地拍攝的空拍圖，利用 GIS 軟體進行後製，加入過去現地調查到的水青岡點位進行比對，判釋疑似水青岡植株，可以更加清楚呈現水青岡族群可能出現的分布。(圖 3.17)

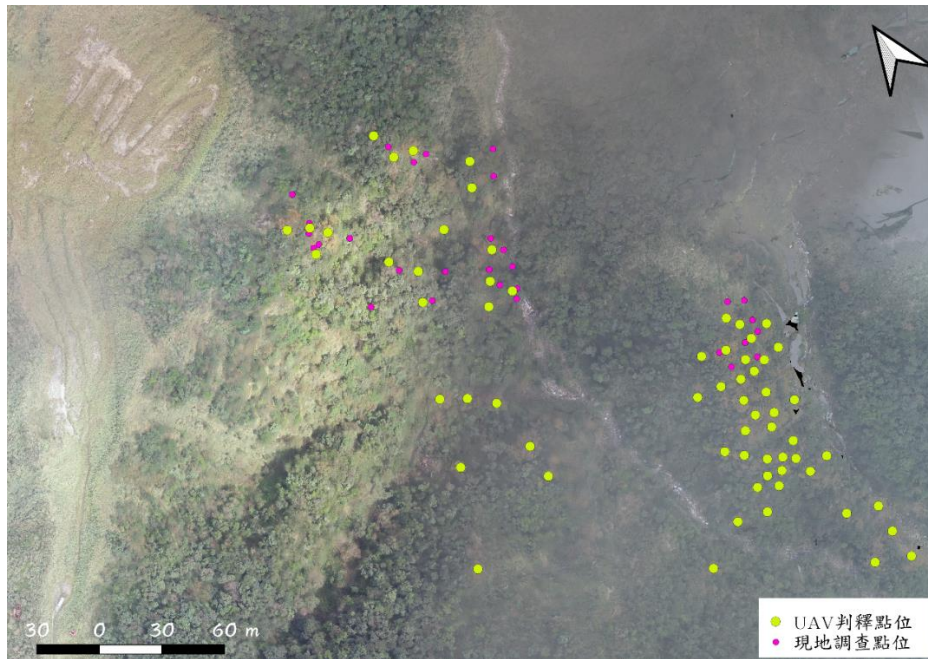


圖 3.17、利用 UAV 判識水青岡可能的分布與現地調查的水青岡分布點位。

關於利用 UAV 對目標樹種的監測是可行的。UAV 除了可以提供疑似水青岡的生長分布外，對於人員難以到達的地方，也能藉由 UAV 拍攝的照片圈出經調查人員確認的水青岡樹冠(圖 3.18)。UAV 雖能拍攝上層的植物，但下層地被植物的變化還有水青岡小樹的發現，仍需透過人力去現場進行調查才能了解其現況，使監測更加全面性。藉由 UAV 的輔助，判釋哪些區域還有可能出現水青岡，再由調查人員前往可能出現的地區調查，更能增加對水青岡分布及生存狀況的準確性。

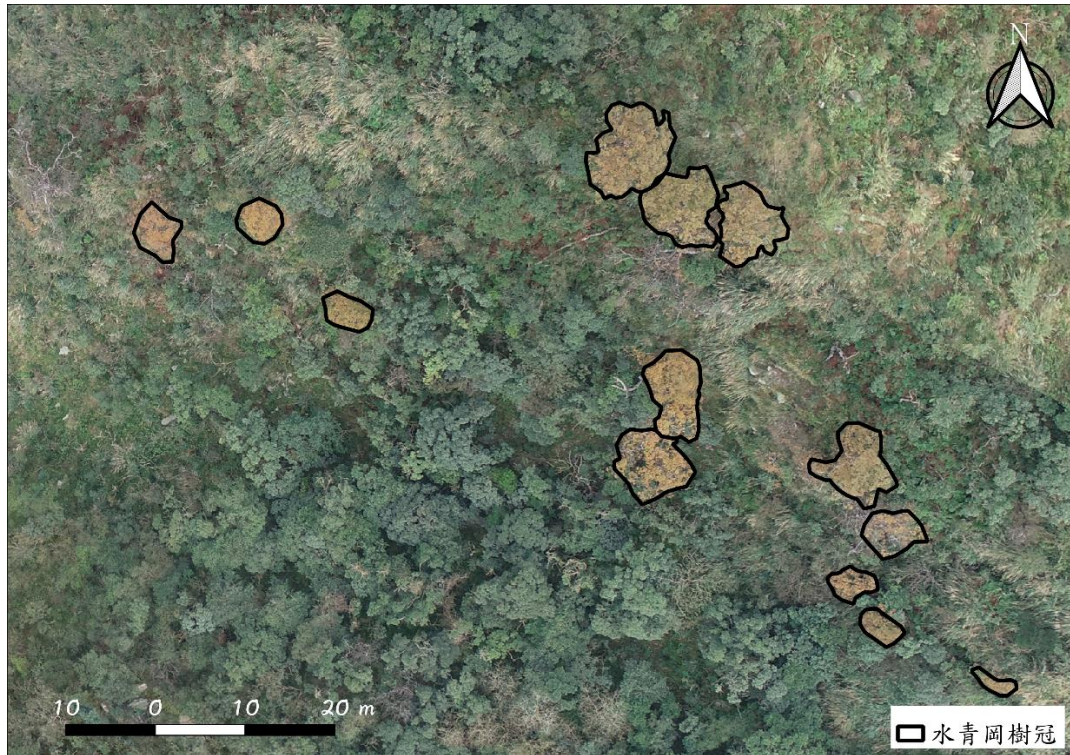


圖 3.18、利用 UAV 繪製水青岡樹冠範圍

由今年的調查來看，雖然因天候的原因無法將大白山-蘭崁山的臺灣水青岡做仔細調查，但未來可以應用 UAV 對目標樹種在恰當的物候季節做仔細的監測。UAV 除了可以提供水青岡的分布外，對於人員難以到達的地方，也能藉由 UAV 拍攝的照片圈出經調查人員確認的水青岡樹冠，或進行物候的觀測；然而地面的永久樣區還是需要的，UAV 無法了解下層地被植物的變化及水青岡小樹的數量，以及成熟果實的孕性等，或是樹木的健康狀況、族群的動態等，這些仍需透過調查人員去現場進行調查才能了解其現況，兩者結合可節省監測的人力及時間(圖 3.19)。

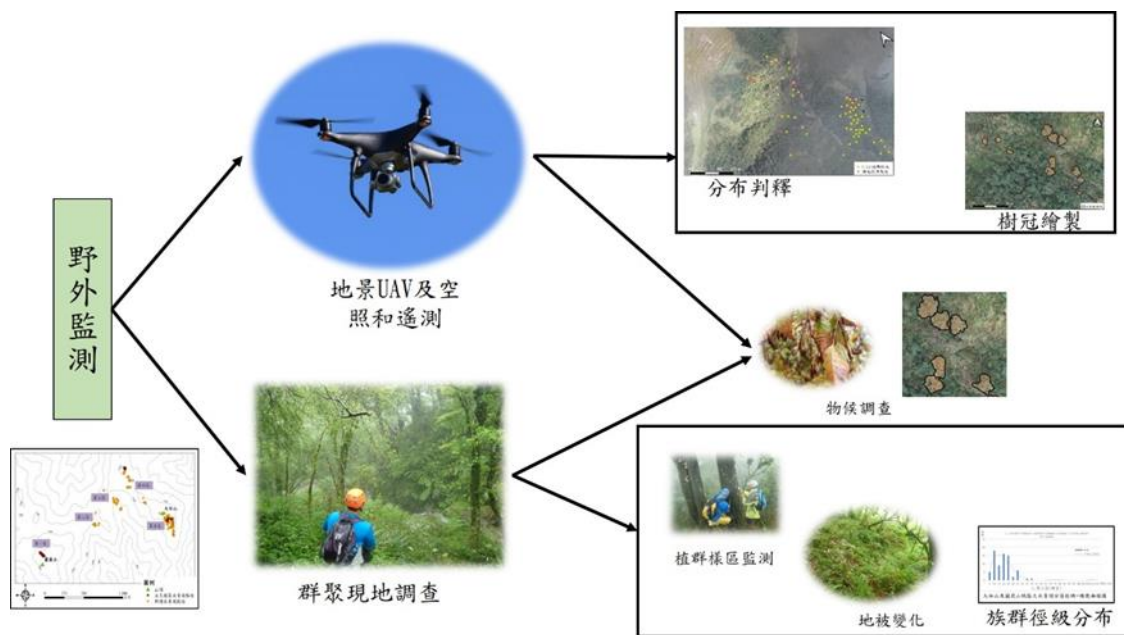


圖 3.19、運用 UAV 搭配現地調查野外監測流程。

五、結論

1. 進行區域的保育平台，將所獲得的成果整合到林區管理處；並在新竹及羅東林區管理處各完成一次水青岡森林會議，在羅林處討論保育標的物之適應性經營架構概念(ACT) (Cross *et al.*, 2012)，操作台灣水青岡生態系在氣候變遷下之調適與保育。
2. 對高易危大白山-蘭崁山地區五個小族群的野外樣地完成初步監測調查，幾個小區因近兩年並無颱風經過本區，台灣水青岡死亡不多，但林下部分區域都有玉山箭竹開花，未來值得監測其變化。
3. 以台灣地區的台灣水青岡森林進行網格分析，大白山-蘭崁山地區明顯比插天山及銅山海拔低，其內並伴生許多低海拔的殼斗科植物，野外樣地監測也發現其下較少有小樹或幼苗，同時也發現下層的幼

樹及小苗多為楠櫨林帶或櫟林帶下層的殼斗科植物，在競爭不易的森林中，台灣水青岡的族群變化，應持續進行評估與監測方式。

4. 在UAV配合植群調查上，部分較小的台灣水青岡族群是氣候模型無法預測的，這些陡峭的地形在台灣水青岡落葉前即展葉時，葉子顏色有變化時，可用UAV去調查；另部份預測的地點，但目前未列入紀錄的地區，也可試著用UAV去調查，確定是否有水青岡再做地面調查。
5. 完成台灣水青岡論文報告發表。

六、期末評核標準

評核標準	達成情形
1. 進行區域的保育平台，將所獲得的成果整合到林區管理處；並完成兩次水青岡森林保育平台會議，討論保育標的物之適應性經營架構概念(ACT)，操作台灣水青岡生態系在氣候變遷下之調適與保育。	完成兩次水青岡森林保育平台會議，討論保育標的物之適應性經營架構概念。
2. 落實對高易危生態進行大白山-蘭崁山地區五個小族群的野外樣地監測調查。	完成大白山-蘭崁山地區五個小族群的野外樣地監測調查。
3. 以大白山-蘭崁山地區野外樣地監測方式為例，整合稀有的生	完成大白山-蘭崁山地區野外樣地監測為例，整合稀有的生態系

態系與物種發展指標性的評估與監測方式。	與物種發展指標性的評估與監測。
4. 完成研討會論文一篇論文報告發表	參加中華林學研討會做一篇論文報告發表

七、參考文獻

江友中 (2017) 臺灣水青岡遺傳物質資源調查。行政院農業委員會林務局羅東林區管理處 105-731-01-11。57 頁。

巫智斌 (2013) 台灣東北部銅山地區台灣水青岡幼苗建立之研究。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。66 頁。

李培芬 (2008) 氣候變遷對生態的衝擊。科學發展 424:34-43。

李淑敏、姜保真 (2011) 林木遺傳資源保育實例介紹。台灣林業 37(2):16-22。

松井哲哉、田中信行、八木橋勉 (2007) 世界遺產白神山地ブナ林の氣候温暖化に伴う分布適域の変化予測。日本森林学会誌 89(1):7-13。

松井哲哉、田中信行、八木橋勉、小南裕志、津山幾太郎、高橋 潔 (2009) 温暖化にともなうブナ林の適域の変化予測と影響評価。地球環境 14(2):165-174。

林奐宇、胡哲明、陳子英、謝長富(2017)運用 TCCIP 網格化歷史及未來氣候資料於台灣森林植群適生棲位模型建置及變遷預測。
https://tccip.ncdr.nat.gov.tw/v2/upload/activity_agenda/20180402151450.pdf

- 林奐宇、黎光泰、陳子英、胡哲明 (2017) 運用動態局部迴歸方法建置高解析度氣候模式及其生態應用。106 年森林資源永續發展研討會論文集(森林經營與育林組)。中華林學會。82-84 頁。
- 邱祈榮(2013)建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃。行政院農業委員會林務局。許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明(2011)臺灣氣候變遷科學報告。「臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置計畫」計畫辦公室、國家災害防救科技中心。
- 邱清安 (1996) 插天山自然保留區植相與植群之研究。國立中興大學森林學研究所碩士論文。台中。162 頁。
- 邱清安、陳子英、王志強、邱祈榮、賴彥任、蔡智勇 (2013) 應用 BIOMOD2 模擬臺灣水青岡之分布。林業研究季刊 35(4):253-272。
- 原 正利 (2006) 東日本太平洋側におけるブナの分布とその下限を規定する要因について。植生学会誌 23(1):1-12。
- 許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明 (2011) 臺灣氣候變遷科學報告 2011。行政院國家科學委員會。台北。362 頁。
- 許驊 (2015) 台灣地區水青岡森林的風險性評估。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。89 頁。
- 郭嘉宜 (2015) 以 BIOMOD2 模擬暖化對台灣水青岡森林之影響。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。61 頁。
- 陳子英、毛俊傑、徐堉峰 (2016) 大白山及蘭崁山地區台灣水青岡資源調查建置計畫。行政院農業委員會林務局羅東林區管理處 第 104-731-01-02 號。87 頁。

- 陳子英、謝長富、毛俊傑、賴玉菁、林世宗、胡哲明、徐堉峰、楊正釗、林哲榮、孔祥璿、陳品邑、邱宗儀、巫智斌 (2011) 冰河子遺的夏綠林-台灣水青岡。行政院農業委員會林務局。台北。271 頁。
- 陳子英、謝長富、林奐宇、黃啟東、趙偉村、廖宇賡、徐堉峰 (2016) 維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析。第二章。「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究 期中報告」。行政院農業委員會林務局主管科技計畫：105 農科-12.7.4-務-e2。13-43 頁。
- 陳品邑 (2012) 宜蘭銅山台灣水青岡林長期動態樣區之森林動態與天然更新。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。132 頁。
- 陳朝圳、王慈憶 (2009) 氣候變遷對台灣森林之衝擊評估與因應策略。林業研究專訊 16(5):1-5。
- 童慶斌(2012)氣候變遷調適科技整合研究計畫-跨領域脆弱度評估與回復力建構科技發展計畫。行政院國家科學委員會。
- 童慶斌、劉子明、林嘉佑、曹榮軒 (2016) 氣候變遷調適行動計畫建構指引 (初稿)。科技部 TaiCCAT 計畫。100 頁。
- 童慶斌、劉子明、林嘉佑、曹榮軒、李明旭 (2015) 氣候變遷水資源風險評估與調適決策之探討。中國土木水利工程學會會刊 42(4):30-45。
- 黃立彥 (2000) 拉拉山臺灣山毛櫸林植群生態與天然更新之研究。國立中興大學森林學系碩士論文。台中。91 頁。
- 楊嘉棟 (1999) 稀有及瀕絕植物之遷地保育。生物多樣性保育研討會論文集。行政院農業委員會。407-417 頁。

- 劉振榮、李河清、李明安、童慶斌、張靜貞、盧沛文、梁蜀昀、黃瑜惠、郭宗華 (2015) 氣候變遷調適科技推動整合運作總計畫。行政院科技部補助專題研究計畫整合成果報告 MOST 104-2621-M008-001。112 頁。
- 黎光秦、林奐宇、陳子英 (2017) 宜蘭縣大白蘭崁地區台灣水青岡適應性經營與保育。106 年森林資源永續發展研討會論文集(生態保育與森林保護組)。中華林學會。41-43 頁。
- 韓尚霖 (2015) 遮蔭與施肥處理對臺灣水青岡苗木生長與光合作用之效應。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。46 頁。
- Aitken, S. N. and J. B. Bemmels (2016) Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. *Evolutionary applications* 9(1):271-290.
- Ashcroft, M.B. (2010) Identifying refugia from climate change. *Journal of Biogeography* 37(8):1407-1413.
- Ashcroft, M.B.(2010)Identifying refugia from climate change. *J.Biogeogr.* 37(8):1407-1413.
- Campbell ,J. Y. J., Hilscher ,J. Szilagyi (2008) In Search of Distress Risk. *Journal of Finance* 63(6):2899-2939.
- Cross, M.S., P. McCarthy, G. Garfin, D. Gori and C.A. Enquist(2013) Accelerating adaptation of natural resource management to address climate change. *Conservation Biology*27(1):4-13.
- Cross, M. S., E.S. Zavaleta, D. Bachelet, M.L. Brooks, C.A.F. Enquist, E. Fleishman, L.J. Graumlich, C.R. Groves, L. Hannah, L. Hansen, G. Hayward, M. Koopman, J.J. Lawler, J. Malcolm, J. Nordgren, B. Petersen, E.L. Rowland, D. Scott, S.L. Shafer, M.R. Shaw and G.M.

- Tabo (2012) The Adaptation for Conservation Targets (ACT) framework: a tool for incorporating climate change into natural resource management. *Environmental Management* 50(3):341-351.
- Fung, E., P. Imbach, L. Corrales, S. Vilchez, N. Zamora, F. Argotty, L. Hannah and Z. Ramos (2017) Mapping conservation priorities and connectivity pathways under climate change for tropical ecosystems. *Climatic Change* 141(1):77-92.
- Hannah, L., L. Flint, A.D. Syphard, M.A. Moritz, L.B. Buckley and I.M. McCullough (2014) Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. *Trends in ecology and evolution* 29(7):390-397.
- IPCC (2013) *Climate Change (2013) The Physical Science Basis*. Working Group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. New York, USA. 1535pp.
- IPCC (2014) *Climate Change (2014) Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Geneva, Switzerland. 151 pp.
- IPCC (2007) *Climate Change (2007) Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and A. Reisinger (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. 104 pp.
- Janzen, D.H. (2001) Latent extinction—the living dead. *Encyclopedia of*

Biodiversity 3:689-699.

Joyce, L.A., S.W. Running, D.D. Breshears, V.H. Dale, R.W.

Malmsheimer, R.N. Sampson, B. Sohngen and C.W. Wood-all (2014)
Ch.7: Forests. Climate Change Impacts in the United States: The
Third National Climate Assessment, Melillo J. M., Terese (T.C.)
Richmond, and G.W. Yohe(Eds.), U.S. Global Change Research
Program. pp. 175-194. doi:10.7930/J0Z60KZC.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2012) Refugia: keys to climate
change management. *Global Change Biology* 18(8):2389-2391.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2015) Refugial capacity defines
holdouts, microrefugia and stepping-stones: a response to Hannah *et*
al. *Trends in ecology and evolution* 30(5):233-234.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson. (2015) Refugial capacity
defines holdouts, microrefugia and stepping-stones. *Trends in*
ecology and evolution 30(5):233-234.

Keppel, G., K. Mokany, G.W. Wardell-Johnson, B.L. Phillips, J.A.
Welbergen and A.E. Reside (2015) The Capacity of Refugia for
Conservation Planning under Climate Change. *Frontiers in Ecology*
and the Environment 13(2):106-112.

Keppel, G., K.P. van Nair, G.W. Wardell-Johnson, C.J. Yates, M. Byrne,
L. Mucina, A.G.T. Schut, S.D. Hopper and S.E. Franklin (2012)
Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity
under climate change. *Global Ecology and Biogeography*
21:393-404.

Kimura, M.K., K. Uchiyama, K. Nakao, Y. Moriguchi, L.S.

- Jose-Maldiaand and Y. Tsumura (2014) Evidence for cryptic northern refugia in the last glacial period in *Cryptomeria japonica*. *Annals of botany* 114(8):1687-1700.
- Matsui, T., T. Yagihashi, T. Nakaya, H. Taoda, S. Yoshinaga, H. Daimaru and N. Tanaka (2004) Probability distributions, vulnerability and sensitivity in *Fagus crenata* forests following predicted climate changes in Japan. *Journal of Vegetation Science* 15(5):605-614.
- Maxwell, S.L., O. Venter, K.R. Jones and J.E.M. Watson (2015) Integrating human responses to climate change into conservation vulnerability assessments and adaptation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1355(1):98-116.
- Rehfeldt, G.E., N.L. Crookston, C. Saenz-Romero and E.M. Campbell (2012) North American vegetation model for land-use planning in a changing climate: a solution to large classification problems. *Ecological Applications* 22(1): 119–141.
- Rull, V. (2009) Microrefugia. *Journal of Biogeography* 36(3):481-484.
Rull, V. (2010) On microrefugia and cryptic refugia. *Journal of Biogeography* 37(8):1623-1625.
- Shimokawabe A., Y. Yamaura, T. Akasaka, T. Sato, Y. Shida, S. Yamanaka and F. Nakamura (2015) The distribution of cool spots as microrefugia in a mountainous area. *PLoS ONE* 10(8): e0135732. doi:10.1371/journal.pone.0135732
- Skov, F. and J.C. Svenning (2004) Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography*. 27(3):366-380.

Staudinger, M.D., N.B. Grimm, A. Staudt, S.L. Carter, F.S. Chapin III, P. Kareiva, M. Ruckelshaus, B.A. Stein (2012) Impacts of Climate Change on Biodiversity, Ecosystems, and Ecosystem Services: Technical Input to the 2013 National Climate Assessment. Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment. 296 pp.

Stewart, J.R., A.M. Lister, I. Barnes and L. Dalén (2010) Refugia revisited: individualistic responses of species in space and time. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.* 277(1682): 661-671.

Tingley, R., M. Vallinoto, F. Sequeira, M.R. Kearney (2014) Realized niche shift during a global biological invasion. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 111(28): 10233–10238

Tzedakis, P.C., B.C. Emerson and G.M. Hewitt (2013) Cryptic or mystic? Glacial tree refugia in northern Europe. *Trends in ecology and evolution* 28(12):696-704.

Tzedakis, P.C., B.C. Emerson and G.M. Hewitt (2013) Cryptic or mystic? Glacial tree refugia in northern Europe. *Trends in Ecology & Evolution* 28(12):696-704.

van Vuuren, D.P., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G.C. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J.-F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S.J. Smith and S.K. Rose (2011) The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change* 109(1-2):5-31.

Wiens, J.A. and D. Bachelet (2010) Matching the multiple scales of conservation with the multiple scales of climate change. *Conservation*

Biology 24(1):51-62.

Williamson, P.S. and C.R. Werth (1999) Levels and patterns of genetic variation in the endangered species *Abronia macrocarpa* (Nyctaginaceae). American Journal of Botany 86(2):293-301.

第四章 南仁山生態系監測保育與櫟櫟復育計畫

摘要

現今地球上許多的生物正遭受到氣候變遷所造成的影響而導致生物產生不同的影響，有些物種發生遷移，而有些物種則因適應或不適應變化的氣候而發生族群增加或滅絕的情況。本計畫承襲先前計畫成果，於各高易危生態系進行密集監測以及時提供警訊，並利用情境模擬預測將來物種面對氣候變化適合的生存地點。而在實際保育復育行動中，則與各相對應之林區管理處與縣市政府建立合作保育平台，期望藉由各方面的保育協助，使保育工作深入地方，也使各地能協力參與保育工作。本計畫主要監測之高易危生態系為台灣南部的南仁山區，利用欖仁溪森林動態樣區每5-8年的複查資料進行樹木種類與生態系統的變化監測，也針對欖仁溪、南仁山樣帶與出風山進行每季的小苗調查，以監測生態系統與高脆弱度物種之變化；而新竹櫟櫟則先前已進行區外栽植，並且初步與新竹林區管理處進行合作發展區外保育策略之執行，因此本計畫最終以櫟櫟保育為範例，先完成與新竹林區管理處之保育平台建立，待南仁山之高脆弱度物種完成繁殖培育後，利用此經驗與屏東林區管理處共構保育平台，以達面對氣候變遷下生物多樣性保育之典範。

結果顯示在欖仁溪樣區複查結果為植株新增率與死亡率皆較以往高，可能受到颱風影響造成高死亡，而後兩年多的更新使得植株新增較多，也使得植株數量較2013年增加，但是這些增加主要是由野牡丹等陽性樹種大量增加所致。在小苗調查部分則不論欖仁溪，樣帶與出風山的週期性調查，小苗在組成上變動不大，而櫟櫟監測上，大樹的植株持續減少，但今年新增兩株植株；小苗今年新增42株，最終存活11株。區外的楊梅造林地除了生長良好，另有34株更新苗出現，目前持續監測。

關鍵詞：氣候變遷、管理決策、生物保育

一、前言

1.1 前人研究

由於人為排放溫室氣體使全球氣溫更加溫暖以及造成21世紀氣候系統的相關變化 (Meehl *et al.*, 2007)。這些系統變化也預期了全球的生物多樣性，無論現在是否要採取政策干預措施來減少排放，仍會造成其損失(Thomas *et al.*, 2004)。當然現有的保護策略仍然該持續，但也應該考慮採取額外的管理行動來改善氣候變化對物種的影響，因為這些影響不能通過傳統的保護方法來抵消，而目前保護方法通常集中在現有的位置(Heller and Zavaleta, 2009)。然而因為管理者缺乏一個明確的框架，來規定特定物種可以實施的行動，與不同行動之間成功相對成本和可能性，以及對非目標物種的潛在共同利益等，因此 Shoo *et al.* (2013)提供了決策框架，其中保護行動與物種的遺傳適應性和潛力的評估相關聯，調整其範圍以應對氣候變化，以朝著優化氣候變化下保護物種的資源分配邁出的重要的第一步。而 Ahteensuu *et al.* (2015)則認為二元式的決策往往是不合適，除了少數有進行完善研究的物種，研究者才有信心直接以是/否回應，大多數的物種無法知道確實的答案，而僅能以或許，或是可能性來回應，但整體決策應該要優先考量定量的因子以為行動指導。而目前許多物種處於瀕危狀態，在處理此類物種若我們因某些因素而延遲決策，則可能導致瀕危物種的滅亡。因此不論是定性，定量或混合性的決策，一個可能的決策框架還是要在關鍵訊息不確定或缺失下提供指導，此框架應該允許我們回應不知道，而非停止保護，整體決策應遵循避免瀕危物種滅絕的措施。另外一個可行的行動方案應該能有多種的保護行動，並且能在不同的保護行動中實施最佳的分配。且在執行保育措施時，多個策略一同進行可能成功機會更高。如果一個物種滅絕，因為只有一個具體的行動被執行，我們不能再試一次，滅絕是不可逆轉的，因此應當要允許促進採用多種行動同時進行。

陳子英等(2018)針對氣候變化對物種回復力中提到，在台灣南部的熱帶森林，尤其是柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-桐屬熱帶季風林，在降水極端化的情境下可能出現劇烈棲地縮減。但由於降雨因子在熱帶森林佔很高的重要性，可是各種大氣環流模型對未來降雨變化預測極為分歧，因此從最極端的情境來看，柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-桐屬熱帶季風林這二類森林將可能面臨極高的氣候變化衝擊，至世紀末0.2%及18.73%的適生棲地；但降水變化較緩和氣候變遷情境，則預測熱帶森林有可能維持現生面積或擴大其棲地。除了模式推估不確定性外，另也因為熱帶森林的組成複雜，幾乎不可能以協助遷徙方式使現有森林移往未來適棲地點。因此，持續對熱帶森林社會及其特稀有物種的進行監測，可能是目前能夠採行的最佳因應措施，一旦稀有物種或生態系出現族群下降或退化現象，即訊樹採取物種層級的保育工作。

而近年來南仁山區的氣候情況，依據陳子英等(2015)所提出之結果，認為在長期氣候與極端氣候上面，不論是全世界尺度，台灣尺度或是南仁山地區尺度，或多或少皆有變化。在整個南仁山地區尺度中，長期氣候以降雨日數與風速變化為顯著，而極端氣候則以乾旱次數明顯增加，這些變化對南仁山森林群落與各物種族群造成何種影響則待繼續討論中。該研究利用ETCCDI對氣候的分析結果中顯示，每日的溫度差明顯的逐年減低，而極端高溫與低溫的日數也逐年降低，使得溫度變化變小。在雨量上，整體年雨量並無顯著變化，但是連續降雨之雨量增加，顯示雨量有集中之現象。由於氣候變化中極端事件的發生比長期平均氣候變化所帶來的影響更為重要(Katz and Brown, 1992)，從氣象資料中顯示近年極端氣候之連續乾早日數雖無顯著增加，但整體乾旱現象有上升的情形，此結果可能為欖仁溪樣區之1997-2005之動態帶來重要影響。在熱帶樣區中，巴拿馬BCI樣區在1982-1983年期間受到聖嬰現象的影響，其中有4個月的嚴重乾旱使BCI樣區至少16種灌木和小喬木面臨滅絕危險，使樣區內的植物死亡

