

銀合歡移除復育之生態效益評估



委託機關：行政院農業委員會林務局屏東林區管理處

受託機關：國立屏東科技大學森林系

計畫主持人：陳朝圳 教授

共同主持人：陳建璋 副教授

協同主持人：姜博仁 博士

中華民國 106 年 11 月 30 日

目錄

目錄	I
圖目錄	V
表目錄	VIII
第一章 緒論.....	1
第一節 計畫緣起與目標.....	1
第二節 文獻探討	3
一、外來植物入侵及擴散機制.....	3
二、外來植物與原生植物間的相互作用	10
三、遙航測應用於外來入侵植物之研究	13
四、森林生態系服務之評估理論.....	16
第二章 調查方法.....	20
第一節 計畫工作流程	20
第二節 監測樣區設置	24
第三節 調查方法	31
一、植物資源調查	31
二、動物資源調查	32
三、土壤資源調查	37
四、銀合歡植群之消長監測.....	40
五、資料分析	41

第三章 結果與討論	53
第一節 銀合歡移除造林區之造林成效及對植物多樣性之影響 ..	53
一、銀合歡移除造林作業區之土壤化學分析	53
二、銀合歡移除不同作業方式之造林成效分析	60
三、不同銀合歡移除復育造林作業法之苗木生長	69
四、銀合歡移除復育作業後地被物恢復及銀合歡再入侵調查 ..	72
五、不同銀合歡移除復育作業對植物多樣性之影響	77
第二節 銀合歡移除復育造林對動物棲息及其多樣性的影響	79
一、銀合歡移除復育造林對哺乳類之影響	80
二、銀合歡移除復育對鳥類之影響	81
三、銀合歡移除復育對兩生類之影響	83
四、銀合歡移除復育對爬蟲類之影響	84
五、銀合歡移除復育對蝶類之影響	85
六、銀合歡移除復育造林對動物多樣性之影響	86
第三節 銀合歡移除後造林對於水土保持之影響	93
一、銀合歡移除後對於土壤沖蝕影響	93
二、銀合歡移除後造林對於海洋泥沙污染衝擊	101
三、銀合歡移除後造林對於海岸退縮之影響	106
第四節 銀合歡長期變遷監測	111
一、銀合歡分布範圍時空變遷	111
二、恆春半島地區銀合歡分布對地景變遷之影響	116

第五節 銀合歡移除復育之生態效益評估	118
一、碳吸存功能	118
二、營養物質循環及土壤含碳量	119
三、水土保持功能	121
四、淨化空氣功能	122
五、生物多樣性功能	125
六、涵養水源功能	126
七、銀合歡移除復育之生態系服務總經濟價值.....	127
第四章 結論與建議	133
一、結論	133
二、建議.....	134
(一)銀合歡防治策略之建議	135
(二)銀合歡移除造林作業方式之建議	135
(三)銀合歡變遷監測及生態廊道營造之建議.....	137
第五章 參考文獻.....	140
其他相關資料及附件	- 1 -
附件一、植物名錄	- 1 -
附件二、陸域動物調查方式於各永久樣區復育型態的配置	- 8 -
附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和 調查記錄方法	- 9 -

附件四、銀合歡移除後造林之生態效益評估監測調查陸域動物種類、數量和多樣性指數.....	- 19 -
附件五、評選會議記錄.....	- 62 -
附件六、服務建議書修改對照表	- 69 -
附件七、第二次期中報告修改對照表	- 72 -
附件八、第三次期中報告修改對照表	- 79 -
附件九、期末報告修改對照表	- 87 -
附件十、樣區調查表	- 94 -
附件十一、銀合歡教育訓練.....	- 97 -

圖目錄

圖 1-1 外來植物入侵過程概念模型圖	5
圖 1-2 種子庫形成路徑及概念	8
圖 1-3 不同干擾強度下紫莖澤蘭生長性狀表現	9
圖 1-4 銀合歡於不同年度擴散範圍	14
圖 1-5 防治入侵植物的主要的途徑	16
圖 1-6 從生態系和生物多樣性至人類福祉的生態經濟學途徑	17
圖 1-7 生態系服務評估方法分類圖	18
圖 2-1 計畫工作流程	23
圖 2-2 銀合歡造林監測樣區(紅)與對照區(黃)之設置方式	25
圖 2-3 各類型銀合歡移除復育造林監測樣區之分布位置圖	30
圖 2-4 樣區內植物調查現場情況	31
圖 2-5 陸域動物監測調查現況	37
圖 2-6 樣區內土壤樣本磨碎、過篩及分析	38
圖 2-7 研究區生態氣候圖(恆春氣象站 1981-2016)	40
圖 3-1 造林 6 年以上之不同作業方式造林現況	61
圖 3-2 不同作業方式之生育地復育造林現況	62
圖 3-3 海岸全面整地復育造林區受颱風侵襲前後防風籬損壞狀況 ..	70
圖 3-4 山區帶狀栽植復育造林區苗木受纏繞、蟲害之影響情況	70
圖 3-5 不同造林樹種之枯死苗木苗高及地徑分布	71
圖 3-6 各區造林初期及 1 年後地被物覆蓋情況	73

圖 3-7 山區帶狀栽植復育造林區造林木受地被植物覆蓋及纏繞情況	75
圖 3-8 林下栽植復育造林區內因銀合歡堆棄殘株再萌蘖之狀況.....	76
圖 3-9 銀合歡對照區及銀合歡移除復育造林後之林相狀況	78
圖 3-10 樣區內哺乳類.....	81
圖 3-11 樣區內鳥類.....	83
圖 3-12 樣區內兩生類.....	84
圖 3-13 樣區內爬蟲類.....	85
圖 3-14 樣區內蝶類.....	86
圖 3-15 不同陸域動物相於造林區及對照區之 Shannon-Wiener 多樣性 指標季節變異分析	89
圖 3-16 木本植物與陸域動物 Shannon-Wiener 多樣性指標之相關性	90
圖 3-17 小尖山、海口全面整地造林之 UAV 拍攝路線規劃圖	94
圖 3-18 .UAV 控制點與檢核點分布圖	95
圖 3-19 小尖山全面整地造林區 UAV 影像及 DSM	96
圖 3-20 海口全面整地造林區 UAV 影像及 DSM	97
圖 3-21 小尖山及海口造林樣區土壤沖蝕情況	100
圖 3-22 恆春半島地區陰陽海觀測區域	102
圖 3-23 不同溪流出海口各時期陰陽海情況.....	104
圖 3-24 恆春半島 2016 年影像各出海口海色變化情況	106
圖 3-25 恆春半島地區海岸退縮觀測區域.....	108
圖 3-26 銀合歡於夏、冬季時期在影像上差異	111

圖 3-27 恆春半島地區各時期銀合歡空間分布變化圖	114
圖 3-28 恆春半島地區 1988-2016 年銀合歡面積變化.....	115
圖 3-29 銀合歡移除造林不同服務功能生態系服務經濟價值比例..	129

表目錄

表 2-1 永久監測樣區設置範圍及數量	25
表 2-2 對照區設置之基本資料.....	26
表 2-3 監測樣區設置之基本資料.....	27
表 2-4 陸域動物監測調查方法.....	33
表 2-5 選用衛星影像時間	41
表 2-6 銀合歡及其它材積式.....	44
表 2-7 生態系服務功能指標之能值量化公式及轉換率之參考文獻 ..	52
表 3-1 各類型樣區之土壤性質分析	54
表 3-2 各樣區土壤性質分析.....	55
表 3-3 對照區內木本植物及銀合歡生長狀態及百分比.....	64
表 3-4 銀合歡移除復育造林樣區(造林 6 年以上)之木本植物生長狀態	67
表 3-5 不同銀合歡移除復育造林作業法之木本植物重要值(IVI).....	68
表 3-6 各銀合歡移除復育造林之苗木存活率	69
表 3-7 不同造林作業方式之地被覆蓋度變化(%)	72
表 3-8 不同造林作業方式之地被銀合歡覆蓋度(%).....	74
表 3-9 不同造林樣區及對照區之木本植物多樣性.....	77
表 3-10 陸域動物監測種類統計表.....	79
表 3-11 不同復育造林樣區陸域動物記錄之物種數比較表	80
表 3-12 各復育造林樣區之陸域動物生物多樣性指數比較表	87

表 3-13 不同造林作業區與對照區陸域動物 Shannon-Wiener 多樣性指標之季節性變異分析	88
表 3-14 UAV 相機參數值	95
表 3-15 檢核點誤差表	98
表 3-16 小尖山及海口全面整理造林地之土壤沖蝕分析	99
表 3-17 恆春半島陰陽海觀測所使用之各時期 Landsat 衛星影像....	103
表 3-18 海口及新海口海岸線歷年變動面積	109
表 3-19 恆春半島地區土地利用型分類定義	112
表 3-20 恆春半島地區不同期影像分類之準確度評估表	112
表 3-21 恆春半島地區銀合歡地景指數	117
表 3-22 銀合歡移除復育造林及對照區碳吸存能值.....	118
表 3-23 銀合歡移除復育造林及對照區之營養循環與土壤碳吸存能值	120
表 3-24 銀合歡移除復育造林及對照區水土保持功能能值	121
表 3-25 銀合歡移除復育造林及對照區淨化空氣功能能值	124
表 3-26 銀合歡移除復育造林及對照區之生物多樣性能值	125
表 3-27 銀合歡移除復育造林及對照區涵養水源之能值	126
表 3-28 恆春半島銀合歡移除復育造林生態系服務指標之經濟價值	128
表 3-29 不同銀合歡移除復育造林之淨前價及益本比.....	130

第一章 緒論

第一節 計畫緣起與目標

銀合歡(*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit)為含羞草亞科銀合歡屬植物，全世界具有一百多個品系，主要為夏威夷型、薩爾瓦多型及秘魯型三型，其中夏威夷型銀合歡被列為全世界百大入侵性植物之一(Luque *et al.*, 2014)，夏威夷型銀合歡於臺灣地區屬於危害嚴重的入侵種植物，近年來分布範圍已從恆春半島開始逐漸擴散至全臺灣及離島，嚴重衝擊及危害臺灣地區森林生態系(金絜之等, 2007; 呂明倫, 2016; Wu *et al.*, 2013)。銀合歡具有生長快速、對惡劣環境適應力強，以及具有高固氮能力，早期被引進至臺灣地區種植並作為紙漿、燃料及飼養家畜之用(王相華、洪聖峰, 2005)，但受到經濟環境改變，使其利用價值降低，並在無人管理情況下，入侵瓊麻廢耕農地並形成純林；由於銀合歡生長及擴散能力強，能快速入侵不同植群類型的生育地，且銀合歡具含羞草素(Mimosine)，有毒他作用(Allelopathy)，因此可透過凋落物方式，將毒素累積於土壤層中，抑制其它植物發芽及生長(Chou and Kou, 1986)；銀合歡具備優勢之競爭能力，導致當地原生植物族群分布面積減少，在恆春半島已形成優勢族群(呂福原、陳民安, 2002; 郭耀綸, 2007; 金絜之等, 2007; 陳建璋等, 2011; 呂明倫, 2016; Xuan *et al.*, 2006)。當外來入侵植物成為優勢種後，即造成該地區物種多樣性下降，並造成生態環境改變，逐漸使森林生態系產生劣化(Wolfe and Bloem, 2012)。

農委會林務局自 2002 年起多次召開銀合歡防治會議，並由屏東林區管理處陸續執行銀合歡移除、新植造林及撫育工作。其中，包括 2002 年度在恆春事業區第 34 林班，進行銀合歡優勢林之造林更新試驗，2004 年進行更新樹種之密植試驗及 2007 年在潮州事業區第 23 林班，進行銀合歡移除新植造林等。由於恆春半島(獅子鄉以南)非屬國有林班地之國公有土地及私有地之銀合歡入侵地，各土地管理單位並

無防治措施；因此，為達成恆春半島全面性銀合歡移除之目標，屏東林區管理處遂於 2014 年擬訂銀合歡移除復育計畫，進行全面性的銀合歡移除後造林之復育工作，協調各國、公有地管理機關並擴及私有土地輔導防治工作並每年召開防治會議。截至 2017 年已完成銀合歡入侵較為嚴重之國有地、海岸林及道路兩側的銀合歡移除造林之階段性目標。為了解銀合歡移除造林之成效，2004 年曾委託屏東科技大學完成「森林劣化生態系復育-外來樹種入侵對生態系之影響」計畫，結果顯示銀合歡之抑制效果頗佳。2004 年後屏東林區管理處為因應不同生育環境及銀合歡入侵程度的差異，進行因地制宜而有不同的銀合歡移除復育造林之作業方法，至今以餘 15 年之久。因此，為想瞭解恆春半島地區銀合歡長期消長之情況，本計畫藉由多期衛星影像資料進行銀合歡分布並透過地面調查資料探討銀合歡移除造林前後生態效益及銀合歡入侵抑制之成效。其研究成果可供林務局未來 10 年推動銀合歡移除造林復育計畫之參考。

本計畫執行方法係結合不同尺度的調查方式，在大尺度方面以衛星影像監測恆春半島銀合歡入侵面積變化，以瞭解長期以來銀合歡植群之消長變化，並供為未來銀合歡移除位置選定，及了解銀合歡植群與其他植群之長期競爭狀態之基礎資料；此外，配合林務局屏東林管處銀合歡移除計畫，設置小尺度之調查樣區，監測新植造林苗木的生長及其存活率；對於復育造林後對抑制銀合歡入侵之效果，另進行生物多樣性分析、碳吸存推估，並以生態服務(Ecological service)評估銀合歡移除後造林對生態保育之效益。綜上所述，本計畫之主要執行工作包括：

- 一、利用 2004 年至 2014 年屏東林區管理處於恆春半島所執行之銀合歡移除復育計畫，於不同立地環境(山區、海岸區)各設置 0.05 ha 樣區，於樣區內調查動植物相、立地環境資料，並進行樣區內造林木的生長量調查。分析銀合歡移除造林在經過 6 年撫育後，評估銀合歡是否受到抑制及造林樹種之生長狀態。

二、配合「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫，以 2015、2016 年規劃之造林區域為範圍，於不同立地環境各設置 0.05 ha(包含 2 個對照區)之永久監測樣區(小尺度)，並於每一永久監測樣區內，設置 5 個 1 m × 1 m 的地被植物調查樣區，進行銀合歡移除前後之生物相及立地環境調查，及 1 年後及 2 年後地被植物變化情形。

三、擇選樣區以 UAV 無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicle, UAV)所拍攝之影像，進行高精度之樣區數位地形模型之建立，分析銀合歡移除造林作業對水土保持之影響。

四、透過 1988 年起迄今之多期 Landsat 衛星影像，進行恆春半島銀合歡入侵範圍之辨識，分析 28 年間銀合歡在不同立地環境及銀合歡移除復育造林開始前後之面積消長情形。此外，由多期 Landsat 衛星影像，討論銀合歡移除復育造林對於臨近海域之海色變化及海岸退縮是否造成影響。

五、計算不同立地環境之銀合歡移除後造林之生物多樣性及碳吸存量，並以能值分析法(Emergy analysis)比對對照區，以評估銀合歡移除後造林之生態效益(Eco-efficiency)。

第二節 文獻探討

一、外來植物入侵及擴散機制

過去百年來，世界經濟受到全球化及自由化之影響下，國際間貿易活動頻繁，在此情況下為滿足各種的經濟社會活動需求，許多物種(包含具經濟價值之動物或穀物、觀賞性動植物或是新品種等)常透過直接貿易、運輸、觀光等活動或非法走私等行為，或是經由運輸貨物時無意地攜離原生育地，並轉移至新的生育地，使原生態系之物種遭受外來種(Exotic species)的入侵，這些外來種如能在自然或半自然生態環境中，建立一個穩定及擴散族群，即能威脅原生態系之生物多樣

性(Biodiversity)的降低，即成為所謂的外來入侵種(Invasive Alien Species, IAS) (IUCN, 2000)。

外來入侵種除了嚴重危害威脅原生物種的生存之外，在基因、物種及生態系等各層面，其對於環境與社會經濟將造成不可逆的影響(Davis, 2013)。此外，外來植物入侵常常是生物多樣性遭受衝擊的重要因素，當外來植物之繁殖及擴張能力達到生態入侵時，如果無法有效管理，即會造成本土植群社會的危害，進而影響生態系的穩定性，因此，針對生態入侵種如何預防及防治，以維持生物多樣性及生態系穩定性平衡，被視為各國生物資源永續發展的重要指標(Keller *et al.*, 2011; Nikolic., *et al.*, 2013)。

植物入侵過程如圖 1-1 所示，入侵植物係由原產地中以少數個體，藉由各種管道越過地理限制及屏障，傳播到新生育地，多數新生育地環境與其原產地之生態環境雖有所差異，但入侵植物能在新生育地之環境下快速適應，並透過繁殖與拓殖潛力的發揮，建立新的植群社會族群，並改變當地環境棲地環境及自然環境，進而於原生植物的種間產生競爭及排擠(Parendes and Jones, 2000; Kolar and Lodge, 2001)，但外來植物引入時，並非都能順利在新生育地生存及繁衍，其過程之中常會面臨到兩種情況，一為外來植物引入時，無法適應該生育地環境，或受到原生植物競爭及排斥，無法順利維持族群數量，二為外來植物能在該生育地繁衍並建立族群，當族群量增大到對當地的生態系統，及生態功能造成明顯的損害時，即成為入侵種(Kolar and Lodge, 2001)。

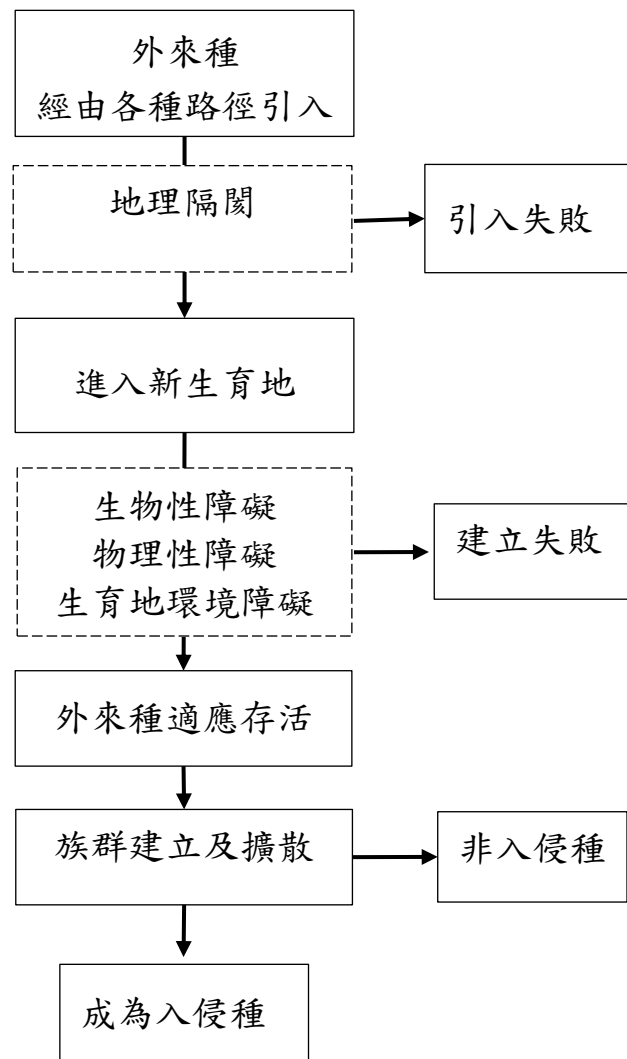


圖 1-1 外來植物入侵過程概念模型圖(Kolar and Lodge, 2001)

由圖 1-1 可知，外來植物要成為入侵種，最主要為該外來植物是否先克服地理上的限制因子，當外來植物進入後，還需面對來自新生育地環境、原生物種競爭、本身發育能力或散播限制等，能克服受干擾的棲地環境障礙，亦能存活於自然棲地環境者即為入侵種。一般而言，外來植物能成功入侵機制，可以歸類於外來植物本身生理特性及外在環境(Ordóñez *et al.*, 2010)。

(一) 外來植物之生理特性

多數外來入侵植物對各種環境有較強的適應能力及耐性，因此具

有較廣的生態幅度(Ecological amplitude)，如遇到不利植物生長之極端逆境，或是受擾動之生育地環境時，這些特性會使外來植物在一些特殊環境中，獲得對原生植物的競爭優勢，或能佔據原生植物不能利用的生態棲位，並進而成功入侵、繁殖及擴散(Richardson and Pyšek, 2012)。例如桉樹(Eucalypts)常被引入做為經濟樹種並廣泛種植，但依據 Silva *et al.* (2016)於巴西東南部地區 6 個不同的生態條件區域，進行進行 5 種桉樹品種之入侵潛力評估，透過控制土壤水分，進行不同土壤水勢下種子發芽能力，及幼苗早期生長能力的試驗，結果顯示在限制水分情況之下，多數桉樹種子發芽及生長並無影響，主要是桉樹種子能藉由空氣中的濕氣(85%)時就能萌發生長，因此如遇較乾旱之氣候時，桉樹較其它物種更具競爭優勢，顯示桉樹確實有機會形成生態入侵。

Vítková *et al.* (2017)曾對於長期入侵歐洲地區並造成當地生態環境嚴重影響之刺槐(*Robinia pseudoacacia*)，透過文獻回顧及長時間調查發現，刺槐生長快速並對於貧瘠土地有較高適應性，並具有固氮作用改善土壤性質，因此在歐洲地區早期多種植於海濱地區，而因刺槐亦為蜜蜂的良好蜜源植物因此被大量種植，而當刺槐具有自行繁殖時，近年來已成為歐洲嚴重的外來入侵植物之一，其主要在於刺槐之生理特性可適合生長於貧瘠土地，其對於棲地利用具有高競爭力，當原生植群被受到人為干擾或是受到生育環境產生劣化(乾旱、火燒等)情況下，刺槐相較歐洲其它原生植物有較高忍受度並能生長並逐漸擴展族群，並壓縮其它植群生存棲地。外來入侵植物在生長速率及繁殖能力與種子散播方式上，原生植物相比之下表現較為強勢。大部分的外來入侵植物具有較長的開花期，能在同一年開花多次，並產生大量的種子、幼苗等，或是能透過植體其它部分進行發育成株或以地下莖等方式進行無性繁殖(Hsu and Kao, 2014; 徐玲明等，2013)。利用種子進行繁殖之外來入侵植物，其種子無論是質量、發芽率、生長率都相較其它物種高之特性，Hsu and Kao (2014)對於臺灣地區入侵植物大花咸豐

草(*Bidens pilosa* L. var. *radiata*)進行光合作用表現、種子發芽率、營養生長以及繁殖生長能力實驗，結果發現大花咸豐草種子發芽率不會受到低溫影響，在幼苗生長時期會將多數的資源分配到葉和根部，而具有較大的單位乾重葉面積比，因此生長較快，以致在成株時可以累積較多的生物量，大花咸豐草的分枝，可以長不定根形成一新的植株，這些特徵也可能是導致大花咸豐草能在臺灣快速擴散的生物因素。

種子傳播方式亦為外來植物是否能入侵，及擴展之主要關鍵因子，部分外來入侵植物種子體積小，具有翅或冠毛易隨風、流水，或是藉由附著於生物表面，進行遠距離傳播(Ansong and Pickering, 2014)。Witkowski and Garner (2008)以南非地區野煙樹(*Solanum mauritianum*)，進行分布範圍研究，指出野煙樹常分布於南非地區河流兩側，及地勢較低之河岸濕地，其主要原因為野煙樹種子每年約生產 10 萬至 20 萬粒種子，種子質地輕，當遇到雨季時河川溪水暴漲時，能將野煙樹種子沖至河川內，並藉由流水運載至河岸兩側，或是下游地區。Ansong and Pickering (2014)透過全球相關文獻收集及量化，針對人類服裝附著於不同的草本植物種子進行量化分析，其結果指出共有 449 種草本植物種子易附著於人類服裝上，並被攜至不同地區，其中有高達 287 種被全球列入外來入侵物種。除了高生長率及豐富的種子產量之外，透過圖 1-2 顯示當植物大量生產種子並形成種子雨時，多數落入於土壤後如未能即時發芽時之種子，多數都能夠保存於土壤中等待適合的環境萌芽生長，並在土壤中形成土壤種子庫(Soil seed bank) (Harper, 1977)，透過這種機制除了能協助植群在逆境環境中維持族群存活之外，在生育地受到干擾、破壞後成為潛在更新族群(Richardson and Pyšek, 2012)。許多外來入侵植物種都具備上述的這些繁殖傳播特性，因此有利在低密度的情況下，或是棲地有受到干擾時，能迅速擴大種群，並在同一地點重複發芽生長在新生育地，建立穩定的種群(Smith and Walters, 1999)。