率攀升(Condit *et al.*, 1996)。與深根性或耐旱性樹種不同，某些樹種幼樹對乾旱環境較為敏感，甚至大樹也是如此，樹木死亡率攀高而使部分族群將近滅絕(Condit *et al.*, 1995)。欖仁溪樣區中，且1997~2005年有許多小徑木死亡。由於乾旱的頻度、長度或嚴重程度也會造成許多地區森林的組成、結構和地理分布範圍的基本改變(Craig *et al.*, 2010)，因此乾旱現象可能對南仁山地區植群的組成、結構與動態造成影響。欖仁溪樣區其植株數量與生物多樣性皆降低，但生物量則有些微的上升。在植群演替理論的機體論中，此現象屬於氣候頂級中，植群往極盛相演替之階段。但氣候頂級屬於在一特定氣候條件下之極盛相，在現今氣候變化之下以及極端氣候頻仍時，植群的改變是受到演替所影響，或是氣候變化所影響，則難以釐清。許多研究指出，在溫度與CO₂濃度增高的環境下，植物之光合作用速率會上升，而致生物量增加。因此，對於樣區內植株數降低，而生物量增高之現象，可能為植群演替、全球暖化或極端氣候所單獨或綜合性影響。

在南仁山生態系的研究中，歷次複查在物種組成變化與森林結構在不同的生育地的情況不一樣。在物種數量上，迎風型生育地的物種數量逐漸減少，由1991年的108種到2013年的101種；但背風型生育地則逐漸增加，由1991年的105種增加到2013年的110種。植株數量上，迎風型生育地則逐漸減少，每次複查資料顯示死亡株數均高於新增株數，背風型與溪谷型生育地則數量維持波動。而該區的迎風型生育地可能受到東北季風長期減弱的影響，致使部分藉由東北季風逆境下生存物種逐漸無法與其他物種競爭，因此數量大量下降，此部分已開始進行繁殖策略研究，並待研究成果產出後，能有實際作為應用到南仁山區。

β 歧異度為了解一個區域內物種在不同樣區之間的變異量(Whittaker 1960)。藉由了解一個區域下、不同空間的 β 歧異度可以了解如何保育特定生態系統的物種多樣性。Vellend (2001) 以及

(Anderson *et al.*, 2011)指出，研究 β 歧異度必須針對兩種資料面相來檢視這兩種 β 歧異度，第一個為轉換率(turnover)，植群藉由空間、時間或是環境梯度轉變的變化情況；第二個則為族群在取樣點之間的差異，且是沒有任何方向性的差異，沒有隨著某一個梯度變化或時間改變的數值。因此， β 歧異度除了可以檢視不同空間尺度的物種多樣性以外，也可以擴大至時間尺度上，了解物種多樣性在時間上的變化(Legendre and Gauthier 2014)。Legendre and Condit (2019)利用巴拿馬BCI樣區1985年以及2015年1250(20mx20m)個樣區資料進行不同時間於不同空間的 β 歧異度分析。該研究結果顯示，在五個生育地中，沼澤生育地的 β 歧異度高於其他的生育地，但自1985年到2015年間發現到有顯著的樣方逐次減少，藉由時間尺度的 β 歧異度的分析中發現，由於乾旱及其他氣候因子的影響，沼澤生育地的重要性逐漸減少，物種數量呈現上升，且這些物種多為周圍其他生育的進來的物種，導致整個 β 歧異度趨於相同。

另外，在森林的動態變化裡，瞭解小苗是如何建立並生存在大自然中是非常重要的且必須的，因為小苗時期是整個植物生命週期中一個非常重要的階段(Caspersen and Sapruff, 2005)，小苗的建立與生長將影響整座森林的組成、多樣性與分布等(Clark and Clark, 1989; Lin *et al.*, 2017; Johnson *et al.*, 2017)，但是小苗的新增與建立卻也是被認為是植物更新過程中最艱難的階段(Chen *et al.*, 2012)，因為容易受到環境因子、生物與非生物因子、機械傷害、生理壓力或是疾病等影響(Schmidt, 2000; Alexander, 2010; Grossnickle, 2012; Yeo *et al.*, 2014; Murphy *et al.*, 2014; Lin *et al.*, 2017)，這些因子常常會阻礙小苗生長甚至造成其死亡，僅有少部分的小苗能成功突破瓶頸(bottleneck)並能長時間的生存與成長(Lin *et al.*, 2017)，影響日後族群的更新與植物社會的發展(Astrup *et al.*, 2008)，目前世界上許多稀有種或是瀕危物種皆是在此過程受到限制(Yates and Broadhurst, 2002; Gulias *et al.*, 2004)，因此小苗的更新與建立是在植物社會中不可以忽略的重要歷

程。

然而短期的小苗調查很難解釋森林當下的組成、結構與動態，因為短時間的急遽變化往往難以代表森林的整體狀態，因此持續對小苗進行監測可以瞭解森林更新的變化過程，所以長期調查確實有助於瞭解森林的動態與趨勢(Chang-Yang *et al.*, 2013b; Lin *et al.*, 2017)。Lin *et al.* (2017)於臺灣的墾丁高位珊瑚礁自然保留區內進行小苗研究，自2007-2012年間共調查到57種9,407株的小苗，結果發現濕季(6-11月)的小苗新增量高於乾季(11-4月)的小苗新增量，而不同物種的小苗存活半衰期(即小苗存活率等於50 %的時期, Median survival time)則是有顯著的差異(3-33個月)，大部分小苗則是6個月後其存活率僅剩一半，僅有11 %的小苗可以存活超過24個月，而且陰性樹種較非陰性樹種存活得久；若是生長在密度較高的地方的小苗其死亡率會較高，特別是周遭有許多同物種的小苗死亡率又會更高，整體而言，墾丁高位珊瑚礁自然保留區的小苗之存活率偏低，而密度則是對於小苗生存有很大的影響力。

廖捷妤(2019)針對南仁山樣帶小苗的研究，在與賴宜鈴(1996)的研究結果比較顯示，兩次不同時期的小苗調查皆位於相同地點與同樣方，但在種類上卻有差異，可能原因有物種有移入與移出樣帶的情形；另外相隔20年的小苗植株數量差異很大，廖捷妤(2019)所發現的總小苗約為20年前小苗總數量的30 %，若本研究與20年前的調查資料做比較，主要原因可能是單月更新苗數量的差異，賴宜鈴(1996)單月新增小苗數量介於157 - 560株之間，平均每月更新356株；但廖捷妤(2019)每次調查所新增的苗木平均約為76株(介於49 - 100株之間)。另外，亦可能受到植物物候(Phenology)的影響，植物物候為大自然中的週期性生物現象(如植物開花結果、鳥類季節性的遷徙等)，其會受到生物(如種內競爭或是種間競爭)與非生物因子(如氣候)的影響(Hudson and Keatley, 2009; Chang-Yang *et al.*, 2013a)，1995-1997年

間可能為某些植物的結實豐收年，因此其單一月份即有一物種大量(≥ 50 株)更新的小苗，而因為有豐年的現象產生，造成物種株數優勢度上也有很大的差異。另外，也有可能因為2014-2015年的氣候較為往年異常，朱吟晨等(2015)表示2015年為臺灣近十年最乾旱的一年，2014年下半年度時颱風季降雨不足，而2015年春雨量也不夠豐沛，直至2015年幸好梅雨季節(5月)的到來才減緩的缺水的狀況，2014-2015年間經歷為期9個月的乾旱期(其為往年雨量平均值的20-40%)，因此可能造成土壤水分不足，種子無法順利萌芽並建立成小苗或是小苗不易生存；Liu *et al.* (2017)也提到2015-2016年有強烈的聖嬰現象(El Niño)，造成位於太平洋上的臺灣也呈現高溫少雨的情形，而根據中央氣象局(2016)的105年氣象年報，2015年為聖嬰現象的最高峰期，2016年的聖嬰現象趨緩，2016年的年雨量也較多，而年均溫卻也是自1951年起所記錄到的最高溫的年份，但即使2016年的雨量較2015年充足，其更新的小苗數量比2015年多一些，但是還是遠不及1995-1997年的更新苗量。因此綜合以上三種因子：單次更新苗數量的差異、物候以及氣候因素，造成近年來所調查到的總小苗數量遠不及1995-1997年的總小苗數量。

陳子英等(2018)對新竹的槲欏長期監測中發現近年槲欏族群下降情況嚴重，短短五年僅存半數植株，因此預估槲欏族群可能於10年內大量消失。該研究提到針對此族群需要加強監測與保育作為，而雪上加霜的是，目前區外栽植之槲欏植株受到木蠹蛾危害，造成植株嚴重損害，此為將來持續區外栽植所需注意的。在保育策略上槲欏可以適用原地復育(陳子英等，2018)，但由於先前發文給軍方，均未獲得許可，因此仍以區外栽植為主要重點。

1.2 擬解決問題

目前全球正處於暖化的情境，許多自然系統受到溫度升高所造

成的區域氣候變化，造成對生物有深遠與多樣的影響(Parmesan, 2007 ; Colwell *et al.*, 2008)。目前的結果顯示北半球中高緯度因溫度上升速度較快，而導致所受影響最大 (IPCC, 2007, Parmesan, 2007 ; Dillon *et al.*, 2010)。現今之氣候變化除了全球暖化外，另外也造成了氣候極端化現象。這些氣候的變畫已經影響到物種個體適存度、族群動態、分布範圍和生物多樣性(Parmesan *et al.*, 2000)。由於溫度變化是明顯且較容易觀察的氣候因子(IPCC, 2007)，目前已經有許多關於生物受到氣候暖化衝擊之反應的研究，結果顯示物種為了適應氣候暖化會改變其分布範圍並遷移到較適合生存的地區，不僅有動物、昆蟲等往高緯度地區或高海拔地區移動，連植物都有此現象發生，但倘若物種未能遷移至適合生存的地區，則物種的分布範圍將會縮小甚至是有滅絕的危機(Parmesan, 2006 ; Feeley *et al.*, 2011 ; Feeley *et al.*, 2013)。

從長期的植群生態研究可以了解森林動態變化的趨勢。近期熱帶、亞熱帶森林的長期研究多指出由於氣候因子影響，森林已經發生了長期或短期的變化。如巴拿馬 BCI 森林受到聖嬰現象所造成的嚴重乾旱(Condit *et al.*, 1995)，與馬來西亞婆羅洲濕潤雨林受到乾旱期的影響(Potts, 2003)，兩者都使得其樹木死亡率增加。Laurence *et al.*(2009)在亞馬遜森林的長期研究中，認為森林受到全球溫度上升、CO₂ 濃度增加的影響，使得 23 年間森林總體胸高斷面積持續成長、林木之間競爭增強，因此，造成樹木死亡率、新增率、生長量和胸高斷面積均呈現逐漸升高的情形。另外非洲的塞內加爾地區的雨量逐漸減少，造成濕地植物大量死亡(Gonzalez, 2001)；而在極端事件上，法國於 2003 年夏天受熱浪襲擊以及乾旱的影響，使麻櫟屬植物死亡率上升，澳洲北部多年的乾旱使得尤加利樹的死亡率大增，在中國，乾旱增加油松(*Pinus tabulaeformia*)的死亡率，甚至乾旱的範圍擴大至雲南松(*Pinus yunnanensis*)的棲息地，造成雲南松的死亡率上升。

面對氣候變化對部分物種族群造成影響，Shoo *et al.*(2013)提出具

體的保育因應方法，其決策包含物種是否需要保育，物種是否有適當的內部或外部避難所為考量，並參考其遺傳多樣性之組成，而一步步地去討論行動方案。而生態系及物種面臨不同程度的氣候變遷脆弱度時，可採用的因應對策隨著物種對應氣候變化的脆弱度與敏感度升高，與適應能力降低，對策就必須由低度介入處理到強力介入，包含現有棲地保護管理、物種的現地保護管理、協助遷徙或營造棲地廊道、協助族群重建與遷地保育等。在整體的行動方案中，能使物種進行天然更新仍為最好的選擇(Chazdon, 2008)。因為天然更新可以避免一些外來引入之種源問題，也可以維持其遺傳多樣性與確保苗木的生存(Thomas *et al.*, 2014)。然而，有些地區因為天然的種源缺乏或不足，以及棲地片斷化的問題，及種源遭受到遺傳流失而無法在變化的環境下生存，此時，對於物種進行異地復育與活體保存是全球植物保護的主要策略(Larkin *et al.*, 2016)，主要可以避免物種滅絕，並且其活體材料可為將來重新種植的來源(Guerrant *et al.*, 2004; Guerrant *et al.*, 2013)。一般來說，在進行異地復育時，必須要兼顧到族群內的遺傳多樣性。若是以種子為繁殖材料，則在採種上的策略為由許多母樹上，每一株選取少量的種子會比僅由少數母樹採集大量種子來的好(Brown and Hardner, 2000)。

陳子英等(2018)執行因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究一案，其中有針對新竹的槲櫟與南仁山區的高脆弱度植物實際進行保育行動，包含大樹與小苗的監測，提出物種或生態系統可能遷移方向等，並對未來物種遷移提出可能因應對策。其中，槲櫟因原生地復育行為受到軍方反對，因此持續在模式評估可栽植地點進行維持遺傳多樣性的保育栽植，成效良好。而南仁山物種亦選定部分種類進行繁殖實際作為，待未來參考槲櫟的實際作為而進行保育步驟方案。因此本計畫擬持續進行槲櫟的區外保育措施外，對南仁山之物種亦開始進行策略檢討與初步實際作為，以避免南仁山區物種滅絕。因此，本計畫擬解決問題重點如下：

1. 目前發展的大尺度分析結果，可了解區域性生態系與物種的變化，在區域性應配合目標生態系或稀有物種繼續進行其在氣候化衝擊下的植被預測與動態變遷模型外，應發展區域性的監測與復育模式，例如仿效日本的模式提供野外的實地監測方法，或針對易危的物種進行遷地復育、遷地的選擇位置或建置採穗園等；並可以現地實際的狀況與動態變遷模型相互配合，以區域的小尺度修正植被預測與動態變遷模型的成果。
2. 持續發展對稀有的生態系發展指標性的評估與監測方式，以小區域的現地資訊，充實氣候監測上模式的不足。例如相關的蛾蝶類、已設有長期的南仁山或銅山動態樣區或大白山或蘭崁山一帶的小樣區，以小區域的現地動態資訊，提供為氣候監測模式上選擇的判斷。
3. 目前已有對台灣水青岡、槲櫟、南仁山的稀有植物等發展出保育的對等策略，建議成立區域的保育平台，將所獲得的成果（包含保護區管理策略、脆弱物種遷地保育方法、移地栽植之後續管理與監測措施等）整合到各相關的林區管理處；落實對高易危生態系及脆弱物種的保育與經營管理，整合相關領域的學者提出更細緻化的規劃措施。

1.3 全程計畫目標

1. 持續發展對稀有的生態系與物種發展指標性的評估與監測方式，以小區域的現地資訊，充實氣候監測上模式的不足。

(1) 生態系之監測

- A. 利用南仁山森林長期復查資料持續探討生態系之森林組成與結構上的變化，尤其是對迎風型生態系變化情況之監

測。

- B. 利用南仁山的欖仁溪、出風山與樣帶之小苗樣方進行逐季的持續監測，針對小苗物種組成變化及出生死亡情況逐季的監測生態系統之變化。
- C. 彙整前兩項之資料，在有生態系發生較大的變化時，能及早提出警訊與對策。

(2) 待保育物種之監測

- A. 在複查結束後，針對需加強監測頻度之物種，進行每年的族群數量監測，以及早提出警訊。
- B. 監測出風山台灣石櫟族群變化，掌握每年的族群數量。
- C. 監測新竹榲櫟的成樹與小苗之族群動態，持續關注榲櫟族群之變化。

(3) 將這些高易危生態系之監測資料提供學會團隊，協助修正植被預測與動態變遷模型。

2. 發展區域的保育平台，將所獲得的成果整合到林區管理處；落實對高易危生態系及脆弱物種的保育與經營管理。

- (1) 由於新竹的榲櫟自物種繁殖、區外保育與栽植作業均接近成熟，且陳子英等(2018)已經提出榲櫟自種子採集到出栽之間的榲櫟培養栽植曆，因此本研究先期嘗試發展新竹縣與新竹林區管理處的保育平台，並持續努力與軍方溝通，期望此部分能得到與此物種相關之三個公務部門之共同許可合作。
- (2) 由於南仁山涉及屏東林區管理處與墾丁國家公園，因此強化與此兩單位之橫向聯繫與溝通，共同發展台灣南部區域之保

育平台，以落實對迎風型生育地此一高易危生態系與台灣石櫟、希蘭灰木及唐杜鵑這三種脆弱物種之保育與經營管理。

1.4 本年度目標

- (1) 本年度先以南仁山欖仁溪動態樣區複查結果之資料，持續分析物種族群之增減情況，並持續針對高脆弱物種進行監測。
 - A. 由復查資料全面性的分析南仁山生態系統之變化，包含物種數量增減與森林結構的變化等。
 - B. 另外亦分析高脆弱物種之族群變化，在有大量降低族群數量時，即列入每年持續監測之物種進行年度的族群數量調查。
- (2) 持續欖仁溪、出風山與樣帶的小苗監測。
 - A. 由小苗之物種組成與其動態探討生態系有無強烈的變化。
 - B. 逐季調查這三個地區小苗之物種與存活狀況。
- (3) 持續進行新竹榲櫟的成樹與小苗監測。
 - A. 成樹與小苗均進行每季的監測調查。惟此處因受軍方管制，有時因進入研究許可較慢下來，致使第一季會到4月才進行。
 - B. 由於成樹植株大量減少，需探討並強化其保育作為。
- (4) 嘗試發展與新竹林區管理處及新竹縣政府之保育平台，並以今年之成效探討後續與其他單位之對策。

二、材料及方法

2.1 研究地點

本計畫主要以與屏東縣滿州鄉的南仁山自然保留區與新竹縣新豐鄉的榭櫟分布地點為主要研究地點。南仁山生態系之物種研究位於屏東縣滿州鄉的南仁山生態保護區內，其內總共包含了四個樣區與一個樣帶，本研究僅在欖仁溪樣區、南仁山樣帶與另外選取台灣石櫟主要分布範圍的出風山進行小苗監測。在榭櫟的部分，主要研究地點位於新竹縣新豐鄉牛牯嶺山區，

兩地的氣候以中央氣象局自1996-2016年之觀測資料顯示，在新竹地區的年均溫為23.2 °C，而年雨量為1,778 mm，除了十月到隔年一月為較乾燥之氣候外，其餘月份雨量均高(圖4.1左)。榭櫟生長在厚壤土，且其分佈的區域十分狹窄，森林組成多為九節木(*Psychotria rubra*)、相思樹(*Acacia confusa*)、江某(*Schefflera octophylla*)等樹種外，還有許多菝葜(*Smilax china*)、雙面刺(*Zanthoxylum nitidum*)等蔓藤植物，榭櫟可能因為附近的植株競爭資源養分而導致生長受到限制。

(1)南仁山生態保護區

南仁山生態保護區位於臺灣南部恆春半島東側，屬於墾丁國家公園的範圍。研究區域之氣候狀況以中央氣象局的恆春測站資料來看，年平均溫度為25.8 °C，在雨量方面，夏季受到梅雨季的滯留鋒面、熱帶性低氣壓、颱風、颱風過後所引進的西南氣流以及冬季的東北季風影響，年雨量為2,104 mm(圖4.2右)。

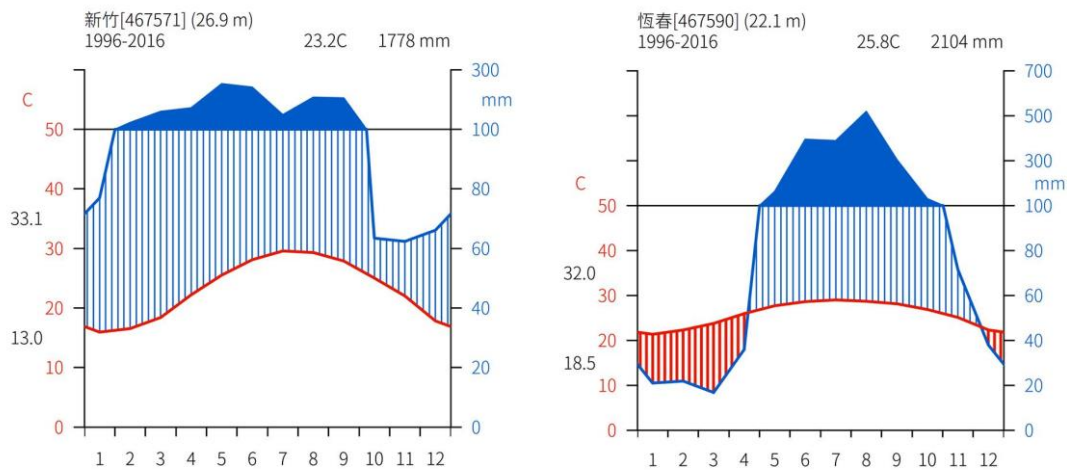


圖 4.1、新竹與恆春地區 1996-2016 年間生態氣候圖。(資料來源：中央氣象局)

南仁山生態保護區內依據不同研究目的共設置五個樣區與一個樣帶，即為欖仁溪樣區，南仁山溪谷樣區I、II，南仁湖樣區，次生林樣區與南仁山樣帶(圖4.2)。其中欖仁溪樣區為美國史密森熱帶研究所 (Smithsonian Tropical Research Institute, STRI) 轄下的熱帶森林科學中心 (Center for Tropical Forest Science, CTFS)，其所推動的國際性森林動態樣區 (Forest Dynamics Plot, FDP) 研究網之一。而本計畫使用欖仁溪樣區，南仁山溪谷樣區I，與南仁山樣帶之資料進行研究，以下分項敘述。

1. 欖仁溪樣區

欖仁溪森林動態樣區位於萬里得山東側支稜一處朝東緩坡上，海拔高度為284至341 m，總面積5.88 ha，由南北兩塊為不同時期調查的樣區所組成，北邊3 ha，東西向長300 m，南北向寬100 m，南邊2.88 ha則於1997-2000年間設立，東西向長240 m，南北向寬120

m，緊鄰北邊3 ha樣區（Chao *et al.*, 2007）。在風速方面，每月平均風速為 3.0 m s^{-1} ，而冬季有東北季風的吹拂，使平均風速最高到達為 8.4 m s^{-1} 。目前已於1991年、1997年、2005年以及2013年完成每木調查，而2018年的調查則正在進行中。

樣區內植群受到東北季風及颱風雙重影響，造成了迎風、背風之不同的植被類型（Chao *et al.*, 2010）（圖4.3A），過去研究發現東北季風長時間的強風逆境對植物社會具有相當大的影響，造成迎風區域低矮林相、彎曲樹幹和破裂林冠等現象。

2. 南仁山溪谷樣區

南仁山溪谷樣區位於南仁山山腳處，約在港口溪支流之巴沙加魯溪旁。其海拔高度224 - 275 m，總面積為2.1 ha，樣區東西向長150 m，南北向寬140 m（圖4.3B），樣區設置於1993年並同年進行第一次的每木調查，而目前也於2000年、2008年及2013年進行完成複查。由於樣區東側與北側受南仁山阻隔，因此冬天之東北季風對此樣區影響較小，森林物種組成上與攬仁溪樣區差異頗大，此樣區的植物社會有熱帶雨林之特徵，如幹生花及支柱根。

3. 南仁山樣帶

有鑒於恆春半島區域植群的特殊性，即於墾丁國家公園南仁山保護區設立永久樣區對臺灣僅存之低地闊葉林進行監測，並於1994年建立以研究植被帶轉換為目的的南仁山樣帶（圖4.3C）。樣帶長約300 m、寬10-20 m，橫跨熱帶地區常見之低地常綠闊葉林及溫帶地區之下部山地常綠闊葉林，正是典型的熱帶及亞熱帶森林的交會帶，因此樣帶為植群交會帶對氣候變遷反應的最佳實驗地。目前僅於1995年及2013年完成兩次的每木調查。

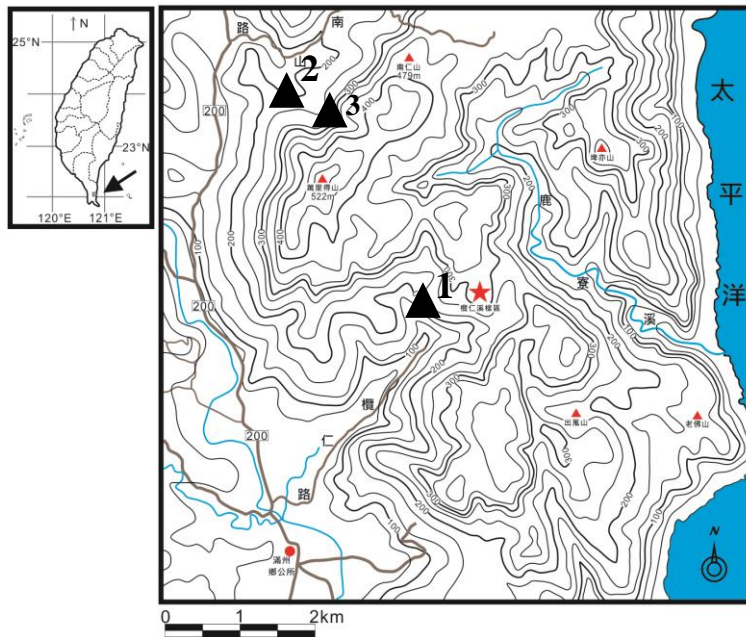


圖 4.2、試驗地位置。三角形符號為本研究試驗地：1 為攬仁溪樣區，2 為溪谷樣區，3 為樣帶。

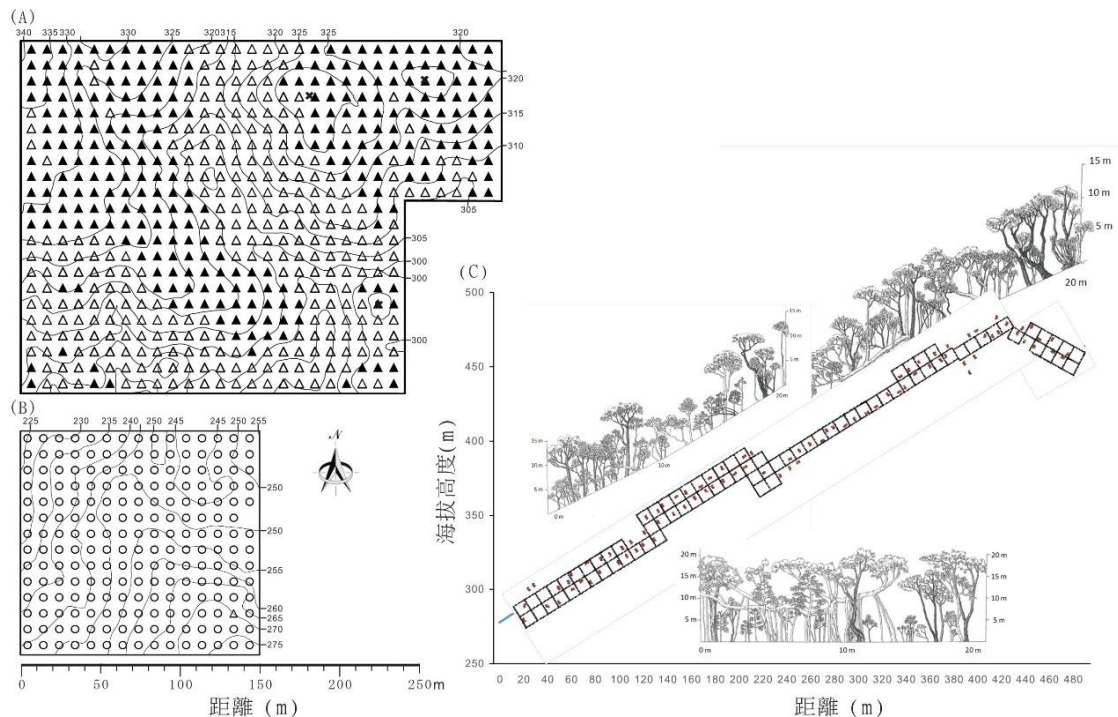


圖 4.3、南仁山森林動態樣區地形與植物社會分佈圖。圖中每一個方格為 10 m×10 m 樣方，三角形屬於亞熱帶楠櫨森林帶（實心三角形為林帶之迎風型，空心三角形則為背風型）；圖中空心圓形為熱帶的