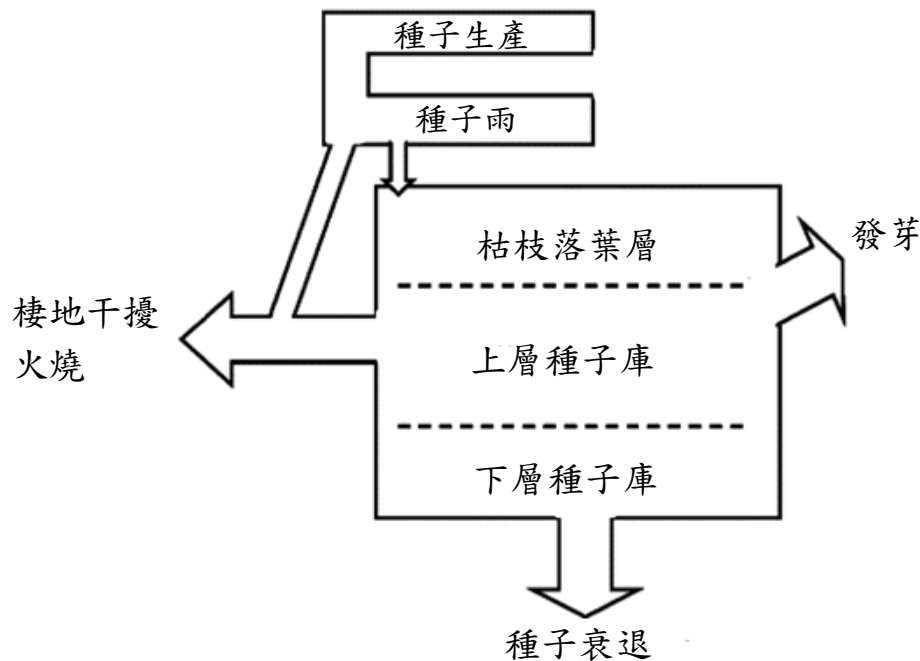


圖 1-2 種子庫形成路徑及概念 (Harper, 1977)

(二) 外在干擾因素

外來植物能成功在新的生育地生存其主要原因，除了外來植物本身生理特性及具有較廣寬的生態幅度之外。一般認為當生育地受到外在干擾時有利於植物入侵的發生，干擾程度、頻率及幅度大小越強烈，外來植物入侵機率越高(Rouget *et al.*, 2015; Vítková *et al.*, 2017)。干擾可區分為自然干擾 (Natural interference) 與人為干擾 (Human interference)；自然干擾如颱風、洪水、乾旱、林火、病蟲害等；人為干擾如修建道路、城市化、墾荒、放牧等對原生植群，造成嚴重破壞，並且大幅度的改變環境，同時還促進外來植物的傳播，對入侵的促進作用有顯著效果(Kitayama and Muellerdombois, 1995)。例如，人類開墾後往往造成地表裸露，不受遮蔽又無其它植物競爭，是陽性植物最合適的生育地，加上農業生產成本的提高，造成許多農地廢耕，廢耕地往往會遭受銀合歡入侵生長，經過一段時間土壤性質會因此而改變，雖經演替也很難再恢復為舊有植群(Chen *et al.*, 2016)。Craig *et al.*, (2010)認為道路設置為外來種入侵最主要的進入途徑，因此，曾對於不同的道路類型兩側，以 5 至 45 m 距離進行外來植物覆蓋及豐富度

進行調查，結果能發現距道路越近之區塊能發現越多的外來植物，在覆蓋度方面部份地區甚至高於原生植群。

Li *et al.* (2014)曾在內蒙古地區對於不同放牧強度進行草原的物種豐富度和豐度進行調查，其結果發現不同放牧強度對於物種豐富度和豐度有顯著的差異，牛、羊放牧時除了啃食牧草之外，牛、羊踐踏壓力，會造成草生地衰退成為裸露地，在低放牧強度下有較高物種豐富度和豐度之外，外來植物出現頻度也較低；而高強度放牧行為則為相反。而在恆春地區，墾丁國家公園成立後便積極收購園區內放牧之牛羊，原為放牧牛羊所造成之草生地，在牛羊全面被收購後，也成為適合銀合歡的生長環境，或許恆春地區之牛羊禁養收購是造成恆春地區銀合歡擴散的原因之一(李昭宗，2003)。

干擾與入侵之間的關係是複雜的，無論是那一種干擾如能在能在群落中造成孔隙，並降低這些區域的原生植群對入侵的抵抗力，都能驅使外來植物易於進入並穩定植群(Terwei *et al.*, 2013)。過強的干擾會降低群落生物多樣性並促進入侵作用，適當的干擾則產生相反的效果。其次，在某些缺乏干擾的情況下，原生植群的一些物種會迅速擴張，從而使群落的生物多樣性降低，減弱對入侵的抵抗力(Costello *et al.*, 2000)。干擾除了對於原生植群造成嚴重破壞，並使棲地破碎化等直接影響之外，並且容易造成棲地環境改變，其中包含光、土壤養分可利用性增加、物種之間生長棲位改變、種間競爭強度增加等(Wilson and Pinno, 2012)。破碎化之環境也容易促進外來植物的傳播，對入侵的促進作用有顯著效果。Niu *et al.* (2011)透過人為方式將牧草群落進行不同面積移除，模擬自然環境下在對於棲地干擾不同程度對於紫莖澤蘭(*Ageratina adenophora*)干擾，探討外來入侵植物之入侵過程，研究結果顯示，不同干擾程度對於棲地環境影響有顯著差異，而不同的干擾強度，對於紫莖澤蘭種子發率、幼苗存活及生長皆無顯著差異；隨著干擾程度提高紫莖澤蘭生長性狀(冠幅、葉片數、葉長、葉寬及單葉面積)都會增加(圖 1-3)，其中在 100%全日照環境下生長性狀最好，此一結

Figure 1 consists of seven bar charts (A-G) showing morphological traits of *Pinus massoniana* across disturbance intensities (15, 20, 25, 30, 35 cm, and x). The traits are: A: Stem height (cm), B: Crown width (cm), C: Leaf number, D: Leaf length (cm), E: Leaf width (cm), F: Individual leaf area (cm²), and G: Total leaf area (cm²). Letters above bars indicate significant differences (p < 0.05).

Disturbance intensity (cm)	Stem height (cm) (A)	Crown width (cm) (B)	Leaf number (C)	Leaf length (cm) (D)	Leaf width (cm) (E)	Individual leaf area (cm ²) (F)	Total leaf area (cm ²) (G)
15	~13 (c)	~7 (e)	~8 (d)	~3.2 (c)	~2.6 (c)	~5.2 (d)	~50 (d)
20	~22 (b)	~10 (d)	~10 (cd)	~3.5 (c)	~2.8 (c)	~6.2 (c)	~50 (d)
25	~26 (a)	~12 (c)	~12 (bc)	~5.5 (b)	~3.8 (b)	~8.2 (b)	~80 (c)
30	~40 (a)	~15 (b)	~10 (bc)	~6.2 (a)	~4.8 (a)	~11.2 (a)	~150 (b)
35	~42 (a)	~17 (b)	~10 (b)	~6.5 (a)	~4.5 (ab)	~12.2 (a)	~150 (b)
x	~46 (a)	~34 (a)	~88 (a)	~6.8 (a)	~4.2 (ab)	~11.8 (a)	~1050 (a)

圖 1-3 不同干擾強度下紫莖澤蘭生長性狀表現(Niu *et al.*, 2011)

(一) 種間抑制

10

雜草白矢車菊(*Centaurea diffusa* Lam.)進行研究，發現植物根系分泌物可能影響入侵，在原產地與白矢車菊共存的植物，其根系分泌物可以抑制白矢車菊根系對磷的吸收，並抑制其生長，新生育地中相類似植物，其生長反被白矢車菊根系的分泌物所抑制。

銀合歡為陽性樹種，本身根、莖、葉皆含有含羞草素，具有相剋作用，於林地中可與其它樹種競爭主要就是依賴其相剋作用(金絜之等，2007；Wolfe and Bloem, 2012)，不同的外來植物與原生植物之間也有類似的相互作用。郭耀綸 (2001)指出恆春半島常見的銀合歡、相思樹、蒲姜及長穗木皆具有相剋作用，該研究應用相思樹、蒲姜及長穗木之葉粉，進行銀合歡苗木生長抑制試驗，結果顯示長穗木及蒲姜會抑制銀合歡生長潛力，銀合歡、相思樹、蒲姜在恆春半島，生長在相同的季風林生態系，它們在野外的相剋作用及競爭作用情形值得進一步研究。

(二) 外來植物與原生植物之間的競爭

森林植物間常以光、養分及水分為競爭之對象，競爭之結果，兩族群雖未直接干涉對方，但彼此之間均受抑制，在族群之水準上，密度及能量變動率皆比單獨生存時減少，故屬於負的相互作用。兩個族群共存於同一個生育地，因競爭作用而導致其中一種消滅時，稱為競爭排斥原理(Competitive exclusion principle)或高氏定理(Gause's principle)(Tobin *et al.*, 2011)。當植物生態棲位(Ecological niche)愈相近或動物食性愈相似時，競爭現象會愈明顯。Begon *et al.*, (1996)對於競爭排斥原理有所定義，認為該地區的個體由於競爭而互相影響，原因為有限的資源分配於各物種會減少物種的生存空間，進而導致植物個體生長與再生能力的降低。並認為競爭會導致物種族群密度與平均的生長速率降低，因此，競爭指標增加為物種豐富度降低之主要原因。

競爭有兩種作用模式，僅損耗有限的資源，個體不直接相互作用稱之為利用性競爭(Exploitation competition)；透過競爭個體間直接的

相互作用稱之為干擾性競爭(Interference competition)，干擾性競爭最明顯的例子是動物為了競爭領性或食物進行的打鬥。不對稱的競爭(Competitive asymmetry)係指種內競爭和種間競爭皆處於不均勻狀態，一個個體的競爭能力遠高於另一個體。植物間的競爭是不對稱的，當較大的林木有較高的生長速率，並有其競爭上的優勢，植物的競爭模式根據於生長結構與競爭樹種間的數目，而競爭程度的多寡取決各單木間的總和(Begon *et al.*, 1996)。一般競爭對象又可以分為種間競爭(Interspecific competition)與種內競爭(Intrinsic competition)，種間競爭會使得植物群發生取代的現象，並呈現一個明顯的帶狀分布，每一個帶狀區接近優勢種之最適界(Optimum)，即為競爭作用所促成。而種內的競爭樹種之林級分布呈現反J形，幼苗多老木少，即因幼苗劇烈競爭而被淘汰的結果(劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)。外來植物在新生育地的環境條件下競爭能力，往往強過處於相似棲位的原生植物，在這種情況下外來植物，可以透過排擠原生植物而獲得成功。外來植物對資源的獲取能力優於原生植物，進而可以在競爭中取得優勢，外來植物的這種競爭優勢是在特定環境中取得的(Laurent *et al.*, 2017)。

(三) 外來植物的協同入侵

很多外來植物入侵過程中存在著協同作用(Synergy)，即透過幾種外來植物的相互配合而入侵。例如一個外來植物攜帶著病原體或寄生蟲侵入新生育地，結果疾病在對病原體，或寄生蟲更為敏感的相似原生植物中流行，使得外來植物失去競爭對手而得到擴展，這樣該外來植物與它的病原體或寄生蟲都發生了成功的入侵(Kraus and Page, 1995)，這些發現對品種引進、海關檢疫等工作都有其實行的意義。

(四) 雜交在入侵中的意義

雜交(Hybridization)也被認為是外來植物入侵成功的原因之一。外來植物與原生植物雜交產生的後代，可能兼具雙親的有利性狀，還可能產生雙親不具備的新特徵，它們可以入侵並生活於雙親不能生存的

環境中(徐玲明, 2013)。從遺傳的角度可知, 雜交種往往具有較大的遺傳多樣性, 有利於種群的生存, 透過雜交, 後代還可以擺脫雙親基因組中累積有害基因的影響, 雜交後代往往透過染色體加倍形成多倍體, 能固定雜種優勢(Ellstrand and Schierenbeck, 2000), 並對受干擾的生境有更強的適應性。同時, 雜交為進化提供了豐富的素材, 可能產生一些有特殊適應能力的個體, 從而形成一個全新的種群。雜交後代生活能力超過雙親, 產生很強的入侵性, 有時還會排擠其原生植物親本, 例如由外來肉質雜草(*Carpobrotus edulis*)與原生草本植物的 *C. chilensis* 雜交產生的後代是美國加州海岸廣布的雜草, 無論在沙丘還是草地上, 雜種後代的生長力都優於原生草本植物的親本 *C. chilensis*, 而且雜種後代對食草動物的抵抗力也更強(Lavergne and Molofsky, 2006)。至於雜交帶來的遺傳多樣性能否為雜交種帶來優勢, 如 *Spartina alterniflora* 與 *Spartina aritima* 的雜交後代大米草 *Spartina anglica* 是海岸鹽性沼澤地中的優勢入侵種, 但研究發現它的種群卻是由少量的雜種個體發展而來的(Thompson, 1991)。

三、遙航測應用於外來入侵植物之研究

遙航測資料係由空中以不直接接觸物體的方式, 取得地表地物之影像資料, 此種影像資料具備多光譜、多時間、大面積涵蓋且可快速取得資料之優點。遙航測影像資訊, 經過適當的影像分析或分類, 即能提供資源開發及土地利用規劃管理之參考, 且可累積數 10 年的舊有影像相比對, 得知地形地物之變化過程, 並可根據歷史變動資料, 追蹤變遷之影響因素, 進而推估將來可能發生之事件, 做為事先之規劃與防範(蕭國鑫等, 1993; 周天穎等, 1992)。

影像分類(Image classification)及光譜特性分析(Spectral character analysis)是遙航測影像應用之重要工作, 而對於特定植群的監測, 例如外來植物入侵範圍之監測、入侵速率的監控, 遙航影像資料將可扮演重要的資訊來源。雖然許多遙航測對於植群物種分類, 認為不同植

物類別，因皆含有葉綠素，造成分類的困難度，但如藉由不同季節所造成不同樹種的落葉差異，或藉由花季顏色的呈現，即可成功且輕易的判釋植物物種(林金樹，1999；Lillesand and Kiefer, 2000)。以恆春半島之銀合歡為例，當冬季時因東北季風的吹襲下，銀合歡會快速落葉，而其伴生樹種如相思樹、蒲姜在冬季仍然保持常綠之現象，因此利用冬季及夏季影像，可增加銀合歡分類之準確度(金絜之等，2007；呂明倫等，2009)。利用航空器如飛機或 UAV 所拍攝之影像，因照片解析力佳，對於外來植物入侵位置的確認，可藉由影像辨識並透過地理資訊系統(Geographic Information Systems, GIS)數化技術，可精確繪製外來植物入侵範圍，利用不同時間系列的外來植物入侵範圍(不同時期，同一地點的航測影像)，即可分析外來植物擴張過程及其擴張速率(圖 1-4)(李昭宗，2003)。

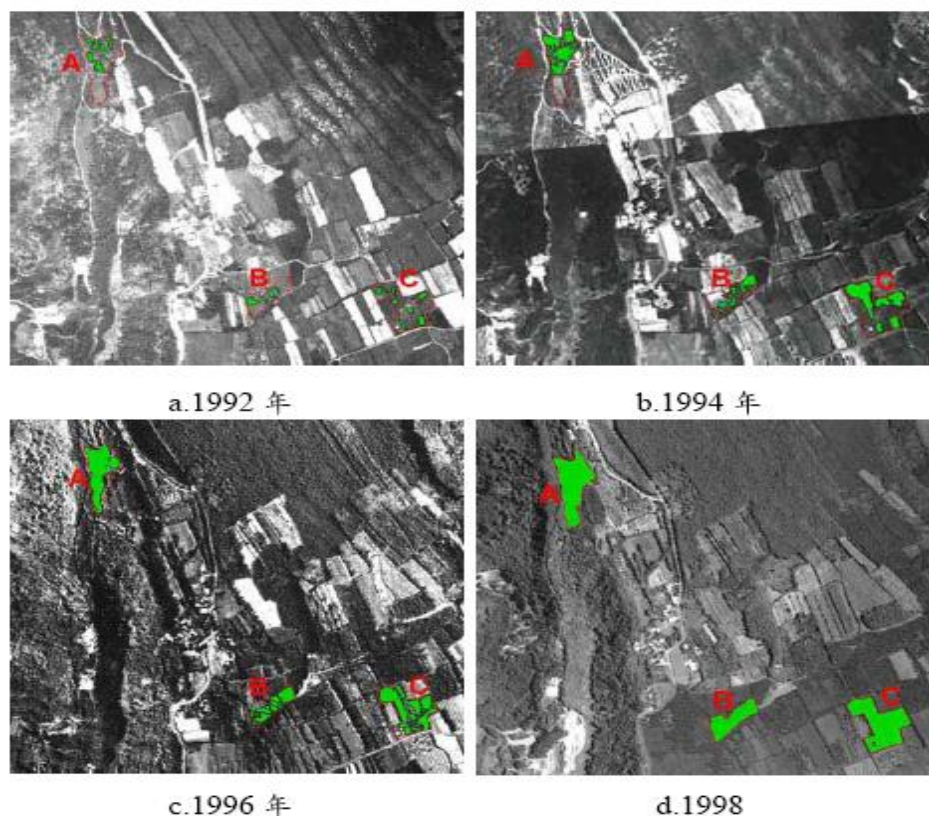


圖 1-4 銀合歡於不同年度擴散範圍(李昭宗，2003)

國外亦有許多研究利用時間系列的航空照片在監測外來物種入侵的變遷情形，如 Lonsdale(1993)曾在 1979 至 1985 年間，針對澳洲

北部 Adelaide River 流域淺灘湖泊，研究調查刺軸含羞木(*Minosa pigra* L.)擴散速率，利用航空照相於同樣地點，每年記錄刺軸含羞木林擴散情形，將所拍攝的航空照片進行幾何糾正並量測刺軸含羞木植群不同年份之擴散面積，推估種子飄散距離，利用迴歸統計導出兩者之間數學關係，故可利用多期的航空照片研究植物入侵擴散情形是最簡捷有效的方法。在大尺度的遙測資料其在外來植物入侵以 NASA 為例其結合地球觀測、模擬、以及科學計算上的能力，開發一套可以預測外來植物擴散與出現地點的新系統，稱之為「外來物種預報系統(Invasive Species Forecasting System, ISFS)」。此一系統結合 NASA 的衛星影像，以及多數配合單位所進行的實地採集資料，對外來物種過去與現在的分布位置進行分析，並預測未來的分布地點(Schnase *et al.*, 2009)。以鬼針草(*Bidens pilos*)為例，該物種具有大量吸收地下水的的功能，使得美國西部乾旱程度更加嚴重，並威脅到在溪流中生存的本土物種，在鬼針草開花的季節，ISFS 成功地預測了鬼針草在野外出現的地區，也使得傳統上野外工作者難以到達的地區，能獲得有關於鬼針草分佈的預測資料。

入侵植物的管理與防治，其關鍵在於外來植物之發現、繪製和監測。透過田野調查及遙航測影像的分類技術，應用於監測外來入侵植物的研究中，顯示一般監測外來植物入侵的主要途徑，係利用繪製入侵植物的分布，以繪製成果配合監測，再進一步利用模式模擬未來分布情形，或預測可能容易被入侵的危險區域，應用這些途徑制定出防治的方法與政策。因此，設立長期樣區，持續監測外來植物入侵的過程及其對於生態系構成之危害等，而植物入侵資料庫之建立，取得資料以瞭解入侵之現況，導入時間因素，進行不同時間同一地點的重複性調查，以瞭解時間變化與物象變化之關係。利用地理資訊系統進行大尺度資料整合與分析，藉以瞭解外來植物入侵空間與時間的變化，及入侵擴散的速度，危害情形等，將是研究外來植物入侵的重要工具(圖 1-5)。

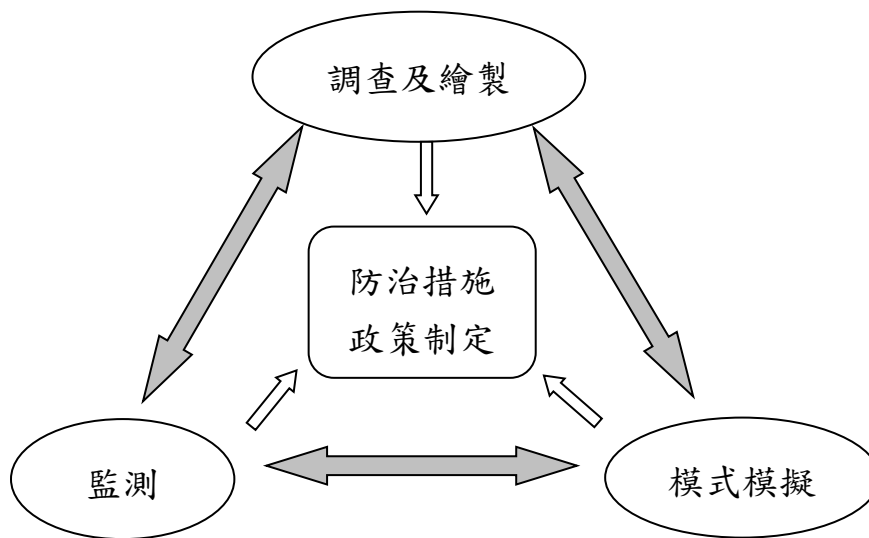


圖 1-5 防治入侵植物的主要的途徑(Kenzie *et al.*, 2002)

四、森林生態系服務之評估理論

自然環境所提供的生態系服務之功能可分兩層面來討論，一是作用於動植物之存續，包含生產投入的供應、生物生命的維持；另一是非因社會經濟使用而實現之價值(Ninan and Kontoleon, 2016)。首先在生產投入的供應、生物生命的維持等作用於動植物之存續，生產投入的供應係指自然界在病蟲害控制、洪澇控制、土壤肥力的養成、水的過濾等方面的服務，這些服務支持生態系的生產活動；而生物生命的維持方面，乃主要描述生態系提供了動植物食物來源、棲地、風景欣賞或間接作用於食物鏈之串聯上的服務。另外在非使用性的價值上，生態系提供存在的價值與選擇的價值，對物種存在的本身、生物多樣性的組成、環境適宜性的維持等賦予價值(Goulder and Kennedy, 1997)。

一般普遍認同生態系服務具有之供給服務、調節服務、支持服務與文化服務四大類服務中，亦含有從使用上至存在上的價值，也就是由人為使用、加工，直接或間接投入於社會經濟的供給服務、調節與支持生物生命之延續到文化或未來價值的保存等等此四大類生態系服務內容 (Daily, 1997)。生態系的重要性和生態系服務可以用不同的方式來表達，基本上有三種價值，包括生態、社會文化、經濟

(Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。生態系價值具有生態指標，如生物多樣性和完整性測量的健康狀態，而社會文化價值包括以人民福祉如圖 1-6。例如，文化認同和程度是生態系服務相關(Song *et al.*, 2015)。

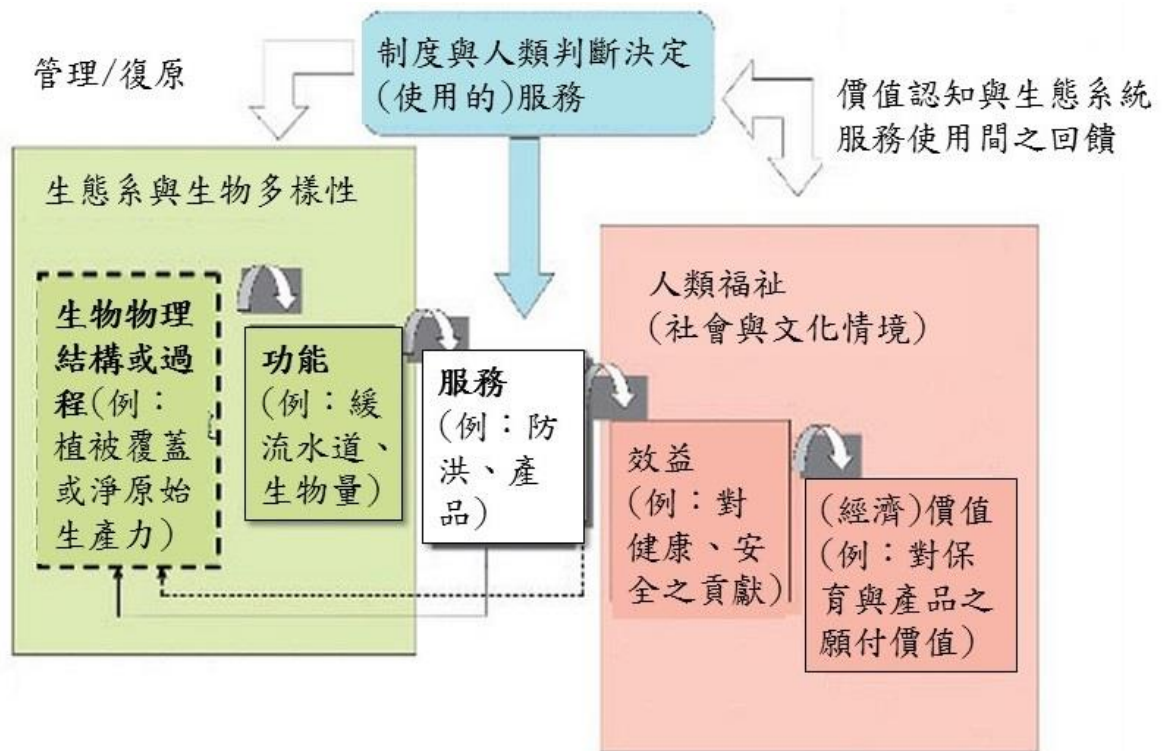


圖 1-6 從生態系和生物多樣性至人類福祉的生態經濟學途徑(UNEP, 2010)

森林資源經營係對林地、林木及其環境，進行目標導向的管理與經營，為達成森林經營目標，各經營活動必須投入人力及物力，其可視為林業投資(Forestry investment)。森林環境是由各種生態系構成之，同時提供環境產品，如新鮮的空氣、潔淨的水(左貴文，2011)。由於環境產品和服務缺乏市場價格而不能夠直接進入市場交易，因此要運用非市場價值評估方法。聯合國環境規劃署(United Nations Environment Programme, UNEP) (2010)整合各式生態系服務評估的方式後，依據其評估理論上看，將各評估方式分為兩大類：一是建立在經濟學理論基礎上的方法，如市場價格法、成本法和顯示性偏好法；二是以生態學

理論為基礎的方法，如能值分析法、投入產出法如圖 1-7。

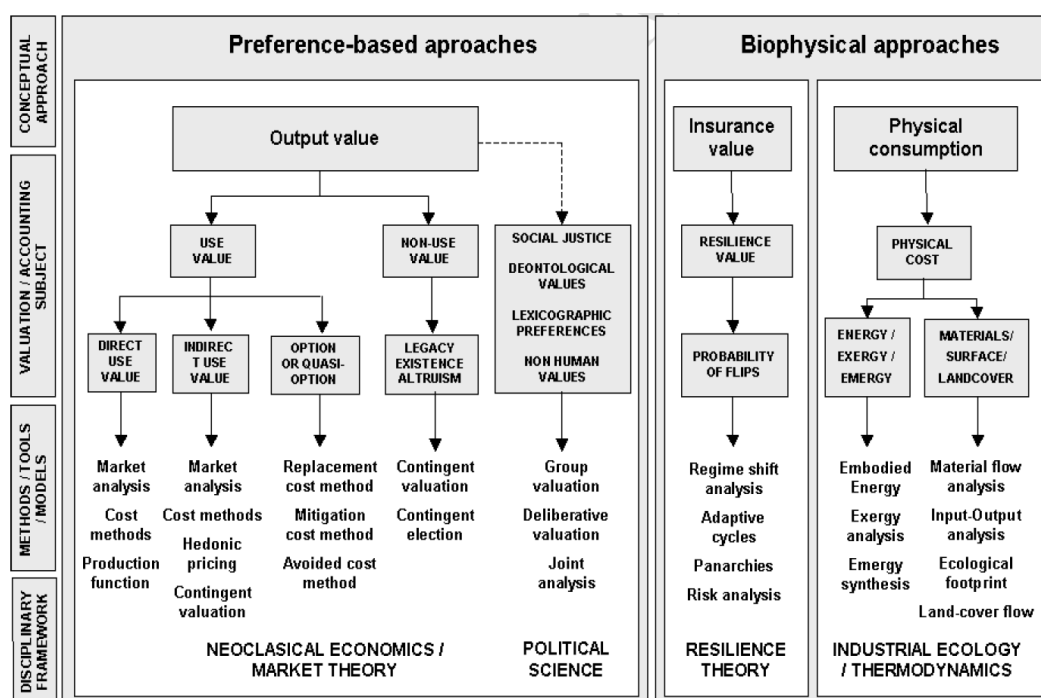


圖 1-7 生態系服務評估方法分類圖(UNEP, 2010)

各式生態系服務價值的評估理論基礎分述如下：

(一) 市場價格法(Market Analysis)

可由正式市場所交易的生態系財貨與服務的價值來推估，例如木材及魚貨，若有市場扭曲則須做價格調整(呂明倫等，2012)。

(二) 成本法(Cost Methods)：

基於損害生態系所引發的生態系服務喪失的成本、避免傷害的支出或全然取代生態系的成本(Duncan *et al.*, 2016)。

(三) 顯示性偏好法(Revealed Preference Methods)

即如個人願付給旅遊目的之生態服務的旅行或可接受成本，評估森林生態系各項資源的使用價值，然其只能衡量財貨或服務之使用價值(Sergio *et al.*, 2014)。

(四) 敘述性偏好法(Stated Preference Methods)

由假設市場調查人們對各項生態服務的願付價格(Kontogianni *et al.*, 2010)，相較於顯示性偏好法，此方法被廣泛應用在估計林產品或生態系服務的總經濟價值。

(五) 能值分析法(Emergy Analysis)

以生態系中的能量循環為理論基礎，認為「能量」附屬於生物圈之各種作用中，是地球上生物在求生過程中之共同所需，甚至可說是驅動所有生物與非生物作用的共同特性。能值分析不僅克服了傳統評估法中不同類別不同性質的能量難以比較和加減的問題，從全新角度分析各項資源環境在生態系中的作用，為準確評價資源環境價值提供了科學上的依據(Li *et al.*, 2011; Campbell and Tilley, 2014)。

(六) 投入產出法(Input-output Analysis)

為研究經濟體系(國民經濟、地區經濟、部門經濟、公司或企業經濟單位)中各個部分之間投入與產出的相互依存關係的數量分析方法(Zhang *et al.*, 2016)。

生態系為一複雜之過程，生態系的各項功能提供人類許多服務，使人類得以生存與享受生活品質，生態系服務的價值涵蓋許多面向的組合，各種面向評價研究甚多，而評價過程中易產生價值互有重疊的部分，無法將個別服務分別計價(Danley and Widmark, 2016)。故須將生態服務之特性加以分類(Kallis *et al.*, 2013)，避免產生重複計價之問題，以評估整體生態系服務價值(Morandi and Bastianoni 2014; Ninan and Kontoleon, 2016)。本計畫後續之生態系服務的研究分析，將緊扣普遍認同生態系服務功能中服務供給及調節服務之二大項目，據此歸類與分析恆春半島地區銀合歡移除後造林與周遭自然環境間的互動，利用能值分析法，進行造林後生態系各項評估指標之量化並進行森林生態系服務價值評估，期望能反映銀合歡移除後造林之生態系服務價值，並進一步提供生態系經營管理及策略實施時參考依據。

第二章 調查方法

第一節 計畫工作流程

本計畫所指的復育造林監測樣區，係指銀合歡移除後更新造林之區域，為掌握銀合歡移除後造林之林木生長及銀合歡之抑制情形，本計畫於復育造林區域內設置永久監測樣區，並進行動植物調查及建立地理資料庫，分析銀合歡移除復育造林之成效，以供為後續進行復育造林作業之參考。本計畫以 3 年為期，各年度之主要研究流程及方法如下：

第一年:以生物多樣性評估過去 10 年之銀合歡移除復育造林成效

- (一) 利用 2004 年至 2014 年於恆春半島所進行之銀合歡移除復育區，於不同立地環境(山坡地、海岸林地)各設置 10 個(包含 2 個對照區)0.05 ha 樣區，於樣區內調查生物相、動物相及立地環境資料及造林木的生長量調查，評估銀合歡移除復育區在 6 年撫育停止後銀合歡是否受到抑制，並分析造林木之生長狀態。
- (二) 以 GIS 設計復育區造林木量測之屬性欄位，並建立林木生長及立木環境資料庫。
- (三) 分析不同立地環境之銀合歡移除後造林及對照區之生物多樣性，並評估銀合歡移除後復育造林之生態效益。
- (四) 配合「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫，以 2015 年規劃之復育造林區為範圍，於不同立地環境各設置 10 個 0.05 ha(包含 2 個對照區)之設立永久監測樣區(小尺度)，並於每一永久監測樣區內設置 5 個 1 m × 1 m 的地被植物調查樣區，進行銀合歡移除前後之生物相及立地環境調查。

第二年:以多期遙測影像,分析恆春半島外來入侵種銀合歡面積之消長

- (一) 配合「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫,以 2016 年度規劃之復育區為範圍,於不同立地環境各設置 10 個 0.05 ha(包含 2 個對照區)之永久監測樣區(小尺度),並於永久監測樣區內設置 5 個 1 m × 1 m 的地被植物調查樣區,進行銀合歡移除前後之生物相及立地環境調查。
- (二) 調查 2015 年所設置之永久監測樣區,並分析銀合歡移除復育一年後之地被植物變化情形,並分析不同立地環境之差異性。
- (三) 利用自 1988 年起之多期 Landsat 衛星影像,進行銀合歡植相分布辨識,並分析銀合歡在不同立地環境之面積消長情形及監測銀合歡移除復育作業對臨近海域之海色變化及海岸退縮之影響。
- (四) 辦理期中成果檢討會議,以利 2017 年辦理「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫之參考。

第三年:以永久監測樣區分析恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林之林木生長與銀合歡抑制情形

- (一) 配合「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫,以 2017 年度規劃之復育區為範圍,於不同立地環境各設置 10 個 0.05 ha(包含 2 個對照區)之永久監測樣區(小尺度)。並於永久監測樣區內設置 5 個 1 m × 1 m 的地被植物調查樣區,進行銀合歡移除前後之生物相及立地環境調查。
- (二) 調查 2015、2016 年度所設置之永久監測樣區,並分析銀合歡移除復育 1 年後及 2 年後之地被植物變化情形,並分析不同立地環境之差異性。
- (三) 利用 3 年的永久監測樣區調查資料,分析不同立地環境造林木之成活率、生長量及銀合歡生長之抑制情形。並討論不同作業方式及不同立地環境對銀合歡移除復育造林之成效差異。

(四) 辦理 8 小時之研究成果教育訓練。

(五) 研究期間至少發表 2 篇國內期刊之研究報告

依據重要工作項目內容，本計畫將區分為基本資料收集與分析，包括永久監測樣區設置及調查，林木生長及立木環境資料庫建立，大尺度之遙測影像分析及生態效益評估等項目，計畫工作流程如圖 2-1。

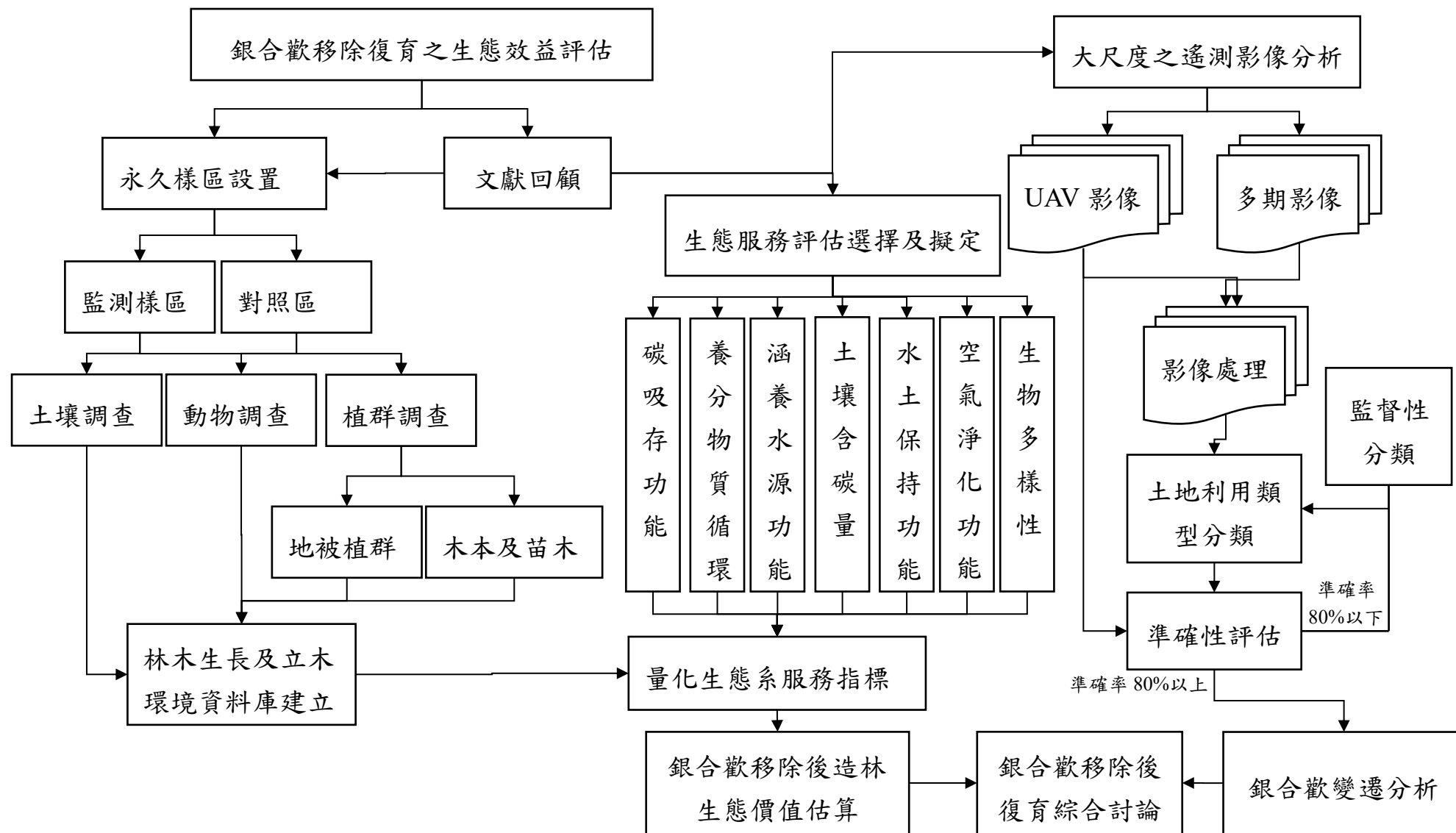


圖 2-1 計畫工作流程

第二節 監測樣區設置

本計畫以 3 年為執行期，進行監測樣區之動植物資源調查與分析。工作內容包括銀合歡移除復育造林前後之植物生態調查、陸域動物生態調查及立地環境調查。在植物生態調查方面分為木本植物與地被植物，動物生態調查項目包括哺乳類、鳥類、兩生類、爬蟲類和蝶類等。此外，利用大尺度之遙測衛星影像及小尺度空中 UAV 所拍攝之數位影像，監測銀合歡移除復育造林區及周邊區域之地景、銀合歡入侵及造林作業對水土保持之影響。各類群調查方法、頻度和樣點樣線設置位置以及監測方法等，可監測調查區域內不同銀合歡移除復育造林作業方式，對生物多樣性及造林木生長之影響。

本計畫所設置監測樣區，係以屏東林區管理處於 2004 年至 2014 年於恆春半島所進行之銀合歡移除復育造林區，及 2015 年開始推動之「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫範圍，進行監測樣區設置。樣區類型主要依據造林年份，分為銀合歡移除復育造林 6 年以上及 6 年內新造林地；立地環境主要依據銀合歡移除復育造林區內坡度及離海岸線距離，分為海岸區及山區；銀合歡移除作業方式分為複層造林-林下栽植、複層造林-帶狀栽植及全面整地造林等 3 種造林作業方式，進行樣區設置。造林 6 年以上之造林監測樣區，林相多呈現鬱閉狀態，已不再進行撫育等相關作業；造林 6 年以下之銀合歡移除造林地，均定期進行除草、撫育及造林苗木補植。

監測樣區設置方法，係參考林務局第四次全國森林資源調查-事業區外地面樣區設置與調查工作手冊，考慮銀合歡移除造林地，在林分結構及樹種組成之均質性，選擇 0.05 ha 之矩形樣區做為監測樣區之大小(長 25 m、寬 20 m)，並在於 0.05 ha 之監測樣區中，透過逢機取樣方式利用 PE 水管設置 5 個 1 m × 1 m 的地被植群調查樣區。在對照區部分，依各不同銀合歡移除造林作業方式，於相同環境之銀合歡未移除區域，設置 0.09 ha (30 m × 30 m)之對照區，0.09 ha 樣區內再

分為 9 個 0.01 ha (10 m×10 m) 之小樣區，永久監測樣區及銀合歡設置範圍及數量如表 2-1 所示，樣區之設置方式如圖 2-2 所示。

表 2-1 永久監測樣區設置範圍及數量

時間	設置範圍	造林樣區	對照區
2015	2004 年至 2014 年於恆春半島所進行之銀合歡移除造林區	14	4
	2015 年「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫規劃造林區	6	2
2016	2016 年「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫規劃造林區	10	2
2017	2017 年「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」	4	2

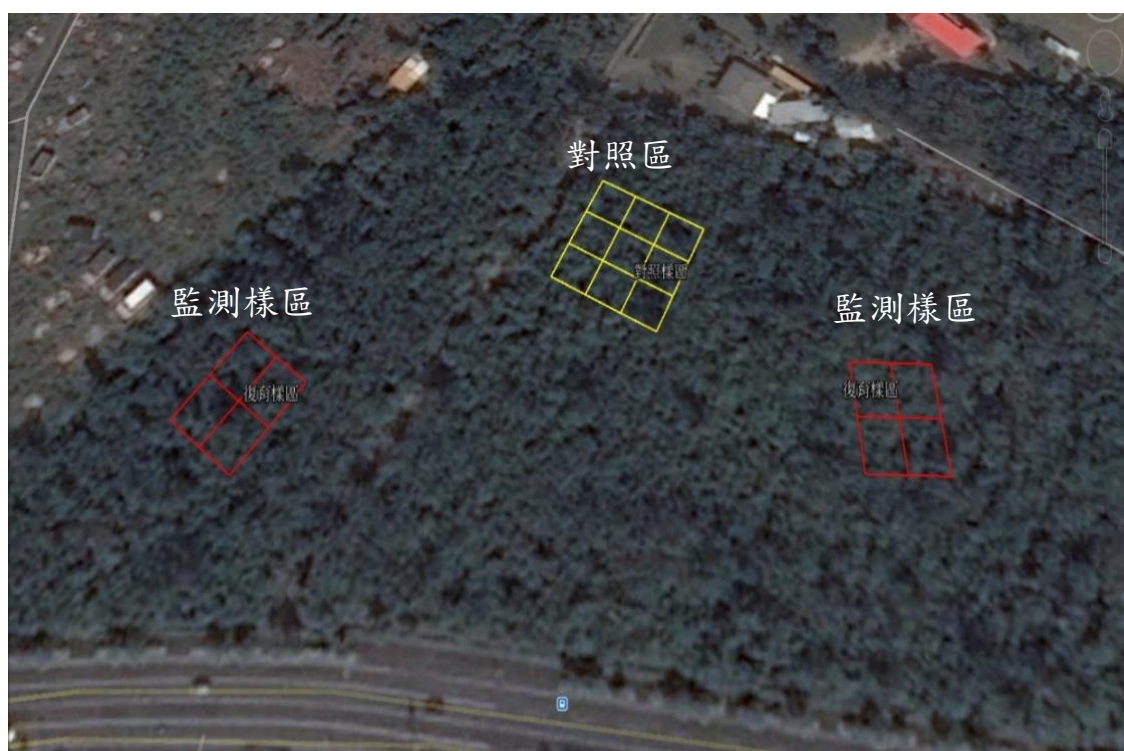


圖 2-2 銀合歡造林監測樣區(紅)與對照區(黃)之設置方式

本計畫完成 44 個樣區的設置，包含 10 個對照區，以及 34 個造林監測樣區，對照區設置之基本資料如表 2-2 所示，監測樣區設置之基本資料如表 2-3，樣區位置如圖 2-3。

表 2-2 對照區設置之基本資料

樣區 編號	X 坐標	Y 坐標	地形樣態	海拔(m)	樣區所在地
A01	228341.620	2427723.977	海岸區	15	恆春 34 林班
A02	226559.050	2428692.540	山區	84	恆春 34 林班
A03	219518.289	2442824.488	海岸區	8	車城鄉新海口段
A04	220478.894	2445728.704	海岸區	16	車城鄉海口段
A05	220804.874	2446190.684	海岸區	57	車城鄉海口段 589、596 號
A06	218538.008	2457002.324	山區	109	潮洲 36 林班
A07	225243.218	2431391.845	山區	84	恆春 33 林班
A08	220954.993	2446381.243	山區	46	恆春 33 林班
A09	220905.754	2464505.774	山區	67	潮洲 23 林班
A10	222351.440	2465318.576	山區	74	潮洲 23 林班

表 2-3 監測樣區設置之基本資料

造林時間	造林 年度	樣區 編號	X 坐標	Y 坐標	生育型	海拔 (m)	造林作業	所屬林班地
造林 6 年 以上	94	B01	228271.553	2427711.489	海岸區	19	複層-林下栽植造林	恆春 34 林班
	94	B02	228409.884	2427659.293	海岸區	21	複層-林下栽植造林	恆春 34 林班
	90	B09	219557.131	2448378.493	海岸區	14	全面整地造林	車城鄉海口段 442 地號
	90	B10	219407.763	2448209.736	海岸區	12	全面整地造林	車城鄉海口段 442 地號
	98	B11	219712.904	2447992.376	海岸區	18	全面整地造林	車城鄉海口段 4500 地號
	98	B12	219657.286	2447941.644	海岸區	13	全面整地造林	車城鄉海口段 4500 地號
	91	B29	218572.211	2456973.426	山區	57	複層-帶狀栽植造林	潮洲 36 林班獎勵造林
	91	B32	226788.413	2428303.329	山區	69	複層-帶狀栽植造林	恆春 34 林班
造林 6 年 以下	100	B05	219205.622	2442738.814	海岸區	6	全面整地造林	車城鄉新海口段
	100	B06	219342.954	2442824.437	海岸區	8	全面整地造林	車城鄉新海口段
	103	B07	220115.226	2443230.044	海岸區	7	全面整地造林	車城鄉新海口段
	103	B08	220002.268	2443189.805	海岸區	9	全面整地造林	車城鄉新海口段
	105	B03	226442.810	2428727.635	山區	67	複層-帶狀栽植造林	恆春 34 林班
	105	B04	226560.388	2428602.416	山區	78	複層-帶狀栽植造林	恆春 34 林班

續表 2-3 監測樣區設置之基本資料

造林樣態	造林 年度	樣區 編號	X 坐標	Y 坐標	地形樣態	海拔 (m)	復育造林方式	所屬林班地
造林 6 年 以下	104	B13	224453.651	2437581.791	山區	120	複層-帶狀栽植造林	車城鄉保力段山訓場
	104	B14	224091.777	2438314.781	山區	82	複層-帶狀栽植造林	車城鄉保力段山訓場
	104	B15	224504.417	2437711.849	山區	97	複層-帶狀栽植造林	車城鄉保力段山訓場
	102	B16	220190.565	2446960.095	海岸區	10	全面整地造林	車城鄉海口段
	102	B17	220145.025	2447049.220	海岸區	12	全面整地造林	車城鄉海口段
	105	B18	220595.131	2446091.624	海岸區	24	全面整地造林	海口段 589、596 號
	105	B19	220763.548	2446050.148	海岸區	44	全面整地造林	海口段 589、596 號
	105	B20	220677.845	2446128.498	海岸區	31	全面整地造林	海口段 589、596 號
	105	B21	220724.231	2445932.724	海岸區	78	全面整地造林	海口段 589、596 號
	105	B22	219801.247	2443164.654	海岸區	9	全面整地造林	新海口段區外保安林
	105	B23	219664.175	2443118.328	海岸區	7	全面整地造林	新海口段區外保安林
	105	B24	225023.256	2431669.547	山區	55	複層-帶狀栽植造林	恆春第 33 林班
	105	B25	225124.541	2431762.215	山區	73	複層-帶狀栽植造林	恆春第 33 林班

續表 2-3 監測樣區設置之基本資料

造林樣態	造林 年度	樣區 編號	X 坐標	Y 坐標	地形樣態	海拔 (m)	復育造林方式	所屬林班地
造林 6 年 以下	104	B26	218351.247	2457053.182	山區	111	複層-帶狀栽植造林	潮洲 36 林班
	104	B27	218515.652	2456873.510	山區	59	複層-帶狀栽植造林	潮洲 36 林班
	104	B28	218572.211	2456973.426	山區	57	複層-帶狀栽植造林	潮洲 36 林班
	106	B33	227988.535	2434442.625	山區	83	複層-帶狀栽植造林	恆春 32 林班
	106	B34	228132.733	2434426.088	山區	89	複層-帶狀栽植造林	恆春 32 林班
	106	B35	220425.612	2428836.293	海岸區	7	全面整地造林	恆春鎮水泉段
	106	B36	220445.316	2428767.906	海岸區	6	全面整地造林	恆春鎮水泉段