榕楠森林帶 (Chao et al., 2010)。(A) 欖仁溪樣區；(B) 溪谷樣區；(C) 樣帶。

(2) 新竹新豐鄉榭櫟

榭櫟分布區域主要在新竹縣新豐鄉與竹北市交界處之牛牯嶺山區，為鳳山連營區軍方所管理的範圍內，因此一般民眾不能隨意進入，也使得榭櫟族群不遭到過度破壞。目前針對榭櫟分布劃為四區(圖4.4)

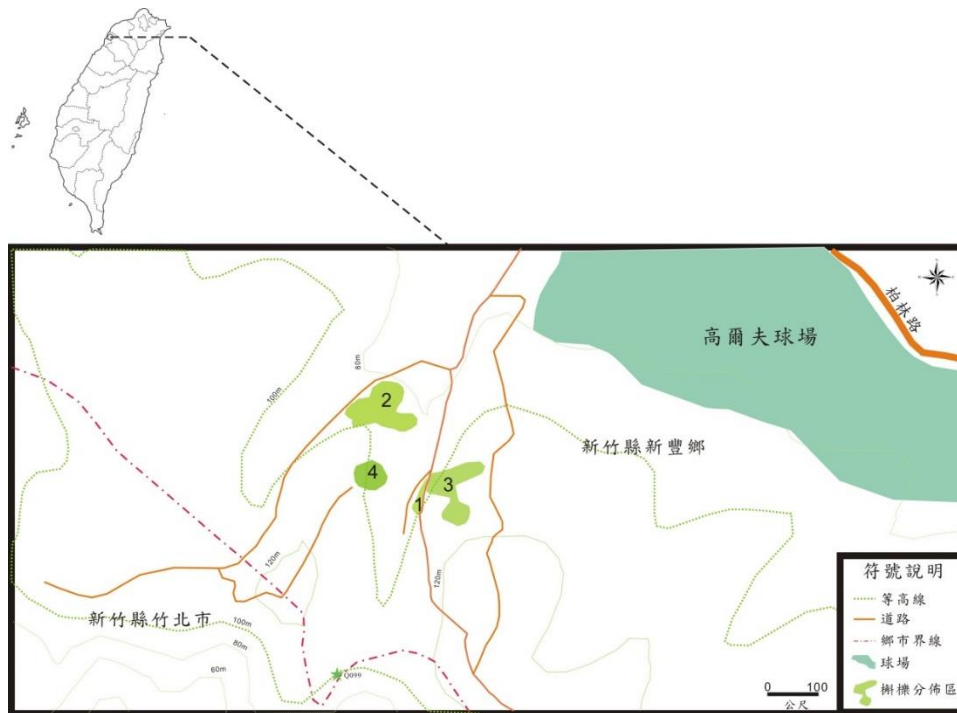


圖 4.4、研究區域圖。圖中淺綠色區塊為榭櫟分布之生育地位置

2.2 欖仁溪樣區樹木複查

本次調查範圍為欖仁溪樣區5.88公頃，以每 $10 \times 10 \text{ m}^2$ 樣方為調查單位，樣方名稱以其西南角鋁竿標示座標點命名。樣方內所有胸高直徑 ≥ 1 公分之直立木本植物均會給予編號，鑑定樹種與測量胸高直徑，而複查時則針對每一個編號依序尋找，確認其存活或死亡，若有先前未記錄到之植株則列為新增植株，存活植株與新增植株測量其胸高直徑。

2.3 欖仁溪樣區 β 歧異度分析

本研究利用南仁山欖仁溪樣區1997年、2005年、2013年以及2019年的植株存活資料以及胸徑資料。再利用每個植株的物種，參考2017年臺灣植物維管束紅皮書評估名錄，評估樣區內各物種的保育程度是否受到影響，其保育程度可分為嚴重瀕臨滅絕(CR)、瀕臨滅絕(EN)、安全(LC)、歸化種(NA)、接近威脅(NT)、易受害(VU)。生育地部分則利用Chao *et al.*(2010)所提出的各樣方東北季風暴露度指數($1^\circ \sim 90^\circ$ ， 0° 為不受東北季風影響； 90° 為最受東北季風影響)劃分成4種生育的類型，分別為迎風型($61^\circ \sim 90^\circ$)、緩風型($31^\circ \sim 60^\circ$)、背風型($18^\circ \sim 30^\circ$)以及溪谷型($1^\circ \sim 17^\circ$)。本研究將針對四種生育內的不同物種，進行以下 β 歧異度分析

1. β 歧異度分析的空間分析

本研究利用欖仁溪5.88ha樣區各樣方的物種組成表，先經Hellinger進行資料轉換後，在計算整體的變異量以求得整體樣區的 β 歧異度。為了解每個樣方與每個樣方之間的 β 歧異度差異，整體樣區的 β 歧異度會被切分並計算各個樣方的 β 歧異度(Local contribution beta diversity, LCBBD)，詳細的LCBBD指數計算可參照Legendre and De Cáceres (2013)。

2. 空間-時間交互作用檢測

為了瞭解樣區內物種是否隨著空間與時間的變化，本研究樣區的物種組成表經hellinger進行資料轉換後，利用Legendre *et al.*(2010)所發展的空間-時間交互作用檢測(space-time interaction, STI)來檢驗樣區內各樣方的物種組成是否有顯著差異。

3. 時間尺度下的 β 歧異度指數變化

時間尺度下的 β 歧異度指數變化(Temporal beta diversity index, TBI)則利用Bray-Curtis相異性指數，計算欖仁溪樣區588個樣方的物種在調查起始時間(time1, T1=1997)以及調查末期時間(time2, T2=2019)的組成相異性。因此每個樣方有其都會在T1以及T2下的 β 歧異度，而這些相異性則由各物種豐富度減少(B, species losses)以及各物種豐富度增加(C, species gain)的兩個介量所組成。

而本研究也計算B和C之間的平均差異，若平均差異(C/den-B/den)為正值，則代表此樣方內的物種豐富度增加；若為負值，代表樣區內的物種豐富度減少。接著再利用成對T檢定，檢測樣區或生育地內的B/den以及C/den是否有顯著差異。而den代表Odum's percentage difference 指數，也就是 $2A+B+C$ (A為兩個時間點的相似性，B為物種的豐富度在 $T1>T2$ 下，各物種豐富度值(T1-T2)差異的加總，C為物種的豐富度在 $T2>T1$ 下，各物種在兩時間點(T2-T1)豐富度差異的加總)。

所有分析皆利用R 3.6.1版本下的 package “adespatial”進行分析(Dray *et al.*, 2016)。各樣方的 β 歧異度指數(LCBD)利用 beta.div()進行999次的模擬，以得到各樣方的 β 歧異度指數；空間-時間的交互作用則利用stimodels()進行99次模擬分析，檢測空間與時間之間的顯著性；而時間尺度下的 β 歧異度指數變化則利用TBI()來檢測樣區的歧異度是否有增加或減少；最後再利用tpaired.krantest()比較不同物

種瀕危承度在不同生育地及時間下，是否有顯著差異。

2.4 南仁山之小苗調查方法

本計畫分別在南仁山樣帶、欖仁溪樣區與出風山設立小苗樣區，以監測生育地之小苗更新狀況。

1. 南仁山樣帶

本調查在南仁山樣帶上設置90個 $1 \times 2 \text{ m}^2$ 的木本小苗樣方(圖4.3紅點處)。樣方初次設置於1995年(賴宜鈴，1996)，而2015年開始本研究維持20年前所設立之樣方，主要調查項目為樣方內的所有木本植物的小苗(胸高直徑 $< 1 \text{ cm}$ 或苗長 $< 1.3 \text{ m}$)，每株小苗會給予編號並辨識物種，並調查小苗的存活，每季調查一次。本研究至目前所調查次數共有17次，分別於2015年與2016年的2月、5月、9月與12月以及2017年的2月與12月，2018年的2月、5月、9月與12月、2019年2月、5月與9月進行調查。

2. 欖仁溪樣區

從欖仁溪樣區中選取橫跨不同生育地的東西向木本植物樣方，以系統取樣的方式進行設點，在木本植物樣方西南角設立 $2 \times 1 \text{ m}^2$ 的小苗樣方，共15個小苗樣方(圖4.5)。另從樣區中選取海拔梯度變化最大之南北向木本植物樣方，同樣以系統取樣設點，共成立11個小苗樣方，總計26個小苗樣方。調查時間在2015年為每季調查1次，分別為2015年1月、2015年5月、2015年9月、2016年1月；2016年6月、2016年7月、2016年8月、2016年11月、2016年12月；而2017-2019年則是每個月皆調查一次。

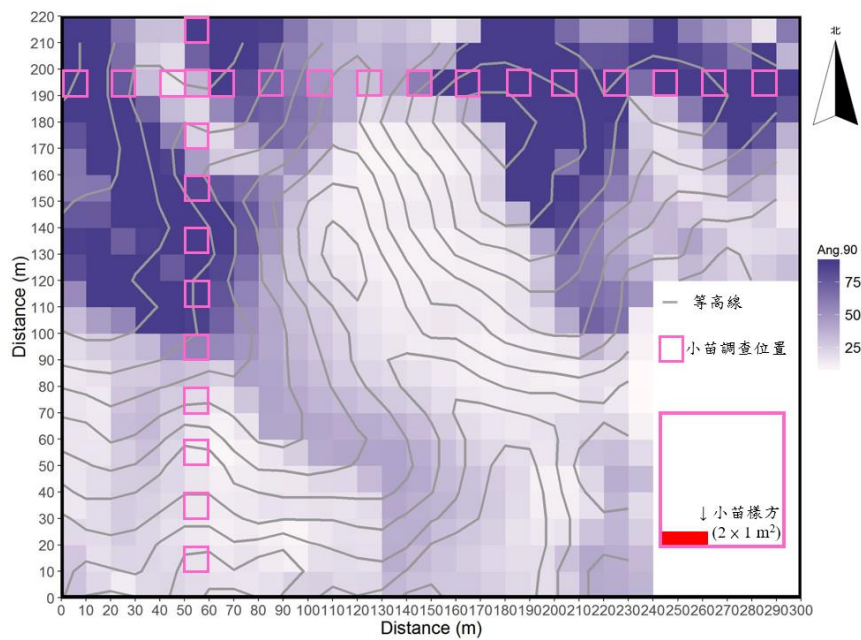


圖 4.5、南仁山攬仁溪樣區東北季風暴露度分布圖、等高線圖、小苗樣區位置圖。

3. 出風山

本計畫在出風山有臺灣石櫟分布區設立 5 個 $10 \times 10 \text{ m}^2$ 的樣方，並於每個樣方的四個角落設立 $1 \times 2 \text{ m}^2$ 的小苗樣方，總計共 20 個小苗樣方。調查時間為 2017 年 1 月、7 月與 12 月，2018 年起至 2019 年-每月皆會進行調查。

2.5 櫟櫟調查

1. 櫟櫟植株調查

在櫟櫟的調查部分，由於櫟櫟本身分布較少且零散，因此 2012 年 10 月到 2013 年 1 月時每周規畫調查區域，以 5-8 人，每人距離 5 公尺

進行全面性的調查，調查到的植株會掛上有編號之銘牌，以供之後再調查時確認植株之生長與存活變化。在此次全面性調查後，後續則每半年進行植株存活與生長監測，存活植株則測量其胸高直徑(DBH)，並於每半年監測時沿線尋找有無新增植株。由於當年調查時的第四區(圖1)在砲彈射擊區，許多植株較為矮小，因此在本報告中，若植株高度超過50 cm，且胸高直徑(DBH)小於1 cm者，稱為小樹，而 $DBH \geq 1$ cm之植株則稱為成樹。

2. 櫟櫟小苗調查

小苗調查則起始於2015年春季調查樹木時，發現許多小苗存在，因小苗與成樹一樣分散，無法設立隨機或規則的小苗樣區調查，因此仍採用無樣區調查法，每株調查到的小苗於周邊土壤插入三隻竹篔，以為將來監測用。小苗之編號為9碼，前4碼為發現年分，接續2碼為調查所在區(01 - 04)，最後3碼是該年發現小苗之流水號，由001開始編號。小苗於本報告之定義為自種子發芽到植株高度 < 50 cm皆列為小苗，若有小苗經監測高度超過50 cm，則另外綁上號碼牌，列入小樹資料庫。

3. 區外栽植櫟櫟調查

區外栽植之櫟櫟，本計畫主要調查林務局新竹林區管理處湖口工作站所轄之楊梅造林地，該地點於2018年4月13日進行栽植，總計栽植櫟櫟苗木共計57株。栽植之後，則逐季進行苗高測量與生存狀況評量，若有落果發芽，則給予小苗編號並同樣逐季監測。

三、結果與討論

本計畫結果在地點上因牽涉到新竹新豐的櫟櫟族群，與南仁山

區的欖仁溪樣區、南仁山樣帶與出風山，而各地點所進行之分析不一，因此結果呈現以各樣區為主要順序，再依照各個樣方於計畫內之研究分析分項說明。

3.1 欖仁溪樣區五次調查之森林變化

南仁山欖仁溪森林動態樣區在歷經 1991、1997、2005、2013 與 2018 五次的調查中，共有 43 科 92 屬 143 種樹種曾出現於樣區中，其中本次調查有 41 科 85 屬 125 種樹種出現。整體物種科的數量由 1997 年的 42 科逐次減少到 41 科，屬則由 88 屬降到 85 屬，而物種數量則由 133 種降到 125 種 (表 4.1)。

本次調查資料，在科的層級上較先前少了馬錢科(Loganiaceae)；屬的層級少了灰莉屬 (*Fagraea*)、安息香屬 (*Styrax*)、花椒屬 (*Zanthoxylum*)。2013 年調查到之琉球雞屎樹 (*Lasianthus fordii* Hance)、三叉虎 (*Melicope pteleifolia* (Champ. ex Benth.) T.G.)、小葉白筆 (*Symplocos modesta* Brand) 與山香圓 (*Turpinia formosana* Nakai) 消失於本小區中；而臺灣栲、山漆、灰莉 (*Fagraea ceilanica* Thumb.)、天仙果 (*Ficus formosana* Maxim.)、島榕 (*Ficus virgata* Reinw ex. Blume)、小梗木薑子 (*Litsea hypophaea* Hayata)、野桐 (*Mallotus japonicus* (Spreng.) Müll. Arg.)、烏柏 (*Sapium sebiferum* (L.) Dum. Cours.)、臺灣馬錢 (*Strychnos cathayensis* Merr.)、紅皮 (*Styrax suberifolius* Hook. & Arn.) 與食茱萸 (*Zanthoxylum ailanthoides* Siebold & Zucc.) 則早於 2013 年調查之前即已消失，至本次調查並未再新增至小區內。山菜豆 (*Radermachera sinica* (Hance) Hemsl.) 為本次新增之物種，此種於 1991 年第一次調查時就被記錄，直到 2013 年調查時死亡，此次再新增。

株數密度在這 4 次調查中持續下降，由 1997 年 10,111 株 ha^{-1} 下降至 2005 年 9,426 株 ha^{-1} ，2013 年則只調查到 9,290 株 ha^{-1} ，而本

次調查的植株數量則上升至 9,473 株 ha^{-1} 。但胸高斷面積則沒有明顯的減少，自 1997 年的 $43.49 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ，2005 年下降到 $42.44 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ，2013 年的 $43.54 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ，而本次調查則下降至 $43.33 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ 。

表 4.1、攬仁溪樣區歷次調查之森林組成結構與生物多樣性變化表

調查年	科數量	屬數量	物種數量	植株密度 (ha^{-1})	胸高斷面積 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	Simpson 1-D	Shannon H
1997	42	84	133	10,111	43.49	0.9663	3.910
2005	42	83	132	9,426	42.44	0.9651	3.890
2013	40	80	128	9,290	43.54	0.9628	3.854
2019	41	81	125	9,473	43.33	0.9607	3.800

而在攬仁溪樣區植株的歷次新增及死亡率上，本次調查植株年新增率為歷次最高，達到 3.89%，但是年死亡率也是最高，達 3.44% (表 4.2)。而 1997 - 2005 年間之年新增率則最低，只有 1.73%；而 2005 - 2013 年之年死亡率最低，僅有 2.13%。本次調查期間可能受到 2016 年的強烈颱風莫蘭蒂影響，造成樹木死亡，而於兩年後，許多植株持續建立，造成此次的高死亡與高新增現象。

表 4.2、攬仁溪樣區 5.01 ha 各次調查間之植株新增率死亡率與變動率

調查年間	新增率(%)	死亡率(%)
1997-2005	1.73	2.57
2005-2013	1.98	2.13
2013-2019	3.89	3.44

3.2 欖仁溪樣區 β 歧異度指數分析

(1) β 歧異度指數的空間分布

本研究結果指出，南仁山欖仁溪樣區各樣方的 β 歧異度有顯著差異，其中則以溪谷生育地內的 β 歧異度指數顯著高於其他生育地 ($p < 0.05$)，從圖 4.6 裡面發現，1997 年到 2019 年有顯著的樣方隨著時間減少。從空間-時間交互作用 (STI) 的分析中顯示，此樣區的植株在空間與時間的交互作用下，有顯著的差異 ($F = 1.277, p < 0.01$)，代表南仁山欖仁溪樣區從 1997 年到 2019 年間的植株在這 4 個生育地間有顯著的變化。

(2) β 歧異度指數的時間尺度變化

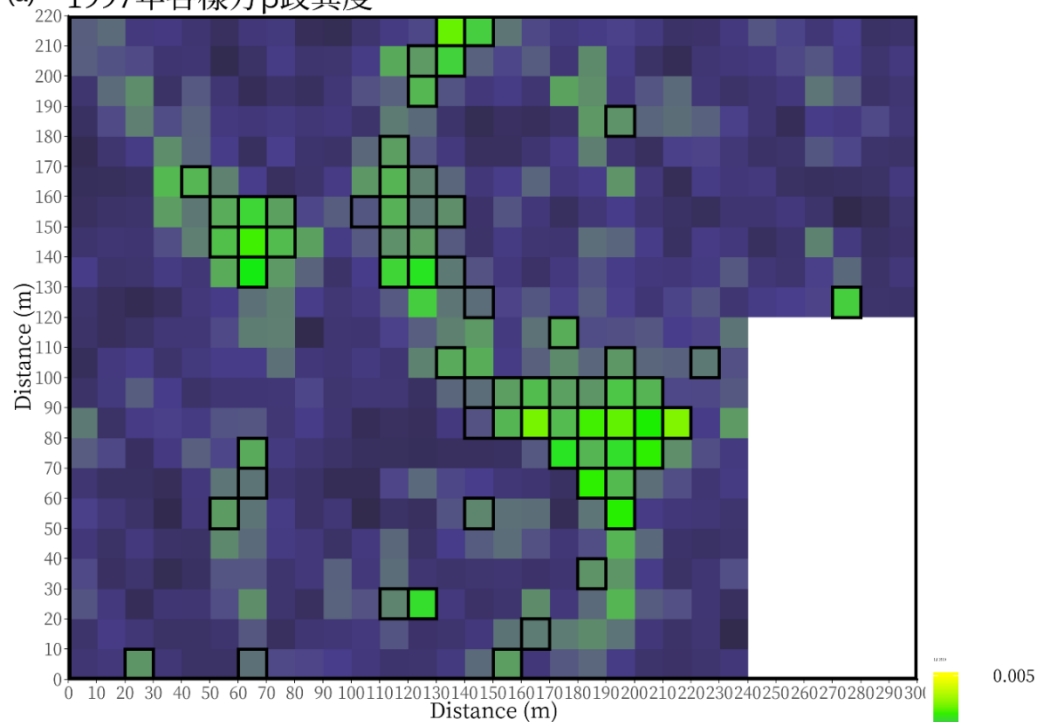
本研究的 B、C 差異平均值為負值，代表南仁山欖仁溪樣區的物種的豐富度是呈現流失的現象 (圖 4.7)。從 4 個生育地的差異平均值來看，只有溪谷型的差異平均值為正值，但沒有顯著，而其餘 3 個生育地則顯著地下降。此結果代表迎風、緩風以及背風型的物種有顯著的流失現象，而溪谷型生育地則顯示有增加的趨勢 (圖 4.8)。而這些增加，主要為溪谷型生育地每一樣方不論是物種數量，或是各物種植株數量均較低，導致有植株死亡或新增，即佔很大的比例；而另外溪谷樣區本次調查也有日本賽衛矛、毛雞屎樹、烏心石、細脈赤楠，而這些物種都是這些樣方之前沒出現過的物種，也使得溪谷型之 β 歧異度指數較高，反而在迎風型生育地中新增許多野牡丹植株之樣方，因為植株數量多，物種數量多，因此計算上 β 歧異度指數不會特別高。

(3) 物種評估程度的變化

物種的部分，嚴重瀕臨滅絕的物種主要都分布於迎風型以及緩風型，其數量於 1997-2019 年間有顯著地下降，代表的物種為臺灣柯一

種。瀕臨滅絕的物種主要分布於迎風型以及溪谷型，代表的物種為大葉羅漢松以及竹柏，這些物種在這兩個生育地內皆呈現顯著上升的情形。接近威脅物種，如南仁山柃木、南仁五月茶以及唐杜鵑，皆在迎風型呈現顯著下降，而溪谷型則無明顯變化(圖 4.9)。

(a) 1997年各樣方 β 歧異度



(b) 2019年各樣方 β 歧異度

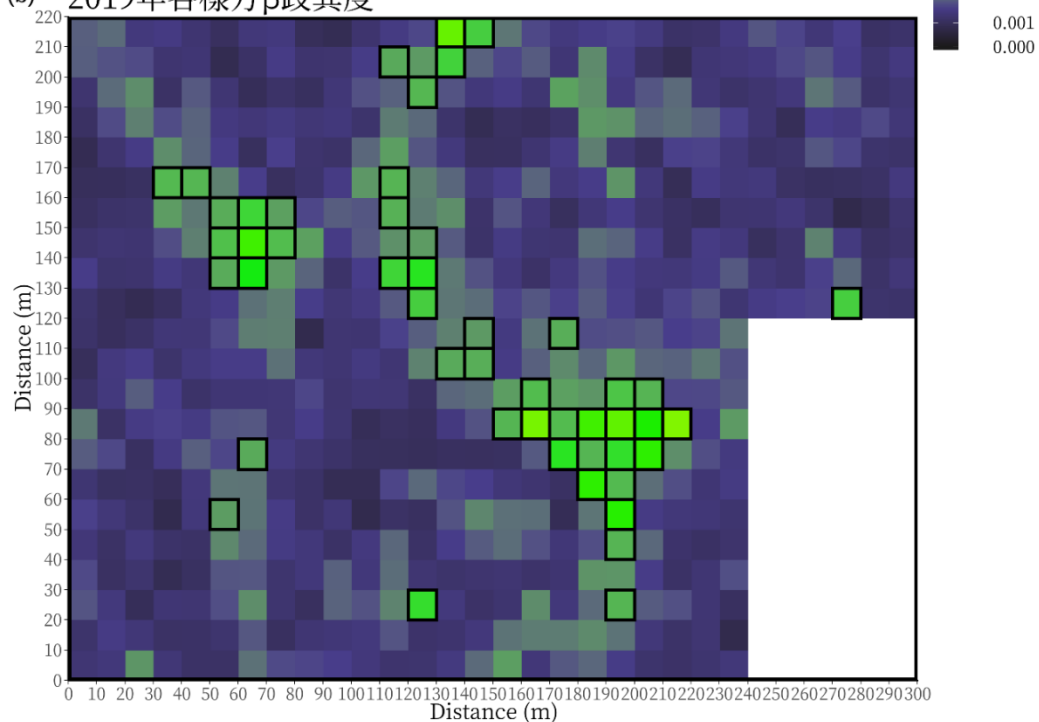


圖 4.6、不同時期各樣方的 β 歧異度指數(顏色越黃,代表 β 歧異度指數高;顏色越深,代表 β 歧異度指數低;黑色框代表有顯著的樣方 $\alpha < 0.05$)。(a)1997年;(b)2019年

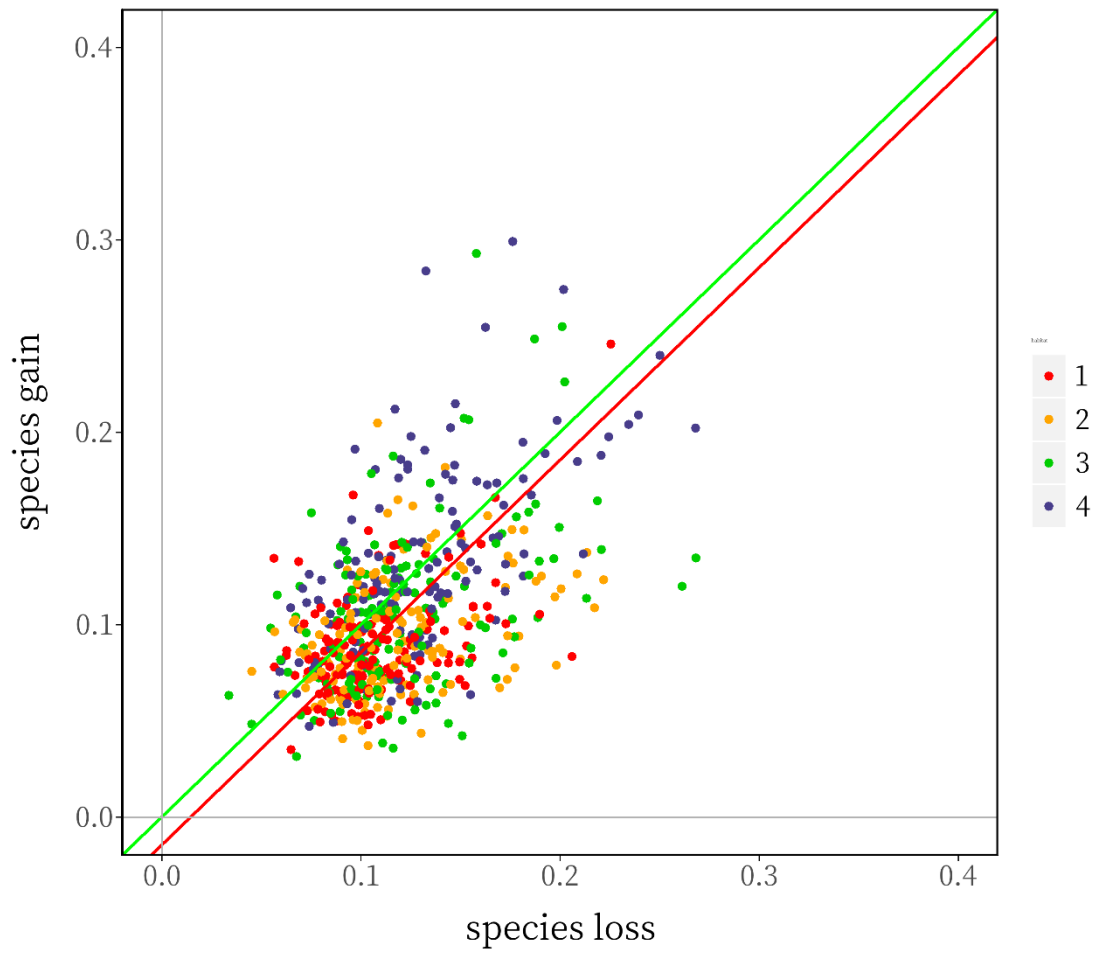


圖 4.7、南仁山攬仁溪樣區各樣區的物種豐富度增加-流失散佈圖(紅色點為迎風型，橘色點為緩風型，綠色點為背風型，藍色點為溪谷型)