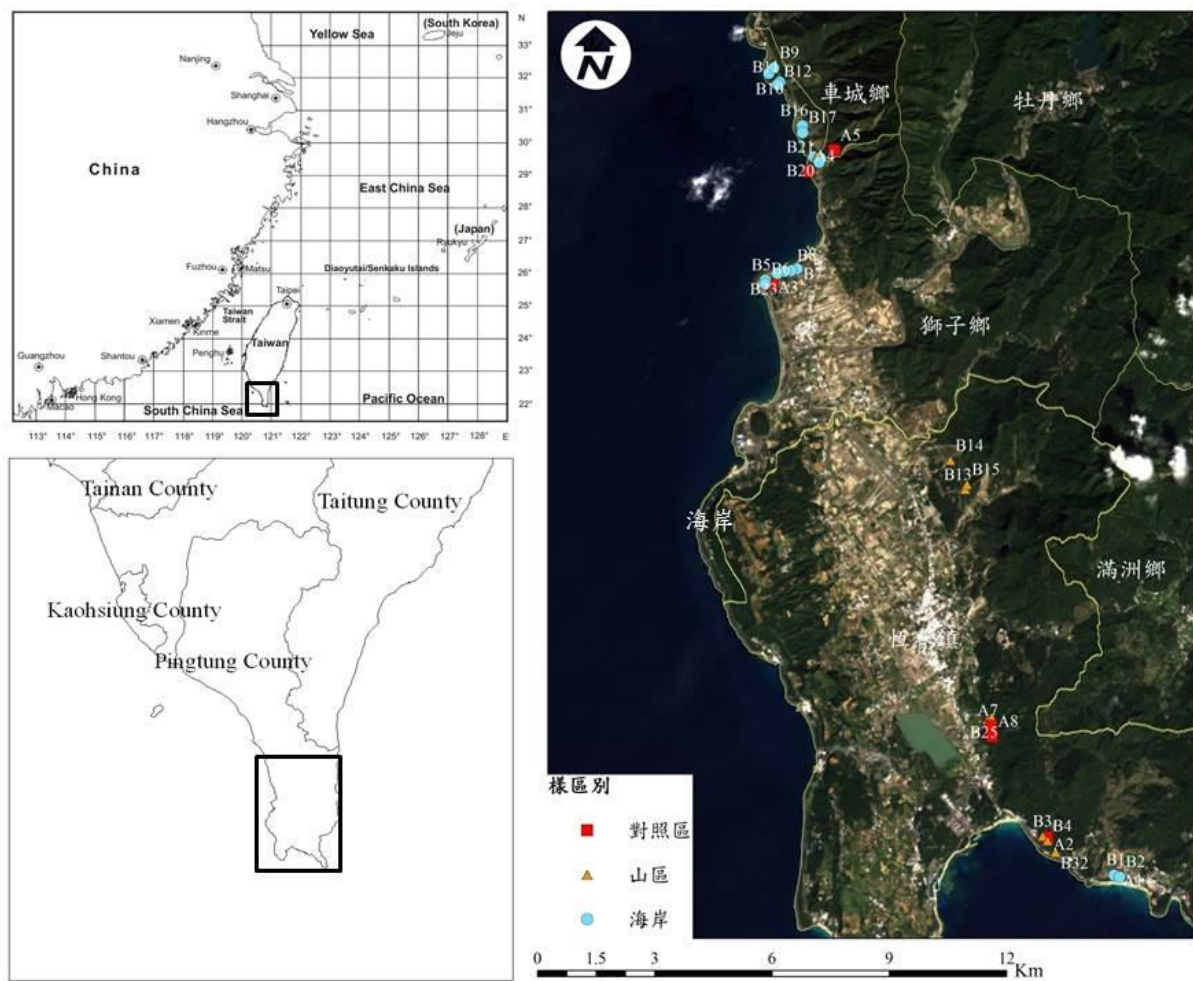


圖 2-3 各類型銀合歡移除復育造林監測樣區之分布位置圖

第三節 調查方法

一、植物資源調查

造林監測樣區內植物資源調查共分為木本、新植苗木及地被植物 3 種植物類型。木本植物部分，於造林監測樣區與對照區，針對胸高直徑(Diameter at Breast Height, DBH)大於 1 cm 以上之非新植林木，進行每木調查，調查項目包括樹種種類、立木位置、樹高、胸徑、樹冠幅、枝下高、林木生長狀態及樣區物理環境，並將每株造林木進行編號，新植苗木部份，主要調查項目包括苗木樹種、株數、苗高、地徑及記錄新植造林苗木之生長與存活率。此外，在造林監測樣區與對照區地被植物調查部份，利用 PE 水管分別設置 5 個 1 m×1 m 地被植物調查樣區，調查內容包括地被植物種類及覆蓋度，並對優勢地被種類加以描述如圖 2-4。



圖 2-4 樣區內植物調查現場情況

植物資源調查頻度與時間，以 1 季 1 次，1 年共 4 次為原則，如遇到劇烈天氣變化，如颱風、旱災、火災等災害，將視天然災害對樣區之影響程度，於災害過後增加 1 次調查。立木位置測量將以 SET530RK3 全站儀(Electronic total station)配合 GSR2700ISX 全球定位系統(Global Positioning System, GPS) 測定立木位置(TM2 坐標)，並建置為 Shapefile 格式資料，以供後續於 GIS 軟體中進行調查資料編修及資料庫建置。植物種類鑑定，則透過臺灣維管束植物簡誌(1-6 卷)、TaiBIF(臺灣生物多樣性資訊入口網，<http://www.taibif.org.tw/>)。並將調查資料分析苗木存活率、樣區植物物種之重要值指數(Importance Value Index, IVI)、生物多樣性指數，並提供後續討論。

二、動物資源調查

陸域動物依據計畫目標，規劃不同的調查方法，目標類群包括鳥類、哺乳類(不含翼手目)、兩生類、爬蟲類和蝶類等 5 類群。調查方法依類群特性，使用定點、沿線和捕捉調查法，調查方法主要參照行政院環境保護署(2011)公告之「動物生態評估技術規範」、臺灣野生動物資源調查-兩生類動物調查手冊(呂光洋，1996)、兩生類監測標準作業手冊(國立東華大學，2009)及鳥類監測標準作業手冊(國立臺灣大學生物多樣性研究中心，2009)，自動錄音調查法參照姜博仁等，2010「野生動物調查自動錄音技術開發與應用評估」。調查頻度為 1 季 1 次，1 年進行 4 次，計畫期間共調查 8 季，每次調查時間為期 7 天。各類群詳細調查時間則依照物種之生活習性不同進行調整，詳細之調查方法說明及調查頻度及時間說明如表 2-4 所示。

表 2-4 陸域動物監測調查方法

監測 類群	調查 方法	調查方法說明	調查頻度與時間
	鼠籠 誘捕法	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域選定 1-2 處樣線，每樣線設置 5-10 個台製鼠籠或薛門氏捕鼠器 (Sherman's trap)，以地瓜沾花生醬加香腸或火腿為誘餌，於天黑前佈設完畢，每日巡視捕獲動物經鑑定種類後原地釋放。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次進行 4 天 3 夜的捕捉。
哺乳類	導板集井 式陷阱	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域，架設 1-2 個導板集井式陷阱 (Drift-fence funnel trap)，利用 3 m 長，30 cm 高的矮圍籬(導板)，配合改裝過的蝦籠所組成，作為調查小型地棲哺乳類之監測工具，陷阱開籠期間 2~3 日需定期巡視，捕獲動物經鑑定種類後原地釋放。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次進行 7 天 6 夜的捕捉。
	自動錄音	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域，設置固定架設點，使用高感度自動錄音裝置(Sony PCM-M10)進行長時間錄音，音檔以人工監聽和聲紋頻譜圖掃視辨識物種，用於補充陷阱誘捕可能遺漏的物種。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次需完成整日連續 24 hr 以上的錄音。

續表 2-4 陸域動物監測方法

監測 類群	調查方法	調查方法說明	調查頻度與時間
兩生類	沿線 調查法	於造林監測樣區與對照區域範圍內設置監測樣線，利用目視遇測法 (Visual encounter survey) 入夜後沿線記錄看到和聽到的兩生類種類和數量。沿線遇溝渠和水窪及積水容器等水域型微棲地環境，均進行定點停留調查。	1 季 1 次，1 年共 4 次。調查於日落後 1 hr 開始執行。
	導板集井 式陷阱	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域，架設 1-2 個導板集井式陷阱，利用 3 m 長，30 cm 高的矮圍籬(導板)，配合改裝過的蝦籠所組成，作為監測地棲性兩生類調查工具，陷阱開籠期間 2~3 日需定期巡視，捕獲動物經鑑定種類後原地釋放。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次進行 7 天 6 夜的捕捉。
	自動錄音	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域，設置固定架設點，使用高感度自動錄音裝置(Sony PCM-M10)進行長時間錄音，音檔以人工監聽和聲紋頻譜圖掃視辨識物種，用於補充短時間沿線調查和陷阱捕捉可能遺漏的物種。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次需完成整日連續 24 hr 以上的錄音。

續表 2-4 陸域動物監測方法

監測 類群	調查方法	調查方法說明	調查頻度與時間
爬蟲類	沿線 調查法	於造林監測樣區與對照區域範圍內設置監測樣線，日間調查主要針對飛蜥、草蜥和石龍子科等，夜間則針對守宮科及蛇類等進行調查。調查沿線進行，輔以徒手或使用工具翻動地表或枯枝落葉進行檢視。	1 季 1 次，1 年共 4 次。日間調查於上午 8~12 點進行，夜間調查於日落後 1 hr 開始執行。
	導板集井 式陷阱	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域，架設 1-2 個導板集井式陷阱，利用 3 m 長，30 cm 高的矮圍籬(導板)，配合改裝過的蝦籠所組成，作為監測地棲性爬蟲類調查工具，陷阱開籠期間 2~3 日需定期巡視，捕獲動物經鑑定種類後原地釋放。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次進行 7 天 6 夜的捕捉。
	沿線 調查法	於造林監測樣區與對照區域範圍內設置監測樣線，調查時沿線以目視和利用 8~10 倍的雙筒望遠鏡調查，記錄沿線兩側各 5 m 範圍內發現的種類和數量，輔以昆蟲網進行捕捉，鑑定種類後立即釋放。偏好黃昏出沒的蝶類於傍晚進行補充調查。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次於上午 8~11 時及下午 15~18 時執行。
蝶類			

續表 2-4 陸域動物監測方法

監測 類群	調查 方法	調查方法說明	調查頻度與時間
	定點 調查法	於造林監測樣區與對照區設置固定的監測樣點，以 8-10 倍的雙筒望遠鏡調查，輔以鳴叫聲音辨別，記錄兩種棲地類型出現的鳥種、數量。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次於日出後 3 hr、日落前 2 hr 執行，入夜後執行夜間調查，每樣點調查時間為 10 min。
鳥類	自動錄音	於造林監測樣區與對照區域範圍內之核心區域，設置固定架設點，使用高感度自動錄音裝置(Sony PCM-M10)進行長時間錄音，錄音檔以人工監聽和聲紋頻譜圖掃視辨識物種，用於補充隱蔽性高、鳴叫頻度較低或夜行性鳥類等，短時間定點調查可能遺漏物種。	1 季 1 次，1 年共 4 次。每次需完成整日連續 24 hr 以上的錄音。

陸域動物監測樣點與樣線的設置，配合植被永久樣區的設置進度進行，第 1 年於第 1 季(2015 年 9 月)完成 16 個樣區各項野外調查工作，第 2 季(2015 年 11 月)加入 B07、B15 和 A04，第 4 季(105 年 5 月)再加入 B16 和 B17，第 1 年總監測樣區共計 21 個；爾後陸續於第 2 年第 1 季(2016 年 8 月)加入 B18、B19、B20 和 B21 樣區，第 4 季(106 年 5 月)加入 B22、B23 和 B24 樣區，最後合計總監測樣區數共 28 個。不同的陸域動物調查方法，於各類型監測樣區的配置狀況詳見附件表 2。研究中所捕獲動物經鑑定種類後原地釋放。陸域動物名錄製作、特有性和保育等級等，依據 TaiBIF (臺灣生物多樣性資訊入口網，<http://www.taibif.org.tw/>) 資料及行政院農業委員會於 103 年 7 月 2 日公告之「保育類野生動物名錄」(農林務字第 1031700771 號)。



圖 2-5 陸域動物監測調查現況

三、土壤資源調查

為了解各不同造林區之土壤物理化學特性，以及各造林作業方式苗木生長與土壤性質之關係，於樣區內隨機方式選取 10 個土壤採集點，收集地表土層 0-30 cm 深度之土壤樣本，並將 10 個樣本之土壤混合，土壤樣本經風乾磨碎後利用 2 mm 網目篩網，以取得土壤性質分析之樣本，土壤樣本以夾鍊袋封裝並放置乾燥皿中保存，並從中取 5 重覆之土壤樣本，進行土壤性質及化學成份分析。檢測項目包括土壤質地、酸鹼值(pH)、電導度(Electric Conductivity, EC)、有機質含量(Organic Matter, OM)、氮(N)、磷(P)、鉀(K)、鈣(Ca)及鎂(Mg)測定等，處理及各測定方法如下所示。

(一)土壤樣品前處理

將樣區所採集之土壤樣本平鋪薄層於報紙上，並放置於空氣流通之室內令其自然風乾。在將風乾之土壤樣本，利用空玻璃瓶將土粒壓碎，使土粒個別散開，再以 2 mm 網目之篩網將已風乾磨碎之土壤樣本過篩，篩過的土壤樣本充分混合後，裝入封口夾鍊袋中並放置乾燥皿中保存(圖 2-6)。



圖 2-6 樣區內土壤樣本磨碎、過篩及分析

(二)土壤樣品檢測

1. 酸鹼值(pH)

以 20 g 土壤樣本及 20 mL 的蒸餾水，置於 50 mL 的塑膠杯中，並以玻璃棒充分攪拌之。放置 1 hr，並不間斷予以攪拌 2 次，以酸鹼值測定儀(pH meter, WTW, pH 720)測定之。

2. 電導度(Soil Electrical Conductivity, EC)

以 10 g 土壤樣本及 50 mL 的蒸餾水，置於 250 mL 三角錐瓶中，震盪 1 hr 後倒入布氏漏斗(Buchner funnel)中，抽氣收集濾液，取定量濾液(即飽和抽出液(Saturated extract))，並以電導度計(EC meter, TOADKK, CM-25R)測定之。

3. 有機質含量(Organic Matter, OM)

以 Walkley Black 濕式氧化法測定。秤取 1 g 土壤樣本依序加入 10 mL $\text{N K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 、10 mL 98% H_2SO_4 及 80 mL 逆滲透水，離心後取上層清液，以波長 260 nm 之分光光譜(Spectrophotometer, HITACHI, U-2001)測定之。

4. N 測定

以凱氏氮測定法進行測定。秤取 1 g 土壤樣本，置於分解管中，並加入 8 mL 之濃硫酸及還原鐵 5 g，放置於分解爐上加熱 2 hr 後靜置冷卻，加入 30 mL 蒸餾水並置於蒸餾系統中，開始加熱蒸餾 7 min 後，取出燒杯並以 0.1 N NaOH 標準溶液滴定 0.1 NH_2SO_4 標準溶液之殘餘量，以計算出全氮含量。

5. P 測定

以鉬藍法(Bray No.1)測定。秤取 1 g 土壤樣本，加入 10 mL P 抽出液，並振盪 1 min 後以 1A 濾紙過濾，取 5 mL 澄清濾液，依序加入 3 滴鉬酸銨及 3 滴還原劑，靜置 15 min 待其呈色，後以波長 560 nm 之分光光譜儀測定。

6. K、Ca 及 Mg 測定

秤取 5 g 土壤樣本，加入 20 mL K 抽出液(0.05 NHCl -0.25 NH_2SO_4)，振盪 5 min 後以 5A 濾紙過濾後，以原子吸收光譜儀(Atomic Absorption Spectroscopy, AAS)測定之。

7. 陽離子交換容量(Cation Exchange Capacity, CEC)

利用 1N 醋酸銨淋洗土壤樣本，使銨離子和土壤中存在可交換的陽離子，利用鈉離子將土壤中已交換的銨離子移除後，測定已交換銨離子之量，由銨離子含量，計算土壤中陽離子交換容量(Rhoades, 1982)。

四、銀合歡植群之消長監測

本計畫利用 1988 開始間隔 5 年為一期，分別為 1993、1998、2003、2008、2013 及 2016 年恆春半島(獅子鄉以南)之 Landsat 系列衛星影像，進行銀合歡分布判釋分類，分析 28 年來銀合歡之面積消長情形。前人研究顯示，銀合歡在物候特性上與其他伴生樹種有所差異，銀合歡於乾季時會有假落葉之現象，葉片呈枯黃狀態；濕季時，枝葉生長茂盛而呈現濃綠的樣貌，故在遙測影像的分析上，可使用這兩時期的影像光譜特徵做為分類之依據(鍾玉龍、呂明倫，2006、馮郁筑等，2009)。本計畫所使用影像時期皆以乾季為主，利用以恆春氣候站 1981~2016 年之氣象資料繪製之生態氣候圖(圖 2-7)能得知恆春半島地區於 11 月至隔年 4 月為該區域之乾燥季節，本計畫所使用 Landsat 衛星影像及拍攝時期由表 2-5 所示。

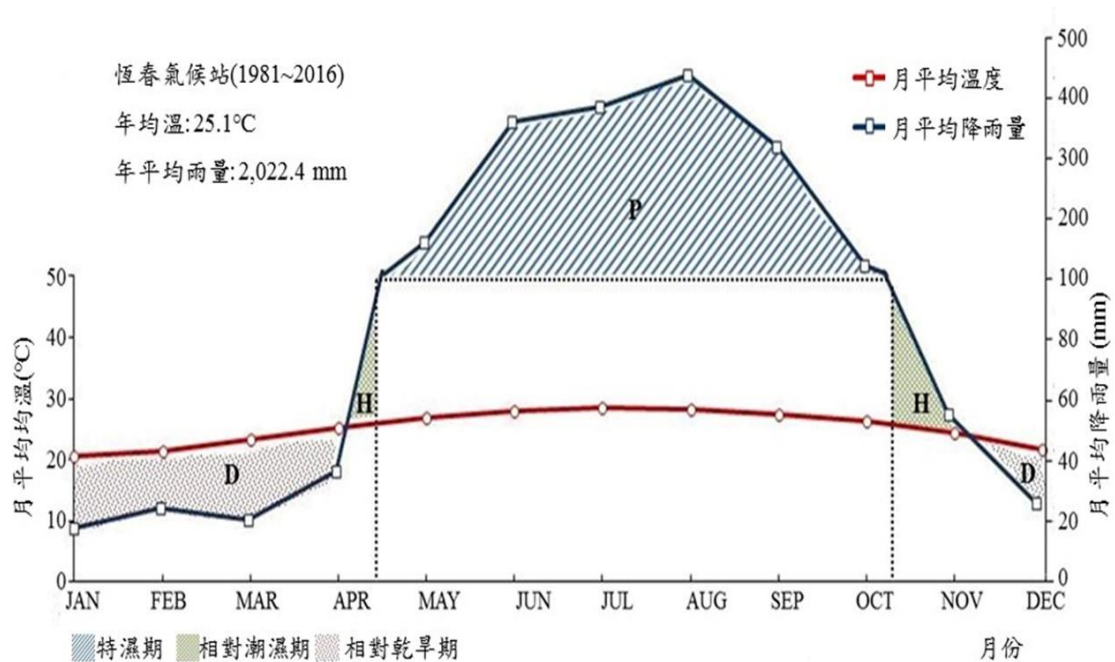


圖 2-7 研究區生態氣候圖(恆春氣象站 1981-2016)

表 2-5 選用衛星影像時間

影像來源	拍攝時間	影像來源	拍攝時間
Landsat5 TM	1988.01.22	Landsat5 TM	2008.11.12
Landsat5 TM	1993.02.04	Landsat8 OLI	2013.11.26
Landsat5 TM	1998.12.19	Landsat8 OLI	2016.12.20
Landsat5 TM	2003.02.19		

六、資料分析

(一)木本植物重要值指標(Importance Value Index, IVI)

在研究中，木本及地被植群以重要值指標(IVI)探討植物物種在當地植群中所佔有的角色，當其值越大則表示其重要程度愈高，顯示該物種在該生育環境中更具優勢狀態。另以銀合歡在不同造林區與對照區之相對密度，探討不同銀合歡移除造林作業方式對銀合歡抑制效果。IVI 計算係以物種之相對密度(Relative density)、相對頻度(Relative frequency) 及相對優勢度(Relative dominance)三者加總之平均值(行政院環境保護署，2011)，計算公式如下。

$$\text{相對頻度}(\%) = \frac{\text{樣區內某樹種之頻度}}{\text{樣區內所有樹種頻度之總和}} \times 100\% \dots\dots\dots (1)$$

$$\text{相對密度}(\%) = \frac{\text{樣區內某樹種之株數}}{\text{樣區內所有樹種株數之總和}} \times 100\% \dots\dots\dots (2)$$

$$\text{相對優勢度}(\%) = \frac{\text{樣區內某樹種之胸高斷面積}}{\text{樣區內所有樹種胸高斷面積之總和}} \times 100\% \dots\dots\dots (3)$$

$$\text{IVI} = (\text{相對密度} + \text{相對頻度} + \text{相對優勢度})/3 \dots\dots\dots (4)$$

(二)生物多樣性指標

為探討不同造林作業法對於生物多樣性之影響，本計畫針對樣區之木本植物及陸域動物，分別進行生物多樣性指標計算，包括 Simpson 優勢度指數(Simpson' s dominance index)、Shannon-Wiener 多樣性指數(Shannon-Wiener diversity index)以及改良式 Hill 均勻度指數(Hill modified evenness index)。

1.Simpson 優勢度指數(λ)

λ 為 Simpson 指標，可用來代表群落中優勢集中程度，數值越高表示優勢度集中於少數物種之現象越明顯。其計算公式如下 (Simpson, 1949)。

$$\lambda = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2 \dots\dots\dots (5)$$

n_i ：某物種個體數； N ：所有物種個體數。

2.Shannon-Wiener 多樣性指數(H')

Shannon-Wiener 多樣性指標可綜合反應一群聚內生物種類之豐富程度及個體數在種間分配是否均勻，受種數及個體數影響，指標越大時表示物種數愈多，種間的個體數量則愈平均。若群落只由一物種組成則 H' 值為 0。藉由 Shannon-Wiener 多樣性指標的分析，可以得知調查區域是否為穩定成熟之生態系。計算公式如下 (Shannon, 1963)：

$$H' = - \sum_{n=1}^s p_i \ln p \dots\dots\dots (6)$$

$P_i = n_i/N$ ； n_i ：某物種個體數； N ：所有物種個體數。

3.改良式 Hill 均勻度指數(E_5)

改良式 Hill 均勻度指數即為 Evenness index 5(E_5)，為廣泛使用之均勻度指數 (Alatalo, 1981)。數值愈大則代表該群落組成均勻度高；當某一個群落中全部物種個體數目的分配狀況，即為各物種個體數目分配的均勻程度。當此指標愈接近 1 時，表示此調查環境的各物種其個體數越均勻，優勢種愈不明顯；反之，如果此群落只有一種時，指數為 0，公式如下 (Alatalo, 1981)。

$$E_5 = \frac{[(1/\lambda)-1]}{(e^{H'}-1)} \dots\dots\dots (7)$$

λ ：Simpson 指數； H' ：Shannon-Wiener 指數。

(三)碳蓄積與碳吸存量推估

本計畫評估銀合歡移除復育造林的碳匯成效，計算調查樣區的分性態值，並分別計算樣區內造林木及保留木之蓄積量，再進一步推算碳蓄積，並逐年調查分析，計算樣區的碳吸存量，比較不同復育造林作業及生育環境之碳吸存量。

碳蓄積(Carbon storage)為一總量之概念，測定單位林地內的生物量或蓄積量，並藉以推估林分的碳貯存量，而碳吸存量(Carbon sequestration)則具有時間的概念，為林木在期間內所吸收的的碳量。銀合歡移除復育造林時之樹種選擇，主要以區外保安林或海岸林地之環境生育地為考量，主要以抗風、防潮或景觀功能進行造林木數種選擇，如相思樹、木麻黃、黃連木、欖仁、黃槿等為主。為計算單木材積量，其各樹種之材積式選擇如表 2-6 所示，除銀合歡、相思樹、光臘樹等造林木之外，其餘樹種皆採用其他闊葉樹通用材積式。利用 IPCC 之林木碳儲存之估算模式，進行銀合歡樣區的碳蓄積效益評估。IPCC 制定之估算原則推估單株林木貯存量，其公式如下：

$$C_{\text{plant}} = V_{\text{stem}} V_{\text{whole/stem}} \times W_0/V_g \times C_{\text{con}} \dots\dots\dots(8)$$

C_{plant} ：單株碳貯存量(Mg/株)； V_{stem} ：單株幹材材積(m^3)； $V_{\text{whole/stem}}$ ：全株材積與幹材材積轉換係數； W_0/V_g ：重量與材積轉換係數； C_{con} ：碳含量轉換係數。

利用本研究團隊所開發的「全臺碳儲存推估系統」，進行碳貯存量推估。碳貯存計算方式採用 IPCC 等所制定之估算公式，其中包括許多參數，如全株材積與幹材材積轉換係數、重量與材積轉換係數、碳含量轉換係數、擴展係數、基礎密度與碳含量轉換係數等，皆以目前國內外相關研究報告為主，若無相關資料則參考國外資料。

表 2-6 各樹種之材積式

樹種	迴 歸 方 程 式	地 區	作 者 年 代
銀合歡	$\ln V = -9.8000 + 1.65041 \ln D + 1.26416 \ln H - 0.00245828 D^2$	恆春、潮州	陳朝圳、范貴珠(1989)
相思樹	$\log V = -4.080211 + 1.599870 \log D + 1.089275 \log H$	臺灣中南部	林子玉、楊豐昌、伍木
大葉桃花心木	$Y = 0.010154 \times D + 0.012462 \times H (0.016966 + 0.00040815)$	屏東	廖宜緯(2011)
欖仁	$Y = 0.010752 \times D + 0.013173 \times H + (-0.099030)$	屏東	廖宜緯(2011)
無患子	$Y = 0.004992 \times D + 0.01289 \times H + (-0.063209)$	屏東	廖宜緯(2011)
苦楝	$Y = 0.013925 \times DBH + 0.012790 \times H + (0.127933)$	屏東	廖宜緯(2011)
其他闊葉樹通用材積	$V = 0.0000464 D^{1.53578} H^{1.50657}$	全臺	劉慎孝、林子玉(1968)

註：V 為材積，D 為胸高直徑，H 為樹高

(四)以多期衛星影像進行銀合歡分布範圍分類及探討其變遷

進行影像分類處理以獲取計畫地區之土地使用圖和銀合歡空間分佈圖，並採用誤差矩陣進行檢核，以總體精度及 Kappa 評估分類準確度；利用地景生態(Landscape Ecology)分析造林區的地景結構及銀合歡的空間分布特性並監測其擴散變遷情形。

1.漏授、誤授及全影像分類準確度評估法

在影像分類準確度評估上，透過 Congalton 和 Story 導出分類準確度評估的 4 個指數分別為(Congalton and Story, 1986)：

(1) 生產者精度(Producer Accuracy)

$$PA = \frac{E_{ii}}{E_{i+}} \times 100\% \dots\dots\dots (9)$$

授誤差 (Omission Error)

$$OE = 1 - PA \dots\dots\dots (10)$$

(2) 使用者精度(User Accuracy)

$$UA = \frac{E_{ii}}{E_{+i}} \times 100\% \dots\dots\dots(11)$$

(3) 誤授誤差(Commission Error)

$$CE = 1 - UA \dots\dots\dots(12)$$

(4) 全影像分類準確度(Overall Accuracy)

$$OA = \left[\frac{1}{N} \sum_{i=1}^r E_{ii} \right] \times 100\% \dots\dots\dots(13)$$

X_{ii} ：誤差矩陣第 i 列第 i 行之值； X_{i+} ：第 i 列之非斜線上之像元總數； X_{+i} ：第 i 行之非斜線上之像元總數； N ：評估像元總數； n ：總分類組數。

2.Kappa 值分類準確度評估法

Kappa 值主要是表示一分類法與完全隨機分類比較，其所減少錯誤的百分比，並可計算出分類成果及參考資料間之相似程度。因此，能做為評估誤差矩陣之精度好壞。推導 Kappa 值為準確度評估指標之演算公式如下(Congalton, 1991)。

$$K = \frac{OA - CA}{1 - CA} \left[\frac{N \sum_{i=1}^r E_{ii} - \sum_{i=1}^r (E_{i+} \times E_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (E_{i+} \times E_{+i})} \right] \times 100\% \dots\dots\dots(14)$$

3.土地利用類型面積之變化

藉由多時期遙測影像，進行影像分類及檢核後所得到的土地利用圖，探討造林區土地利用類型的變化情形，建立 3 個時期以上之土地利用類型及計算面積，以不同時期之土地利用空間分布資料，比較其土地利用類型之面積變化。為進一步探討各土地利用類型在多時期所轉變之情況，本計畫應用轉移矩陣概念，計算土地利用由一個時間點

至另一時間點的變化，各種轉移機率是根據某一時期事物各種狀態的分布求得，此數學式可表示為(式 15)。所有狀態的轉移機率，以矩陣型態表示，可構成一轉移機率矩陣(式 16)。透過使用轉移矩陣的概念，以地理資訊系統空間分析功能的 Tabulate Area 來分析，進而分別計算出多期恆春半島土地利用類型的面積轉移矩陣及轉移機率，以探討歷經 28 年墾丁本區域土地利用變遷及銀合歡之消長情形。

$$p_{ij} = n_{ij} / \sum_{j=1}^m n_{ij} \cdots \cdots \cdots (15)$$

$$p_{ij} = \begin{bmatrix} p_{11} & p_{12} & \cdots & p_{1m} \\ p_{21} & p_{22} & \cdots & p_{2m} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ p_{m1} & p_{m2} & & p_{mm} \end{bmatrix} \cdots \cdots \cdots (16)$$

p_{ij} ：轉移機率； n_{ij} ：土地利用從狀態 i 轉變成狀態 j 的量；
m：土地利用類型數。

(五)地景指數的計算

使用衛星影像分類完之土地利用圖層為材料，以地景生態學觀點以地景層級與類型層級，進行地景指數之計算。選取應用最廣泛的 8 種地景指數，依據指數功能之不同，可以分為四大類一般性指數、形狀性指數、鄰近度與連接性指數、多樣性指數(McGarigal and Marks, 1995)，並利用Fragstats 3.3空間格局分析軟體進行地景指數之運算，各項指數包含如下：

1.一般性指數

(1) 嵌塊體數量(Number of Patches, NP)

$$NP = \sum n_i \cdots \cdots \cdots (17)$$

n_i ：類型 i 中所有嵌塊體數量。

(2) 嵌塊體密度(Patchiness Density, PD)

$$PD = \frac{n_i}{A} \times 10,000 \times 100 \dots\dots\dots(18)$$

n_i ：類型 i 中所有嵌塊體數量； A ：總地景面積。嵌塊體密度係計算每 100 ha 之單位面積上的嵌塊體總數量。

(3) 最大嵌塊體指數(Largest Patch index, LPI)

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} \times 100 \dots\dots\dots(19)$$

a_{ij} ：類型 i 中第 j 個嵌塊體之面積； $\max(a_{ij})$ ：類型 i 中最大 j 嵌塊體之面積； A ：總地景面積；單位：%；區間： $0 < LPI < 100$ 。

(4) 平均嵌塊體大小(Mean Patch Size, MPS)

$$MPS = \frac{A}{N} \times \frac{1}{10000} \dots\dots\dots(20)$$

$MPS > 0$ ；單位： m^2/ha ； A ：嵌塊體面積； N ：嵌塊體數量。

2. 形狀性指數

(1) 平均形狀指數(Mean Shape Index, MSI)

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{\min(p_{ij})}}{n_i} \dots\dots\dots(21)$$

p_{ij} ：類型 i 中第 j 個嵌塊體之周長； n_i ：類型 i 中所有嵌塊體數量； $\min(p_{ij})$ ：類型 i 中最小 j 嵌塊體之面積；單位：無；區間： $MSI \geq 1$ ，無限制。

(2) 嵌塊體平均碎形維度(Mean Patch Fractal Dimension, MPFD)

$$MPFD = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{N} \dots\dots\dots (22)$$

$1 \geq MPFD \geq 2$ ； P_{ij} ：某一類嵌塊體邊長； a_{ij} ：某一類嵌塊體面積； N ：嵌塊體總數目。

3. Shannon's 地景多樣性指數(Shannon's Diversity Index, SHDI)

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \times \ln p_i) \dots\dots\dots (23)$$

p_i ：類型 i 中所有嵌塊體佔有地景之比例；單位：無；區間： $SHDI \geq 0$ ，無限制。

(六)銀合歡移除後造林之生態系服務評估

本計畫為了解銀合歡移除後造林及未移除之銀合歡純林之生態系服務差異，以普遍認同生態系服務具有四大類生態系服務為基礎，並沿用 Campbell and Tilley (2014)以能值分析法評估美國馬里蘭州森林生態系服務、黃書禮 (2004)計算全台生態系能量流動評估以及 Brown and Bardi(2001)所訂定之全球生態系服務能值量化公式，進行恆春半島地區銀合歡移除後造林及未移除前之銀合歡純林之生態服務價值評估，其評估指標量化公式及量化方式如下。

1.碳吸存功能

本計畫採用 Campbell and Tilley (2014)以能值分析法評估美國馬里蘭州森林生態系服務的碳吸存功能之公式，能質量化公式如下。

$$Em = C_s \times AREA \times E \times J \times T_c \dots\dots\dots (24)$$

式中： C_s 碳吸存量， $AREA$ 為森林面積， E 為碳能量轉換係數， J 為焦耳能量轉換率， T_c 為碳之太陽能換率。

2. 營養物質循環

營養物質循環功能量化方式沿用 Campbell and Tilley (2014) 以能值分析法評估美國馬里蘭州森林生態系服務的營養物質循環之公式，其計算公式如下。

$$Em = Ns \times AREA \times Tn + P \times AREA \times Tp \dots\dots\dots(25)$$

式中：Ns 為氮吸存量，AREA 為森林面積，Tn 氮循環之太陽能換率，P 為磷吸存量，Tp 為磷循環之太陽能換率。

3. 土壤含碳量

土壤含碳量的量化方式採用 Campbell and Tilley (2014) 以能值分析法評估美國馬里蘭州森林生態系服務的營養物質循環之公式，其計算公式如下。

$$Em = Sc \times AREA \times E \times J \times Ts \dots\dots\dots(26)$$

式中：Sc 為土壤碳含量，AREA 為森林面積，E 為碳能量轉換係數，J 為焦耳能量轉換率，Ts 為土壤之太陽能換率。

4. 水土保持功能

本計畫水土保持功能量化方式採用 Campbell and Tilley (2014) 以能值分析法評估美國馬里蘭州森林生態系服務的水土保持功能，其量化公式如下。

$$Em = Ms \times Om \times AREA \times Ts \dots\dots\dots(27)$$

式中：Ms 為土壤流失量，Om 土壤有機質百分比，AREA 為森林面積，Ts 為土壤流失之太陽能換率。

水土保持功能量化公式中土壤流失量的推估是採用通用土壤流失公式(Universal Soil Loss Equation, USLE)進行土壤流失量的推算，其計算公式如下。

$$Am=Rm \times Km \times LS \times C \times P \dots\dots\dots(28)$$

式中，Am 為土壤流失量(t/ha/year)，Rm 為降雨沖蝕指數(MJ-mm/ha-hr-yr)，Km 為土壤沖蝕指數(ton-ha-yr/MJ-mm-ha)，LS 為坡長坡度因子，C 為地表覆蓋與管理因子，P 為水土保持處理因子。

本計畫蒐集臺灣氣候變遷推估與資訊平台(Taiwan Climate Change Projection and Information Platform, TCCIP)之氣候觀測資料，使用 ESRI ArcGIS 10.1 的 IDW method 進行降雨沖蝕指數計算。土壤沖蝕指數為利用水土保持手冊查表得知。坡長坡度因子的計算方式為使用 20 m×20 m 的數值地形模型資料，利用 ESRI ArcGIS 10.4 的 Arc Hydro Tools 模組進行計算，地表覆蓋與管理因子為土地利用類型的圖層資料進行編制。

5.淨化空氣功能

本計畫參考 Campbell and Tilley (2014)評估森林生態系服務的淨化空氣功能的方式，利用 i-tree eco 取得森林空氣物累積量，再將結果導入 Campbell and Tilley (2014)以能值分析法評估美國馬里蘭州森林生態系服務的淨化空氣功能的公式，其量化公式如下。

$$Em = Ma \times AREA \times Ta \dots\dots\dots(29)$$

式中：Ma 為空氣污染物移除量，AREA 為森林面積，Ta 為淨化空氣之太陽能換率。

6.生物多樣性功能

生物多樣性功能量化方式採用 Costanza *et al.* (1997)以能值分析法估算全球生態系中每個物種的能值，進一步推算全球生物多樣性功能的價值，其量化公式如下。

$$Em=sp \times T \times AREA \cdots \cdots \cdots (30)$$

式中：sp 為生物物種數，T 為太陽能換率，AREA 為物種活動分布面積佔全球面積的比例。

7.涵養水源功能

森林生態系服務的涵養水源功能量化方式採用 Odum (1988)以能值分析法評估森林涵養水源功能，利用園區降雨天數、園區不同土地利用類型的土壤入滲率所估算出的地下水補注量，導入能值量化公式，其量化公式如下。

$$Em=EG \times AREA \times D \times J \times T \cdots \cdots \cdots (31)$$

式中：EG 為地下水補注量，AREA 為不同土地利用類型的面積，D 為水的密度，J 為能量轉換系數，T 為太陽能換率。

8.總經濟價值

Odum (1988)建立能值評估觀念，綜合所有能量研究，將自然生態和經濟體系結合，投入標準化，由經濟角度切入，可以更全面的評估生態系服務。Campbell and Tilley (2014)估算生態系的各項 29 種生態價格，包含水、土壤、空氣污染、自然資源、商品交換等，將環境的生物物理價值與經濟價值相協調，並擴展能量分析的能力，為環境工作提出的貨幣價值。總經濟價值是以「國家」為單位，利用能值分析法計算國家全年能值使用、進口總量，包含可再生資源、不可再生資源、進口資源，再與當年度的國民生產毛額(GNP)做比值(式 32)，以能值貨幣比(Emergy Money Ratio, MER)來表現一個國家的能值價值(Odum, 1988)，同時可作為能值貨幣化(式 33)的基礎。

$$\text{能值貨幣比(MER)} = \text{總能值使用量} / \text{國民生產毛額} \cdots \cdots \cdots (32)$$

$$\text{能值貨幣化} = Em / MER \cdots \cdots \cdots (33)$$

本計畫利用能值分析法進行恆春半島地區銀合歡移除後造林區及未移除銀合歡對照區之生態系服務，將各項生態服務評估指標之量化公式，其參考文獻如表 2-7。生態服務參考總經濟價值的制度，將造林後及未移除銀合歡之林相生態系服務之各項能量組成量化為能值，透過能值貨幣比，將能值轉化為貨幣價格，以作為討論銀合歡移除後造林生態系服務生態經濟效益之基礎。

表 2-7 生態系服務功能指標之能值量化公式及轉換率之參考文獻

服務功能	公式來源	能值轉換率來源
碳吸存功能	Campbell and Tilley (2014)	Campbell and Tilley (2014)
營養物質循環	Campbell and Tilley (2014)	Campbell and Andrew (2009)
土壤含碳量	Campbell and Tilley (2014)	Campbell and Tilley (2014)
水土保持功能	Campbell and Tilley (2014)	Campbell and Tilley (2014)
淨化空氣功能	Campbell and Tilley (2014)	Campbell and Tilley (2014)
生物多樣性功能	Costanza <i>et al.</i> (1997)	Costanza <i>et al.</i> (1997)
涵養水源功能	Odum (1988)	Odum (1988)

第三章 結果與討論

第一節 銀合歡移除造林區之造林成效及對植物多樣性之影響

一、銀合歡移除造林作業區之土壤化學分析

復育造林區位於屏東縣獅子鄉、車城鄉、滿洲鄉及恆春鎮之恆春半島範圍內。研究區主要以四重溪為界，其地勢劃成南北兩部份，在四重溪以南地區主要為台地及平原地形，以北到楓港溪南岸主要為淺山及丘陵地為主。地質與土壤則可分為紅棕色磚紅化土、黃棕色磚紅化土、沖積土、石積土及盤層土。地形方面又可分成海岸地帶和內陸淺山區兩大分區，其中海岸地帶以珊瑚群礁為主的西海岸與南灣地區，土壤性質主要為砂頁岩沉積物混合珊瑚礁碎屑之母質土壤；而在內陸淺山區由於森林覆蓋良好，受恆春地區高溫多雨，化學風化作用盛行下，土壤淋洗作用較為強烈，導致土壤表面腐質層淺薄，而次生型氧化鐵，經淋洗作用移至裡土層，造成紅色裡土層(黃文樹，2010)。

恆春半島地形長期受到地表作用的影響，使得土壤性態特徵，在海岸地帶和內陸淺山區有顯著不同。林木生長表現會受到內在的林木生理因子及外在環境條件影響，而有所差異，主要影響因子包括樹種的生長特性、氣候條件及土壤性質，其中，土壤性質在造林初期，將會影響苗木生長的表現(Wilcke *et al.*, 2008; Ellen and Richard, 2011)。此外，外來植物入侵會影響生態系統或改變生態系統，包含生產力、土壤養分、群落結構、動態等。因此，為探討銀合歡入侵是否會造成土壤性質、養分改變，並探討不同復育造林樣區之土壤性質對造林木生長的影響，本計畫分別對不同造林作業方式之造林樣區及銀合歡對照區，以隨機方式選取 10 個土壤採集點，利用圓鋤以地表土層 0-30 cm 深度進行土壤採樣，後續將 10 個土壤採集點之土壤樣本，混合成一包後，從各土壤樣本中取 3 重覆各 1 kg 土壤供為物理及化學分析分析之用。

土壤質地會影響土壤有效水含量、養分含量、通氣性、透水性及土壤溫度變化等，土壤性質調查之結果如表 3-1 所示。由表 3-1 顯示土壤質地在各樣區間有所差異，以海岸型為主之樣區，土壤質地以壤質砂土、砂質粘壤土及砂質壤土等含砂粒較高之土壤質地；在山區型樣區部分則以壤土及砂質壤土為主。整體來說，越靠近海岸線之樣區土壤中砂粒成分越高，海岸型區域土壤性質多為砂質性土壤，而山區型樣區，除山區對照區土壤質地為砂質壤土之外，山區型樣區土壤由粘壤土所組成，其保肥力及保水性較砂質性土壤良好。

表 3-1 各類型樣區之土壤性質分析

樣區類型		粒徑分級(%)			土壤質地
		砂粒	黏粒	粉粒	
海岸區	林下栽植造林	61.7	33.4	4.9	砂質壤土
	全面整地造林	63.1	17.3	19.6	砂質壤土
	全面整地造林*	50.3	30.5	19.2	砂質粘壤土
	對照區	58.4	21.1	20.5	砂質壤土
山區	帶狀栽植造林	51.0	20.7	28.3	砂質粘壤土
	帶狀栽植造林*	40.5	34.1	25.4	壤土
	林下栽植造林*	43.4	32.3	24.3	壤土
	對照區	51.2	33.7	15.1	砂質壤土

註：*造林 6 年以上

表 3-2 各樣區土壤性質分析

樣區類型		pH	EC	OM	N	P	K	Ca	Mg
			(ms/cm)	g/kg	(%)	(cmol(+) kg ⁻¹ soil)			
海岸區	林下栽植造林*	7.47±0.21 ^{b**}	2.94±0.24 ^b	0.19±0.02 ^a	0.62±0.05 ^a	3.33±0.29 ^a	0.04±0.01 ^a	14.19±0.17 ^b	0.04±0.01 ^a
	全面整地造林	8.27±0.37 ^a	3.35±0.23 ^a	0.13±0.01 ^b	0.40±0.04 ^a	2.16±0.21 ^b	0.02±0.00 ^c	13.86±0.12 ^b	0.02±0.00 ^a
	全面整地造林*	7.43±0.17 ^b	2.28±0.07 ^c	0.14±0.02 ^b	0.66±0.01 ^a	3.32±0.15 ^a	0.03±0.00 ^b	14.88±0.76 ^a	0.02±0.01 ^a
	對照區	7.51±0.05 ^b	2.87±0.90 ^b	0.11±0.02 ^b	0.59±0.08 ^a	2.34±0.17 ^b	0.02±0.00 ^c	14.79±0.30 ^a	0.02±0.00 ^a
山區	帶狀栽植造林	7.29±0.17 ^c	2.61±0.35 ^c	0.24±0.02 ^a	0.67±0.06 ^a	3.20±0.06 ^a	0.03±0.00 ^b	6.95±0.04 ^d	0.03±0.01 ^a
	帶狀栽植造林*	6.76±0.21 ^d	1.93±0.19 ^d	0.30±0.01 ^a	0.70±0.08 ^a	3.37±0.15 ^a	0.03±0.01 ^a	7.31±0.13 ^c	0.02±0.02 ^a
	對照區	7.34±0.14 ^b	2.46±0.60 ^c	0.12±0.02 ^b	0.67±0.02 ^a	2.43±0.15 ^b	0.02±0.00 ^b	7.58±0.04 ^c	0.02±0.02 ^a

註：*造林 6 年以上之林相；**平均值(標準差),每一數據為 5 個土壤樣本之平均值，橫向數值後之字母不同，表示其間具有顯著差異($p < 0.05$)

在不同復育造林區之土壤化學性質分析結果如表 3-2 所示。在土壤酸鹼性(pH 值)部分，pH 值為化學性質之基本指標，對土壤及植物之意義上，不同的植物皆有其適合生長之土壤 pH 值範圍，過高或過低之 pH 值，除造成植物生長逆境外亦影響植物養分吸收之情況(Malh *et al.*, 1998)。若土壤 pH 值偏低或過高也會造成毒害現象產生。因此，土壤之 pH 值多用以判定土壤的某些基本特性及作物生長不良之可能原因。由表 3-2 顯示海岸區樣區除山區對照區之土壤 pH 值外，皆高於山區型樣區。其中，全面整地造林樣區有著最高的 pH 值(8.27 ± 0.37)。一般而言，植物最適生長 pH 值於 5~6 間(卓家榮，2005)，除了造林 6 年以上之山區帶狀栽植造林及林下栽植造林樣區低於 7.0 以下，其它樣區之土壤 pH 值介於 7.29~8.27 之間，皆屬於輕度鹼性土壤(Mildly alkaline, pH 7.4-7.8)，對林木生長已產生不利影響，而造林 6 年以下之海岸全面整地樣區則屬中度鹼性土壤(Moderately alkaline, pH 7.9-8.4) (Soil Survey Staff, 2014)，更不利於苗木生長。

全面整地造林樣區因靠近海岸，雖有架設防風籬，但因樣區內並無上木保護，造林木受到海風直接侵襲較為嚴重，造成 pH 值偏高。此外，藉由土壤電導度(Electrical Conductivity, EC)可判定土壤中可溶性鹽類含量的多寡，並可供為土壤鹽土分級之依據，若土壤電導度太高，則會造成土壤水分滲透壓升高，植物會難以吸收水分及養分，而形成鹽害(Salinization) (Singh, 2015)，由表 3-2 顯示，所有樣區內之土壤電導度介於 1.93~3.35 ms/cm 之間，高於一般森林土壤電導度(0.5~1 ms/cm)，其中以造林 6 年以下之海岸區全面整地造林樣區，其電導度(3.35 ± 0.23 ms/cm)最高，一般而言，當土壤電導度超過 1.5 ms/cm 時，則對多數植物生長有負面影響(陳鴻堂等，1994)。海岸區之復育造林區因緊鄰海岸，在海風及季風吹襲下，鹽分經由海風攜帶附著於樹體，而經由雨水淋洗後，將滲入土層及地下水，造成土壤具有較高濃度的鹽分，其對於一般植物生長將造成負面影響(許博行，2006)。

土壤有機質(Organic Matter, OM)係指在土壤中含碳的有機化合物，其主要來源包含各植物凋落物、死亡之動植物殘體、植物根系及動植物之排泄物或是分泌物。雖然土壤中有機質僅佔 0.5%~3%，但大部分植物與微生物皆仰賴此少數比例之有機質，並從中獲得能源和養分。由表 3-2 分析結果顯示，全區的土壤有機質含量介於 0.30~0.12% 之間，海岸區樣區土壤有機質除林下栽植造林樣區($0.19 \pm 0.02\%$)之外，皆低於山區樣區；相較之下，除了海岸區 2 種全面整地造林樣區之外，其他具有良好覆蓋的復育造林樣區，土壤有機質皆高於同類型之對照區。海岸區樣區之有機質皆低於山區樣區，主要原因為海岸區土壤組成大部分為砂質土，而山區樣區則擁有腐質土比例較高的土壤，有機質含量較高。土壤沖蝕程度因子，係依土地表面所呈現之沖蝕徵狀與土壤流失量決定，其中坡度、降雨量、土壤特性、土地覆蓋等因子均會影響土壤沖蝕(Martinez *et al.*, 2017)，坡度越陡、降雨量越大、土地無覆蓋等均容易造成土壤流失(Borrelli *et al.*, 2017)。本次調查結果顯示，針對樣區內具有覆蓋度之樣區，係因保留部分林木，故保土能力較佳，土壤不易被雨水沖走，而全面整地造林樣區則較容易受到雨水沖刷，造成土壤有機質含量較低。

土壤有機碳來源主要為凋落物在地表所形成的枝落葉層，經過腐植作用後，其殘體轉變成腐植質所提供。而腐植質具有增加土壤肥力、pH 緩衝能力、提高陽離子交換能力(Cation Exchange Capacity, CEC)、緩慢釋放植物生長發育所需的元素等效應(曾聰堯等，2014)。因此，森林生態系中，落葉分解速率與養分循環具有密切的關連性，而分解速率主要與環境因子及分解物質影響最大，此兩因子均影響微生物活動，如針葉樹具有松脂、酚類化合物、木質素等均屬於較難分解之物質(Gordon *et al.*, 2000; Williams and Wardle, 2007; 黃青莢，2002)。由表 3-2 分析結果可知，海岸區及山區之對照區其土壤有機碳含量皆低於同類型之造林樣區，由前人研究中得知，銀合歡葉及果實含有植物鹼且銀合歡葉子含具毒性的含羞草素、毒酚酸及黃酮類等化合物

(Xuan *et al.*, 2006)，土壤微生物對於此類物質分解速率較慢，此說明，雖然土壤有機質來源主要來自林分凋落物，但受到銀合歡葉子不易分解特性，造成對照區土壤有機碳較低之原因。