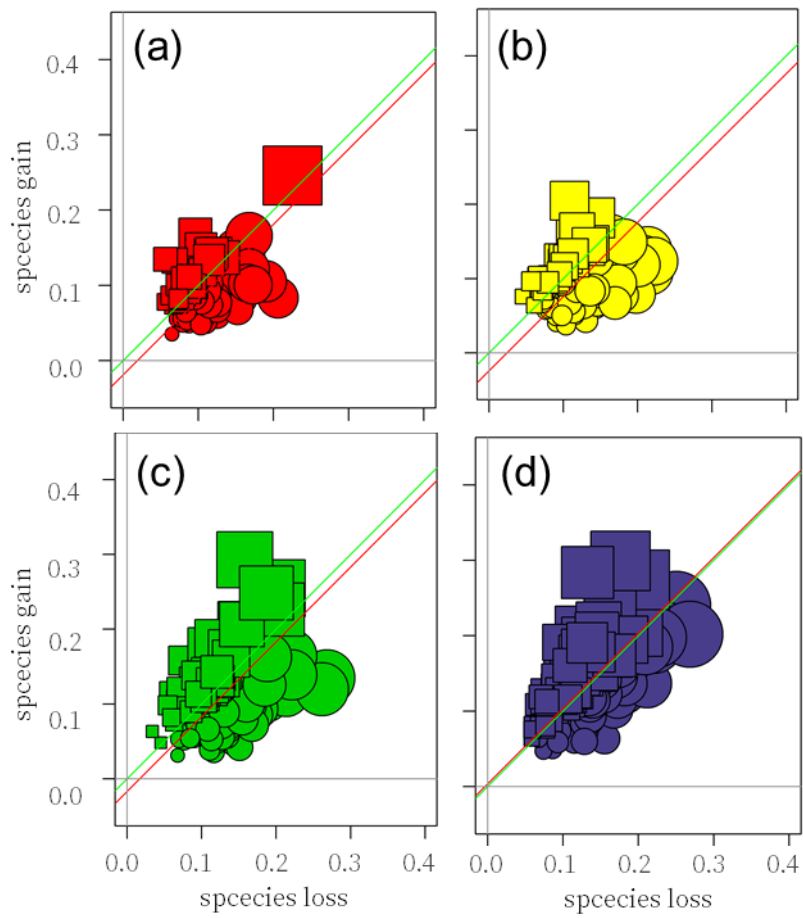


圖 4.8、不同生育地在 1997-2019 年間的 β 歧異度變化(綠色線條代表 1:1 的直線，紅色線條則為各樣方物種 B、C 所得的斜距)。(a)迎風型生育地；(b)緩風型生育地；(c)背風型生育地；(d)溪谷型生育地。

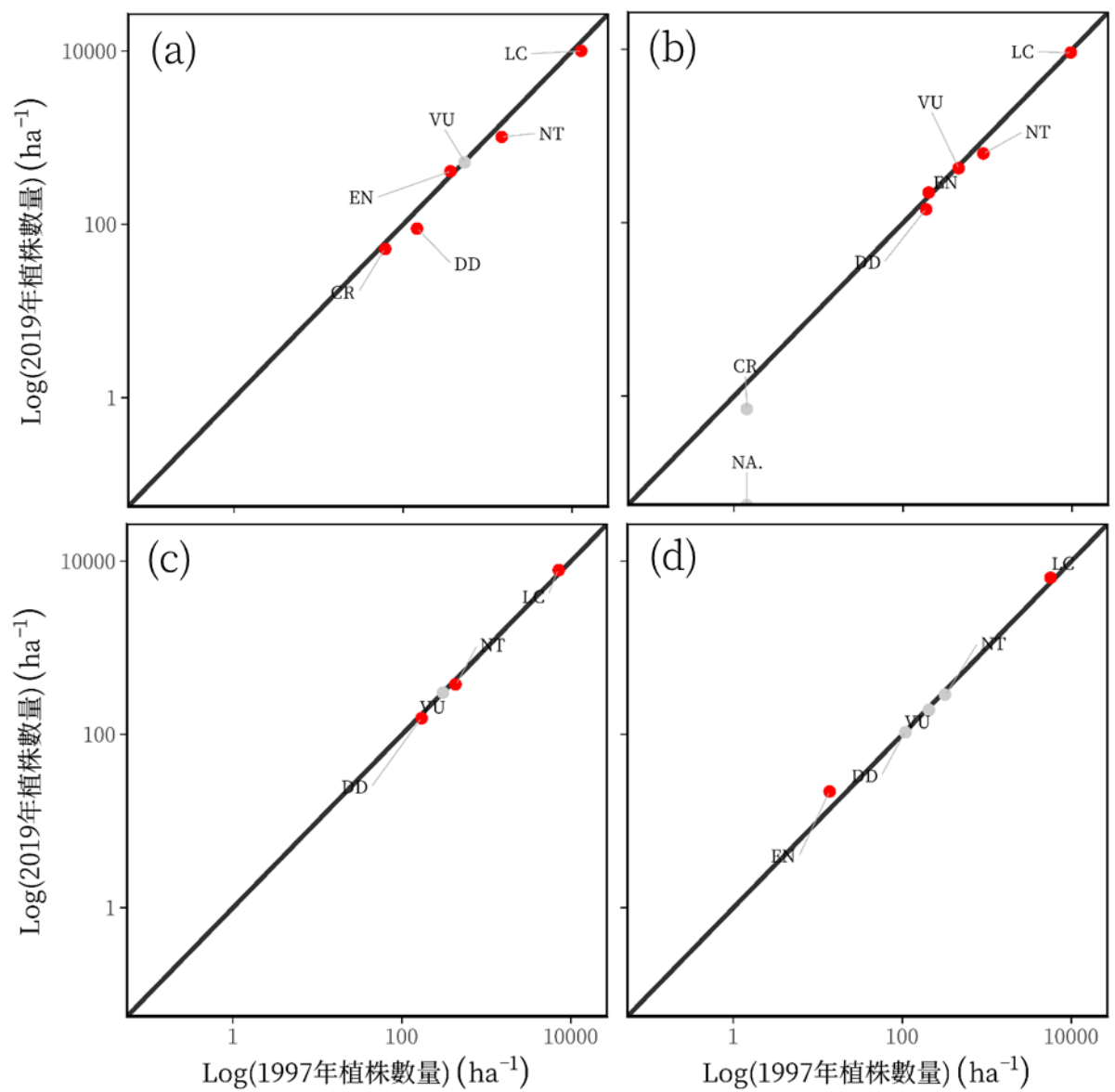


圖 4.9、各生育地內，不同物種的瀕危評估程度從 1997 年到 2019 年的變化。(a)迎風型生育地；(b)緩風型生育地；(c)背風型生育地；(d)溪谷型生育地。

3.3 南仁山區小苗監測

(1) 欖仁溪樣區小苗監測

欖仁溪木本小苗自 2015 年 1 月至 2019 年 11 月間共進行 44 次調查，調查期間共記錄到 28 科 52 屬 66 種 1,095 株的小苗。四年調查期間有超過 50 株小苗的物種僅有鵝掌柴(157 株)、九節木(128 株)、臺灣八角(115 株)、小葉赤楠(83 株)與華河瓊楠(70 株)，其中以鵝掌柴佔所有植株數量中的最高比例(14.34%)，而其次的九節木和臺灣八角，各佔種株數的 11.69% 和 10.50%，而小葉赤楠與華河瓊楠約各佔總株數的 7.58% 和 6.39%，再者野牡丹、南仁五月茶、雨傘仔、日本賽衛矛和小葉木犀目前調查到 43-33 株，所佔之比例約為 3.93-3.01%，其餘各物種之植株數量所佔全部物種之比例不到 3%，目前統計植株數量前十名的物種，其植株數量已佔全部小苗約 67.40%(表 4.3)。數量最多的鵝掌柴、九節木和臺灣八角主要是因為僅有兩片子葉的小苗也會記錄，所以數量會較多，但是其存活率極低。而在 2015 年 1 月份第一次調查的老苗組成中，則是以臺灣八角數量最多，佔總量的 10.70%，其次是雨傘仔(9.23%)，再者是華河瓊楠佔總量 8.12%，第四名則是日本賽衛矛(7.75%)，第五名為野牡丹與九節木並列，其皆佔總量 6.27%，小葉木犀與南仁五月茶各別佔總量之 4.80% 與 4.06%，其餘物種所調查到的數量皆不到 3%，目前累計數量最多前 10 名之物種小苗其佔全部小苗比例約 36.5%(表 4.3)。

調查至今仍有 43 種的小苗植株數量不到 10 株，包含本計畫重要物種希蘭灰木與唐杜鵑等，而臺灣石櫟則仍無小苗出現。而全部的 66 種小苗中，有 16 種的小苗為臺灣特有種，包含臺灣八角(115 株)、雨傘仔(36 株)、南仁五月茶(38 株)、臺灣蕘花(23 株)、南仁山柃木(19 株)、香楠(12 株)、細脈赤楠(11 株)、南仁新木薑子(6 株)、小葉樟(5 株)、疏花紫珠(5 株)、錐果櫟(3 株)、恆春石斑木(3 株)、希蘭灰木(2 株)、高士佛紫金牛(2 株)、港口木荷(3 株)和台灣楊桐(1 株)。而樣區

小苗物種的受害風險程度中，依據 2017 年的臺灣維管束植物紅皮書名錄索引，欖仁溪小苗受害風險程度最高的等級為瀕危等級(EN)，屬於這等級的物種有大葉羅漢松與竹柏，目前所調查的小苗數量分別為 12 株與 7 株；其次屬於易危等級(VU)的物種有小葉樟(5 株)、希蘭灰木(2 株)、南仁新木薑子(6 株)與高士佛紫金牛(2 株)；而南仁山柃木(19 株)、南仁五月茶(38 株)、唐杜鵑(1 株)、疏花紫珠(5 株)和賽赤楠(22 株)是屬於低風險物種中的近危等級(NT)；其他有 54 種物種目前是屬於無危等級(LC)，如華河瓊楠、十子木與武威新木薑子；另外，細脈赤楠因數據缺乏(DD)，故目前無法評斷其生存是否受到威脅。欖仁溪僅發現兩株希蘭灰木，皆屬於老苗，皆於 201501 調查即發現，至 2019 年 11 月皆存活(59 個月)，至 2015 年至今未發現其他希蘭灰木的小苗；而唐杜鵑調查到更新苗，僅發現一株且僅存活 10 個月即死亡(2015 年 09 月到 2016 年 11 月)，爾後沒有新增其他的唐杜鵑小苗。

表4.3、攬仁溪小苗監測樣區所有出現過之物種之植株數量與比例表

物種	學名	株數	百分比(%)
鵝掌柴	<i>Schefflera octophylla</i>	157	14.34%
九節木	<i>Psychotria rubra</i>	128	11.69%
台灣八角	<i>Illicium arborescens</i>	115	10.50%
小葉赤楠	<i>Syzygium buxifolium</i>	83	7.58%
華河瓊楠	<i>Beilschmiedia tsangii</i>	70	6.39%
野牡丹	<i>Melastoma candidum</i>	43	3.93%
南仁五月茶	<i>Antidesma hiiranense</i>	38	3.47%
兩傘仔	<i>Ardisia cornudentata</i>	36	3.29%
日本賽衛矛	<i>Microtropis japonica</i>	35	3.20%
小葉木犀	<i>Osmanthus marginatus</i>	33	3.01%
台灣蕘花	<i>Wikstroemia taiwanensis</i>	23	2.10%
奧氏虎皮楠	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> ssp. <i>oldhamii</i>	23	2.10%
蟲屎	<i>Melanolepis multiglandulosa</i>	23	2.10%
薄葉玉心花	<i>Tarenna gracilipes</i>	22	2.01%
賽赤楠	<i>Acmena acuminatissima</i>	22	2.01%
大青	<i>Clerodendrum cyrtophyllum</i>	20	1.83%
南仁山柃木	<i>Eurya nitida</i> var. <i>nanjenshanensis</i>	19	1.74%
銳脈木薑子	<i>Litsea acutivena</i>	14	1.28%
大葉羅漢松	<i>Podocarpus macrophyllus</i>	12	1.10%
香楠	<i>Machilus zuihoensis</i>	12	1.10%
大頭茶	<i>Gordonia axillaris</i>	11	1.00%
長尾尖葉槲	<i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>carlesii</i>	11	1.00%
細脈赤楠	<i>Syzygium euphlebiun</i>	11	1.00%
小葉樹杞	<i>Ardisia quinquegona</i>	9	0.82%
毛雞屎樹	<i>Lasianthus cyanocarpus</i>	8	0.73%
狗骨仔	<i>Tricalysia dubia</i>	8	0.73%
圓葉雞屎樹	<i>Lasianthus wallichii</i>	8	0.73%
福木	<i>Garcinia multiflora</i>	8	0.73%
竹柏	<i>Nageia nagi</i>	7	0.64%
革葉冬青	<i>Ilex cochinchinensis</i>	7	0.64%
南仁新木薑子	<i>Neolitsea hiiranensis</i>	6	0.55%
小葉樟	<i>Cinnamomum brevipedunculatum</i>	5	0.46%
烏來冬青	<i>Ilex uraiensis</i>	5	0.46%
疏花紫珠	<i>Callicarpa remotiflora</i>	5	0.46%
武威新木薑子	<i>Neolitsea buisanensis</i>	4	0.37%
捲斗櫟	<i>Cyclobalanopsis pachyloma</i>	4	0.37%

表4.3、欖仁溪小苗監測樣區所有出現過之物種之植株數量與比例表(續)

物種	學名	株數	百分比(%)
恆春石斑木	<i>Rhaphiolepis indica</i> var. <i>shilanensis</i>	3	0.27%
港口木荷	<i>Schima superba</i> var. <i>kankaoensis</i>	3	0.27%
黑星櫻	<i>Prunus phaeosticta</i>	3	0.27%
錐果櫟	<i>Cyclobalanopsis longinux</i>	3	0.27%
領垂豆	<i>Archidendron lucidum</i>	3	0.27%
瓊楠	<i>Beilschmiedia erythrophloia</i>	3	0.27%
大明橘	<i>Myrsine seguinii</i>	2	0.18%
白匏子	<i>Mallotus paniculatus</i>	2	0.18%
希蘭灰木	<i>Symplocos shilanensis</i>	2	0.18%
杜英	<i>Elaeocarpus sylvestris</i>	2	0.18%
香葉樹	<i>Lindera communis</i>	2	0.18%
高士佛紫金牛	<i>Ardisia kusukuensis</i>	2	0.18%
短尾葉石櫟	<i>Pasania harlandii</i>	2	0.18%
楊桐葉灰木	<i>Symplocos congesta</i>	2	0.18%
十子木	<i>Decaspermum gracilentum</i>	1	0.09%
大香葉樹	<i>Lindera megaphylla</i>	1	0.09%
大野牡丹	<i>Astronia ferruginea</i>	1	0.09%
山刈葉	<i>Melicope semecarpifolia</i>	1	0.09%
山豬肝	<i>Symplocos theophrastifolia</i>	1	0.09%
天仙果	<i>Ficus formosana</i>	1	0.09%
文山雞屎樹	<i>Lasianthus bunzanensis</i>	1	0.09%
台灣楊桐	<i>Adinandra formosana</i>	1	0.09%
血桐	<i>Macaranga tanarius</i>	1	0.09%
唐杜鵑	<i>Rhododendron simsii</i>	1	0.09%
桃葉珊瑚	<i>Aucuba chinensis</i>	1	0.09%
細葉饅頭果	<i>Glochidion rubrum</i>	1	0.09%
黃杞	<i>Engelhardia roxburghiana</i>	1	0.09%
樹杞	<i>Ardisia sieboldii</i>	1	0.09%
嶺南青剛櫟	<i>Cyclobalanopsis championii</i>	1	0.09%
藤胡頹子	<i>Elaeagnus glabra</i>	1	0.09%
總計		1,095	100.00

表4.4、攬仁溪小苗監測樣區2015年1月所調查之老苗植株數量與比例表

物種	學名	株數	百分比(%)
台灣八角	<i>Illicium arborescens</i>	30	10.95
雨傘仔	<i>Ardisia cornudentata</i>	25	9.12
華河瓊楠	<i>Beilschmiedia tsangii</i>	22	8.03
日本賽衛矛	<i>Microtropis japonica</i>	20	7.30
九節木	<i>Psychotria rubra</i>	17	6.20
野牡丹	<i>Melastoma candidum</i>	16	5.84
小葉木犀	<i>Osmanthus marginatus</i>	13	4.74
南仁五月茶	<i>Antidesma hiiranense</i>	11	4.01
銳脈木薑子	<i>Litsea acutivena</i>	8	2.92
小葉赤楠	<i>Syzygium buxifolium</i>	7	2.55
小葉樹杞	<i>Ardisia quinquegona</i>	6	2.19
長尾尖葉楮	<i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>carlesii</i>	6	2.19
小葉樟	<i>Cinnamomum brevipedunculatum</i>	5	1.82
狗骨仔	<i>Tricalysia dubia</i>	5	1.82
南仁新木薑子	<i>Neolitsea hiiranensis</i>	5	1.82
革葉冬青	<i>Ilex cochinchinensis</i>	5	1.82
大葉羅漢松	<i>Podocarpus macrophyllus</i>	4	1.46
香楠	<i>Machilus zuihoensis</i>	4	1.46
細脈赤楠	<i>Syzygium euphlebiun</i>	4	1.46
菲島福木	<i>Garcinia subelliptica</i>	4	1.46
奧氏虎皮楠	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> ssp. <i>oldhamii</i>	4	1.46
台灣蕘花	<i>Wikstroemia taiwanensis</i>	3	1.09
竹柏	<i>Nageia nagi</i>	3	1.09
南仁山柃木	<i>Eurya nitida</i> var. <i>nanjenshanensis</i>	3	1.09
黑星櫻	<i>Prunus phaeosticta</i>	3	1.09
圓葉雞屎樹	<i>Lasianthus wallichii</i>	3	1.09
大明橘	<i>Myrsine seguinii</i>	2	0.73
毛雞屎樹	<i>Lasianthus cyanocarpus</i>	2	0.73
希蘭灰木	<i>Symplocos shilanensis</i>	2	0.73
杜英	<i>Elaeocarpus sylvestris</i>	2	0.73
武威新木薑子	<i>Neolitsea buisanensis</i>	2	0.73
烏來冬青	<i>Ilex uraiensis</i>	2	0.73
高士佛紫金牛	<i>Ardisia kusukuensis</i>	2	0.73
疏花紫珠	<i>Callicarpa remotiflora</i>	2	0.73
短尾葉石櫟	<i>Pasania harlandii</i>	2	0.73

表4.4、欖仁溪小苗監測樣區2015年1月所調查之老苗植株數量與比例表(續)

物種	學名	株數	百分比(%)
楊桐葉灰木	<i>Symplocos congesta</i>	2	0.73
錐果櫟	<i>Cyclobalanopsis longinux</i>	2	0.73
賽赤楠	<i>Acmena acuminatissima</i>	2	0.73
瓊楠	<i>Beilschmiedia erythrophloia</i>	2	0.73
十子木	<i>Decaspermum gracilentum</i>	1	0.36
大香葉樹	<i>Lindera megaphylla</i>	2	0.36
大野牡丹	<i>Astronia ferruginea</i>	1	0.36
山豬肝	<i>Symplocos theophrastifolia</i>	1	0.36
文山雞屎樹	<i>Lasianthus bunzanensis</i>	1	0.36
細葉饅頭果	<i>Glochidion rubrum</i>	1	0.36
薄葉玉心花	<i>Tarenna gracilipes</i>	1	0.36
港口木荷	<i>Schima superba</i> var. <i>kankaoensis</i>	1	0.36
黃杞	<i>Engelhardia roxburghiana</i>	1	0.36
樹杞	<i>Ardisia sieboldii</i>	1	0.36
鵝掌柴	<i>Schefflera octophylla</i>	1	0.36
藤胡頹子	<i>Elaeagnus glabra</i>	1	0.36
總計		274	100.00

(2) 南仁山樣帶小苗監測

南仁山樣帶小苗從 1995 年 1 月開始設立樣區並進行每月調查，直至 1997 年 3 月共進行 27 次調查，共計調查到 32 科 52 屬 79 種小苗，其中有 23 種為台灣特有種：大葉楠、小葉白筆、山香圓、台灣八角、台灣梭羅樹、台灣蕘花、交力坪鐵色、希蘭灰木、雨傘仔、南仁五月茶、南仁新木薑子、恒春楨楠、香楠、狹瓣八仙花、高士佛赤楠、高士佛紫金牛、疏花紫珠、疏齒紫珠、細脈赤楠、猴歡喜、蓮花池山龍眼、台灣烏心石和早田氏柃木。小苗植株數量共 7,567 株，大戟科的茄苳為調查到數量最多的物種，數量高達 1,003 株，佔所有調查植株數量的 17.39 % (圖 4.10)，其於 1995 年 1 月初次調查新增小苗數量 111 株，而相隔兩年的 1997 年 1 月新增小苗數量高達 726 株；而數量其次是豬腳楠 763 株(13.23 %)，鵝掌柴 702 株(12.17 %)，豬腳

楠在 1995 年 6 月與 7 月分別各新增 337 株與 103 株小苗，而鵝掌柴在 1995 年 2 月、1996 年 1 月、1996 年 12 月與 1997 年 1 月單月皆新增高過 80 株小苗；銳脈木薑子則是數量第四多的物種，其共計調查到 551 株(9.55 %)，其在 1995 年 1 月與 1996 年 5 月各別新增 172 株與 241 株；再者是九節木共計調查到 382 株(6.62 %)；大葉楠、桃葉珊瑚、交力坪鐵色與石苓舅則調查到 200-260 株，革葉冬青、山香圓、樹杞和瓊楠則是數量介於 110-170 株的物種，其餘 66 種物種之植株數量皆少於 100 株，其中有 43 種的物種之植株數量不超過 10 株。

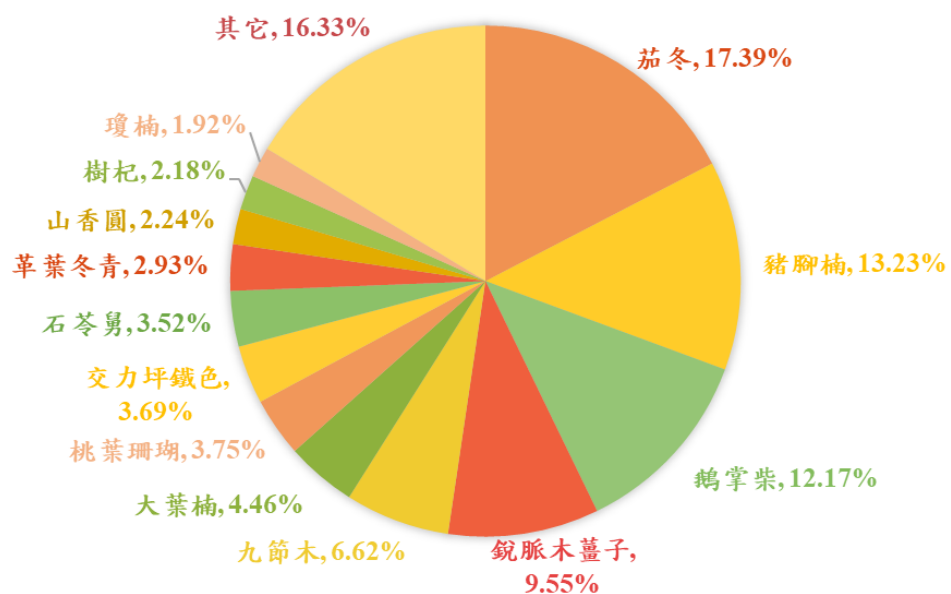


圖 4.10、1995-1997 年樣帶小苗樣區之主要組成物種比例圖。

本研究從 2015 年 2 月至 2019 年 11 月共進行 18 次調查，共計調查到 27 科 50 屬 73 種小苗，台灣特有種共計有 20 種：大葉楠、小葉白筆、山香圓、台灣八角、交力坪鐵色、雨傘仔、南仁五月茶、南仁新木薑子、屏東木薑子、恆春紅豆樹、恆春楨楠、香楠、高士佛赤楠、高士佛紫金牛、疏花紫珠、疏齒紫珠、猴歡喜、蓮花池山龍眼、台灣烏心石和錐果櫟。小苗植株數量共 2,056 株，其中以大戟科的茄苳為調查到最多數量的物種，共計有 267 株(12.99%)，都是屬於僅有子葉的小苗，其存活期較短，目前尚未有茄苳長出初生葉並順利成長，而

同科的交力坪鐵色調查到的數量次多，共計 221 株，佔全部有調查到的小苗數量的 10.75 %，其次是五加科的鵝掌柴，共計調查到 197 株 (9.55 %) (表 4.5)，但其中有 171 株是僅有子葉的小苗，其苗高大約 2-3 cm，此種小苗其存活率極低，若是其有長出初生葉則存活機率會較高，而山茱萸科的桃葉珊瑚數量為第四的物種，共有 140 株(6.81 %)，再者是 133 株的香楠(6.47 %)，而九節木與革葉冬青皆各有 124 株(6.02 %)與 104 株(5.05 %)，以上 7 個物種為目前調查數量超過 100 株的小苗物種，共佔 2015-2019 年的小苗之 57.68 %，樹杞、賽赤楠、香葉樹與華河瓊楠所調查到的植株數量約為 78-501 株，其餘的 64 種物種之植株數量目前皆少於 50 株，其中有 47 種物种植株數量不到 10 株。而在 2015-2019 年的調查期間中，有 49 株小苗之 DBH 已經超過 1 cm；其中 17 株小苗為 1995 年以前即已經存活之植株，至今存活超過 20 年；而有 11 株小苗則為 1995-1996 年調查新增之小苗，存活到本研究調查長成成樹；另外有 7 株小苗是在這未調查的 20 年間所新增長成樹的，而有 2 株大青、3 株野牡丹、1 株豬母乳與 1 株土楠小苗為本研究調查時萌芽成長，並於數個月成長後其 DBH > 1 cm。

若依據 2017 年的台灣維管束植物紅皮書名錄索引，1995-1997 年的樣帶木本小苗易受害風險程度最高等級為瀕危等級(EN)，唯有白果雞屎樹是屬於此等級，其僅有 7 株；而屬於易危等級(VU)的小苗，目前共調查到 3 種物種是歸類於此：希蘭灰木(2 株)、南仁山新木薑子(12 株)與高士佛紫金牛(2 株)；而台灣梭羅木(1 株)、南仁五月茶(28 株)、高士佛赤楠(63 株)、疏花紫珠(5 株)目前是處於接近受威脅等級(NT)；其餘 69 種物種是屬於無危等級(LC)，如目前調查數量較多的茄苳、豬腳楠與鵝掌柴等；另外，交力坪鐵色(213 株)與細脈赤楠(5 株)因為目前資料不充足，故無法歸類為何種程度的受易害等級(DD)。而 2015-2019 年的樣區小苗物種的受害風險程度中，依據 2017 年的台灣維管束植物紅皮書名錄索引，樣帶木本小苗易受害風險程度最高等級為瀕危等級(EN)，物種為僅有發現 1 株的白果雞屎樹，而，目前

共調查到 3 種小苗屬於易危等級(VU)：南仁山新木薑子(11 株)、南仁雞屎樹(4 株)、高士佛紫金牛(21 株)；而南仁五月茶(39 株)、恆春紅豆樹(46 株)、高士佛赤楠(40 株)、疏花紫珠(5 株)與賽赤楠(66 株)目前是處於接近受威脅等級(NT)；其餘 63 種物種是屬於無危等級(LC)，如目前調查數量較多的桃葉珊瑚、革葉冬青與九節木等；另外，交力坪鐵色因為目前資料不足，故無法歸類為何種程度的受易害等級(DD) (表 4.6)。

表 4.5、2015-2019 年樣帶小苗樣區之物種植株數量組成與比例

物種	學名	株數	百分比(%)
茄冬	<i>Bischofia javanica</i>	267	12.99
交力坪鐵色	<i>Drypetes karapinensis</i>	221	10.75
鵝掌柴	<i>Schefflera octophylla</i>	197	9.58
桃葉珊瑚	<i>Aucuba chinensis</i>	140	6.81
香楠	<i>Machilus zuihoensis</i>	133	6.47
九節木	<i>Psychotria rubra</i>	124	6.03
革葉冬青	<i>Ilex cochinchinensis</i>	104	5.06
樹杞	<i>Ardisia sieboldii</i>	78	3.79
賽赤楠	<i>Acmena acuminatissima</i>	66	3.21
香葉樹	<i>Lindera communis</i>	62	3.02
華河瓊楠	<i>Beilschmiedia tsangii</i>	50	2.43
瓊楠	<i>Beilschmiedia erythrophloia</i>	43	2.24
石苓舅	<i>Glycosmis citrifolia</i>	41	2.09
高士佛赤楠	<i>Syzygium kusukusense</i>	40	1.99
南仁五月茶	<i>Antidesma hiiranense</i>	39	1.95
山龍眼	<i>Helicia formosana</i>	34	1.90
疏齒紫珠	<i>Callicarpa remotiserrulata</i>	32	1.65
野牡丹	<i>Melastoma candidum</i>	31	1.56
豬母乳	<i>Ficus fistulosa</i>	24	1.51
高士佛紫金牛	<i>Ardisia kusukuensis</i>	21	1.17
恒春楨楠	<i>Machilus obovatifolia</i>	19	1.02
小葉木犀	<i>Osmanthus marginatus</i>	15	0.92
華八仙	<i>Hydrangea chinensis</i>	15	0.73
大青	<i>Clerodendrum cyrtophyllum</i>	13	0.73
大葉樹蘭	<i>Aglaia elliptifolia</i>	11	0.63
南仁新木薑子	<i>Neolitsea hiiranensis</i>	11	0.54
奧氏虎皮楠	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> ssp. <i>oldhamii</i>	11	0.54
山刈葉	<i>Melicope semecarpifolia</i>	9	0.54
日本賽衛矛	<i>Microtropis japonica</i>	8	0.44
圓葉雞屎樹	<i>Lasianthus wallichii</i>	8	0.39
銳脈木薑子	<i>Litsea acutivena</i>	8	0.39
水冬瓜	<i>Saurauia tristyla</i> var. <i>oldhamii</i>	7	0.39
台灣山豆根	<i>Euchresta formosana</i>	7	0.34
白匏子	<i>Mallotus paniculatus</i>	7	0.34
大葉楠	<i>Machilus japonica</i> var. <i>kusanoi</i>	6	0.34
台灣烏心石	<i>Michelia compressa</i> var. <i>formosana</i>	6	0.29
猴歡喜	<i>Sloanea formosana</i>	6	0.29

表 4.5、2015-2019 年樣帶小苗樣區之物種植株數量組成與比例(續)

物種	學名	株數	百分比(%)
天仙果	<i>Ficus formosana</i>	5	0.24
台灣八角	<i>Illicium arborescens</i>	5	0.24
台灣山桂花	<i>Maesa peralaria</i> var. <i>formosana</i>	5	0.24
倒卵葉冬青	<i>Ilex maximowicziana</i>	5	0.24
疏花紫珠	<i>Callicarpa remotiflora</i>	5	0.24
土楠	<i>Cryptocarya concinna</i>	4	0.19
山香圓	<i>Turpinia formosana</i>	4	0.19
紅果控木	<i>Dysoxylum hongkongense</i>	4	0.19
棲蘭山雞屎樹	<i>Lasianthus hiiranensis</i>	4	0.19
賊仔樹	<i>Tetradium glabrifolium</i>	4	0.19
蓮花池山龍眼	<i>Helicia rengetiensis</i>	4	0.19
錫蘭饅頭果	<i>Glochidion zeylanicum</i>	4	0.19
領垂豆	<i>Archidendron lucidum</i>	4	0.19
三葉山香圓	<i>Turpinia ternata</i>	3	0.15
刺杜密	<i>Bridelia balansae</i>	3	0.15
武威新木薑子	<i>Neolitsea buisanensis</i>	3	0.15
長尾尖葉楮	<i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>carlesii</i>	3	0.15
雞屎樹	<i>Lasianthus obliquinervis</i>	3	0.15
小葉白筆	<i>Symplocos modesta</i>	2	0.10
台灣雞屎樹	<i>Lasianthus formosensis</i>	2	0.10
雨傘仔	<i>Ardisia cornudentata</i>	2	0.10
屏東木薑子	<i>Litsea akoensis</i>	2	0.10
琉球雞屎樹	<i>Lasianthus fordii</i>	2	0.10
豬腳楠	<i>Machilus thunbergii</i>	2	0.10
蟲屎	<i>Melanolepis multiglandulosa</i>	2	0.10
大明橘	<i>Myrsine seguinii</i>	1	0.05
水金京	<i>Wendlandia formosana</i>	1	0.05
白果雞屎樹	<i>Lasianthus chinensis</i>	1	0.05
厚殼桂	<i>Cryptocarya chinensis</i>	1	0.05
咬人狗	<i>Dendrocnide meyeniana</i>	1	0.05
捲斗櫟	<i>Cyclobalanopsis pachyloma</i>	1	0.05
菲律賓饅頭果	<i>Glochidion philippicum</i>	1	0.05
楊桐葉灰木	<i>Symplocos congesta</i>	1	0.05
錐果櫟	<i>Cyclobalanopsis longinux</i>	1	0.05
鐵冬青	<i>Ilex rotunda</i>	1	0.05
總計		2,060	100.00

表 4.6、南仁山樣帶小苗監測樣區之易受害等級

易受害等級	1995-1997 年	2015-2019 年
極危(CR)	無	無
瀕危(EN)	白果雞屎樹木(7 株)	白果雞屎樹木(1 株)
易危(VU)	南仁山新木薑子(12 株) 高士佛紫金牛(2 株) 希蘭灰木(2 株)	南仁山新木薑子(11 株) 高士佛紫金牛(21 株) 南仁雞屎樹(4 株)
接近受脅 (NT)	高士佛赤楠(63 株) 南仁五月茶(28 株) 疏花紫珠(5 株) 台灣梭羅木(1 株)	高士佛赤楠(40 株) 南仁五月茶(39 株) 疏花紫珠(5 株) 恆春紅豆樹(46 株) 賽赤楠(66 株)
暫無危機 (LC)	69 種	63 種
資料缺乏 (DD)	交力坪鐵色(213 株) 細脈赤楠(5 株)	交力坪鐵色(221 株)

(3) 出風山小苗監測

出風山自 2017 年起至 2019 年 11 月共進行 22 次木本小苗調查，共計有 18 科 27 屬 35 種 488 株，其小苗存活率高，每次調查所發現的死亡植株皆少於 10 株，其中以鵝掌柴調查到的數量最多，目前共調查到 202 株，其中 175 株是僅有子葉的小苗植株，因為有這些僅有子葉的鵝掌柴，所以其在此樣區的數量會比其他物種多很多，但是其存活率相對也低很多，特有種-雨傘仔調查到植株數量次之，共調查到 55 株小苗，而台灣八角有 27 株，台灣蕘花、九節木和小葉木犀分別調查 23 株、22 和 20 株，而其餘的 29 種小苗目前皆調查到少於 20 株，其中有 4 種小苗調查數量高於 10 株，日本賽衛矛(16 株)、高士

佛紫金牛(15株)、香楠(14株)與革葉冬青(11株)，有6種小苗僅調查到1株，如希蘭灰木、長尾尖葉槲、嶺南桐、石苓舅、港口木荷與毛雞屎樹(表4.7)。而全部小苗中有12種的小苗為臺灣特有種(台灣八角、台灣石櫟、台灣蕘花、希蘭灰木、雨傘仔、南仁山柃木、南仁五月茶、恒春楨楠、香楠、高士佛紫金牛、淡綠葉衛矛、港口木荷)。根據2017年臺灣維管束植物紅皮書名錄索引中，以台灣石櫟為出風山所有小苗中受風險最高的物種，目前被列為極危等級(CR)，目前僅調查到2株小苗；受風險等級第二高的則是淡綠葉衛矛，被列為瀕危等級(EN)，目前僅調查到4株，初次調查(2017年1月)即調查到4株，2017年12月有1株死亡，至2019年11月尚有3株存活；而屬於易危等級(VU)的物種有兩種：希蘭灰木(1株)及高士佛紫金牛(15株)；在低風險物種中，南仁五月茶(7株)與南仁山柃木(4株)被列為近危(NT)的等級，其他小苗則是目前屬於無危等級(LC)，如九節木、台灣八角、革葉冬青等。在出風山小苗監測樣區之台灣石櫟與希蘭灰木從2017年1月初次調查即存在，至2019年11月皆還存活。

Kuo and Yeh (2015)以生理學測量台灣180種原生物種之耐陰程度，比對在此三個樣區的小苗調查中，大多數調查到的苗木為非常耐陰樹種，僅有少數小苗屬於非常不耐陰物種，如大青、白匏子與蟲屎。其中白匏子僅於樣帶中調查到，且非優勢的小苗組成，大青與蟲屎則出現於欖仁溪與樣帶小苗中，其中欖仁溪出現之數量較多，且存活時間較久；第二等級的不耐陰樹種中，各樣區皆有出現，如欖仁溪樣區的野牡丹佔了小苗數量的5.66%，而天仙果，刺杜密則僅出現1株。樣帶中則有野牡丹，天仙果，刺杜密與菲律賓饅頭果，皆非優勢組成；而出風山則有天仙果。

以優勢小苗組成來看，欖仁溪的台灣八角、日本賽衛矛與九節木為非常耐陰物種，廣東瓊楠為中性物種，而雨傘仔無資料；樣帶小苗中，苗木株數達5%以上的物種中，最優勢的交力坪鐵色與第3優勢

的桃葉珊瑚及九節木屬於非常耐陰樹種，革葉冬青、鵝掌柴與香楠為中性；出風山最優勢的苗木鵝掌柴為中性的物種，鐵雨傘則無資料，九節木則為非常耐陰物種。

表 4.7、出風山小苗監測樣區之物種植株數量組成與比例

物種	學名	株數	百分比(%)
鵝掌柴	<i>Schefflera octophylla</i>	202	20.70
雨傘仔	<i>Ardisia cornudentata</i>	55	5.64
台灣八角	<i>Illicium arborescens</i>	27	2.77
台灣蕘花	<i>Wikstroemia taiwanensis</i>	23	2.36
九節木	<i>Psychotria rubra</i>	22	2.25
小葉木犀	<i>Osmanthus marginatus</i>	20	2.05
日本賽衛矛	<i>Microtropis japonica</i>	16	1.64
高士佛紫金牛	<i>Ardisia kusukuensis</i>	15	1.54
香楠	<i>Machilus zuihoensis</i>	14	1.43
革葉冬青	<i>Ilex cochinchinensis</i>	11	1.13
恆春楨楠	<i>Machilus obovatifolia</i>	8	0.82
福木	<i>Garcinia multiflora</i>	8	0.82
南仁五月茶	<i>Antidesma hiiranense</i>	7	0.72
華河瓊楠	<i>Beilschmiedia tsangii</i>	6	0.61
武威新木薑子	<i>Neolitsea buisanensis</i>	5	0.51
奧氏虎皮楠	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> ssp. <i>oldhamii</i>	5	0.51
南仁山柃木	<i>Eurya nitida</i> var. <i>nanjenshanensis</i>	4	0.41
香葉樹	<i>Lindera communis</i>	4	0.41
淡綠葉衛矛	<i>Euonymus pallidifolia</i>	4	0.41
楊桐葉灰木	<i>Symplocos congesta</i>	4	0.41
樹杞	<i>Ardisia sieboldii</i>	4	0.41
天仙果	<i>Ficus formosana</i>	3	0.31
圓葉雞屎樹	<i>Lasianthus wallichii</i>	3	0.31
台灣石櫟	<i>Pasania formosana</i>	2	0.20
細葉饅頭果	<i>Glochidion rubrum</i>	2	0.20
野牡丹	<i>Melastoma candidum</i>	2	0.20
雞屎樹	<i>Lasianthus obliquinervis</i>	2	0.20
瓊楠	<i>Beilschmiedia erythrophloia</i>	2	0.20
鐵冬青	<i>Ilex rotunda</i>	2	0.20
毛雞屎樹	<i>Lasianthus cyanocarpus</i>	1	0.10
石苓舅	<i>Glycosmis citrifolia</i>	1	0.10
希蘭灰木	<i>Symplocos shilanensis</i>	1	0.10
長尾尖葉楮	<i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>carlesii</i>	1	0.10
港口木荷	<i>Schima superba</i> var. <i>kankaoensis</i>	1	0.10
嶺南青剛櫟	<i>Cyclobalanopsis championii</i>	1	0.10
總計		488	100.00

3.4 櫟櫟原生地監測

(1) 成樹植株監測

本研究團隊自 2012 年 10 月進行調查以來，至今共記錄 163 株的櫟櫟大樹與小樹植株，其植株年變化如表 4.6。由於 2012 年是剛開始進行全面的清查，在同年的 10-12 月與關西生態保育協會一同進行調查，該年度在僅僅兩個月即調查到 123 棵植株，而後在 2013 年的搜尋中又陸陸續續調查到 31 株，因此總體植株數量達到 154 棵(表 4.8)。由於本團隊並非以設立樣區法持續監測櫟櫟的族群數量，而是以調查到的植株每年再次進行測量與調查，因此表 4.7 中的新增植株，大多都僅代表在陸續調查中新找到的植株，並非代表為當年度新長出之植株數量，如在 2014 年發現一株胸徑約為 12 cm 的植株，此植株並非當年才新增的，2018 年發現一株胸徑為 4.3 cm 的植株且其生長狀況良好，而 2019 年在調查小苗時發先兩株未記錄過的小樹，其中一株是為 2016 年天然下種的小苗，逐漸成長超過 50 cm，故列入小樹類別，而另一株是在 2019 年才發現的，但是發現時即超過 50 cm，此株應該非 2019 年才萌發，目前這兩株生長狀況良好。

在死亡植株上，近四年都有超過 10 株以上的植株死亡，其死亡主要因生長環境不佳而死亡，或是因颱風等環境因素所致。尤以 2015 年的夏季有接連有蓮花 (7 月 6-9 日，影響不大)、昌鴻(7 月 9-11 日)、蘇迪勒(8 月 6-9 日)、天鵝(8 月 20-23 日)與杜鵑(9 月 27-29 日)等颱風接連影響，造成許多植株斷折，這些斷折的植株有的即死亡，亦有一些植株以萌蘖的方式繼續存活。而因為颱風而死亡的植株，加上感染病蟲害死亡的植株於當年共有 19 株。這些確認死亡的植株已請關西生態保育協會協助處理清除。至 2017 年底，監測原生地之櫟櫟大樹已經僅存 104 株，多數仍為遮陰死亡或颱風斷折所造成，但有少部分植株已生長達樹冠層，最後仍然枯立死亡，外表無病因。而至 2019 年 11 月調查，以無受損之植株來看，則僅剩下 64 株植株胸高直徑大

於 1 cm，為 2013 年包含小樹的植株數量(151 株)的 42.4 %，若計算斷折或枯立後新長出之萌蘖株樹，則有 81 株(53.6 %)(表 4.8，圖 4.11)持續存活，這五年中監測植株大量死亡，或是大樹頂端死亡，僅存底下萌蘖。此情況與學會團隊預估原生地無法持續維持櫟櫟結果可能近似，需要持續監測，並積極地進行應有的保育措施。

表 4.8、新竹縣新豐鄉櫟櫟原生地大樹和小樹植株逐年存活狀況

調查年份	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
累計調查植株	123	154	155	155	160	160	161	163
小樹數量	0	6	6	13	16	17	13	19
成樹數量	120	145	137	111	102	87	72	64
當年死亡植株	3	0	9	19	11	14	20	6
新發現植株	-	31	1	0	5	0	1	2

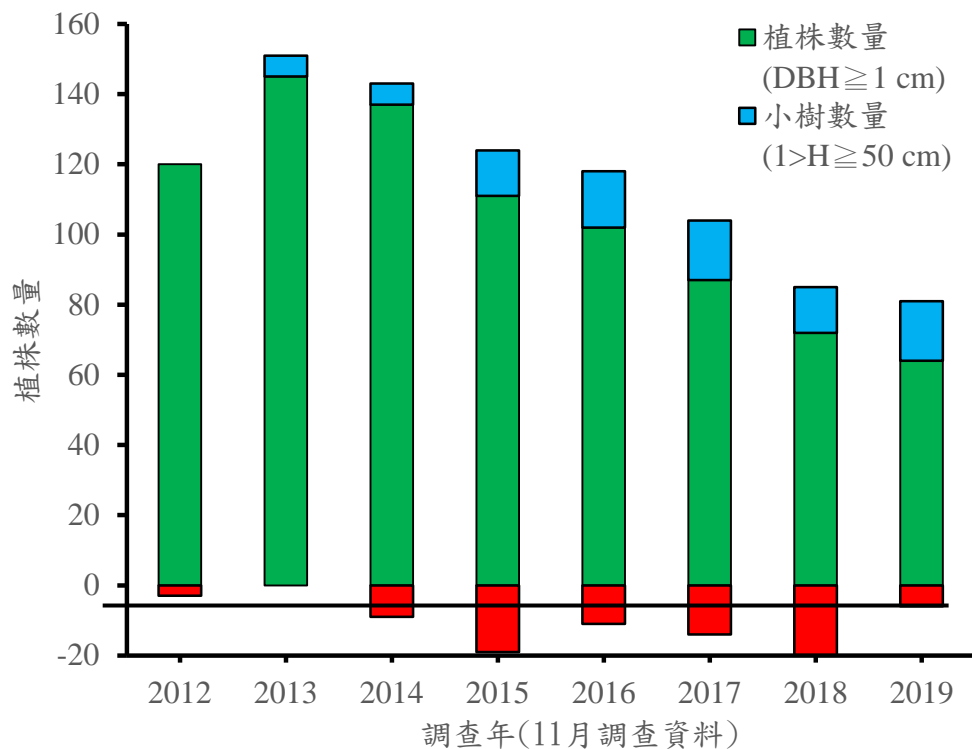


圖 4.11、槲欖大樹和小樹植株逐年數量動態圖

(2) 槲欖小苗監測

本團隊於 2015 年觀察到大量的槲欖小苗發生，因此開始進行調查。整個 2015 年共新增了 205 株小苗，小苗各月份的存活株數以 3 月的槲欖小苗最多，達 175 株，而後每次調查有新增死亡的情況發生，到了 2015 年底，僅剩 43.9 % 的植株存活，直到 2019 年 11 月調查，僅剩 13 株(6.30 %)的小苗存活(圖 4.12)。死亡株數最高的是發生在颱風季，造成 8 月調查之死亡植株最多，此時的死亡有些是因大量落葉、枝條壓蓋住植株造成植株受傷甚至是死亡，現今仍存活的 2015 年小苗之苗高最高為 43 cm，在這 13 株小苗中有 09 株小苗的苗高超過 20 cm，其餘的小苗苗高多介於 15 - 20 cm。隔年 2016 年新增小苗數量則僅有 38 株，到 2016 年底仍有 24 株(63.2 %)的小苗存活，至 2018 年剩 16 株(42.1 %)的小苗存活，2019 年則剩 11 株(28.9 %)小苗存活，這 11 株小苗苗高最高者為 56 cm，此株小苗超過 50 cm 則屬於小樹的

階段，苗高次之者為 35 cm；2017 年僅發現 6 株小苗，至 2019 年僅存活 1 株，苗高為 30 cm；2018 年共發現 18 株新增小苗植株，到 2019 年存活 11 株，目前苗高最高為 43 cm。而 2019 年整年度有 42 株小苗出現，至年底僅剩 14 株存活，其中有約 25 株因生長在道路旁，因雜草叢生茂密，軍方進行除草時，將部分小苗砍斷，同時編號也不翼而飛，因此在資料上紀錄小苗狀態為死亡，而另外在調查小苗時，在原生櫟櫟分佈範圍旁的闊葉林內有新發現兩株植株，此兩株植株得生長狀況良好，但此兩株因為苗高較高，因此推測應該非 2019 年的小苗，其中一株在首次發現時，其苗高就超過 50 cm，在本調查中屬於小樹類別而非小苗，而另一株苗高則為 22 cm。整體小苗高度，最高苗高的小苗為 43 cm，最矮的苗高則是僅有 4 cm。小苗之存活與否與其生長環境有很大的關係，存活較久或長得較高的小苗，皆為生長於林隙或是路邊陽光較易照射到之處，而靠近路邊的小苗則受到人為除草的影響很大。

大多數的小苗存活在第一區，可能因為第一區的植株較高，於林下很難觀測到上方之種子數量，且因樹木莖幹脆弱無法攀爬並採收種子進行復育，因此許多種子落下後長成小苗，而第三區、第二區與第四區發現到的小苗數量雖然較少，但是這三區的小苗存活率皆高於第一區。當然必須再繼續調查小苗動態，以了解其存活生長狀況，之後再繼續規劃是否持續採種，或是讓其天然下種。以 2015-2019 年的小苗狀況來看，除了 2017 年新增小苗數量很少，因此目前僅存活 1 株外，其他 2015、2016、2018 年的小苗約仍有 13-16 株的存活。

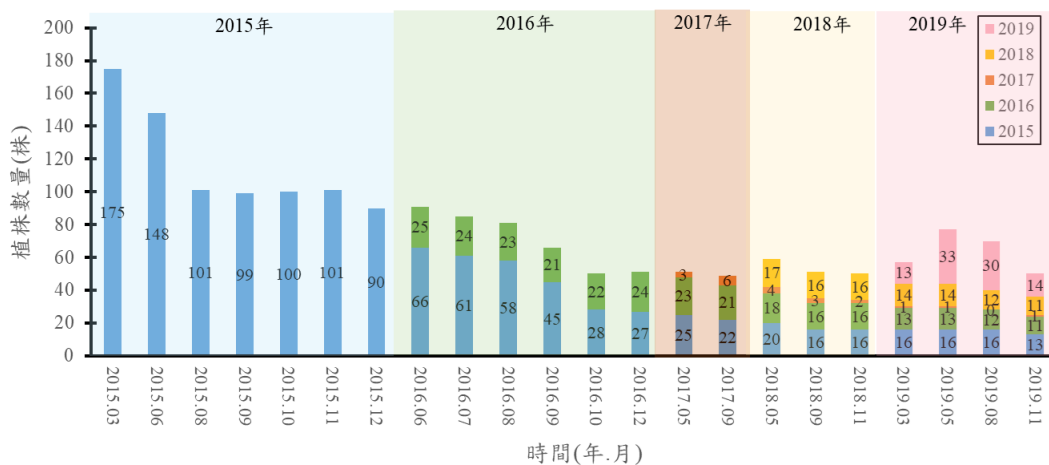


圖 4.12、新竹縣新豐鄉檫欖原生地天然下種小苗存活調查

(3) 楊梅檫欖概況

先前楊梅林地有檫欖栽植至今仍受到木蠹蛾危害，造成主幹或側枝死亡，如有苗木受到木蠹蛾危害造成主幹斷折 70 cm，而整體苗木平均生長 38.3 cm，最高的苗木為 176 cm，此株最初種植高度為 60 cm，經過一年半的時間，共成長 116 cm，其次有株苗木也從 32cm 成長至 137cm，共成長 105 cm，目前整體植株狀況良好(圖 4.13)，今年部分苗木也有結果實，唯有部分植株受到倒木、雜草以及周圍較高樹木之樹冠影響，造成植株斷折和歪斜。而目前 2019 年發現天然下種有 34 株小苗，皆有在小苗周圍使用紅筷子或是 pvc 管作為標示，目前有 3 株死亡，而小苗最高生長達到 15cm，最矮的苗高為 2 cm，苗木平均高度為 6.6 cm。



圖 4.13、楊梅林地之槲欖栽植情況

3.5 與新竹林區管理處及新竹縣政府之會議

針對槲欖目前現狀，本團隊於每次監測時均會將發現之問題以 LINE 軟體即時傳送到縣政府群組與羅技正，並以電話告知新竹林區管理處，視情況決定開會討論或是電話中處理。目前主要與新竹縣政府及林管處的會議有 8 月 7 日與 11 月 26 日，主要藉由新竹林管處與縣府召開之綠網報告中，順道報告槲欖近況與解決方法。而 10 月 21 日則前往新竹林區管理處與處長報告槲欖近況。

而本年度因苗圃已有 1,500 株小苗，因此今年採種時程延後到 10 月 19-20 日進行，原預定在果實成熟後採收 500 顆種子，並保留至少 1,500 顆種子任其現地自我更新，可使槲欖有新的植株產生，但是今年採種時，發現現地槲欖果實已被盜採一空，因此緊急當日告知新竹縣政府與羅技正，並於 10 月 21 日與處長商討此事，也請縣府與軍方協商時，請軍方於每年 10-12 月於入口處設立臨時哨所，以管控進出人員。而今年調查槲欖時，也不斷有人員不顧軍事管制區之限制，擅自進入營區，部分在軍方盤檢驅離下才離開，但也說出了它們每年都來採的現實狀況。圖 4.14 則顯示這幾年槲欖外部販售情況，顯示出近年外來採集販售情況嚴重，需要再多加關切此議題。

今年11月12日也與新竹林區管理處與竹東工作站探勘轄下幾個可供造林地點，後來在關西鎮竹30縣道往亞泥礦區附近有可栽植地點，預計栽植300株，已由新竹林區管理處編案。

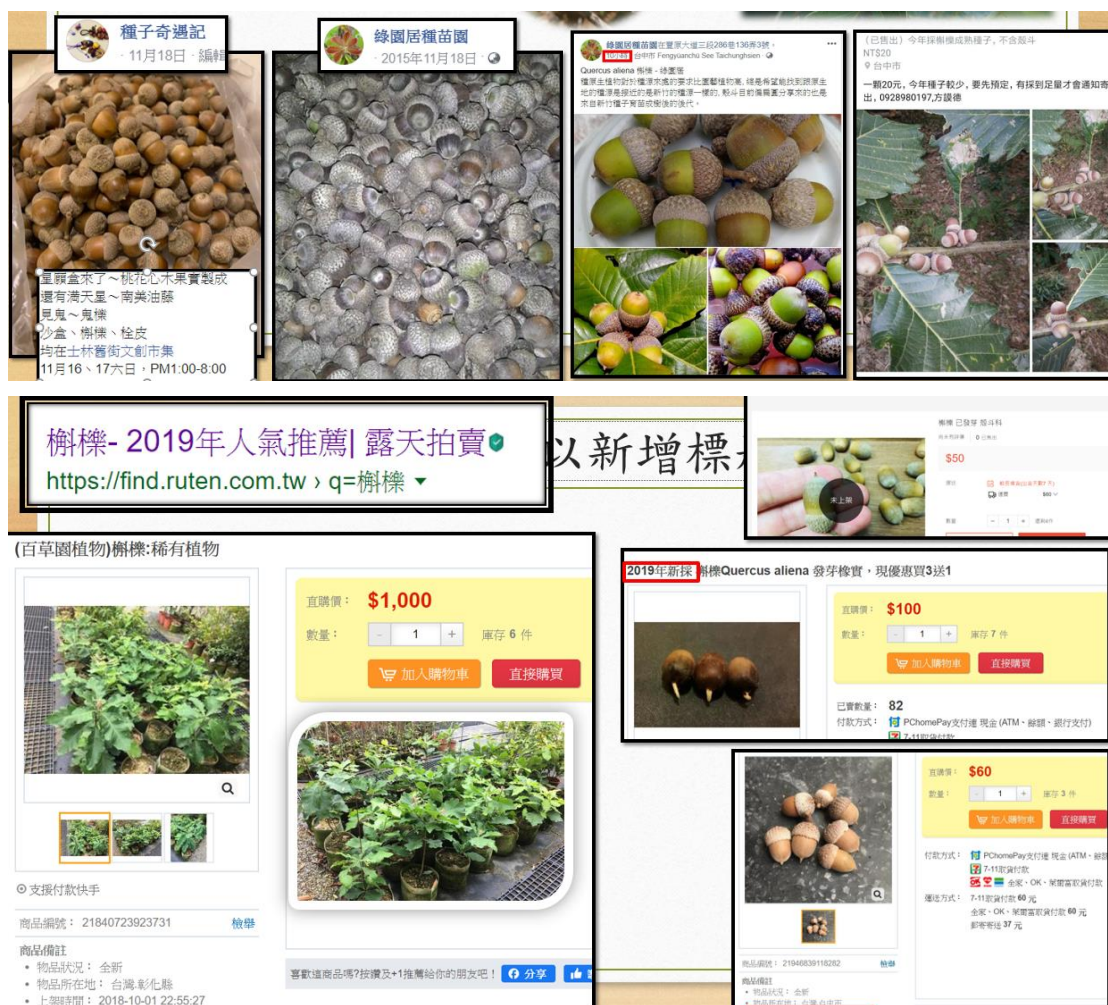


圖 4.14、歷年檫櫟上網拍賣狀況

四、績效指標與期末評核標準達成情形

(一) 績效指標

共通性指標	細項指標	預估量化值	實際達成數	說明
學術著作發表	國內期刊論文	1 篇	1 篇	已將櫟櫟結果投稿至生物多樣性期刊。
	國內研討會論文	2 篇	2 篇	已於 108 年中華林學會中發表 1. 南仁山欖仁溪亞熱帶森林在空間與時間尺度上的動態變化 2. 櫟櫟族群在台灣之族群變化與遮陰育苗試驗

(二) 期末評核指標

評核標準	達成情形
完成南仁山森林物種與小苗的調查與分析	已完成南仁山森林物種調查，本次複查結果植株新增率與死亡率皆較以往高，可能受到颱風影響造成高死亡，而後兩年多的更新使得植株新增較多。 小苗已完成欖仁溪，樣帶與出風山的週期性調查。小苗組成在這幾年改變不大。
完成櫟櫟的本年度監測	已完成櫟櫟大樹小苗與區外監測。大樹植株持續減少，但今年新增兩株植株；小苗今年新增 42 株，最終存活 11 株。區外的楊梅造林地除了生長良好，另有 34 株更新苗出現，目前持續監測。

完成與新竹林區管理處及新竹縣政府保育平台的初步建構	已與新竹縣府有 LINE 群組溝通，另外亦有召開 3 次會議討論檨欖相關問題。
---------------------------	---

五、參考文獻

- 王昶升 (2013) 不同光照強度及光週期對臺灣原生杜鵑種子發芽之影響。國立嘉義大學森林暨自然資源學系研究所碩士論文。75頁。
- 李國琛 (2008) 全球氣候變暖成因分析。自然災害學報 5: 38-42。
- 張強、韓永翔、宋連春 (2005) 全球氣候變化及其影響因素研究進展綜述。地球科學進展20: 990-988。
- 邱祈榮 (2013) 建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃。行政院農業委員會林務局。
- 洪昆源、莊佩華、陳昱成、潘清連、簡慶德 (2009) 恆春半島的稀有植物系統保育首部曲-臺灣柯及柳葉柯的繁殖。自然保育期刊 66:32-34。
- 許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明 (2011) 臺灣氣候變遷科學報告。「臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置計畫」計畫辦公室、國家災害 防救科技中心。
- 葉定宏 (2006) 南仁山欖仁溪樣區木本植物社會15 年期動態。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。99頁。
- 郭耀綸 (2009) 南仁山森林苗木更新動態、碳收支及植物物候之研究 (三)。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。24頁。
- 郭耀綸、陳瑄培 (2005) 南仁山森林四種臺灣特稀有樹種之光合作用

- 光反應及溫度反應。臺灣林業科學20(3):215-226。
- 陳硯茹 (2005) 應用ISSR研究唐杜鵑之族群遺傳變異。國立中興大學生命科學系碩士論文。90頁。
- 陳雲蘭 (2008) 由極端氣候指標看臺灣氣候變化。2008臺灣氣候變遷研討會。
- 童慶斌 (2012) 氣候變遷調適科技整合研究計畫-跨領域脆弱度評估與回復力建構科技發展計畫。行政院國家科學委員會。
- 廖宇賡、莊琬婷 (2015) 金門原生觀賞植物唐杜鵑之微體繁殖。中華林學季刊 48(1):1-16。
- 簡慶德 (2001) 熱帶恆春地區瀕危稀有樹種之繁殖與區外保育(3/5)。林業試驗所自辦計畫。
- 賴宜鈴 (1996) 南仁山亞熱帶雨林小苗動態及地被層植物組成之研究。臺灣大學植物學系研究所碩士論文，135頁。
- 盧孟明、卓盈旻、李思瑩、李清勝、林昀靜 (2012) 臺灣氣候變化：1911-2009 年資料分析。大氣科學 40: 297-321。
- 韓宛容、盧孟明、徐堂家 (2014) 1961-2013 年期間台灣地區風向風速變化分析。中央氣象局科技中心。
- Ahteensuu, M, S. Aikio, P. Cardoso, M. Hyvärinen, M. Hällfors, S. Lehvävirta, L. Schulman and E. Vaara (2015) Quantitative tools and simultaneous actions needed for species conservation under climate change – reply to Shoo *et al.* (2013) Climatic Change 129: 1-7.
- Ashcroft, M.B. (2010) Identifying refugia from climate change. Journal of Biogeography 37(8): 1407-1413.