土壤溶液中各種離子成份組成會影響林木之養分吸收，其包括各種離子之相對濃度、離子間的拮抗作用及增強作用等，當植物無法從土壤中攝取足夠的養分，將導致植物體內養分缺乏，當養分缺乏達到某一程度時，會影響林木生長的新陳代謝，導致生長緩慢或產生特定的症狀(Soil Survey Staff, 2014)。植物生長中最主要的營養元素包括 N、P、K、Ca 及 Mg，N 來源主要是來自大氣中的游離氮，並經由寄生於植物根部的固氮細菌固定於植體內，雖然銀合歡具有良好固氮能力，但由表 3-2 分析結果顯示，各樣區 N 含量分別介於 0.74~0.40 cmol(+) kg⁻¹ soil 間，除造林 6 年以下海岸全面整地造林樣區(0.40±0.04 cmol(+) kg⁻¹ soil) 之 N 含量偏低以外，其他樣區間無顯著差異。P、K、Ca 及 Mg 皆為植物營養之重要及次量元素，其來源主要來自於礦物質分解，除此之外，並存於有機質中，由表 3-2 分析結果顯示，P 在所有樣區含量介於 2.16~3.37 cmol(+) kg⁻¹ soil 間，造林 6 年以下海岸全面整地造林樣區、海岸對照區及山區對照區之土壤 P 含量顯著低於其它樣區，其它復育造林樣區間則無顯著差異，其可能原因為全面整地造林樣區其造林時間較短，上層並無良好的林相覆蓋，受到雨水沖刷作用並產生淋洗作用現象，將 P 元素淋洗至下層土壤層。

土壤 K 及 Mg 在所有樣區間土壤含量介於 0.02~0.04 cmol(+) kg⁻¹ soil 間，与其它元素相比之下含量偏低，樣區間無顯著差異。在 Ca 元素部份，土壤含量介於 1.81~4.88 cmol(+) kg⁻¹ soil 間，以造林 6 年以上海岸全面整地樣區(4.83±0.76 mg/kg)及海岸對照區(4.79±0.30 mg/kg)顯著高於其它樣區，整體而言，海岸區樣區 Ca 含量皆高於山區樣區，通常情況下，砂質土壤含鈣量低，石灰性土壤含鈣量高，當土壤中含鈣量大於 3%時一般表示土壤中存在碳酸鈣而造成土壤 Ca 含量較高之影響因素。

由土壤調查分析結果可知，樣區之間具有立地環境的差異性，而造成土壤質地及化學性質上有所不同；在海岸區由於緊鄰海岸線之故，無論在土壤質地及各化學性質方面，相較於山區樣區更顯貧瘠，因此，在造林初期在環境逆壓增加的情況下，選擇適生性樹種更顯重要，而未來必須搭配撫育及耐陰性原生樹種的林下栽植作業，如此才能達成抑制銀合歡入侵及復舊生態系之目標。此外，透過復育造林樣區及對照區相比之下，造林 6 年以上之造林樣區在土壤有機質皆高於對照區，由於銀合歡凋落物較不易分解，造成養份無法循環，故銀合歡純林使土地劣化情形嚴重，需透過伐除作業進行更新，而海岸樣區的部份，因林下栽植與帶狀栽植作業特性，使此類型樣區中具有凋落物可提供養分循環，故有較高土壤有機質，而全面整地造林之作業方式，因林間以小苗居多，凋落物含量較少，影響土壤有機質含量，但未來成林後，凋落物量增加即可增加土壤有機質以改善本區土壤特性。

二、銀合歡移除不同作業方式之造林成效分析

銀合歡移除作業方式不同，可分為全面整地造林、複層造林-帶狀栽植造林、複層造林-林下栽植造林等 3 種造林作業方式如圖 3-1、圖 3-2 所示。

海岸複層-林下栽植造林監測樣區(造林 6 年以上)主要位於恆春事業區 34 林班內，該區於 2004 年曾進行 2 ha 之小面積造林，但受到干擾後導致銀合歡入侵，在 2015 年「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫中規劃為造林區，作業方式透過選木方式，移除銀合歡，並將殘枝堆置於林地中，造林樹種以木麻黃、相思樹、紅柴及欖仁為主。

海岸全面整地造林監測樣區(造林 6 年以上)係於 2010 年屏東林區管理處所執行之「海岸林生態復育計畫」，該計畫於恆春半島進行銀合歡移除復育造林作業，位於台 26 線沿海竹坑之第 2442 號潮害防備保安林，該區原為大量銀合歡純林及少部分木麻黃混生之林相，本區復育造林時間已達 7 年，目前已鬱閉成林，主要樹種分別為相思樹、水黃皮、欖仁、海欖果、草海桐、木麻黃及其它海岸樹種，少部分殘存之銀合歡已完全遭受壓制，形成細弱生長之植株。

山區複層-帶狀栽植造林(造林 6 年以上)係於 2004 年至 2014 年屏東林區管理處於恆春半島執行之銀合歡移除復育計畫，造林時間約 2 至 4 年。為加強銀合歡之防治效果，屏東林區管理處於 2015 年開始規劃執行「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫，計畫執行位置主要位於保力山訓場及恆春事業區第 32 林班之林地，作業方式主要為伐除銀合歡，並保留大徑木及設置竹圍籬保護苗木，造林樹種主要為欖仁、過山香、木麻黃、相思樹及烏柏，其中以烏柏及相思樹為主造林樹種。



圖 3-1 造林 6 年以上之不同作業方式造林現況(A. 山區複層-帶狀栽植造林 B. 海岸複層-林下栽植造林 CD. 海岸全面整地造林)



圖 3-2 不同作業方式之生育地復育造林現況(AB. 山區複層-帶狀栽植造林、CD. 海岸區全面整地造林)

在新植造林部份，以 2014 年擬訂銀合歡移除造林計畫所規劃之範圍進行造林樣區之設置，分為山區複層造林-帶狀栽植造林及海岸全面整地造林監測樣區。**山區複層-帶狀栽植造林**係於 2015-2017 年，屏東林區管理處所執行之「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫；本區位於南灣旁及小尖山之山坡上，該地區原本具有大量銀合歡純林，作業方式為保留林地大徑木，伐除林內所有銀合歡，殘枝堆置於林地之中；**海岸全面整地造林**為 2015-2017 年「恆春半島外來入侵種銀合歡移除復育造林」計畫規劃造林區，造林時間約 1 至 3 年，本區主要位於車城海口村海岸林地及小尖山停車場前海岸林地，原為大量銀合歡純林及木麻黃林地，作業方式為保留林地的木麻黃等大徑木，林內所有銀合歡移除，並設置竹圍籬或是防風網來保護苗木。

為瞭解銀合歡移除作業前之林相狀態，於不同造林區設置對照區並進行植群調查，調查結果如表 3-3。山區對照區在樹種組成(20 種)及林分密度(4,923 株/ha)較高於海岸對照區(9 種)(4,652 株/ha)；平均胸徑方面，兩對照區無顯差異，山區對照區為 4.7 cm，海岸對照區為 4.5 cm。平均樹高以山區對照區(11.13 cm)顯著高於海岸對照區(6.7 cm)。由平均株數可知無論是那種類型之生育環境下，銀合歡所佔的比例皆高於其它樹種，其中以海岸對照區內銀合歡所佔比例高達 80.7%，形成銀合歡純林狀態，顯示銀合歡移除作業前該林分之林相，無論是山區或是海岸區，銀合歡皆已全面性入侵，並且形成優勢樹種，其對原生的海岸林樹種造成生存的威脅。金絜之等(2007)於墾丁國家公園內進行銀合歡入侵之研究指出，銀合歡入侵的林型有埔姜-銀合歡型、相思樹-銀合歡型以及七里香-銀合歡型，而主要的伴生樹種為相思樹、埔姜、土密樹、蟲屎等。本計畫調查結果亦顯示，在山區對照區內，相思樹族群株數雖低於銀合歡，但在樹高及胸徑部份皆高於銀合歡。

表 3-3 對照區內木本植物及銀合歡生長狀態及百分比

樹種	山區對照區			海岸區對照區		
	平均株數 (n/ha)	平均 樹高 (m)	平均 胸徑 (cm)	平均株數 (n/ha)	平均 樹高 (m)	平均 胸徑 (cm)
銀合歡	2,367(48.1)*	9.6	4.2	3,756(80.7)	6.0	4.4
過山香	500(10.2)	7.1	3.9			
刺杜密	373(7.6)	10	5.2			
相思樹	360(7.3)	23.3	6.6			
黃荊	287(5.8)	8.4	5.6	4(0.1)	6.5	4.2
山柚	207(4.2)	6	3.2			
蟲屎	180(3.7)	10.1	4.7	28(0.6)	5.0	3.0
九芎	140(2.8)	9.7	4.2			
月橘	127(2.6)	7.9	3.5			
血桐	93(1.9)	6	3.4	56(1.2)	5.8	4.5
披針葉饅頭果	67(1.4)	7.1	4.8			
粗糠柴	53(1.1)	6.6	4.3			
白樹仔	27(0.5)	7.6	4.2			
雀榕	27(0.5)	29	6.2			
番石榴	28(0.6)	5.9	3.8			
稜果榕	24(0.5)	10.9	6.5			
白肉榕	20(0.4)	27.7	5.9			
臺灣海桐	20(0.4)	8.8	3.7			
小葉桑	14(0.3)	13.6	4.8	8(0.2)	30	3.6
錫蘭饅頭果	10(0.2)	7.3	5.3			
構樹	-	-	-	680(14.6)	6.1	4.7
木麻黃	-	-	-	56(1.2)	13.2	6.6
山麻黃	-	-	-	40(0.9)	7.2	5.4
紅柴	-	-	-	24(0.5)	7.0	4.2
總平均	4,923	11.13	4.7	4,652	6.7	4.5

註：*括號為樹種佔總株數之百分比

為探討銀合歡移除復育造林後之成效及進行後續生態效益評估，進行樣區內林木生長狀態調查其結果如表 3-4 所示。由表 3-4 可知不同類型樣區內之木本植物無論是樹種組成、總株數、樹高及胸高直徑皆具有差異。海岸林下栽植造林樣區中以月橘(670 株/ha)、山柚仔(600 株/ha)總株數最多，分別佔全林株數 26.2%及 23.4%；楊梅及造林樹種海欖果及木麻黃數量分別為 350 株/ha(13.7%)、260 株/ha(10.2%)及 210 株/ha(8.2%)，由單位面積之株數顯現月橘及山柚仔佔有優勢的比例；海岸全面整地造林及山區帶狀栽植造林樣區皆以造林樹種欖仁、相思樹、木麻黃等造林樹種總株數比例最高，徑級分布集中於 10.3 cm 至 17.11 cm 間，平均樹高集中於 4.6 至 9.9 m 間，整體而言，在各造林區之造林苗木在經過 6 年撫育至今，樹高達 2~3 m 以上，相思樹、木麻黃及欖仁等重要造林樹種在造林區內生長情形佳。

為探討不同銀合歡移除造林作業方式，對植物物種組成之影響，藉由木本植物重要值指標（IVI）分析探討植物物種在當地植群中所佔有的角色，當 IVI 值越大則表示該物種在該生育環境中具有生長優勢狀態。IVI 分析結果如表 3-5 所示，由表 3-5 可知海岸對照區內銀合歡 IVI 值為 49.55，山區對照區內 IVI 值為 33.72，顯示未進行銀合歡移除地區，銀合歡為最主要之優勢種，造林區經過銀合歡移除造林更新後，各不同造林作業區與對照區之優勢種大幅度改變，造林區之主要優勢木本植物，由原先的銀合歡轉變為以不同造林樹種混生為優勢之林相，如海岸全面整地造林中，欖仁 IVI 為 32.01、相思樹 IVI 為 29.77，顯示該 2 樹種為該造林區內主要優勢種；海岸林下栽植造林中則以木麻黃 IVI 為 12.65、海欖果 IVI 為 12.7，為主要之優勢樹；山區帶狀栽植區則以相思樹 IVI 為 16.16 高於其它樹種，而其它造林樹種，如木麻黃、欖仁、耳莢相思樹、無患子等其 IVI 亦達 7 以上，顯示經過造林 6 年後，原先造林樹種皆能成為該地區林相主要優勢樹種。

在樹種組成及密度方面，受到作業法及造林年份不同而有所差異，全面整地造林及帶狀栽植造林樣區其木本植物樹種數較少，其原因主要為該造林區在造林前，林地上具有大量銀合歡生長，透過銀合歡全面移除並保留林地之木麻黃等大徑木，因此，林地上皆以造林樹種為主之植群族群。而海岸林下栽植造林樣區，月橘及山柚仔雖非造林樹種，但因萌蘗生長力強而與造林樹種混生，形成林分結構較為複雜之林相。由表 3-4 及表 3-5 分析結果顯示，復育造林後之林相，造林樹種成為該造林區之主要優勢種，並與部分先驅性及原生樹種如月橘、楊梅、黃荊、血桐、黃荊、蟲屎等闊葉樹種混生，增加物種的多樣性。復育造林後雖然銀合歡會再度入侵，但經過刈草撫育後，3 個復育造林樣區之銀合歡呈現零星存在，且因上層造林木之覆蓋，生長已呈現纖細狀態，由 IVI 顯示海岸全面整地造林、山區帶狀栽植造林及海岸林下栽植造林之銀合歡皆低於 5 以下，顯示藉由人工方式進行銀合歡移除後造林，能有效降低銀合歡之數量，並抑制其生長與擴散。

表 3-4 銀合歡移除復育造林樣區(造林 6 年以上)之木本植物生長狀態

樹種	海岸-林下栽植造林			海岸-全面整地造林			山區-帶狀栽植造林		
	平均株數 (n/ha)	平均樹高 (m)	平均胸徑 (cm)	平均株數 (n/ha)	平均樹高 (m)	平均胸徑 (cm)	平均株數 (n/ha)	平均樹高 (m)	平均胸徑 (cm)
銀合歡	20(0.8)	3.8	7.1	10(0.5)	6.00	4.85	130(9.0)	1.4	4.1
月橘	670(26.2)	3.4	6.6	-	-	-		1.4	2.2
山柚仔	600(23.4)	3.6	7.5	20(1.1)	5.35	3.10			
楊梅*	350(13.7)	3.4	6.0	-	-	-			
海欖果*	260(10.2)	3.2	19.4	70(3.8)	3.54	12.53			
木麻黃*	210(8.2)	5.9	26.4	145(8.0)	9.94	17.11	160(11.1)	4.9	15.0
構樹	140(5.5)	4.5	13.1	10(0.5)	7.25	8.80			
血桐*	90(3.5)	4.8	13.1	15(0.8)	5.50	7.07	50(3.5)	2.1	3.1
野桐	70(2.7)	4.0	12.1	-	-	-			
紅柴	60(2.3)	3.3	13.0	-	-	-			
刺杜密	30(1.2)	3.9	7.2	10(0.5)	3.00	5.40			
土密樹	20(0.8)	4.2	7.8		-	-			
欖仁*	20(0.8)	2.9	20.2	760(44.4)	5.60	12.14	60(4.2)	3.2	8.5
苦女貞	10(0.4)	2.3	4.8		-	-			
苦楝*	10(0.4)	5.1	25.4	5(0.3)	3.50	9.10			
相思樹*	-	-	-	720(39.6)	6.43	11.43	400(27.8)	4.6	10.3
夾竹桃	-	-	-	35(1.9)	3.83	13.63			
黃槿*				20(1.1)	4.03	13.23			
無患子*	-	-	-	-	-	-	150(10.4)	5.1	10.2
耳莢相思樹*	-	-	-	-	-	-	180(12.5)	4.0	10.0
大葉桃花心木*	-	-	-	-	-	-	150(10.4)	5.2	13.0
過山香	-	-	-	-	-	-	100(6.9)	4.5	5.0
黃荊	-	-	-	-	-	-	60(4.2)	2.4	5.6
克蘭樹									
白袍子								4.2	6.6
總平均	2,560	3.8	10.7	1,820	6.27	12.14	1,440	4.1	9.6

註：*為造林樹種；括號為樹種佔總株數之百分比

表 3-5 不同銀合歡移除復育造林作業法之木本植物重要值(IVI)

樹種	海岸區			山區	
	對照區	全面 整地造林	林下 栽植造林	對照區	帶狀 栽植造林
銀合歡	49.55	3.03	-	33.72	4.78
相思樹*	-	29.77		10.64	16.16
木麻黃*	4.47	10.57	12.65	-	8.96
欖仁*	-	32.01	3.34	-	3.63
海欖果*	-	3.99	12.70	-	-
無患子*	-	-	-	-	7.08
耳莢相思樹*	-	-	-	-	8.09
水黃皮*	-	-	-	-	3.77
大葉桃花心木*	-	-	-	-	7.89
構樹	10.04	-	7.23	-	-
楊梅	-	-	8.67	-	-
山柚	3.55	-	16.44	4.51	-
月橘	3.3	-	17.25	3.81	8.28
血桐	3.98	4.6	5.78	3.28	3.82
黃荊	-	-	-	5.85	7.56
過山香	-	-	-	8.06	4.25
蟲屎	6.1	-	-	4.72	-
九芎	-	-	-	4.14	-
紅柴	-	-	3.31	-	-
克蘭樹	-	-	-	-	3.14
夾竹桃	-	4.15	-	-	-
刺杜密	-	3.04	-	7.34	-
野桐	-	-	3.53	-	-
其它樹種**	19.01	8.84	9.1	13.93	12.59

註：*為造林樹種；**為樣區內 IVI 值未達 3 之樹種總計

三、不同銀合歡移除復育造林作業法之苗木生長

為探討不同銀合歡移除復育造林作業法，其造林苗木之存活率及生長狀況，於造林後每隔 3 個月調查造林木之成活率，其調查結果如表 3-6 所示。

表 3-6 各銀合歡移除復育造林之苗木存活率

調查時間	海岸區		山區
	全面整地造林 苗木成活率(%)	林下栽植造林 苗木成活率(%)	帶狀栽植造林 苗木成活率(%)
2015/10	98.1	100.0	100.0
2016/01	97.4	100.0	98.2
2016/04	95.3	98.3	97.3
2016/07	95.3	97.4	95.3
2016/10	91.6	92.2	96.7
2017/01	86.4	92.2	96.7
2017/04	86.4	92.2	96.7

註：苗木成活率為樣區內苗木成活株數/苗木栽植株數×100

由表 3-6 結果得知，各銀合歡移除復育造林之苗木存活率由栽植後經過一年半左右，存活率在 86.4~96.7%間，其中山區帶狀栽植作業方式最高，其次為海岸林下栽植造林作業方式，海岸全面整地造林存活率較低。由不同調查時間所統計之苗木存活率顯示於 9~12 月份為林木枯死的高峰期，其主要原因為颱風災害所造成，尤其是 2016 年 9 月份連續三個颱風侵台，分別為 9 月 12 號侵台之莫蘭蒂颱風、9 月 25 號梅姬颱風及 9 月 27 號杜鵑颱風，其中以莫蘭蒂颱風對於恆春半島造成的危害最為劇烈，經過颱風干擾後，在海岸全面整地復育造林區其防風籬幾乎全部損毀(圖 3-3)，而當進入 10~12 月之東北季風吹襲下而使部份造林木折斷、倒伏等機械性的傷害及枯梢，而造成生長情況較差，並使存活率降低。

不同生育地類型之造林木之存活率，海岸型之造林木明顯遭受土壤貧瘠及乾旱的影響，林木枯死情況相對較其他類型之生育地為高。此外，在山區帶狀栽植造林樣區部份，由於樣區位置距海岸線較遠，樣區內苗木有保留之林帶保護，因此，造林木遭受土壤條件及季風之影響情況相較海岸復育區低。影響苗木存活之主要因素，由現場調查發現，山區復育樣區地被物覆蓋高於海岸區復育樣區，加上樣區中，地形起伏落差大，因此環境因子較複雜，銀合歡苗木萌芽生長，生長快且多，苗木易受到雜草、藤蔓纏繞受病蟲害影響而使得苗木生長不佳並導致死亡(圖 3-4)。



圖 3-3 海岸全面整地復育造林區受颱風侵襲前後防風籬損壞狀況



圖 3-4 山區帶狀栽植復育造林區苗木受纏繞、蟲害之影響情況

復育造林後影響苗木存活因素包括栽植季節選擇的適當性、栽植初期是否有極端氣候條件的衝擊，及樹種對環境逆境之忍受度

(Kramer *et al.*, 2014)。而從過去的研究中顯示，風及土壤水分為森林復育更新之重要影響因子(Peterson, 2000; Ulanova, 2000)。以本計畫所調查結果，亦顯示恆春半島因東北季風、颱風及土壤水分等因素，已成為造林苗木枯死之主要影響因子，而風及土壤水分對造林苗木之影響，除造林初期造成苗木急速枯死之外，由圖 3-5 之枯死苗木苗高及地徑分布圖可知，地徑介於 0.2-5.8 cm、苗高介於 14-300 cm 之間，顯示造林苗木的枯死並非全部於造林初期所造成，當林木生長雖然能渡過土壤水分影響苗木成活之關鍵期(第 1~2 年)，但未來 3~4 年能否順利存活仍屬未知，以枯死率最高之木麻黃為例，因其高生長速率高，當林木未受保護而遭受強風吹襲時，會造成枯梢現象，使林木生長停止並於 2~3 年後枯死。相思樹雖然為臺灣中低海拔之原生樹種，對於土壤條件之要求不高，但其初期生長必須要有高溫高濕的生長環境(林錦森、陳真泉，2010)，因此當產生極端乾燥的氣候時，亦會產生枯死現象，以調查區之相思樹為例，其枯死木之地徑及苗高皆高於其它樹種，顯示雖然造林初期相思樹雖已成活，但亦可能遭受極端氣候之影響而產生枯死，因此採用密植方式，可以減低因為外在條件不利時，於林木枯死後產生林地間隙，進而增加銀合歡再度入侵之機會。

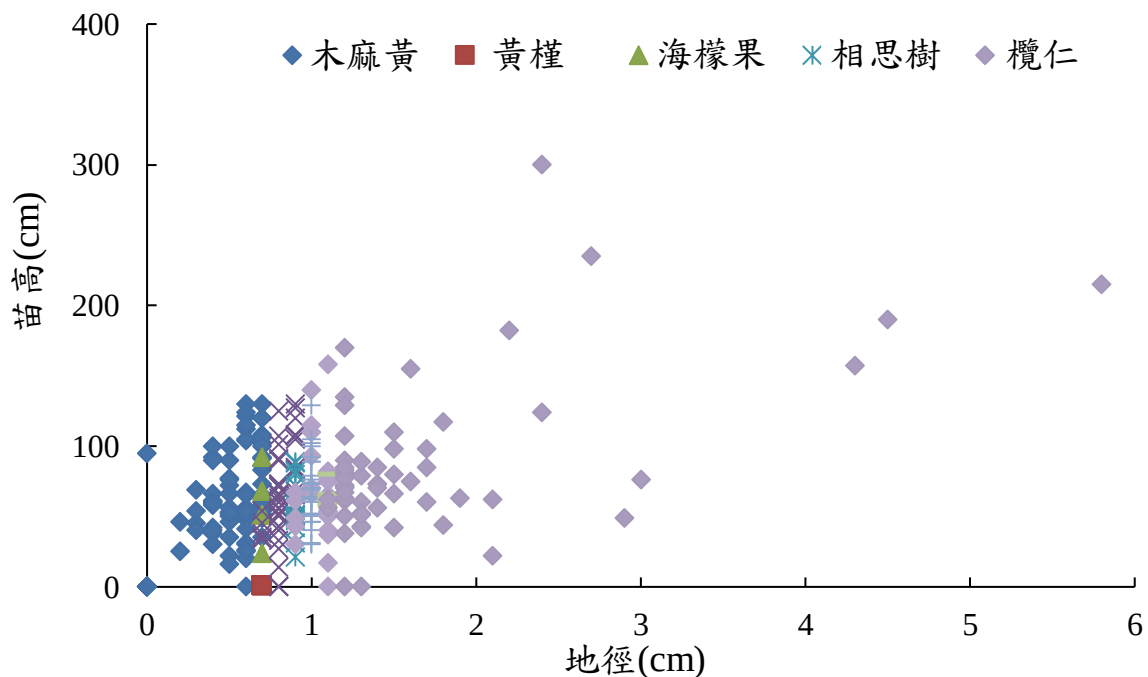


圖 3-5 不同造林樹種之枯死苗木苗高及地徑分布

四、銀合歡移除復育作業後地被物恢復及銀合歡再入侵調查

不同銀合歡移除後造林作業法，初期會產生不同程度的地被植物干擾，造成地被植物的暫時性消失，並使地表呈現裸露狀態。本計畫為調查復育造林作業初期之地被物組成變化、恢復情況及土壤受到擾動後，銀合歡小苗是否會再度入侵，於不同銀合歡移除復育造林作業復育造林樣區及對照區，每隔 3 個月進行地被物覆蓋度調查，其結果如表 3-7 所示，由表 3-7 顯示，隨季節不同地被物覆蓋度會有所改變，由不同復育造林樣區內地被物連續調查，顯現海岸全面整地造林及山區帶狀栽植造林樣區，在作業初期地被物覆蓋度會受到一定程度干擾，而造成地表物覆蓋度呈現偏低情況，而隨著時間推移下，地表物覆蓋度會逐漸恢復為原先狀態。

表 3-7 不同造林作業方式之地被覆蓋度變化(%)

樣區類型		調查時間							
		2015		2016				2017	
		7 月	10 月	1 月	4 月	7 月	10 月	1 月	4 月
海岸區	全面整地造林	0	5	13	21	36	51	39	37
	全面整地造林*	98	98	93	84	94	94	86	91
	林下栽植造林*	31	35	29	29	33	28	39	42
	對照區	12	15	10	13	13	14	22	16
山區	帶狀栽植造林	6	17	37	51	76	83	81	83
	帶狀栽植造林*	67	47	33	38	53	69	36	21
	對照區	5	4	7	3	5	7	5	6