- Bace, R., M. Svoboda, V. Pouska, P. Janda and J. Cervenka (2012) Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management* 266, 254–262.
- Bai F., W. Sang, and J.C. Axmacher (2011) Forest vegetation responses to climate and environmental change: A case study from Changbai Mountain, NE China. *Forest Ecology and Management* 262: 2052-2060.
- Berbet, M.L. and M.H. Costa (2003) Climate change after tropical deforestation: seasonal variability of surface albedo and its effects on precipitation change. *Journal of Climate* 16: 2099-2104.
- Bond, W.J., J. Vlok and M. Viviers (1984) Variation in seedling recruitment of Cape Proteaceae after fire. *Journal of Ecology* 72: 209-221.
- Breshears, D.D., T.E. Huxman., H.D. Adams., C.B. Zou. and J.E. Davison (2008) Vegetation synchronously lean upslope as climate warms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (33): 11591-11592.
- Brown, A.H.D. and C.M. Hardner (2000) Sampling the gene pools of forest trees for ex situ conservation. In: Young A, Boyle TJB, Boshier D (eds) *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice*. CABI Publishing, Wallingford, pp 185-196.
- Cannone, N. and S. Pignatti (2014) Ecological responses of plant species and communities to climate warming: upward shift or range filling processes? *Climatic Change* 123:201-214.

- Capers, R.S., R.L. Chazdon, A.R. Brenes and B.V. Alvarado (2005) Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology* 93, 1071-1084.
- Chao, W.-C., K.-J. Chao, G.-Z. Song and C.-F. Hsieh (2007) Species composition and structure of the lowland subtropical rainforest at Lanjenchi, Southern Taiwan. *Taiwania* 52:253-269.
- Chao, W.-C., G.-Z. Song, K.-J. Chao, C.-C. Liao, S.-W. Fan, S.-H. Wu, T.-H. Hsieh, I.-F. Sun, Y.-L. Kuo and C.-F. Hsieh (2010) Lowland rainforests in southern Taiwan and Lanyu, at the northern border of Paleotropics and under the influence of monsoon wind. *Plant Ecology* 210:1-17.
- Chazdon, R.L. (2008) Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* 320:1458-1460.
- Chen, I.-C., J.K. Hill, R. Ohlemüller, D.B. Roy and C.D. Thomas (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333:1024-1026.
- Chen, I.-C., H.-J. Shiu, S. Benedick, J.D. Holloway, V.K. Chey, H.S. Barlow, J.K. Hill and C.D. Thomas (2009) Elevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(5):1479-1483.
- Colwell, R.K., G. Brehm, C.L. Cardelús, A.C. Gilman and J.T. Longino (2008) Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* 322: 258-261.
- Comita, L.S. and B.M.J. Engelbrecht (2009) Seasonal and spatial variation in water availability drive habitat associations in a tropical

- forest. *Ecology* 90, 2755–2765.
- Condit, R., S.P. Hubbell and R.B. Foster (1995) Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65:419-439.
- Connell, J.M., J.G. Tracey and L.J. Webb (1984) Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-164.
- Dawson, T.P., S.T. Jackson, J.I. Prentice and G.M. Mace (2011) Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science* 332 (6025):53-58.
- Dillon, M.E., G. Wang and R.B. Huey (2010) Global metabolic impacts of recent climate warming. *Nature* 467:704-706.
- Dray, S., G. Blanchet, D. Borcard, G. Guenard, T. Jombart, G. Larocque, P. Legendre, N. Madi, and H. Wagner (2016) *adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis*. R package version 0.0–4.
- Engelbrecht, B.M., T.A. Kursar and M.T. Tyree (2005) Drought effects on seedling survival in a tropical moist forest. *Trees* 19, 312–321.
- Fankhauser, S. (1995) *Valuing Climate Change: the Economics of the Greenhouse*. Taylor and Francis Group, London. 179pp.
- Fearnside, P.M. (1996) Amazonian Deforestation and Global Warming: Carbon Stocks in Vegetation Replacing Brazil's Amazon Forest. *Forest Ecology and Management*. 80: 21-34.
- Fearnside, P.M. (2000) Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and

soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46: 115-158.

Feeley, K.J., J. Hurtado, S. Saatchi, M.R. Silman and D.B. Clark (2013) Compositional shifts in Costa Rican forests due to climate-driven species migrations. *Global Change Biology* 19: 3472-3480.

Feeley, K.J., M.R. Silman, M.B. Bush, W. Farfan, K.G. Cabrera, Y. Malhi, P. Meir, N.S. Revilla, M.N.R. Quisiyupanqui and S. Saatchi (2011) Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography* 38:783-791.

Fuhrer, J. (2003) Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone, and global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 1-20.

Gatherum, G.E., A.L. McComb and W.E. Loomi (1963) Effects of light and soil moisture on forest tree seedling establishment. *Research Bulletin* 513.

Gonzalez, P. (2001) Desertification and a shift of forest species in the West African Sahel. *Climate Research* 17: 217-228.

Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons. 222pp.

Guerrant, E.O., K. Havens and P. Vitt (2013) Sampling for effective ex situ plant conservation. *International Journal of Plant Sciences* 175(1):11-20. doi: 10.1086/674131.

Guerrant, E.O., K. Havens and M. Maunder, editors. (2004) *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Washington,

D.C.: Island Press

Hannah L (2012) Saving a million species: extinction risk from climate change. Island Press, Washington. pp432.

Hannah, L., L. Flint, A.D. Syphard, M.A. Moritz, L.B. Buckley and I.M. McCullough (2014) Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. *Trends in Ecology and Evolution* 29(7):390-397.

Harsch, M.A. and J. HilleRisLambers (2016) Climate Warming and Seasonal Precipitation Change Interact to Limit Species Distribution Shifts across Western North America. *PloS one* 11(7): e0159184.

Harter, D.E.V., S.D.H. Irl, B. Seo, M.J. Steinbauer, R. Gillespie, K.A. Triantis, J.M. Fernandez-Palacios and C. Beierkuhnlein (2015) Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands-projections, implications and current knowledge. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17:160-183.

Hartmann, D.L., J.M. Wallace, V. Limpasuvan, D.W. Thompson and J.R. Holton (2000) Can ozone depletion and global warming interact to produce rapid climate change? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97: 1412-1417.

Heller, N.E. and E.S. Zavaleta (2009) Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142:14-32.

Hitch, A.T. and P.L. Leberg (2007) Breeding distributions of north American bird species moving north as a result of climate change.

Conservation Biology 21(2): 534-539.

Houghton, J.T., B.A. Callander and S.K. Varney (1992) Climate change 1992: the Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press. 218pp.

Hung, C.W. and P.K. Kao (2010) Weakening of the winter monsoon and abrupt increase of winter rainfalls over northern Taiwan and southern China in the early 1980s. *Journal of Climate* 23:2357-2367.

IPCC. (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and A.Reisinger (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. 104 pp.

IPCC (2013) Working Group I Contribution To the IPCC Fifth Assessment Report (AR5) Climate Change: The Physical Science Basis.

IUCN/SSC (2013) Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN species survival commission viiii + 57pp.

Joyce, L.A., S.W. Running, D.D. Breshears, V.H. Dale, R.W. Malmshemer, R.N. Sampson, B. Sohngen and C.W. Wood-all (2014) Ch. 7: Forests. Climate Change Impacts in the United States: The Third National Climate Assessment, Melillo J. M., Terese (T.C.) Richmond, and G.W. Yohe (Eds.), U.S. Global Change Research Program. pp. 175-194. doi:10.7930/J0Z60KZC.

Karl, T.R. and K.E. Trenberth (2003) Modern global climate change.

Science 302: 1719-1723.

Kelly, A.E. and M.L. Goulden (2008) Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(33): 11823-11826.

Keller, E.R.J., A. Senula, S. Leunufna and M. Grube (2006) Slow growth storage and cryopreservation-tools to facilitate germplasm maintenance of vegetatively propagated crops in living plant collections. *International Journal of Refrigeration* 29: 411-417.

Keppel, G, K.P. Van Niel, G.W. Wardell-Johnson, C.J. Yates, M. Byrne, L. Mucina, A.G.T. Schut, S.D. Hopper and S.E. Franklin (2011) Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 21: 393–404.

Kingston, N. and S. Waldren, (2005) A Conservation appraisal of the rare and endemic vascular plants of Pitcairn Island. *Biodiversity and Conservation* 14: 781-800.

Knapp, A.K., C. Beier, D.D. Briske, A.T. Classen, Y. Luo, M. Reichstein, M.D. Smith, S.D. Smith, J.E. Bell, P.A. Fay, J.L. Heisler, S.W. Leavitt, R. Sherry, B. Smith, and E. Weng (2008) Consequences of more extreme precipitation regimes for terrestrial ecosystems. *Bioscience* 58: 811-821.

Larkin, D.J., S.K. Jacobi, A.L. Hipp and A.T. Kramer (2016) Keeping all the PIECES: Phylogenetically informed ex situ conservation of endangered species. *PLoS ONE* 11(6): e0156973.
doi:10.1371/journal.pone.0156973

- Laurance, S.G.W., W.F. Laurance, H.E.M. Nascimento, A. Andrade, P.M. Fearnside, E.R.G. Rebello and R. Condit (2009) Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science* 20:323-333.
- Legendre, P., M. D. Cáceres and D. Borcard (2010) Community surveys through space and time: testing the space–time interaction in the absence of replication. *Ecology* 91:262-272.
- Legendre, P. and M. De Cáceres (2013) Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters* 16:951-963.
- Lenoir, J. and J.C. Svenning (2015) Climate- related range shifts-a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography* 38: 15-28.
- Lenoir, J., J.C. Gégout, J.C. Pierrat, J.D. Bontemps and J.F. Dhôte (2009) Differences between tree species seedling and adult altitudinal distribution in mountain forests during the recent warm period (1986-2006). *Ecography* 32(5): 765-777.
- Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P. de Ruffray and H. Brisse (2008) A Significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320: 1768-1771.
- Maunder, M., E.O. Guerrant, K. Havens and K.W. Dixon (2004) Realizing the full potential of ex situ contributions to global plant conservation. In *ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*, edited by E.O. Guerrant Jr., K. Havens, and M. Maunder. Society for Ecological Restoration International and

Center for Plant Conservation. Island Press, Washington. pp. 389-418.

Martin, C., A. Senula, I. Gonzalez, A. Acosta, E.R.J. Keller and M.E. Gonzalez-Benito (2013) Genetic identity of three mint accessions stored by different conservation procedures: field collection, in vitro and cryopreservation. *Genetic Resources Crop Evolution* 60:243-249.

McLandress, C., T.G. Shepherd, J.F. Scinocca, D.A. Plummer, M. Sigmond, A.I. Jonsson and M.C. Reader (2011) Separating the dynamical effects of climate change and ozone depletion. Part II: Southern Hemisphere troposphere. *Journal of Climate* 24: 1850-1868.

Meehl, G.A., T.F. Stocker, W.D. Collins, P. Friedlingstein, A.T. Gaye, J.M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J.M. Murphy, A. Noda, S.C.B. Raper, I.G. Watterson, A.J. Weaver and Z.-C. Zhao (2007) Global climate projections. In: Solomon S, D. Qin , M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller (eds) *Climate change 2007: the physical science basis*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 747-845.

Moritz, C. and R. Agudo (2013) The future of species under climate change: resilience or decline? *Science*, 341, 504-508.

Oldfield, S. and A.C. Newton (2012) *Integrated conservation of tree species by botanic gardens: a reference manual*. Botanic Gardens Conservation International, Richmond, United Kingdom. Published by Botanic Gardens Conservation International Descanso House, 199 Kew Road, Richmond, Surrey, United Kingdom.

- Parmesan, C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37: 637-669.
- Parmesan, C. (2007) Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13: 1860-1872.
- Parmesan, C., T.L. Root and M.R. Willig (2000) Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bulletin of the American Meteorological Society* 81: 443-450.
- Pedersen, B.S. (1998) The role of stress in the mortality of midwestern oaks as indicated by growth prior to death. *Ecology* 79, 79-93.
- Perez-Ramos, I.M. and T. Maranon (2012) Community-level seedling dynamics in Mediterranean forests: uncoupling between the canopy and the seedling layers. *Journal of Vegetation Science* 23, 526–540.
- Pott, M.D. (2003) Drought in a Bornean everwet rain forest. *Journal of Ecology* 91: 467-474.
- Ricciardi, A. and D. Simberloff (2009) Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* 24:248-253
- Rout, T.M., E. McDonald-Madden, T.G. Martin, N.J. Mitchell, H.P. Possingham and D.P. Armstrong (2013) How to decide whether to move species threatened by climate change. *PLoS One* 8(10):e75814. doi:10.1371/journal.pone.0075814
- Schei, F.H., J. Kapfer, H.J.B. Birks and J.-A. Grytnes (2015) Stability of

alpine vegetation over 50 years in central Norway. *Folia Geobotanica* 50: 39-48.

Schwartz, M.W. and T.G. Martin (2013) Translocation of imperiled species under changing climates. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1286:15-28.

Song, X., A. Nakamura, Z. Sun, Y. Tang and M. Cao (2016) Elevational Distribution of Adult Trees and Seedlings in a Tropical Montane Transect, Southwest China. *Mountain Research and Development* 36: 342-354.

Shoo, L.P. (2010) Planning for biodiversity in future climates. *Science* 327:1452

Shoo, L.P., A.A. Hoffmann, S. Garnett, R.L. Pressey, Y.M. Williams, M. Taylor, L. Falconi, C.J. Yates, J.K. Scott, D. Alagador and S.E. Williams (2013) Making decisions to conserve species under climate change. *Climatic Change* 119: 239-246.

Sitch, S., P. Cox, W. Collins and C. Huntingford (2007) Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 448: 791-794.

Slot, M. and L. Poorter (2007) Diversity of tropical tree seedling responses to drought. *Biotropica* 39, 683-690.

Staudinger, M.D., N.B. Grimm, A. Staudt, S.L. Carter, F.S. ChapinIII, P. Kareiva, M. Ruckelshaus and B.A. Stein (2012) Impacts of Climate Change on Biodiversity, Ecosystems, and Ecosystem Services: Technical Input to the 2013 National Climate Assessment. Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment. 296

pp.

- Teketay, D. (1997) Seedling populations and regeneration of woody species in dry Afromontane forests of Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 98, 149–165.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips and S.E. Williams (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–148
- Thomas, E., R. Jalonen, J. Loo, D. Boshier, L. Gallo, S. Cavers, S. Bordács, P. Smith and M. Bozzano (2014) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *Forest Ecology and Management* 333:66-75.
- Thomas, C.D. and J.J. Lennon (1999) Birds extend their ranges northwards. *Nature* 399: 213.
- Trenberth, K.E. (2011) Changes in precipitation with climate change. *Climate Research* 47:123.
- Warren, R., J. VanDerWal, J. Price, J.A. Welbergen, I. Atkinson, J. Ramirez-Villegas, T.J. Osborn, A. Jarvis, L.P. Shoo, S.E. Williams and J. Lowe (2013) Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nature Climate Change*. doi:10.1038/NCLIMATE1887.
- Westcott, R.J., G.G. Henshaw, B.W.W. Grout and W.M. Roca (1977) Tissue culture methods and germplasm storage in potato. *Acta*

Horticulturae 78:45-49.

Woodall, C.W., C.M. Oswalt, J.A. Westfall, C.H. Perry, M.D. Nelson, and A.O. Finley (2009) An indicator of tree migration in forests of the eastern United States. *Forest Ecology and Management* 257: 1434-1444.

Zhou G.Y., B.Z. Houlton, W.T. Wang, W.J. Huang, Y. Xiao, Q.M. Zhang, S.Z. Liu, M. Cao, X.H. Wang, S.L. Wang, Y.P. Zhang, J.H. Yan, J.X. Liu, X.L. Tang and D.Q. Zhang (2014) Substantial reorganization of China's tropical and subtropical forests: based on the permanent plots. *Global Change Biology* 20: 240-250.

第五章 以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例

摘要

依據我國目前氣候變遷相關計畫之研究成果，認為臺灣降水強度與頻率有逐漸增加趨勢，且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾。極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下益形脆弱。

植食性昆蟲的多樣性能夠反映森林生態系的優劣程度，在全球氣候變遷與極端氣候的威脅之下，進行冰河子遺物種的研究與相關保育措施的擬定顯得刻不容緩。本研究擬藉由進行台灣水青岡樣區的昆蟲調查，建立各個樣區的昆蟲相資料，進而探討各個台灣水青岡的現生地是否可能由於持續暖化造成的氣候異常或是人為開發的影響，導致物種滅絕或是棲地消失的危機。此外並針對新竹地區槲櫟植群的昆蟲進行研究與監測，建立物種資料，並監測境外復育區的植株蟲害情形。本計畫將持續於北部地區台灣水青岡森林與新竹地區槲櫟植群進行昆蟲相調查和監測，增進對冰河子遺物種的了解，並研究、測試個別指標物種的監測方法，最後建立監測流程。以期針對此等珍貴子遺森林生態系進行更完善的生物多樣性保育。

本年度目前已完成台灣水青岡各樣區的採樣，以及槲櫟原生育地與復育區的調查，並針對資料進行分析討論。

關鍵詞：氣候變遷、台灣水青岡、脆弱度、生物多樣性、棲地片段化、
監測

一、前言

全球氣候變遷及氣候的極端化的衝擊除了生物多樣性的流失之外，最大的影響可能是稀有、特有及脆弱的生物族群及生態體系結構受到破壞(IPCC, 2007; Joyce *et al.*, 2014)。先進國家已展開許多研究，企圖瞭解物種、族群、動植物社會等對氣候變遷的敏感程度、脆弱度、及反應能力；此外，為了避免特稀有物種及其棲地的滅絕消失，亦已依據現有知識基礎及風險程度，針對評估屬氣候變遷影響之高風險物種及族群，擬定適宜之保育策略，並進行保育工作的實質推動(Staudinger *et al.*, 2012)。

我國目前氣候變遷相關計畫之研究成果，顯示極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下益形脆弱(許晃雄等，2011)。為減緩氣候變遷對於生物多樣性之衝擊，研究建議應根據暴露度、敏感度及調適能力，先依照物種或地區的狀況評估其脆弱度，再針對所產生的衝擊程度與脆弱度進行政策、社會或法令上的調適以減緩、降低或預先防止災害的產生，並永續的維持整個社會或生態系(童慶斌，2012)。

根據邱祈榮(2013)及林務局2013至2015年「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫成果，已初步瞭解全臺灣維管束植物在長期氣候變遷影響下可能的殘存分布地點，亦初步提出風險較高且應積極保育之物種與族群；小尺度方面，則已針對臺灣水青岡及南仁山植群等案例地點，對於生物社會以至物種層級可能遭受氣候變遷之衝擊與影響部分，完成初步的研究與評估。

生物的棲息環境除了受到大尺度氣候影響以外，由於局部地形或區域的微氣候條件差異，使得某些小尺度地點可能出現暖化趨勢較緩的現象，例如陡峻山區的谷地、冷涼的迎風地點或高原的冷袋(cold-air drainage)地形等，生物在這些地點有較高的機會躲避暖化威脅、降低

滅絕風險(Skov and Svenning, 2004)。此現象與第四紀冰河時期古生物學研究提出之「生物避難所(refugia)」概念極為相近，因此，科學界將暖化架構下的潛在冷涼棲地稱為「間冰期避難所(interglacial refugia)」或「微避難所(micro refugia)」(Rull, 2009, 2010; Stewart, *et al.*, 2010; Ashcroft *et al.*, 2012; Tzedakis *et al.*, 2013; Kimura *et al.*, 2014; Shimokawabe *et al.*, 2015)。美國學者 Lee Hannah 及澳洲學者 Gunnar Keppel 分別於2014及2015年更進一步指出，暖化趨勢下的生物微避難所可再細分為「微避難所(micro refugia)」、「堅守點(holdouts)」及「遷徙跳石(steppingstones)」。Hannah與Keppel認為，微避難所面積與規模相對為大，這些地點在暖化情境下仍可維持較為長久的冷涼微氣候，避難物種有機會在此處靜待下一次地球冷期循環的來臨。在保育機關(構)資源有限的條件下，堅守點與遷徙跳石地區應該受到更密切的保護，保護的作法則包含現生族群保護、協助就地繁衍、減低物種競爭或遷地保存等。

「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫係以「殘存地點」作為基礎概念，殘存族群多蝸居於較小地理尺度之局部棲地內，此一棲地環境多具備地形複雜、微環境偏於冷涼、生物競爭作用較不明顯等特性，類似於生物地理學所稱之「避難所」，亦與Kepple等人所提之研究概念有極高相似之處。

國際研究認為，保育策略必須依據已知生態系及物種所暴露之風險程度進行擬定，再根據應受保護對象之特性，選擇就地保護、廊道規劃、協助遷徙及遷地保育等不同對策(Dawson *et al.*, 2011)。2015年Keppel等人以澳洲塔斯馬尼亞(Tasmania)為案例，提出一系列研究架構，進行氣候變遷下微避難所之尺度與位置判定、避難容納量(capacity)分析，最終達成各避難所風險程度與保育優先次序評估之目標。該團隊認為，避難所之容納量由環境穩定度、微氣候異質性、棲地面積與可到達性等因子共同決定。

本計畫認為，Kepple及Hannah等人發展之研究架構與「殘存地點」概念頗為近似，且澳洲團隊已完成氣候變遷下的微避難所之案例研究，證實該架構具有實務應用性。台灣相關研究方面，於「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫完成架構建立，推動適合臺灣氣候環境之本土性分析與評估，並且持續推動相關研究如「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」，經由各時期的氣候情境變遷比較，找出可能遭受衝擊的生態系與地點，綜合不同氣候變遷情境的預測結果，針對易受氣候變遷衝擊的森林類型，找出未來可能的避難所或遷徙廊道位置，以及可行的保育措施建議。此外，本計畫依據「國家因應氣候變遷行動綱領」（行政院106年2月23日院臺環字第1060003687號函核定）持續發展對稀有的生態系與物種發展指標性的評估與監測方式，以小區域的現地資訊，充實氣候監測上模式的不足。

根據Michael與Elsa(2001)指出許多當前的生物多樣性回復措施存有缺漏，對目標生物基礎資料的了解不夠完全，包括物種多樣性與物種分布情形、生態過程、以及目前環境對當地生態系的威脅程度及生物面對環境的衝擊調適方式等等。因此，針對高易危生態系進行監測與保育之研究，就先前研究篩選之台灣水青岡指標物種與容易對台灣水青岡、榲欖造成危害的雜食性害蟲進行監測與研究，再針對這些目標生物的數量變化與偏好棲息的環境、雜食物種好發季節與危害程度等訊息詳加了解，以補充大尺度氣候變遷監測模式之不足。本細部計畫負責之部分為持續進行各個台灣水青岡森林樣區、新竹榲欖樣區及其境外復育區的昆蟲物種調查與監測，持續建立台灣水青岡林與榲欖森林的昆蟲物種清單，發展這些敏感區域的保育平台，將所獲得的成果整合到所轄之林區管理處；落實對高易危生態系及脆弱物種的保育與經營管理。

二、前人研究

- (一) 台灣水青岡分布於台灣北部的山區，可視為多種動植物賴以生存的棲地島。銅山地區為面積最大的族群，其次為插天山自然保留區的北插天山向北延伸至逐鹿山、往南延伸至拉拉山等山頭；其他如鳥嘴山、大白山、蘭崁山的面積則較小，而西阿玉山僅有不到十株的殘存族群。Robert H. MacArthur 與 Edward O. Wilson 於 1967 年提出島嶼生物地理學的理论基礎之後，1974 年即有國外學者以鱗翅目昆蟲之專食性小蛾類與殼斗科寄主植物之分布關係進行島嶼生物地理學模型之相關研究(Opler, 1974a,b; 1981)。而物種數與面積效應的模式關係也有學者進一步檢視與探討(Rey *et al.*, 1981)。這些關於島嶼生物地理學的研究論述可充做台灣水青岡森林昆蟲研究之基礎。
- (二) 林務局分別已於 2013 年及 2015 年完成「建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃」及「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」。在大尺度之維管束植物地理分布研究部分，提出牡丹至南仁山等 14 處可能為長期氣候變遷下的殘存地點，並依物種密度、地形及水系特徵等因子評估，認為其中 7 處殘存地點因植群缺乏向高海拔遷徙退卻空間，具有遭受暖化效應衝擊之疑慮，應為優先關注與保護的地點。該計畫於南仁山地區完成 21 年之森林複查資料分析，發現迎風型生育地在物種數量，植株密度以及生物多樣性逐漸減少，相對的在背風型生育地與溪谷樣區則無顯著之變化，顯示南仁山森林可能受東北季風影響而使得迎風型生育地產生變化；物種層級部分，則以欖仁溪樣區有較高比例之物種族群持續下降，並建議臺灣柯與希蘭灰木為亟待後續保育之物種。
- (三) 台灣水青岡森林片斷化研究以多時期航照圖進行地面覆蓋判識

與現地的植群調查來探討氣候變化對水青岡森林的影響，同時與附近的氣候資料結合並初步建立災害風險性評估的架構，以危害與脆弱度的指標評估其風險性，像是不同海拔與不同大小族群的分布面積、覆蓋度的改變和物種組成差別、林內蛾蝶類夸父綠小灰蝶的族群差異等，來瞭解冰期之後的氣候暖化，對水青岡森林退縮與片斷化後所造成的影響。參考海岸淹水的文獻，初步建立災害風險評估公式（風險=危害 x 脆弱度），並依台灣各地的水青岡森林建立其危害及評估脆弱度指標，以整合出不同地區水青岡森林的災害風險階級，結果有

1. 水青岡族群從過去30年航照圖資料中並無明顯向上遷徙情形；
2. 災害潛勢分級得到的結果，可知台灣水青岡林各分布地受到氣候的衝擊程度，以崩塌、植被枯亡與上層枯損為分級，合計所受災害潛勢的面積佔各地區水青岡森林面積都不到10%；
3. 災害潛勢面積最高為大白山在2011年度所占面積達7.42%，阿玉山在1980年度之前為5.36%次之，第三高是蘭崁山地區在2011年度為4.82%，代表水青岡森林會略受到極端氣候衝擊的影響；
4. 風險性評估以危害與脆弱度兩大層面探討，危害層面有自然因子的要素(如溫度、雨量或颱風)與災害潛勢分級(崩塌、植被枯亡或上層枯損)；以暴露度(生育地因子)、調適力(面積、族群和不同世代比例等)和回復力(幼苗更新、豐歉年)來代表脆弱度層面，共計有14個評估指標。

綜合風險性評估的結果，各地區水青岡森林依風險程度由高至低排序：蘭崁山是非常高風險、阿玉山是高風險、大白山是中

等風險、烏嘴山是低風險、銅山與插天山是非常低風險。

已完成之計畫重要結果如後：

先期計畫(2015 年)研究期間採獲兩種以台灣水青岡為食的舟蛾，為從前尚未記錄描述過的種類，已經與學者合作發表，刊登於國際期刊《動物分類群》(Zootaxa)，分別為 *Pheosiopsis seni*(沈氏夙舟蛾)與 *Syntypistis taipingshanensis*(太平山跨舟蛾)，兩者皆為專食台灣水青岡的種類。台灣水青岡森林的昆蟲研究也發現台灣水青岡林的面積大小與專食性昆蟲種數的關係密切，面積較小的台灣水青岡森林鱗翅目昆蟲種數明顯不若較大面積的族群，符合島嶼生物地理的模型預測。研究經過篩選得到夸父瑾灰蝶、雲霧裳蛾近緣種兩種以及水青岡專食性舟蛾兩種等指標物種(如表 5.1)，各個樣區經過指標物種評估與鱗翅目昆蟲多樣性評等得到台灣水青岡森林生態脆弱度矩陣，內含各個樣區的評估結果。以上成果整合於「台灣水青岡森林片斷化之研究」，完整呈現整體成果。

表 5.1、台灣水青岡的指標昆蟲物種

台灣水青岡 分布區域	銅山	北插天山	烏嘴山	大白山	蘭炭山	阿玉山
面積(KM ²)	11.54	3	0.06	0.34	0.0043	< 25 trees
夸父瑾灰蝶	○	○	×	×	×	×
雲霧裳蛾近源種 1	○	○	○	×	×	×
雲霧裳蛾近源種 2	○	○	○	×	×	×
沈氏夙舟蛾	○	○	×	○	○	×
太平山跨舟蛾	○	○	×	○	○	×

2016至2018年，由檫櫟採獲的鱗翅目昆蟲共計9科25種。此外，進一步調查與統計出取食檫櫟的昆蟲超過六成的種類為雜食性物種，而食性較專一的物種皆為較小型的蛾類。雜食性種類若是大量發生可能會對檫櫟的生存造成影響甚至危害，須持續調查與關注。

2018年的研究成果指出，取食利用台灣水青岡的鱗翅目昆蟲累計已知者達到19科120種。對專食性昆蟲而言，台灣水青岡是幼蟲唯一的生存依靠，因此存續和族群回復也可能因受颱風的影響而岌岌可危。昆蟲之生活史相當複雜，無法隨著植物立即遷移，若是單就台灣水青岡進行移地復育，專食性昆蟲恐將在原棲地坐以待斃，因此應就地設法進行該地區台灣水青岡的保護和復育，以確保該地區專食性昆蟲的食物來源無虞。

歷年的研究總計有10科34種取食台灣水青岡昆蟲的鱗翅目昆蟲飼育成功，有許多種類已經完成鑑定，其中不乏新發現的種類，例如沈氏夙舟蛾(*Pheosiopsis seni*)與太平山跨舟蛾(*Syntypistis taipingshanensis*)均是新近被命名發表的蛾種，另外還有許多種類尚待進一步的研究。

此外，2017年的計畫成果指出以DNA barcode 資料庫比對的方式對於台灣山毛櫸鱗翅目種類鑑定是有效的。雖然尚有些樣本無法藉由此方法比對出其確切種類，若未來台灣山毛櫸林的鱗翅目成蟲 COI 序列資料庫完備後，即可以協助解決鑑定問題。

三、材料與方法

3.1 研究地區

水青岡植物在全世界約有 12 種，分佈於北半球溫帶地區，台灣

水青岡是本類植物在北半球分布之南緣，也是台灣最具代表性的冰河子遺植物。由地下花粉的分析結果，證明台灣水青岡在冰河時期曾分布到台灣北部的低海拔地區，目前只殘存在北部幾個山頭及主稜上，包括北插天山、拉拉山、銅山、大白山、蘭崁山、阿玉山及鳥嘴山，海拔 1,225–2,000 m。這說明了台灣水青岡在冰期結束後，氣候變暖，整個族群往較高海拔遷移，使得原先分布廣闊之族群逐步退縮，而呈現片斷化分佈。因此現在全球氣候的暖化，將加速台灣水青岡的衰退，最後從這些山頭消失（陳子英等，2011）。

目前在台灣東北部的台灣水青岡森林分布於數個地區：

- (1) 蘭崁山：位於宜蘭縣南澳鄉山區，在海拔 1,450 m 的一座山頭上，沿著稜線生長約呈 Z 字型，覆蓋範圍約為 0.3 ha，族群稀少僅有 38 棵。
- (2) 大白山：位於宜蘭縣南澳鄉山區，海拔約 1,350 m，沿著狹長的山頭稜線生長，覆蓋範圍約為 30 ha。
- (3) 銅山地區：位於宜蘭縣南澳鄉山區，海拔約 1,800 m，分布於望洋山至銅山、下銅山並延伸至鹿皮山之稜線上，覆蓋範圍約 1,154 ha，為最大的分布地區。
- (4) 阿玉山：位於宜蘭縣與新北市交界處山區，海拔約 1,420 m，族群極少，僅有零星數棵。
- (5) 插天山：位於桃園縣與新北市交界處山區，海拔約 1,450 至 1,700 m，分布於北插天山至拉拉山一帶，覆蓋範圍約有 300 多公頃，現已劃設為「插天山自然保留區」。

台灣の榲欖天然族群分布局限於新竹縣新豐鄉坑子口靶場周邊，全區隸屬於國軍管轄範圍。

台灣水青岡與槲櫟可說是台灣地區研究氣候變遷對生物多樣性衝擊與回復的最佳對象，從遺傳多樣性、物種多樣性、及生態系多樣性的角度均可加以探討。

3.2 研究方法

將台灣水青岡森林依照族群大小分成二型來探討：(1)為銅山及插天山地區目前較大區域的森林與(2)為目前殘存或子遺的小片森林，如蘭炭山、大白山、阿玉山、鳥嘴山地區。槲櫟樣區則以普查的方式針對原生育地以及境外復育區進行昆蟲調查與雜食性物種監測。

1. 重要工作項目為：

- (1)持續調查鱗翅目昆蟲多樣性之研究，建立各研究樣區的昆蟲相資料。
- (2)依序建立各個樣區指標昆蟲物種的監測方法，以小區域的現地動態資訊，提供為氣候監測模式上選擇的判斷。
- (3)記錄嫩葉時期的雜食性昆蟲發生情形，以及數量是否爆發，對稀有物種或生態系造成影響。
- (4)針對境外復育區的槲櫟蟲害情形進行監測。
- (5)試驗各個指標物種的監測方法，最後建立監測流程。

具體工作如下：

- (1)於各個台灣水青岡森林樣區進行昆蟲相調查，並進行新竹地區槲櫟植群樣區與境外復育區的調查。
- (2)監測夸父矽灰蝶與專食性裳蛾、水青岡舟蛾等專食性昆蟲種類於

各個樣區的差異與變化情形。

(3)記錄嫩葉時期的雜食性昆蟲發生情形。

(4)台灣水青岡的開芽物候、族群內開芽率的同步性對於專食性物種的存續可能具有關鍵性的影響，因此在進行春季昆蟲調查的同時，將同時估算記錄各次調查開芽率。

2. 研究方法：主要研究對象為直接取食與利用台灣水青岡與槲櫟的昆蟲，進行物種調查。採集取食、棲息於各部位的昆蟲，包括：

(1)幼嫩葉片：觀察採集並記錄取食的成蟲與幼蟲，幼蟲帶回飼養以確定種類。(可能多為一年一世代的種類，需細心照顧)

(2)花序：開花季節採集、觀察授粉昆蟲，若有幼蟲取食則帶回飼養，以確定種類。

(3)果實、種子：若遇有結實情形則觀察記錄是否有昆蟲利用，利用昆蟲種類及利用情形。

(4)老熟葉片：觀察採集並記錄取食的成蟲與幼蟲，幼蟲帶回飼養以確定種類。(幼蟲有可能為雜食性，必須想辦法釐清)

(5)樹皮、樹枝、倒木：觀察是否有昆蟲利用棲息，並記錄種類。

3. 採樣方法：參考臺灣野生動物調查昆蟲資源調查手冊（楊平世等，1996），擬定採樣方法如下。

(1)寄主植物翻察法：檢視翻察葉片、花序、果實，搜尋可能棲息的昆蟲幼蟲或是成蟲。

(2)樹冠採樣：利用高枝剪隨機剪取樹冠枝條，以找尋卵粒及幼蟲。

(3)定量標準：各樣區隨機選取 10 棵樹，每棵樹的取樣數量為 10 個長

度 30 公分的枝條。

- (4)夜間燈光誘集：主要目的為調查各個台灣水青岡樣區專食性裳蛾族群量的差異，於成蟲活動季節進行。
4. 採樣頻度：分別於植物開花展葉期與葉片成熟期進行採樣，至少 1 至 2 次。棲息於樹皮與倒木、樹枝的昆蟲種類，於研究採樣期間若有遭遇則觀察記錄種類與利用方式。
5. 幼蟲飼養記錄：將帶回室內飼養的幼蟲分別拍照、編號，依照採集日期將幼蟲飼養記錄歸檔整理，累積物種資料以便後人進行相關研究。
6. 成蟲標本：飼養所得之成蟲，統一整理、鑑定，鑑定參照井上寬等(1982)；施禮正(2008)；張保信(1989a)；張保信(1989b)；張保信(1990a)；張保信(1990b)；張保信(1991)；傅建明、左漢榮(2002)；傅建明、左漢榮(2004)；矢田脩 (2007)；岸田泰則 (2011a)；岸田泰則 (2011b)；岸田泰則 (2013a)；岸田泰則 (2013b)；日本産の蛾の WEB 図鑑(2003)。

四、結果

本年度持續進行台灣水青岡與槲櫟的鱗翅目昆蟲調查，台灣水青岡的調查以昆蟲相較豐富的區域為主，分別為銅山、北插天山、鳥嘴山等地區。槲櫟的調查樣區分別為新豐坑子口靶場附近的原生育地以及位於楊梅太平靶場附近的雜木林、竹北市婦幼館北側的國際環境教育園區(婦幼公園)兩個復育區。

4.1 以台灣水青岡為食的鱗翅目昆蟲調查：

本年度受到暖冬影響，各樣區台灣水青岡吐芽時間較去年提前，研究團隊自三月初開始前往各個樣區進行春季調查，本年度共計進行11次調查，採獲以台灣水青岡嫩葉為食的昆蟲幼蟲15科47種177隻次，其中銅山採獲11科33種113隻次、北插天山7科18種50隻次、鳥嘴山5科8種14隻次，各樣區採樣情形比較如圖5.1。

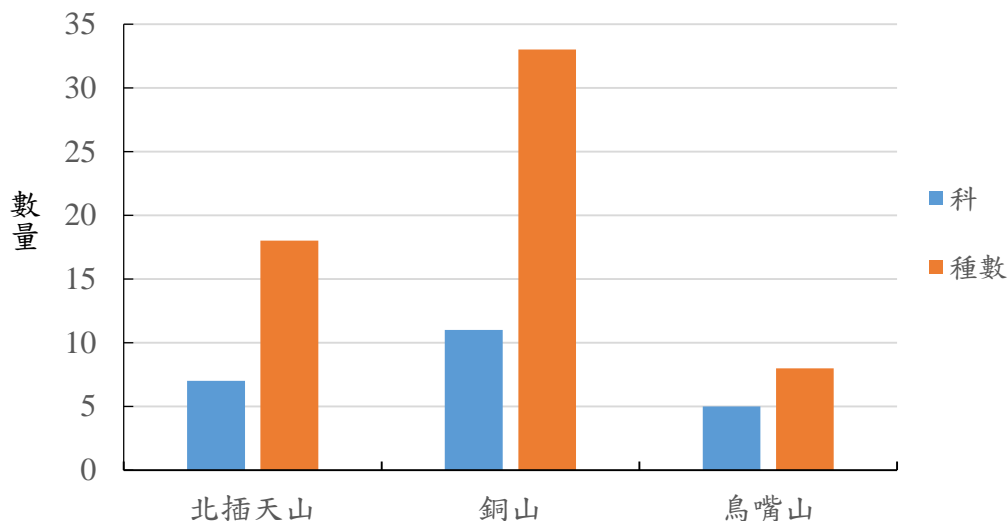


圖 5.1、2019 年台灣水青岡各樣區採獲鱗翅目昆蟲種數比較

本年度春季調查期間共發現10種新記錄種類，其中尺蛾科2種、夜蛾科3種、紋翅蛾科1種、捲蛾科2種、裳蛾科2種，初步判定可能為雜食性昆蟲，或是以殼斗科為食的狹食性種類，本年度目前採獲之鱗翅目昆蟲名錄整理如表 5.2。

表 5.2、2019 年台灣水青岡鱗翅目昆蟲名錄

科別	學名	地點			新增 種類
		北插	銅山	鳥嘴山	
尺蛾科 (Geometridae)	<i>Acrodontis</i> sp.	1			
	Geometridae sp.1	8	3		
	Geometridae sp.14	2			
	Geometridae sp.2		2		
	Geometridae sp.20		1		
	Geometridae sp.24			1	
	Geometridae sp.26		1		●
	Geometridae sp.27		1		●
	Geometridae sp.4	4	2	6	
	Geometridae sp.5	4	3	1	
	Geometridae sp.6		1		
	Geometridae sp.7		1		
	Geometridae sp.8	1	1		
灰蝶科 (Lycaenidae)	<i>Sibatanozephyrus kuafui</i> 夸父瑾灰蝶		3		
	舟蛾科 (Notodontidae)	<i>Fentonia ocypete</i> 鋸紛舟蛾			1
Notodontidae sp.2		1			
<i>Syntypistis taipingshanensis</i> 太平山騰舟蛾			1		
<i>Pheosiopsis seni</i> 沈氏夙舟蛾			4		
折角蛾科 (Lecithoceridae)	<i>Scythropiodes</i> sp.		5		
夜蛾科 (Noctuidae)	<i>Chasminodes</i> sp.		1		
	Noctuidae sp.1		3		
	Noctuidae sp.15		2		
	Noctuidae sp.17			1	●
	Noctuidae sp.18		1		●
	Noctuidae sp.19		1		●
	Noctuidae sp.2	1	1		
	Noctuidae sp.6	3		1	
	Noctuidae sp.7		1		
枯葉蛾科 (Lasiocampidae)	Lasiocampidae sp.2	1	2		
紋翅蛾科 (Cosmopterigidae)	Cosmopterigidae sp.1	1			●

科別	學名	地點		新增 種類
		北插	銅山 鳥嘴山	
帶蛾科 (Eupterotidae)	<i>Palirisa cervina</i> 褐帶蛾		1	
捲蛾科 (Tortricidae)	Tortricidae sp.11	4		●
	Tortricidae sp.12	2		●
	Tortricidae sp.2		9	
	Tortricidae sp.3	4		
細蛾科 (Gracillariidae)	Gracillariidae sp.1		7	
	<i>Phyllonorycyer</i> sp.		2	
麥蛾科 (Gelechiidae)	Gelechiidae sp.4		3	
微蛾科 (Nepticulidae)	Nepticulidae sp.1		2	
裳蛾科 (Erebidae)	Arctiinae sp.3	1		●
	Arctiinae sp.4		39	●
	<i>Calliteara</i> sp.	7	4	
	<i>Catocala</i> nr. <i>connexa</i>	3	2	
	<i>Catocala</i> nr. <i>nubila</i>		2	
	Lymantriinae sp.7	2		
	Lymantriinae sp.8		1	
	螟蛾科 (Pyralidae)	Pyralidae sp.5		2
織蛾科 (Oecophoridae)	Oecophoridae sp.2		1	

春季萌發的嫩葉富含充足的養分，為鱗翅目昆蟲提供了豐沛的食物資源，本年度持續記錄春季各樣區之台灣水青岡即時開芽情形如表 5.3。今年觀察到銅山地區的樹梢開花情形明顯，鳥嘴山與北插天山的樣區也有開花，八月觀察到結實情況良好，當下採集些許果實以進行蛀實捲蛾的研究，採回之果實發現兩隻疑似蛀實捲蛾的幼蟲，目前已經鑽至隱蔽處藏身，可能已經化蛹，將持續密切觀察後續變化情形。

調查同時發現鳥嘴山樣區的林下玉山劍竹枯亡的情形，北插天山稜線附近的玉山箭竹則發現開花的現象，玉山箭竹開花與枯亡或許為台灣

水青岡的更新提供些許契機。以上資訊將提供給水青岡植群研究團隊參考。

表 5.3、2019 年台灣水青岡春季開芽期物候記錄與昆蟲採樣情形

樣區	調查日期	開芽情形(2019)
銅山	0307	開芽四成，個體開芽程度差異大，有些已平展，有些剛開芽。樹梢開花情形明顯。
	0327	大部分植株嫩葉平展，蟲少，大約還有一成個體剛開芽。
北插天山	0319	開芽三成，個體開芽程度差異大，有些已平展，有些剛開芽。樹梢有開花，林下箭竹準備開花。
	0327	大部分植株嫩葉平展，蟲少，少數個體剛開芽。
鳥嘴山	0312	開芽四成，個體開芽程度差異大，有些已平展，有些剛開芽。樹梢有開花，地被箭竹死亡。
	0328	有開花、結果。大部分植株嫩葉平展，蟲少，少數個體剛開芽。

4.2 槲櫟植群樣區與境外復育區昆蟲調查：

槲櫟與台灣水青岡同為冰河孑遺植物，臺灣水青岡生育地位於較高海拔，插天山自然保留區為其存續設下了阻隔人為干擾的屏障，然而槲櫟目前的原生育地面積狹小，雖然位於軍事管制區內可阻隔多數人為干擾，然而位處低海拔丘陵，周圍伴生樹種競爭激烈，在全球暖化持續的情況下族群恐難長久維持。因此境外復育區的設置為必要的保育措施之一。復育區的槲櫟個體的生長狀況、是否遭受昆蟲危害必須受到持續的觀察與監測。

目前研究團隊除了新豐的槲櫟原生育地之外，新增了兩處槲櫟復育區的調查監測樣區；分別位於桃園楊梅區的太平靶場附近，以及新竹婦幼公園，並在 8 月前往明新科大旁的造林地進行樣區探勘。槲櫟的研究團隊也持續提供許多槲櫟遭受取食危害的即時照片供做本研究參考。本年度自三月中旬前往樣區採樣，目前已完成各樣區的調查，共記錄以槲櫟為食鱗翅目昆蟲幼蟲 13 科 27 種 188 隻次，各樣區種數比較如圖 5.2。其中新豐(原生育地)記錄 9 科 15 種 54 隻次、太平靶場 9 科 22 種 114 隻次、婦幼公園 5 科 7 種 14 隻次，明新科大 4 科 4 種 6 隻次。詳細調查資料與名錄如表 5.4。

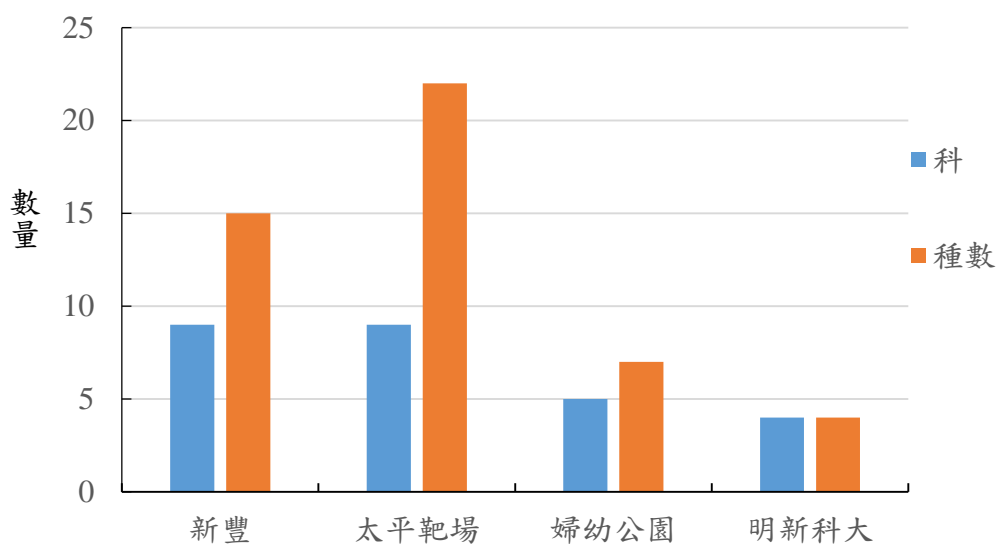


圖 5.2、2019 年槲櫟原生育地與復育區採獲之鱗翅目昆蟲種數比較

表 5.4、2019 年檳榔原生育地及復育區鱗翅目昆蟲名錄

科別	學名	中名	地點				新增 種類
			新豐	太平 靶場	婦幼 公園	明新 科大	
尺蠖科 (Geometridae)	<i>Cleora fraterna</i>	黑腰鋸尺蠖	3	3			
	<i>Cusiala boarmioides</i>	白波緣尺蠖	1	1			
	<i>Ectropis</i> sp.			1			
	<i>Hyposidra talaca talaca</i>	突角黯鉤尺蠖	1	2	1	1	●
灰蝶科 (Lycaenidae)	<i>Acytolepis puspa myla</i>	靛色琉灰蝶	5				●
刺蛾科 (Limacodidae)	<i>Nagodopsis shirakiana</i>	烏糞刺蛾		1			●
	<i>Susica sinensis</i>	素刺蛾		3			●
	<i>Thosea sinensis</i>	扁刺蛾			1		●
夜蛾科 (Noctuidae)	<i>Tiracola plagiata</i>	掌夜蛾		3			
扁腹蛾科 (Depressariidae)	Depressariidae sp.Q1			2			●
	<i>Kunugia undans</i>						
枯葉蛾科 (Lasiocampidae)	<i>metanastroides</i>	波紋枯葉蛾		3			●
	<i>Trabala vishnou guttata</i>	青黃枯葉蛾	2	6			●
捲蛾科 (Tortricidae)	Tortricidae sp.Q1		1	1		1	
	Tortricidae sp.Q2			5			●
	Tortricidae sp.Q3			3	1		●
細蛾科 (Gracillariidae)	Gracillariidae sp.1		23				
	<i>Acrocercops unistriata</i>						
裳蛾科 (Erebidae)	<i>Euproctis taiwana</i>	台灣黃毒蛾	3	11	5		●
	<i>Euproctis inornata</i>	白斑黃毒蛾		52			
	<i>Olene dudgeoni</i>	褐斑毒蛾	1	2		1	
	<i>Olene mendosa</i>	基斑毒蛾	1	1	3		●
	<i>Orgyia postica</i>	小白紋毒蛾	2	1	1		●
	<i>Spilarctia subcarnea</i>	人紋污燈蛾	1	1			●
瘤蛾科 (Nolidae)	Nolidae sp.2		2				
蓑蛾科 (Psychidae)	Psychidae sp.1		6	9	2	3	
	Psychidae sp.2			2			●
螟蛾科 (Pyralidae)	Pyralidae sp.Q1			1			●
鞘蛾科	Microlepidoptera sp.1		2				●

本年度槲櫟鱗翅目昆蟲調查共發現 17 種新記錄種類，大多數為雜食性物種。太平靶場的槲櫟調查到的鱗翅目昆蟲最多，有 22 種鱗翅目昆蟲利用，然而多數為雜食性種類，有 10 種目前僅在該地記錄，顯見該復育區面臨的蟲害問題可能較原生育地嚴重；此外，明新科大林班地的復育區疑似有木蠹蛾危害，採樣過程有些細枝條一折即斷，枝條過度減損對於槲櫟植株將有不利的影響。

另外，新豐的槲櫟原生育地有兩筆鞘蛾科(Coleophoridae)的調查記錄，鞘蛾科的蛾類在臺灣資料甚少，目前僅有幾筆記錄，推估該種為寡食性的種類，以殼斗科植物為食，詳細分類資料尚待確認。婦幼公園種植的槲櫟則由於位在市區，為全日照的環境，鱗翅目昆蟲明顯較少，然而葉片有許多鞘翅目昆蟲危害造成的食痕，雖無立即危害影響，建議仍須加以觀察留意。

4.3 建立台灣水青岡指標昆蟲監測方法—夸父瓘灰蝶：

本年度另一目標在於測試並建立指標昆蟲—夸父瓘灰蝶的監測方法，目前已經完成夸父瓘灰蝶的生育地—銅山與北插天山兩地監測樣點的選定(圖 5.3)，並依據以往多年調查累積的資料，擬定具體監測項目與方法如下：