*為造林 6 年以上之林相

在海岸全面整地造林樣區之地被物覆蓋情況方面，透過機械式全面整地後，地表初期呈現出裸露情況，造林後第一年出現的地被物組成以大花咸豐草及禾本科草類為主，包含美洲含羞草、長柄菊、刺裸實、牙買加長穗木、孟仁草、馬櫻丹、牛筋草、山珠豆、龍爪茅、狹葉土丁桂、短荊繩黃麻、土牛膝等，靠近海岸樣區則為香苦草、圓葉煉莢豆、馬鞍藤、濱刀豆、賽蜀豆等。次年春季時會有 3% 的銀合歡植株出現如圖 3-6。

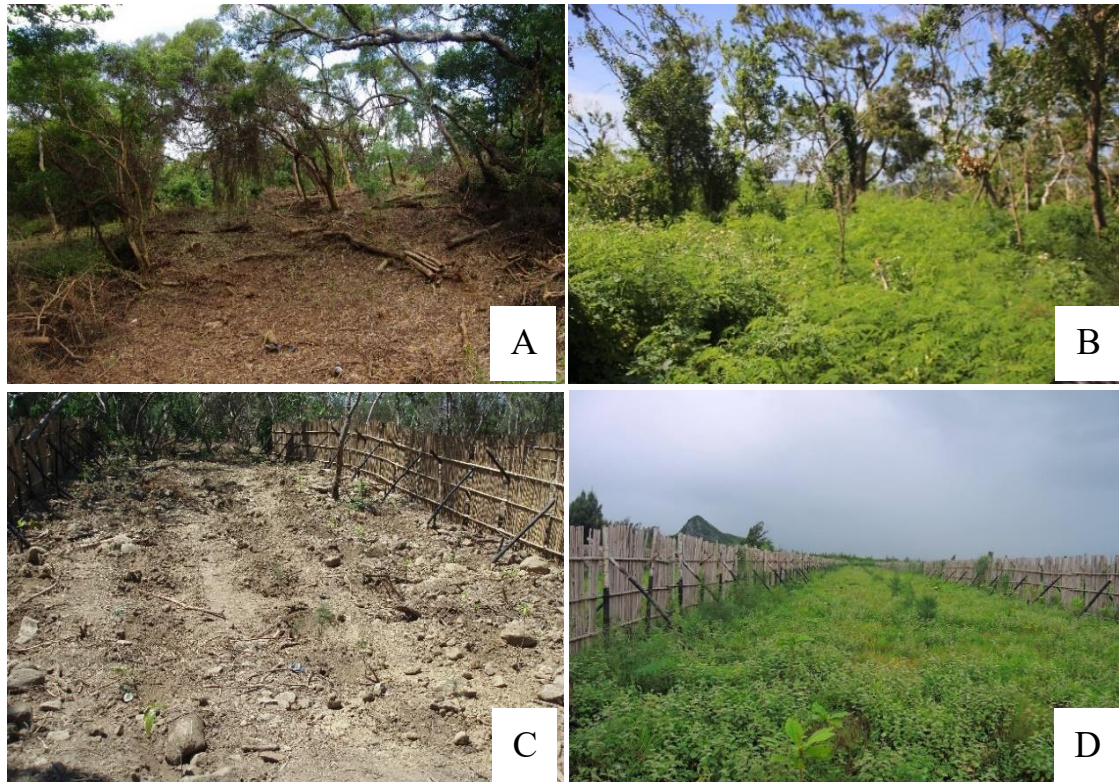


圖 3-6 各區造林初期及 1 年後地被物覆蓋情況(AB.山區、CD.海岸)

從海岸全面整地造林樣區 6 年以上之樣區調查可知，地表物覆蓋度在各季節平均高達 90%以上，顯示當造林撫育成林後，地被物能恢復並完整覆蓋於林地上。海岸林下栽植造林之地被物覆蓋在 28~42%間，與海岸全面整地造林區相比，其地被物覆蓋度較低，其主要原因為林下栽植造林區於 2004 年曾進行造林更新，因受到颱風干擾後，產生林冠孔隙而導致銀合歡再入侵，在 2015 年再次進行銀合歡移除，並進行林下更新造林，該區由於林冠鬱閉度高，地被物多屬耐陰性植物之月橘、山柚仔等原生樹種。山區帶狀栽植造林樣區，造林初期因整地關係，地被雖受到破壞，但其植被覆蓋度之恢復情況則較海岸區造林為佳，山區帶狀栽植造林樣區造林 1 年後，其地表物覆蓋度可恢復到 76%，而地被物種豐富，以先驅型之常見草類為主如賽葵、地毯草、毛馬齒莧、大花咸豐草、大飛揚草、香苦草、金午時花、牛筋草、孟仁草、雞屎藤、馬櫻丹及禾本科草類，一年中從夏季到秋季的地被覆蓋情況明顯增加，從冬季到春季則明顯一年生植物枯黃。銀合歡是否再入侵，及其生長情況調查結果如表 3-8 所示。

表 3-8 不同造林作業方式之地被銀合歡覆蓋度(%)

樣區類型	調查時間							
	2015		2016				2017	
	7 月	10 月	1 月	4 月	7 月	10 月	1 月	4 月
海 全面整地造林	-	-	-	4	6	4	6	8
岸 全面整地造林*	-	-	-	-	-	-	-	-
區 林下栽植造林*	10	8	8	7	12	14	10	8
山 帶狀栽植造林	27	37	27	39	51	36	30	32
區 帶狀栽植造林*	6	7	8	7	10	12	10	21

*為造林 6 年以上之林相；-表示未銀合歡有出現，數字越大表示銀合歡平均覆蓋度越高。

從表 3-8 可知，到了第 4 季的調查才逐漸有現銀合歡出現，佔整體覆蓋度約為 3%，海岸林下栽植造林之銀合歡覆蓋率約為 8~14%，並集中於林冠受到干擾之區域及銀合歡移除後被堆棄之枯枝中。山區帶狀栽植造林樣區之銀合歡萌芽速率及覆蓋度較為嚴重，在造林一年後在其覆蓋度高達到 51%，相較於海岸區，山區環境因子較複雜，受到坡度及水土保持考量因素下，在進行銀合歡移除時，係以鏈鋸方式進行移除，移除後之銀合歡殘株堆置一旁進行防護帶設置，殘株及土壤中留存之銀合歡種子受到擾動後會觸發大量的種子發芽。

而海岸全面整地造林 6 年以上之樣區，調查期間於林下未有發現銀合歡小苗出現，其主要原因為該樣區地表植群由大黍等優勢種植群所覆蓋，銀合歡無法入侵；Kuo (2003)指出銀合歡為陽性植物，如林冠如呈現出鬱閉情況，銀合歡種子及小苗不易生長，此一現象在本計畫樣區中亦呈現相同狀況。當銀合歡與天然植群形成混生狀態時，採用銀合歡帶狀或植株擇伐方式移除，保留銀合歡以外之闊葉林樹種，並於留存林之孔隙下進行造林苗木栽植，此一更新模式，可維持生育地的物種多樣性，但造林苗木因生長初期會受到藤蔓纏繞及銀合歡種子萌芽快速生長的競爭，會提高造林木之枯死率(圖 3-7)，因此，建議此種銀合歡移除造林更新模式，其後續 6 年之刈草除蔓等撫育作業，

第 1-2 年建議由 3 次增加為 4 次，第 3-4 年建議由 2 次增加為 3 次，並視地被生長狀況集中於生長季實施。而對於林下栽植樹種選擇，需考量上層留存木的覆蓋程度，選擇不同耐陰性及可抗病蟲害特性之樹種，以提高造林成功率。



圖 3-7 山區帶狀栽植復育造林區造林木受地被植物覆蓋及纏繞情況

銀合歡移除後造林，其造林更新方式是否能有效抑制銀合歡生長，由不同造林年度樣區之調查結果顯示，造林初期會因為整地作業造成土壤擾動，而使土壤中銀合歡種子庫產生大量萌發現象，而刈草撫育可以抑制銀合歡生長，撫育 6 年後造林木快速生長，林冠鬱閉程度增加，銀合歡小苗會形成被壓木，生長緩慢形成纖細植株，並逐漸消失。

當銀合歡入侵形成純林時，採用機械式將銀合歡全面性移除造林，其銀合歡小苗生長及復發情況，顯著低於帶狀整地栽植造林或採單株銀合歡移除作業造林方式，主要原因在於帶狀移除及林下更新造林方式，會將移除之銀合歡殘株堆積於林間，由於殘株所留存之銀合歡種子，造成林地出現集中度高的銀合歡小苗(圖 3-8)，建議銀合歡移除作業必須選擇種子未成熟期的 4~7 月進行之，避免產生銀合歡種子，但

由於銀合歡種子的成熟期不一，因此如能將銀合歡殘枝移出林外利用，則可減低銀合歡種子掉落林間的機率。



圖 3-8 林下栽植復育造林區內因銀合歡堆棄殘株再萌蘖之狀況

五、不同銀合歡移除復育作業對植物多樣性之影響

本計畫為討探不同銀合歡移除後造林，對植物物種組成的影響，依不同銀合歡移除後造林之復育作業方式，進行 Simpson 優勢度指數、Shannon-Wiener 多樣性指數以及改良式 Hill 均勻度指數分析，其結果如表 3-9。

表 3-9 不同造林樣區及對照區之木本植物多樣性

樣區類型		多樣性指數			
		S	λ	H'	E_s
海岸區	全面整地造林	13	0.34	2.78	0.13
	林下栽植造林	15	0.17	4.14	0.08
	對照區	9	0.67	1.35	0.17
山區	帶狀栽植造林	20	0.08	5.49	0.05
	對照區	20	0.27	3.82	0.06

S:物種數； λ : Simpson 指數； H' : Shannon-Wiener 多樣性指數； E_s : Hill 均勻度指數

由表 3-9 可知，不同銀合歡移除後造林作業之 6 年後，在物種數方面，海岸區之全面整地及林下栽植樣區，其木本植群之種數皆高於銀合歡未移除之對照區；山區之帶狀林造林區之物種數雖與對照區相同，但 Simpson 優勢度指數及 Shannon-Wiener 多樣性指數則呈現差異。Simpson 優勢度指數係指群落中優勢集中程度，當數值越高，表示優勢度集中於少數物種之現象越明顯。海岸對照區 Simpson 優勢度指數高達 0.67，顯示該區具有優勢的少數物種，綜合表 3-4 結果顯示出銀合歡為該區之主要優勢種；無論是海岸或是山區 Simpson 優勢度指數，皆以對照區高於造林樣區。

銀合歡對於環境有較強的適應能力及耐性，因此具有較廣的生態幅度(呂福原、陳民安，2002；王相華等，2011)。當銀合歡入侵後會改變當地植群結構，使其物種多樣性降低，並造成該地區森林生態系

劣化(呂明倫等 2009；Xuan et al., 2006；Wolfe and Bloem, 2012)。劣化生態系的復舊，其目的在於修復、復原遭受破壞之生態系能回到原生態系之群落組成、植被結構及生態系統功能(Zavaleta et al., 2001)；如利用自然演替方式來達成，將十分緩慢或停滯，並有可能發生持續性退化，因此，需要以積極的人工生態復育方式，加速劣化生態系的恢復(邱清安、徐憲生，2015)。金絮之等(2007)亦指出銀合歡及相思樹有相互競爭及取代的現象出現，彼此相互轉移，從研究中發現部分伴生樹種如思樹、克蘭樹植群與銀合歡共存，且具有優勢木的角色，但由歷年來銀合歡入侵面積的擴張趨勢，顯示銀合歡入侵仍呈現優勢狀態，如欲藉由種間競爭之演替方式減緩銀合歡入侵，以目前狀態呈現持續性退化現象。由圖 3-9 可知復育造林區經銀合歡移除後並以多種樹種進行混植造林更新後，各造林作業區相較於銀合歡對照區，樹種組成已大幅度改變，並改善林相結構及空間。透過銀合歡移除並進行多樣化樹種栽植，除能促使復育造林區具有較高的物種歧異度及降低物種的優勢度，在提升生物多樣性上，具有正面效益，此種更新方式，可將銀合歡優勢群落加以移除，建立多樣化樹種的植物群落，加速植群演替，以期復育恆春半島之原生的熱帶植物群落。



圖 3-9 銀合歡對照區及銀合歡移除復育造林後之林相狀況

第二節 銀合歡移除復育造林對動物棲息及其多樣性的影響

陸域動物監測樣點與樣線的設置與調查，係配合植被永久監測樣區的設置進度進行之，第1年於第1季(2015年9月)完成16個樣區之各項野外調查工作，第2季(2015年11月)加入B07、B15和A04，第4季(2016年5月)再加入B16和B17，第1年總監測樣區共計21個；第2年第1季(2016年8月)加入B18、B19、B20和B21樣區，第4季(2017年5月)加入B22、B23和B24樣區，最後合計總監測樣區數共28個。

調查期間共記錄21目59科175種陸域動物，含臺灣特有種12種、特有亞種17種，保育類野生動物20種(表3-10)，包括大冠鷲、鳳頭蒼鷹、黑翅鳶、東方蜂鷹、領角鴉、黃嘴角鴉、臺灣畫眉、紅隼、烏頭翁、黃裳鳳蝶等10種為珍貴稀有保育類動物及臺灣獼猴、白鼻心、燕鴿、紅尾伯勞、雨傘節、眼鏡蛇、龜殼花、梭德氏草蜥等8種為其他應予保育類動物，並於海岸複層造林-林下栽植樣區(B2)發現包黃鸝屬瀕臨絕種保育類野生動物。

表 3-10 陸域動物監測種類統計表

種類	目	科	種	特有種	特有 亞種	瀕臨 絕種	珍貴 稀有	其他 應予保育
哺乳類	6	7	10	4	2	-	-	2
鳥類	11	37	70	4	14	1	10	2
兩生類	1	4	6	1	-	-	-	
爬蟲類	2	6	20	2	-	-	-	4
蝶類	1	5	69	1	1	-	1	
加總	21	59	175	12	17	1	11	8

陸域動物名錄、特有性、保育等級和紀錄的調查方法詳見附件三。各銀合歡復育造林類型及對照區各季陸域動物調查種類、數量、Shannon's 多樣性指數和均勻度指數詳見附件四。各復育型態樣區陸域動物記錄物種數如表3-11所示，各物種類群調查狀況分述如下。

表 3-11 不同復育造林樣區陸域動物記錄之物種數比較表

樣區類型		陸域動物類群物種數				
		哺乳類	鳥類	兩生類	爬蟲類	蝶類
海岸區	全面整地造林	4	38	3	10	40
	林下栽植造林	2	27	3	8	35
	全面整地造林*	4	27	3	13	33
	對照區	4	25	3	7	28
山區	全面整地造林	5	39	5	12	63
	帶狀栽植造林	5	38	6	14	48
	對照區	5	27	4	9	53

註：*造林 6 年以上之林相

一、銀合歡移除復育造林對哺乳類之影響

哺乳類共記錄 6 目 7 科 10 種哺乳動物，含 2 種保育類物種，發現的物種主要是平原至低海拔地區，棲息於草生地、開墾地、次生林或居家附近常見的小型鼯形和齧齒目哺乳動物，食肉目動物僅白鼻心與靈長目之臺灣獼猴，有零星目擊記錄，偶蹄目之梅花鹿則有少數排遺、足跡或鳴叫的錄音記錄。調查方式上，陷阱部分共捕獲 6 種，監測期間因 5、8 和 9 月份逢潮濕的雨季，各監測樣區之鼠籠誘捕餌料，常吸引大量螞蟻搬食，捕獲率明顯偏低，自動錄音記錄有 5 種，沿線調查記錄有 6 種(附件二)。

不同調查季節各類型監測樣區，所記錄之哺乳動物種類大約 2-5 種之間(表 3-11)。山區帶狀造林區和海岸全面整地造林區，兩類型樣區因造林時間較短，造林樹種尚未成林，植被組成以草生地為主，刈草或補植等撫育頻度高，人為干擾較大，棲息利用的哺乳動物較少，出現於此區的哺乳動物，以草原性的小黃腹鼠和臺灣野兔為主；銀合歡未伐除的對照區及已成林的海岸全面整地造林樣區(造林 6 年以上)，出現的物種以森林性的赤腹松鼠和刺鼠為主；伐除銀合歡保留原生樹種的山區全面整地造林及海岸林下栽植造林樣區，以赤腹松鼠最常見。2016 年 8 月位於小尖山整地造林地 4 個新設樣區，各季節的

野生動物監測，由於現場伐木、刈草和植林作業持續進行，干擾比較大，除臺灣野兔排遺和臺灣獼猴目擊紀錄外，無其他捕獲紀錄；臭鼩則僅記錄於少數鄰近聚落或鄰近魚塭的海岸全面整地造林與海岸複層-林下造林區。2016 年 9 月莫蘭蒂颱風侵台重創恆春半島，原本林相完整的樣區受強風影響，造成樹木風折甚至倒伏，樹冠覆蓋度減低，原本稀疏的地被植物，因光度增加及水充足而生長旺盛，此種地被植生的轉變，導致樣區內樹棲常見的赤腹松鼠，明顯減少或無紀錄，而鮮少於此樣區捕獲的草原性鼠類如小黃腹鼠，卻有捕獲紀錄(附件四-a)，顯示森林結構及地被植生的改變，會明顯改變哺乳類的棲息種類的型態。

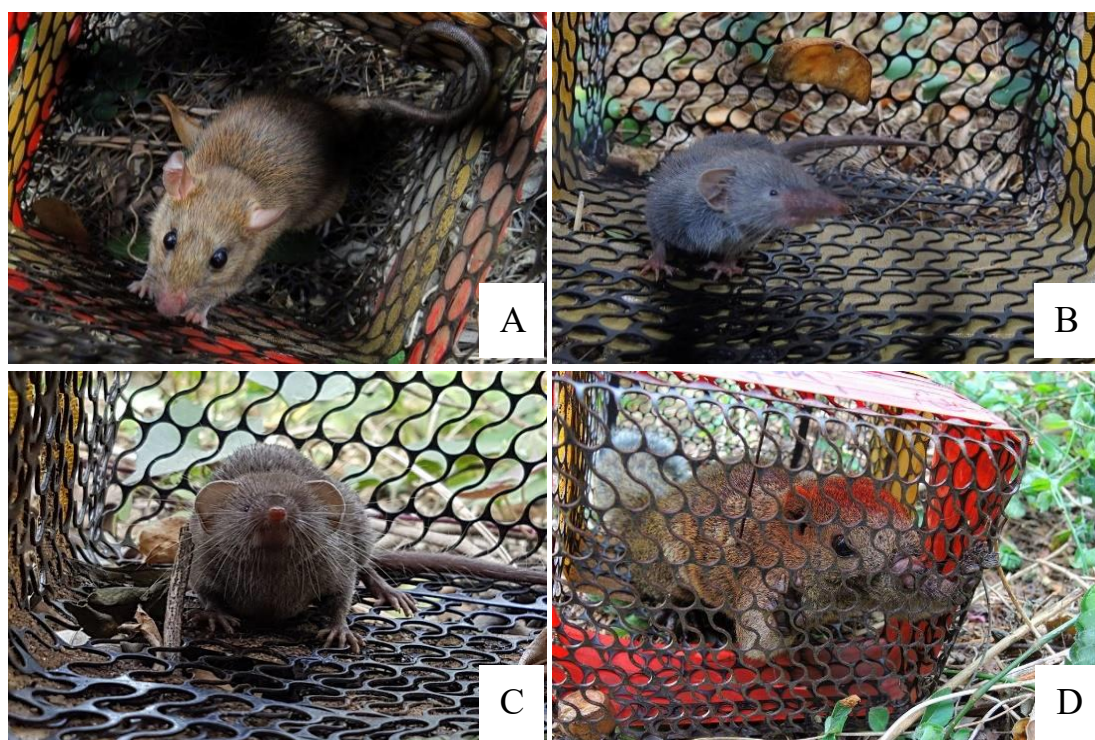


圖 3-10 樣區內哺乳類(A. 刺鼠、BC. 臭鼩、D. 赤腹松鼠)

二、銀合歡移除復育對鳥類之影響

調查期間共記錄 11 目 37 科 70 種鳥類，含 13 種保育類物種(表 3-10)。監測樣區內所記錄的鳥種，以分佈於平地至低海拔留鳥為主，常見的平原鳥種有烏頭翁、綠繡眼、斑頸鳩、斑文鳥和各種燕科鳥類等，森林性或林緣常見的鳥種有小彎嘴、五色鳥、樹鵲、畫眉、竹雞

等，第 1、2 季調查期間正值候鳥遷移和渡冬時節，因此也記錄許多遷移性的鳥種如紅尾伯勞、黃鵲鴝、極北柳鶯、赤腹鶉、黃尾鴝、野鴝和遠東樹鶯等秋過境鳥或冬候鳥；調查方式上，日夜間定點調查記錄了多數鳥種，長時間自動錄音補充記錄少數族群密度低、活動高峰不在定點調查時段(如日行性猛禽)、夜行性及夜間遷移的鳥種，其中由錄音記錄的夜間遷移水鳥，如夜鶯、太平洋金斑鴝、小環頸鴝、磯鴝、青足鴝和燕鴝等，僅遷移飛越，在監測區域內無實際棲地利用的狀況，因此僅列於名錄，未加入表 3-11 的種類和數量統計中(附件三)。各季調查，各監測樣區記錄的鳥類在 25-38 種之間(表 3-11)。

木本植物覆蓋度偏低的山區全面整地造林、山區帶狀栽植造林、海岸全面整地造林和海岸林下栽植造林，4 種造林監測樣區中，主要的優勢鳥種有烏頭翁、綠繡眼和紅尾伯勞等，而開闊的植被環境，常見以飛行捕食的各種燕科鳥類於上空飛行；以草生地環境為主的山區帶狀栽植造林和海岸全面整地造林樣區中，以草原性或食穀性鳥類之紅鴝、褐頭鷓鴣和斑文鳥為優勢；木本植被覆蓋度高的海岸林下栽植造林山區、海岸對照區和海岸全面整地造林區(6 年以上)，主要的優勢鳥種有烏頭翁、黑枕藍鴝、樹鵲、綠繡眼、小彎嘴和臺灣畫眉，其中黑枕藍鴝和樹鵲是較典型的森林性鳥種。

海岸海岸全面整地造林(6 年以上)和海岸對照區域內部分樣區鄰近海岸，臨海的林緣區域，木本植被覆蓋度較低，有許多灌叢及草生植被環境，因此可記錄到少數的鷓鴣和斑文鳥這類典型的草原性鳥種；2016 年 9 月莫蘭蒂重創恆春半島，原本林相完整的樣區型受強風影響，樹冠覆蓋度減低，導致這些樣區內棲位偏樹冠層的鳥種，如紅嘴黑鶉、黑枕藍鴝和樹鵲等，於接下來的 3 季(2016 年 11 月、106 年 2 和 5 月)監測數量明顯減少，但典型的草原性鳥種，如斑文鳥、灰、褐頭鷓鴣遷入的狀況則不明顯(附件四-b)。

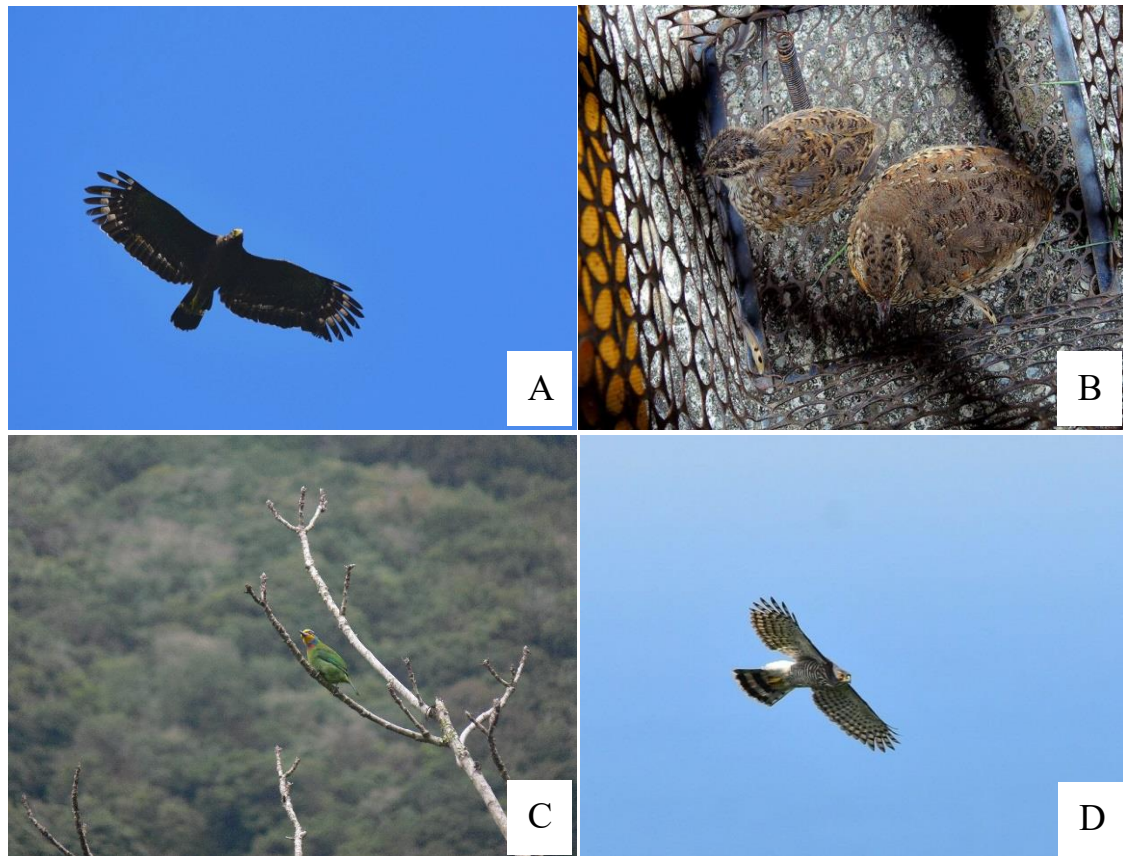


圖 3-11 樣區內鳥類(A. 大冠鷲、B. 棕三趾鶉、C. 五色鳥、D. 鳳頭蒼鷹)