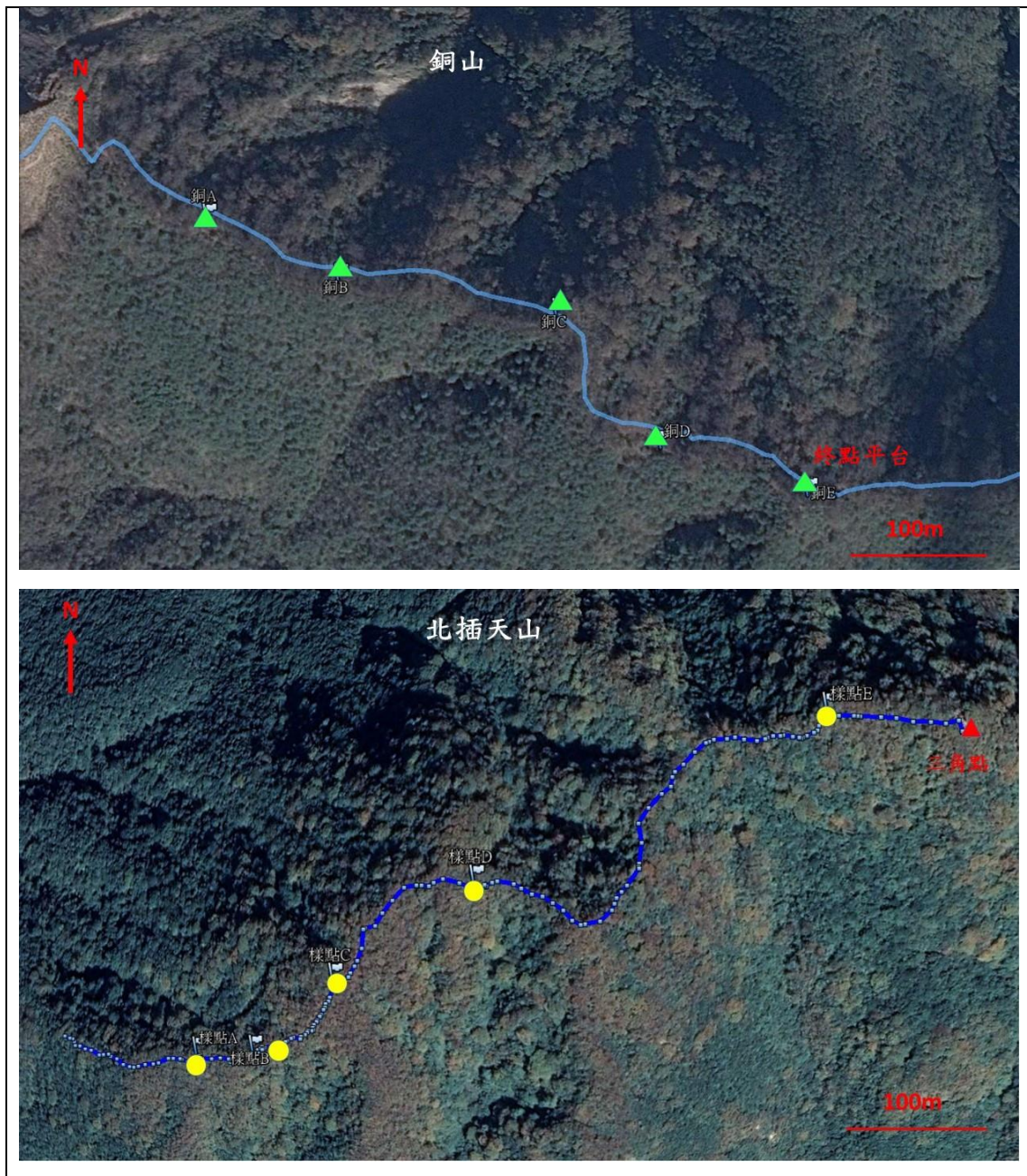


圖 5.3、夸父矽灰蝶樣線與樣點設置圖(銅山、北插天山)

1. 成蝶監測:

於四月底至七月初的成蟲發生期進行監測，首要目標在於記錄

每一年的成蝶發生情況，建議從四月底開始，挑選晴朗或無雨的好天氣一周上山調查一次，以目視法進行調查，記錄樣線兩側五公尺內的成蝶數量。調查時間介於上午七點至十一點，沿樣線記錄夸父瓘灰蝶的數量變化情形。

****監測流程:成蝶****

- (1) 選定樣線。
- (2) 於四月至六月底，月每周上山一次。
- (3) 調查時間介於上午七點至十一點，下午經常受起霧影響調查，因此不建議納入。
- (4) 記錄調查期間內於樣線觀察到之成蝶數量。

2.幼生期監測:

夸父瓘灰蝶雌蟲產卵在台灣青岡的小枝條上，冬天便會以越冬卵的形式等待春季到來，配合台灣水青岡的生長期而孵化。幼生期的監測可從十一月開始，分別進行越冬卵與幼蟲調查。其中越冬卵調查必須配合採剪法採剪大量台灣水青岡枝條進行調查，建議須由專業人員陪同進行。幼蟲調查則建議於三月初台灣水青剛萌芽之際，攀至樹冠採用寄主植物翻查法進行調查，以徒手爬樹或是運用專業器材上攀至樹冠進行調查作業，過程具有一定的安全風險，建議須經過攀樹訓練而後進行調查。

****監測流程:幼生期****

- (1) 選定樣樹。
- (2) 於十一月至翌年二月調查越冬卵。
- (3) 於三月初至四月底調查幼蟲。

(4) 記錄各樣樹調查之卵與幼蟲數量。

3.上述監測方法考量幼生期調查須以採剪法剪取大量的台灣水青岡枝條仔細尋找才能獲得監測資料，對台灣水青岡的傷害較大，不建議每年進行。上攀至樹冠層翻找幼生期有一定的危險性，於實務上較不可行。因此未來若需進行長期監測，建議以調查成蝶數量的方式累積監測資料較為可行。

五、討論

- (一) 受到暖冬影響，今年抽芽時間較早，然而不同個體開芽程度差異大。以三月十九日北插天山的調查為例，有些嫩葉已經平展，有些才剛開芽。各個樣區植株開芽時序普遍較為分散，嫩葉期的鱗翅目幼蟲與往年相比種類與數量較少，葉片遭雜食性昆蟲取食利用的情形也不若往年同期嚴重。
- (二) 春季調查發現銅山、北插天山、鳥嘴山的個體均有開花的現象，八月前往銅山樣區發現有少數植株結果實，當下採集些許果實以進行蛀實捲蛾的研究，日前發現兩隻蛀實捲蛾可能已經化蛹。此外，調查發現鳥嘴山的林下箭竹有成片枯黃死亡的情形、北插天山樣區林下的箭竹亦有開花的現象。
- (三) 本年度分別調查槲櫟原生育地(新豐)與復育區(太平靶場、新竹婦幼公園)的鱗翅目昆蟲相的差異，初步看來位於市區的新竹婦幼公園鱗翅目昆蟲較少，太平靶場的復育區蟲害情形較新豐的原生育地嚴重。舉例而言，一隻青黃枯葉蛾即可產下大量卵粒，一次產生大量的幼蟲將槲櫟幼苗葉片啃食殆盡。因此若有查見必須馬上移除。

- (四) 本年度槲櫟昆蟲調查共發現 17 種新記錄種類，其中位在新豐的原生育地有兩筆鞘蛾科的調查記錄。鞘蛾科的蛾類在臺灣資料甚少，因此該記錄甚為重要。目前推估該種為寡食性的種類，以殼斗科植物為食，詳細分類資料尚待確認。
- (五) 根據歷年來之觀察，以下現象較具一致性:每年二月底至三月初，臺灣水青岡樹冠上層之休眠芽會率先發育開展，花序也伴隨抽出。以專食性物種而言，在此時有一批鱗翅目昆蟲成蟲產卵後卵隨即孵化，另一批鱗翅目昆蟲則結束越冬而孵化。臺灣水青岡的嫩葉期持續約 3 周至 1 個月左右，這兩批食用嫩葉之幼蟲配合臺灣水青岡的物候迅速成長，在四月底之前化蛹，有些種類會在不久之後羽化成蟲，有些則進入休眠狀態，直至接下來的冬天或來年春天羽化。嫩葉期的專食性昆蟲多為一年一世代的種類，少數為一年兩世代以上的種類。雜食性昆蟲的發生則每年皆有不同，由於臺灣水青岡一年僅有一次生長期(春季)，因此針對臺灣水青岡嫩葉時期進行即時而持續的蟲害監測有其必要性。
- (六) 氣候變遷與極端氣候對於臺灣水青岡與槲櫟族群造成存續上的壓力，為了將研究採樣對植物生長的影響減至最低，應避免大量的採剪枝葉造成植物傷害。因此本研究的昆蟲採樣將持續以寄主植物翻查法代替採剪法來進行調查，往後若有相關研究進行也建議採用此方法。

六、績效指標與期末評核標準達成情形

(一)執行情形：

執行進度累積 (%)：

	108.01-108.03	108.01-108.06	108.01-108.09	108.01-108.12
預定百分比	20%	50%	70%	100%
實際百分比	20%	50%	70%	100%

期末評核標準：

1. 進入台灣水青岡樣區進行昆蟲調查，建立昆蟲物種名錄。(已達成)
2. 進入新竹地區槲櫟植群樣區與境外復育區進行調查，建立昆蟲物種名錄。(已達成)
3. 建立台灣水青岡森林生態系指標昆蟲物種的監測方法與流程-夸父瓘灰蝶。(已達成)

(二)執行情形概述：

建立鱗翅目昆蟲資料：

1. 昆蟲調查採樣：已前往北插天山、銅山、鳥嘴山的台灣水青岡樣區進行共計 11 次的調查，槲櫟的原生育地與復育區分別進行了共計 9 次的調查。
2. 幼蟲飼育與化蛹後處理：調查採獲之幼蟲須進行飼養至成蟲以進行詳細鑑定。
3. 已完成建立台灣水青岡指標昆蟲監測方法—夸父瓘灰蝶。

七、參考文獻

矢田脩 (2007) 新訂原色昆蟲大圖鑑 I。460pp。

岸田泰則 (2011) 日本產蛾類標準圖鑑 I。352pp。

岸田泰則 (2011) 日本產蛾類標準圖鑑 II。416pp。

岸田泰則、廣渡俊哉、那須義次 (2013) 日本產蛾類標準圖鑑 III。359pp。

岸田泰則、坂卷祥孝、那須義次、廣渡俊哉 (2013) 日本產蛾類標準圖鑑 IV。552pp。

唐立正 (2000) 插天山自然保留區昆蟲相調查研究 (II)。農委會林務局新竹林區管理處。

徐堉峰、羅尹廷 (2001) 夸父綠小灰蝶之生態學研究 (一)。行政院農業委員會林務局新竹林區管理處。

徐堉峰、黃嘉龍 (2002) 夸父綠小灰蝶之生態學研究 (二)。行政院農業委員會林務局新竹林區管理處。

張保信 (1989a) 臺灣蛾類圖說 (一)。臺灣省立博物館。

張保信 (1989b) 臺灣蛾類圖說 (二)。臺灣省立博物館。

張保信 (1990a) 臺灣蛾類圖說 (三)。臺灣省立博物館。

張保信 (1990b) 臺灣蛾類圖說 (四)。臺灣省立博物館。

張保信 (1991) 臺灣蛾類圖說 (五)。臺灣省立博物館。

陳子英(2009)臺灣水青岡林生物多樣性調查及保育機制之研究(1/3)。
行政院農業委員會林務局。117 頁。

陳子英(2010)臺灣水青岡林生物多樣性調查及保育機制之研究(2/3)。
行政院農業委員會林務局。132 頁。

陳子英(2011)臺灣水青岡林生物多樣性調查及保育機制之研究(3/3)。
行政院農業委員會林務局。214 頁。

陳子英、謝長富、毛俊傑、賴玉菁、林世宗、胡哲明、徐堉峰、楊正
釗、林哲榮、孔祥璿、陳品邑、邱宗儀、巫智斌(2011)冰河子
遺的夏綠林-臺灣水青岡。行政院農業委員會林務局。271 頁。

傅建明、左漢榮(2002)鞍馬山的蛾(1)。台中縣鄉土自然研究會。

傅建明、左漢榮(2004)鞍馬山的蛾(2)。台中縣鄉土自然研究會。

楊平世、吳文哲、洪淑彬(1996)臺灣野生動物調查昆蟲資源調查手
冊。行政

院農業委員會。227 頁。

羅尹廷(2001)夸父綠小灰蝶之生態學初探。碩士論文。國立臺灣師
範大學生

物學系。72 頁。

施禮正(2008)臺灣蛾訊 MOTHS of Taiwan。2019 年 1 月 16 日，取
自：<http://mothtaiwan.blogspot.com>

Krauss J., I. Steffan-Dewenter and T. Tschamtkke (2003) Local species
immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to
habitat area and habitat isolation. *Oecologia* 137:591-602.

- MacArthur, R.H. and E.O. Wilson (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- MacArthur, R.H. and E.O. Wilson (1963) An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Michael J. Novacek and Elsa E. Cleland (2001). The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *PNAS* 98: 5466-5470
- NHM (2019) Hosts: a Database of the World's Lepidopteran Hostplants. <http://www.nhm.ac.uk/our-science/data/hostplants/search/index.dsml> ; accessed: Jan. 16. 2019.)
- Opler, P. A (1974a) Biology, Ecology, and Host Specificity of Microlepidoptera Associated with *Quercus agrifolia* (Fagaceae). University of California Publications in Entomology 75:1-83, plates 1-7.
- Opler, P.A. (1974b) Oaks as Evolutionary Islands for Leafmining Insects. *American Scientist* 62:67-73.
- Opler P.A. and D.R. Davis(1981) The leafmining moths of the genus *Cameraria* associated with Fagaceae in California (Lepidoptera, Gracillariidae). *Smithsonian contributions to Zoology* 333: 58.
- Rey, J. R., McCoy, Earl D. and D.R. Strong (1981) Herbivore Pests, Habitat Islands, and the Species-Area Relation. *Am. Nat.* 1981. Vol. 117, pp. 611-622.
- Robinson, G.S., P.R. Ackery, I.J. Kitching, G.W. Beccaloni and L.M. Hernández (2001) Hostplants of the moth and butterfly caterpillars

of the Oriental region. Natural History Museum in association with Southdene Sdn Bhd. 744 pp.

Robinson, G.S., P.R. Ackery, I.J. Kitching, G.W. Beccaloni and L.M. Hernández (2002) Hostplants of the moth and butterfly caterpillars of America north of Mexico. *Memoirs of the American Entomological Institute* 69: 1-824.

Roger, L. H. Dennis. (1993). *Butterflies and Climate Change*. Manchester University Press, Manchester, U.K. 302 pp.

Sørensen, T. (1948) A Method of Establishing Groups of Equal Amplitudes in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter*, 5, 1-34.

Wilson, E.O. (1988) The current state of biological diversity. In: Wilson, E.O. & F.M. Peter (eds.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. Pp. 3-18

日本産の蛾の WEB 図鑑 An Identification Guide of Japanese Moths
Compiled by Everyone (AIGJMCE) (2003). Retrieved 1. 16, 2019,
from the World Wide Web:

http://www.jpmoth.org/Noctuidae/Catocalinae/Catocala_nubila.html

附錄、期末審查意見及回復說明

行政院農業委員會林務局 108 年科技計畫

「氣候變遷下高易危生態系調適、監測與保育之研究」

期末審查意見回復說明

審查委員	審查意見	回復說明
劉委員和義	四個子計畫執行的成果優良，但彼此之間缺乏相關的分析與應用，在未來三年應該予以規劃與執行	<p>1.全台灣尺度的預測可了解氣候變化上台灣水青岡森林和其他植群在台灣地區分布的變化，讓我們了解台灣水青岡的遷移方向及那些地區是氣候變遷上的堅持點或殘存點，而地區上小尺度的台灣水青岡監測研究，則是由族群及植群尺度做規則，一方面可了解族群在區域的變動方式，植群尺度也可彌補預測模式在選擇上的判斷，同時可提供現實的修正。在時間尺度上預測提供50年及100年的變化，而現地監測則提供植群與族群3-5年的真實變化；兩者配合可擬定出對台灣水青岡未來在氣候變遷下的經營管理策略。</p> <p>2.台灣水青岡森林在族群縮小前，專一性的昆蟲會減少。某些昆蟲種類甚至會先滅絕，因此若將一定數量族群的台灣水青岡森林，視為健康狀態，則昆蟲的族群數量和相同的專一性昆蟲可了解目前森林的狀況，若持續監測，可以讓我們了解目前森林的脆弱度，並作事前的防範及調適。</p>

審查委員	審查意見	回復說明
	<p>高解析度氣候模型建置及其在預測植群分佈與未來變遷之應用：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.氣候模型未來應注意如何實際應用於其他三個子計畫，準確度如何？ 2.產生誤差值的可能因子為何？例如昆蟲相的變化與氣候模型是否相關？ 3.水青岡群叢的位置是否可由氣候模型檢驗？南仁山群叢的變化是否可由氣候模型預測其趨勢？ 	<ol style="list-style-type: none"> 1.氣候模型預測成果已提供宜蘭大學及嘉義大學進行水青岡、南仁山及槲櫟等森林現地研究參考，相關說明已補充於成果報告。 2.就預測準確度而言，不同森林的效果不盡相同。水青岡部分，因氣候條件相對容易掌握，預測準確率約為96%；南仁山森林受到季風因子的影響權重較高，預測誤差較高，準確率約為82.5%。昆蟲相與氣候模型相關性部分，因昆蟲的出現/不出現資料涵蓋地理空間較小，暫無法納入大尺度分析使用。 3.水青岡群叢預測部分，已利用六種大氣環流模型模擬，一致指出水青岡適生棲地將劇烈縮減，僅餘現有棲地的7%左右；南仁山群叢預測的不確定性較高，部分環流模型的氣候情境下（降水趨於極端化時），南仁山森林的面積亦可能縮減。
	<p>氣候變遷下高易危的台灣水青岡生態系之調適、監測與保育研究：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.目前蘭崁山大白山地區未發現水青岡幼苗，為保育水青岡，應思考配合氣候因子探討植群演替，找出幼苗可能發生的地方。 2.有哪些因子是氣候模型無法預測到的，可利用無人飛行載具（Unmanned Aerial Vehicle, UAV）去探討，讓模型與實際情況互相配合。 	<ol style="list-style-type: none"> 1.目前設有大白-蘭崁地區和銅山的永久樣區；由於2020年會做銅山地區的調查，如此才可比對出二地的更新狀況；而大白-蘭崁地區的種質已保存在羅東林區管理處的蘭台苗圃，未來可藉著由種質園培育後代做移地或種子苗的復育。 2.部分較小的台灣水青岡族群是氣候模型無法預測的，這些陡峭的地形可用UAV去調查。另部份預測的地點，但目前未列入紀錄的地區，也可試著用UAV去調查，確定有水青岡再做地面調查。

審查委員	審查意見	回復說明
	<p>南仁山生態系監測保育與櫟櫟復育計畫：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 氣候因子在南仁山植群演替所扮演的角色為何？ 2. 櫟櫟是否有一定要做境外保育的必要性，如果面臨採種的威脅，應與軍方溝通限制進入原生育地。另配合氣候因子，哪些地方適合境外復育？單一物種保存較像植物園，沒有植群保存的價值，需探討現地植群狀況，未來將如何推移，例如南仁山植群樹種若持續減少，需如何維持。 3. 理論上應保存現有比較珍貴的樹種，而非保存某一特定樹種，建議補充樹種現況資料，說明重要性並確定屬紅皮書的等級，再進行個別物種的保育，對於紅皮書未來修訂也有幫助。 4. 南仁山植群如何因應氣候因子推移演替，需要補充說明。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 由於以目前南仁山區氣候變化，主要包含乾旱時間加長，強降雨增加，以及冬季溫度上升，而夏季則無太大變化。而這些氣候上的變化如何對南仁山森林造成影響，則需後續持續研究。 2. 櫟櫟的境外保育最主要就是因為軍方不同意原地保育實施，且學會先前評估模式指出，原生育地可能不再適合櫟櫟生長繁殖，因此進行境外保育。而目前評估在台灣北部中低海拔部分是適合境外復育，但是為了降低對原生林的影響，因此適合環境之以造林地為主要復育地點。其他如委員所提意見，櫟櫟部分主要以單一物種為保存標的。南仁山部分則有許多樹種族群數量逐漸減少，目前仍在研究其可能推移狀況，再探討如何保育。但先以重要的物種繁殖為南仁山保育之進行步驟。 3. 感謝委員指導，此部分陸續呈現於之後報告。 4. 此部分目前僅樣帶有部分研究，將補充於前言。
	<p>以台灣水青岡和櫟櫟森林的昆蟲為例：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 引用 Wilson 的區域論，面積是指昆蟲分布或台灣水青剛植群區域大小？請補充說明。 2. 目前已有數據資料，可探討昆蟲與水青剛物候的關係。某些昆蟲數量的多寡是否與水青剛物候現象，例 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 台灣水青岡植群呈現不連續的區域分布，各區域面積大小不同，可視為獨立的棲地島。依據 Wilson 的理論，面積較大的區域物種滅絕率較低，反之則較高；因此面積較大的棲地理應殘存較多的物種，面積小的棲地由於具有高滅絕率，因此殘存的物種較少。

審查委員	審查意見	回復說明
	<p>如果實成熟綠、空粒等有關。希望未來可以看到團隊整合連結，強化彼此的關聯性。</p>	<p>2.謝謝委員建議，未來將加強與團隊進行整合探討，強化彼此的關聯性。</p>
<p>林委員宜靜</p>	<p>高解析度氣候模型建置及其在預測植群分佈與未來變遷之應用： 本計畫內容豐富，幾年下來，團隊嘗試以多種不同方式進行模擬，值得鼓勵。請說明各類模型間的優缺點，並闡述模型間之關聯，以強化模型之應用價值。</p>	<p>謝謝委員建議。108 年度著重發展較細植群分類單元（群叢）的模擬技術，109 年度將針對兩種層級（群團 VS 群叢）的模型優缺點，進行完整的比較分析。</p>
	<p>氣候變遷下高易危的台灣水青岡生態系之調適、監測與保育研究： 期末報告第 100 頁提及今年複查時發現地被植物，具有大幅度變化。可否推測原因？由於異常氣候？或為此地生態系之正常週期變化？</p>	<p>由於 2018 到 2019 年並未遇見極端氣候，但冬季溫度有較高，是否為異常氣候或正常週期變化，仍值得長期做監測。</p>
	<p>南仁山生態系監測保育與櫟櫟復育計畫： 期末報告第 131-132 頁，南仁山計畫加入 β 多樣性的計算，確實能強化對於南仁山物種多樣性時空變化之瞭解。是否能具體說明在第 132 頁，β 多樣性較高樣區，較有貢獻的物種，可能為何？</p>	<p>感謝委員提問，這部分我們再更深入探討，發現這幾個 Beta diversity 比較高的地方，主要都集中在溪谷地形，他們的物種數量與各物種植株數量都較少，因此一有少量植株新增，或是有新增的物種，如此次有日本賽衛矛、毛雞屎樹、烏心石、細脈赤楠，而這些物種都是這些樣方之前沒出現過的物種，如此計算下來則導致 beta-diversity 變高。</p>
	<p>以台灣水青岡和櫟櫟森林的昆蟲為例： 請針對年間的變化，略作整理說明。哪些現象在不同年度具有一致性，又有哪些現象因年而異？</p>	<p>將於期末報告內文補充說明。</p>

審查委員	審查意見	回復說明
林主持人澔貞	有關櫟櫟原生地管理問題，建請將新竹縣政府、新竹林區管理處，以及軍方都拉進保育平台一起討論，比較直接有效。	此部分感謝新竹林區管理處與新竹縣政府大力支持，目前已與軍方多次協調未果，也希望未來軍方能同意。
屏東林區管理處郭家旻技士	<p>1. 期末報告第 129 頁提及攬仁溪樣區從 1991 年起，所調查樹種的科屬種都有下降，但未分析原因，建議在後續的成果報告或下一年度計畫執行時，探討該樣區樹種科屬種持續下降的原因。</p> <p>2. 第 136 頁提及攬仁溪樣區唐杜鵑小苗不到 10 株，但本處委託趙偉村老師及廖宇賡老師執行唐杜鵑育苗計畫，成果非常豐碩，產出 900 多株小苗。有鑑於唐杜鵑在人為育苗上相對於臺灣石礫、灰木較容易，為何野外數量非常稀少，也建請於成果報告補充說明，或提供建議。</p>	<p>1. 本計畫期望後續分析能得到可能原因，但目前仍無把握，僅能就現象說明。</p> <p>2. 感謝委員意見，此部分成果於去年的報告中，將補充部分資料治本報告前言。</p>
新竹林區管理處楊韻平技佐	<p>1. 針對分布於阿玉山西峰及烏嘴山之台灣水青岡小族群是否有建議之優先保育措施？除原地完整棲地保存外，對於遷徙廊道及異地栽植之方法及復育地點之選擇建議為何？</p> <p>2. 期末報告第 128 頁第 5 行，對於櫟櫟的研究區域圖，圖例引用錯誤(非所列圖 1)；第 151 頁第 2 行及第 7 行，櫟櫟大樹與小樹植株年變化表列引用錯誤(非所列表 4.6 及表 4.7)。</p> <p>2. 本處每年挹注經費補助新竹縣政府</p>	<p>1. 烏嘴山因位於中央山脈之西邊，受到極端氣候引響較小。對於烏嘴山可持續設置植群樣區進行植群與族群的監測。</p> <p>對於阿玉山西峰如果能力可行，可以用高壓或扦插方式，進行個別植株遺傳基質的保存。未來可依羅林處的模式，再召開保育平台會議共同研討。</p> <p>2. 本案櫟櫟部分主要引自貴處補助新竹縣政府，再由縣府補助本校計畫，之後再與承辦討論如何引用。</p>

審查委員	審查意見	回復說明
	<p>進行榲欖的原生地族群監測、生育地管理維護等工作，若本案有使用相關監測資料作為依據，請敘明出處來源。</p> <p>3. 期末報告指出已完成與新竹處及新竹縣政府之保育平台之初步建構，惟本處尚未收到相關資訊。</p> <p>4. 建議可比照台灣水青岡保育復育模式辦理調適會議多方進行討論，擬具榲欖短、中、長程之保育策略，並在榲欖的保育上有更明確之分工。例如本處目前配合在楊梅地區跟關西預定地進行區外復育，縣市政府是否應以地方主管機關之層級與軍方協調積極進行原生地的保育措施。</p> <p>5. 榲欖之區外栽植是否有進行遺傳基因之分析，並針對各區族群不同基因型單株挑選進行採種？以避免區外復育栽植時有基因窄化之狀況發生。</p>	<p>3. 此計畫由於是第一年執行，許多建構主要以 line 與 Email 與相關承辦直接討論，以達快速溝通，若貴處須以發文通知，本校可依照辦理。</p> <p>4. 此部分一直有在先前報告與局內簡報，亦常常與新竹縣政府及貴處承辦溝通。軍方部分則須持續努力。</p> <p>5. 榲欖先前有劉以誠老師進行 ISSR 分析，目前也與中國中科院合作分析其族群遺傳，希望能有資料可佐證。區外復育時本校有著重栽植不同母樹之小苗於各地，以防止基因窄化。</p>
<p>羅東林區管理處翁億齡 技正</p>	<p>本處謹就目前有關台灣水青岡保育工作推動進度說明如後：</p> <p>(一) 域內保育部分，經上次專家學者會議後，因所能執行工作有限，將持續推動物候調查工作。</p> <p>(二) 移地保育部分：</p> <p>1. 已規劃將白嶺苗圃轉型為種質園，並預定於 109 年將大白、蘭崁山之高壓苗定植於內。</p> <p>2. 將針對新一區、新二區持續進行高壓育苗。</p> <p>3. 另 105 年培育之 250 株實生苗，預</p>	<p>1. 在低海拔大白-蘭崁地區的台灣水青岡，遇到的問題是小族群宜遷地保存在種質園，目前羅東林區管理處正推動中。</p> <p>2. 銅山的大族群將向太平山方向遷移，銅山的族群可嘗試的幫助及試行遷移到未來較適合的路徑上，翠峰環湖步道在遷移線上。。</p>

審查委員	審查意見	回復說明
	計將於 109 年移植至翠峰環湖步道。	
森林企劃組 王怡穩技士	<ol style="list-style-type: none"> 1.有關氣候模型建置以 1986-2005 年為基礎期資料，請問未來是否會更新基礎期年度？另因近年氣候異常情形較明顯，是否會影響模型的應用？ 2.國際上病蟲害與氣候變遷的關聯性已使部分國家在減緩及調適政策上有所著墨，未來可否在此計畫中針對近年來研究期間，昆蟲群聚的情況與氣候的相關性進行討論？ 	<ol style="list-style-type: none"> 1.基礎年期（baseline）主要是依據 IPCC 提供的未來變遷氣候資料而定，以第五次評估報告（AR5）而言，所採用的基期為 1986-2005 年。未來若有更新的氣候變遷資料釋出（例如 AR6），本計畫將配合進行調整更新。氣候異常部分，因屬短期的極端氣象事件，是否對於長期氣候造成影響？仍需要長期的現場監測方能確認。 2.未來會設法整理資料，針對昆蟲群聚的情況與氣候的相關性進行討論。
保育組羅秀雲技正	<ol style="list-style-type: none"> 1.氣候變遷對於植群的影響很大，然而民眾較無法感受其變化差異，尤其是森林植群環境部分，需適時將調查成果向外發布消息，建請執行團隊提供簡要圖文供對外發布訊息之用。 2.有關社區民眾採取槲櫟及臺灣石櫟種實之問題，需要與管理機關及鄰近社區合作，建議新竹林區管理處、屏東林區管理處與軍方、國家公園管理處及附近社區聯繫，儘量降低採種的威脅。 3.受保護樹木係由地方政府來認定公告，必要時可聯繫新竹及屏東政府研議將槲櫟及臺灣石櫟生育地公告為受保護樹木之可行性與必要性。 	<ol style="list-style-type: none"> 1.配合林務局需求辦理。 2.此部分期望今年能夠進行且完成。 3.此部分再與新竹縣政府溝通。