三、銀合歡移除復育對兩生類之影響

調查期間共記錄 4 科 6 種蛙類，沒有任何保育類物種(表 3-10)。記錄的種類，以黑眶蟾蜍、小雨蛙和澤蛙等低海拔至平原地區常見的蛙種為主；由於多數監測區域內，缺乏吸引蛙類群聚繁殖的永久性水域，因此出現於雨季 5、8 和 9 月的監測時節，2 月和 11 月調查期間逢南部旱季時節，加上本季受氣溫低蛙類活動與鳴叫率均偏低的影響，記錄的種類及數量更是零星。調查方式上，夜間的沿線調查記錄有 5 種、陷阱捕捉 4 種、自動錄音 4 種(附件三)。

各季調查，各類型監測樣區記錄的兩生類在 3-6 種之間(表 3-11)。山區帶狀栽植復育造林監測樣區內有 1 個小水塘，是極少數具水域環境的監測區域，5、8 和 9 月雨季期間有小雨蛙、史丹吉氏小雨蛙和澤蛙等群聚於此求偶鳴叫，2 和 11 月水塘乾枯後就未見此景，其餘監測樣區除了山區全面整地造林和山區對照區中，導板集井式陷阱多捕

獲到史丹吉氏小雨蛙和拉都西氏赤蛙以外，發現的種類均以黑眶蟾蜍、小雨蛙和澤蛙為主，記錄時間仍集中於溫暖潮濕的 5、8 和 9 月(附件四-c)。

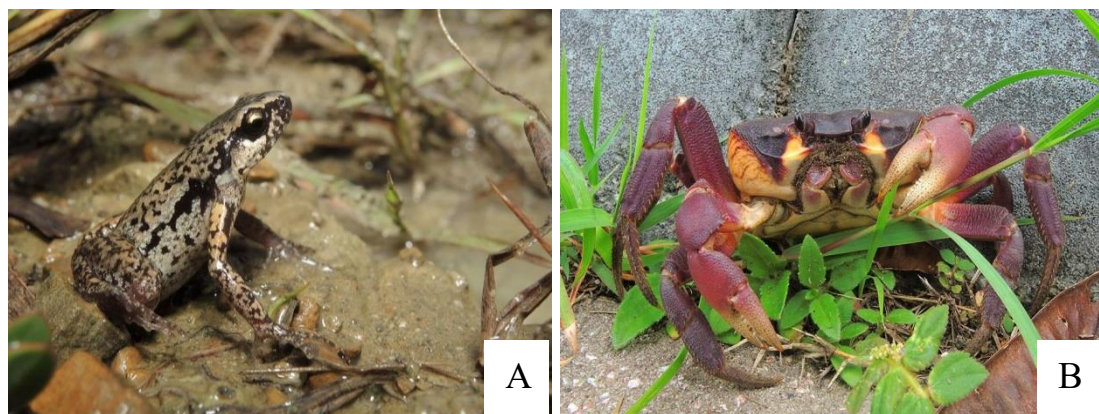


圖 3-12 樣區內兩生類(A. 史丹吉氏小雨蛙、B. 紫地蟹)

四、銀合歡移除復育對爬蟲類之影響

調查期間共記錄 2 目 6 科 20 種爬蟲類，含 4 種保育類物種(表 3-10)。監測樣區所出現的爬蟲類以蝎虎最為優勢，其他常見的種類尚有斯文豪氏攀蜥、鉛山壁虎和長尾南蜥等，蛇類則於各監測樣區域零星記錄；屬外溫動物的爬蟲類，活動頻度上多少受溫度的變化影響，因此 2 和 11 月記錄到的種類和數量，明顯比 5、8 和 9 月少。調查方式上，日夜間沿線調查記錄了多數種類，以陷阱捕獲的有 12 種，由於會鳴叫的爬蟲類稀少，自動錄音僅記錄蝎虎 1 種。

各季調查，各類型監測樣區記錄的爬蟲類在 7-14 種之間(表 3-11)。對棲地環境適耐受度較高的種類，如蝎虎、鉛山壁虎、斯文豪氏攀蜥和長尾真稜蜥等，能適應次生林、林緣、灌叢、草生地等多種植被下的微棲地環境，於各種監測樣區類型均有記錄；其餘地棲性的蜥蜴如印度蜓蜥、股鱗蜓蜥和麗紋石龍子，於山區全面整地造林、山區帶狀栽植造林和海岸全面整地造林(6 年以上)監測樣區中，出現頻度較高；外來種多線真稜蜥，記錄於緊鄰省道或外環道路的海岸全面整地造林、海岸林下栽植和海岸全面整地造林(6 年以上)3 種類型的造林樣區內；山區帶狀栽植造林和海岸全面整地造林(6 年以上)監測樣區域內，則有較多的蛇類記錄(附件四-d)。

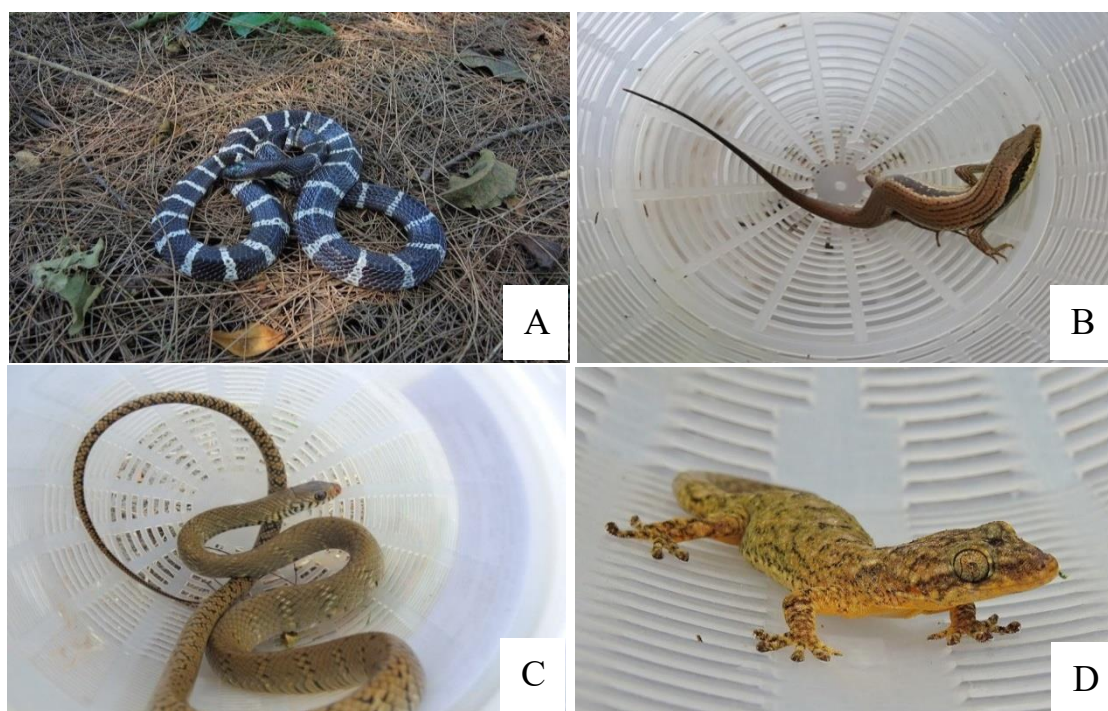


圖 3-13 樣區內爬蟲類(A. 雨傘節、B. 股鱗蜓蜥、C. 南蛇、D. 鱗趾虎)

五、銀合歡移除復育對蝶類之影響

調查期間共記錄 5 科 69 種蝶類，含 1 種保育類物種(表 3-10)。各監測樣區常見的蝶種有臺灣粉蝶、淡綠弄蝶、淡黃蝶、黃蝶屬、黑點粉蝶、青帶鳳蝶、玉帶鳳蝶和各種紫斑蝶和青斑蝶等；秋冬季不是多數蝶類主要成蟲的發生期，所以除了少數成蟲是冬天發生的蝶種(如紋白蝶)，還有一些島內往南遷移的紫斑和青斑蝶類個體的加入，導致數量增加外，其餘蝶種於氣溫偏低落山風明顯的 2 和 11 月數量多明顯減少，甚至沒有記錄(附件四-e)。

各調查季節及各類型監測樣區共記錄蝶類 28-63 種之間(表 3-11)。各監測樣區的蝶相組成，受監測樣區內及周邊植被組成影響，因此，當區域內植被組成，具有蝶類幼蟲所需食草與成蟲所需蜜源多寡等植物時，往往能孕育較多種類的蝴蝶；以監測樣區中記錄蝶種最多的山區對照區和全面整地造林監測樣區為例，該區域除了周邊有較大面積的森林環境，可提供蝶類幼蟲食草所需的植種之外，林緣及砍伐整理造林後日照充足的開闊區域，常有大量香澤蘭、馬櫻丹、長穗木和大花咸豐草等蜜源植物生長，能吸引蝶類成蟲停留訪花。

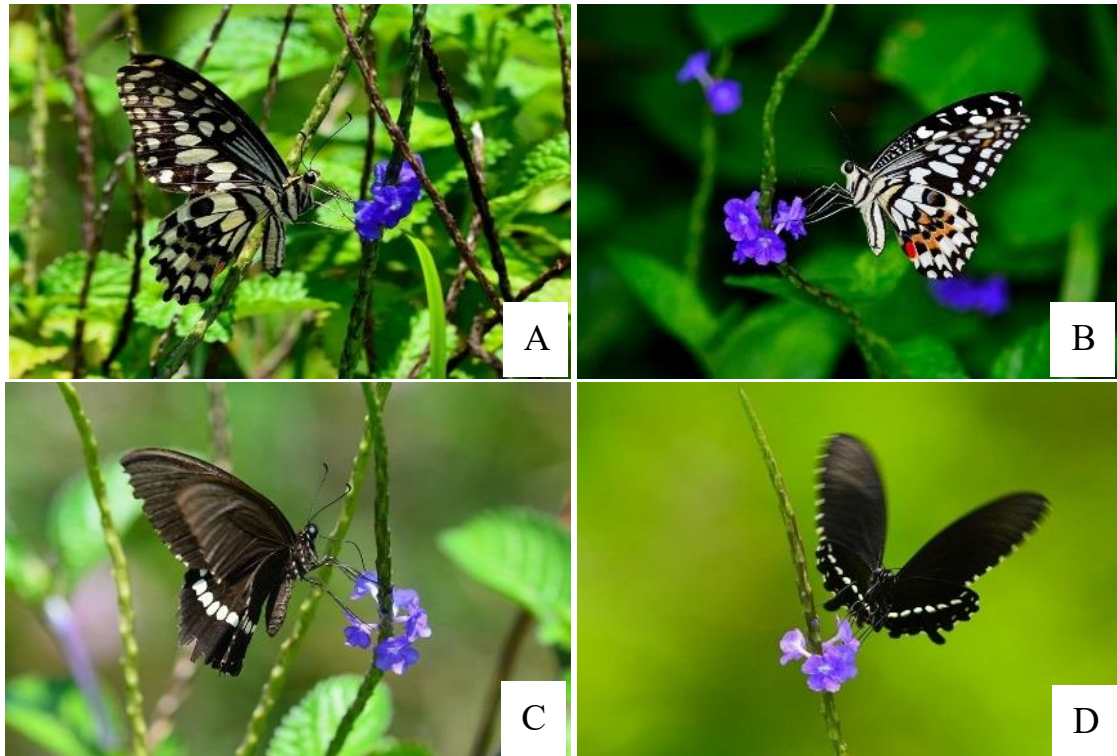


圖 3-14 樣區內蝶類(AB.無尾鳳蝶、CD.玉帶鳳蝶)

海岸林下栽植造林及海岸對照區，因樣區和周邊植生多樣性不高，加上樣區木本植被過於鬱閉，導致陽性蜜源植生匱乏的情況下，記錄的蝶種與數量就相對較少。此外，蝶類的飛行能力，也會影響特定的蝴蝶在各類型的監測樣區出現與否，許多飛行能力較強的優勢蝶種，如臺灣粉蝶、玉帶鳳蝶、青帶鳳蝶、淡綠弄蝶和各種紫斑蝶和青斑蝶等，顯示有些監測樣區能零星記錄到這類蝴蝶，可能和監測樣區內外有無這些蝴蝶的食草或蜜源沒有直接的關係；而一些飛行能力不強的小型蝶種，例如以賽山藍和馬櫻丹為食草迷你小灰蝶和微小灰蝶，則會集中出現於有這兩種植物生長的監測樣區內(附件四-e)。

六、銀合歡移除復育造林對動物多樣性之影響

生物多樣性通常是劣化生態系恢復之主要監測指標(FAO, 2011)，銀合歡移除進行復育造林後動物相多樣性變化之情況，本計畫將陸域動物調查資料，依不同監測樣區類型，進行生物多樣性指數計算，其結果如表 3-12 所示。

表 3-12 各復育造林樣區之陸域動物生物多樣性指數比較表

樣區類型		多樣性指數				
		S	N	λ	H'	E_s
海岸區	全面整地造林	96	5,257	0.031	3.735	0.818
	林下栽植造林	76	1,368	0.028	3.635	0.839
	全面整地造林*	82	1,951	0.031	3.540	0.803
	對照區	68	1,027	0.037	3.448	0.817
山區	全面整地造林	124	3,890	0.022	4.027	0.835
	帶狀栽植造林	116	2,515	0.021	3.959	0.833
	對照區	99	1,541	0.025	3.750	0.816

*造林 6 年以上；S:物種數；N:調查數量； λ : Simpson 指數； H' : Shannon-Wiener 多樣性指數； E_s : 均勻度指數

陸域動物相之物種數及數量方面，山區及海岸區有顯著之差異，除了海岸全面整地造林樣區在物種量高於以山區 3 個樣區外，山區皆高於海岸區。陸域動物種類及數量因應生物本身生存所需，而有不同的環境利用方式與時程，因此，常受到棲地環境、食物來源及豐富狀況及動物本身習性，而有季節性變化的特性(許皓捷，2003；Blake and Loiselle, 2000；Díaz, 2006)。當森林之樹種組成與林分結構不同時，其棲息之動物相亦有所差異(袁孝維等，2005；謝欣怡等，2006)，其主要原因在於森林為提供野生動生棲息環境及食物來源(葛兆年等，2014；Tews *et al.*, 2004)。由表 3-12 之分析結果顯示，山區生育地相較於海岸區生育地，因山區能提供陸域動物多樣化之棲地，而使山區生育地含有較多之物種及數量。銀合歡移除復育造林及銀合歡未移除之對照區相比較下，結果顯示山區及海岸區復育造林樣區物種數及數量皆高於對照區，此結果並反應在生物多樣性各指標上。

此外，將造林 6 年以上作業區及對照區之陸域動物 Shannon-Wiener 多樣性指標進行季節性變異分析，其結果如表 3-13 所示。由表 3-13 可知季節性差異會影響動物出現的多樣性，其中海岸區全面

整地造林以夏季(2.17 ± 0.07)、海岸區林下栽植造林及海岸對照區以春(2.23 ± 0.04 、 2.00 ± 0.04)、夏(2.23 ± 0.04 、 1.81 ± 0.08)顯著高於其它季節；在山區帶狀栽植造林及山區對照區方面，則以春季(2.89 ± 0.04 、 2.73 ± 0.07) Shannon-Wiener 多樣性指標最為顯著。在各季節比較不同樣區之多樣性指標，其結果為春季以山區帶狀栽植造林(2.89 ± 0.04)最為顯著；夏季則以海岸區全面整地造林(2.17 ± 0.07)、海岸區林下栽植造林(2.20 ± 0.02)及山區帶狀栽植造林(2.33 ± 0.02)等 3 種造林作業區顯著高於對照區；秋冬兩季節皆以海岸區林下栽植造林(2.14 ± 0.05 、 2.27 ± 0.03)及山區帶狀栽植造林(2.21 ± 0.02 、 2.26 ± 0.02)顯著高於其它樣區。

表 3-13 不同造林作業區與對照區陸域動物 Shannon-Wiener 多樣性指標之季節性變異分析

樣區類型		季節			
		春季	夏季	秋季	冬季
海岸區	全面整地造林	2.05 ± 0.03^{Bd}	2.17 ± 0.07^{Aa}	2.04 ± 0.04^{Bb}	2.06 ± 0.05^{Bb}
	林下栽植造林	2.23 ± 0.04^{Ac}	2.20 ± 0.02^{Aa}	2.14 ± 0.05^{Ba}	2.27 ± 0.03^{Aa}
	對照組	2.00 ± 0.04^{Ad}	1.81 ± 0.08^{Ab}	1.60 ± 0.08^{Bc}	1.61 ± 0.05^{Bd}
山區	帶狀栽植造林	2.89 ± 0.04^{Aa}	2.33 ± 0.02^{Ba}	2.21 ± 0.02^{Ca}	2.26 ± 0.02^{Ba}
	對照組	2.73 ± 0.07^{Ab}	1.97 ± 0.06^{Bb}	1.90 ± 0.07^{Bc}	1.84 ± 0.04^{Bc}

為探討銀合歡移除後造林及銀合歡未移除之林地內，不同種類之陸域動物在各季節之變化，以 3 種不同造林作業區之調查資料合併視為造林區，並以海岸及山區之對照區，進行不同季節之各陸域動物種類 Shannon-Wiener 多樣性指標之變異性分析，其結果如圖 3-15 所示。由圖 3-15 可知各種陸域動物在造林及對照區內，除造林區哺乳類($F=2.173, p=0.064$)無顯著差異之外，不同季節之多樣性指標皆有所差異；其中，哺乳類在對照區不同季節比較上，冬季(0.37 ± 0.32)有顯著降低之趨勢；兩生類方面，造林區以夏(0.58 ± 0.09)、秋(0.63 ± 0.07)兩季，對照區以秋季(0.59 ± 0.07)之多樣性指標顯著高於其它季節；爬蟲類部

份，造林區及對照區季節性變化，皆以冬季(造林區： 0.83 ± 0.21 ，對照區： 0.47 ± 0.45)之多樣性指標顯著低於其它季節；鳥類及蝶類相較其它3類群生物具有較高之多樣性，在鳥類方面，造林區以春(2.61 ± 0.17)、冬(2.77 ± 0.07)兩季多樣性指標最高，對照區則以春季(2.56 ± 0.06)時有較高之多樣性指標；而蝶類部分，造林區及對照區皆以春、夏兩季之多樣性指標顯著高於其它季節，其中對照樣區在秋季時，多樣性指標有顯著降低之情況。

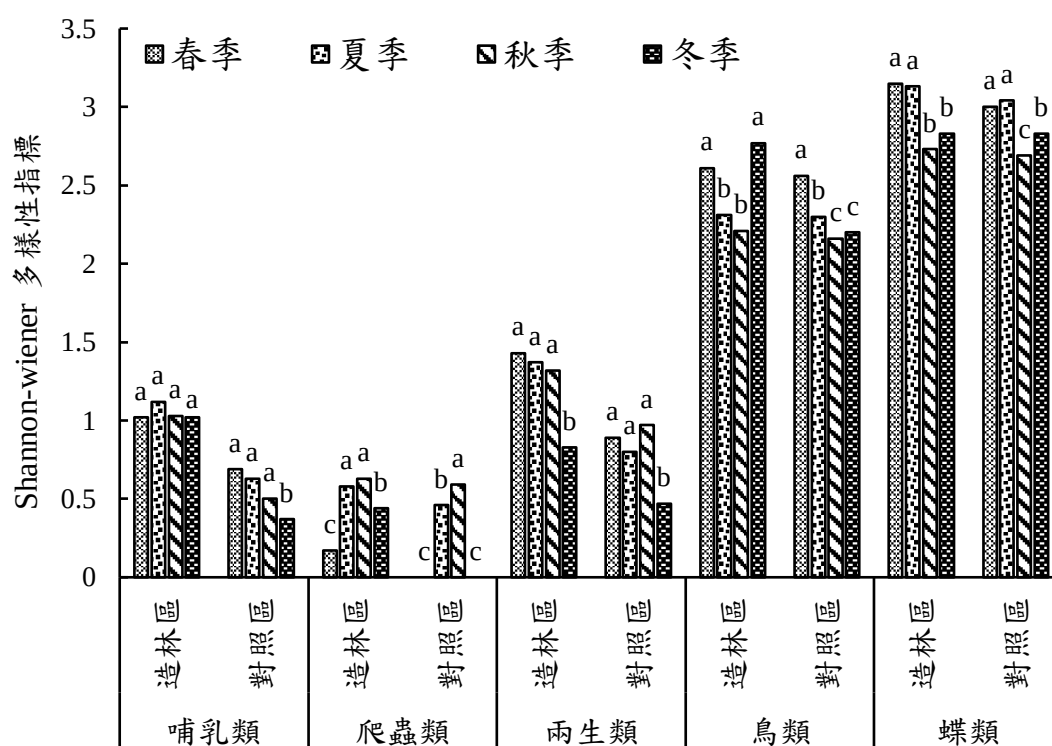


圖 3-15 不同陸域動物相於造林區及對照區之 Shannon-Wiener 多樣性指標季節變異分析

銀合歡移除造林方法在造林成林後，藉由多種原生樹種進行混植造林，一方面促使造林區具有較高的植物物種多樣性及均勻度，並降低銀合歡物種的優勢度。本計畫利用木本植物與陸域動物 Shannon-Wiener 多樣性指數之關係，透過樣區所調查之資料進行 Pearson 相關檢定，其結果如圖 3-16，由圖 3-16 可知木本植物與陸域動物多樣性指標間具有顯著性正相關($r=0.7217, p=0.029$)，顯示木本植物物多樣性增加確實會影響陸域動物物多樣性的提升。

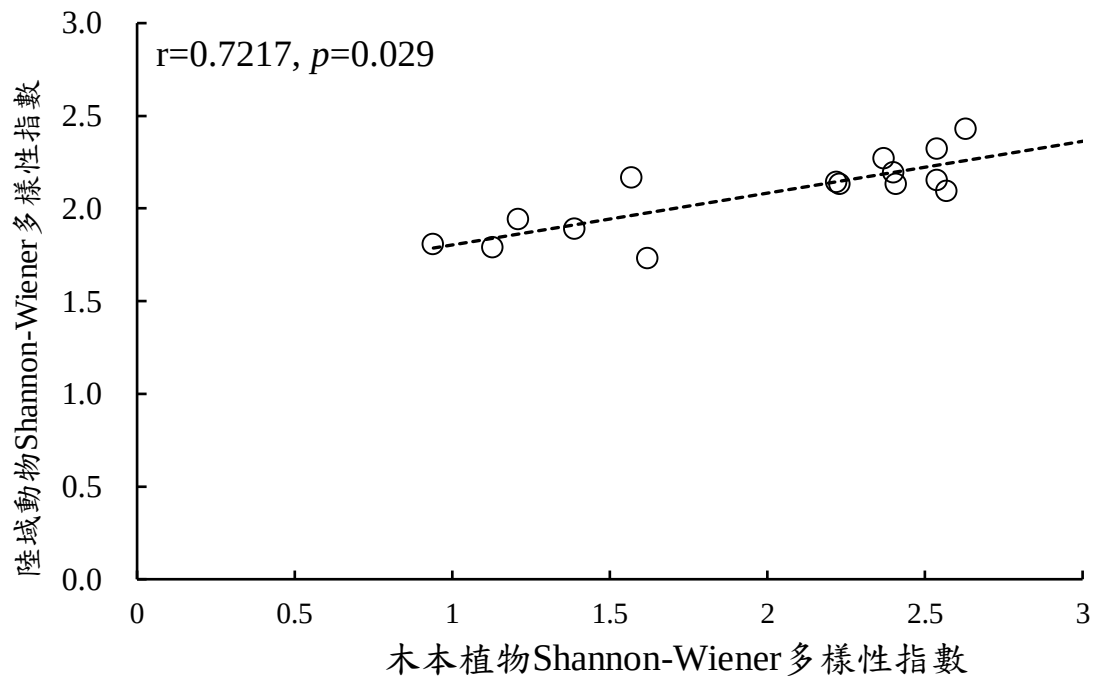


圖 3-16 木本植物與陸域動物 Shannon-Wiener 多樣性指標之相關性

銀合歡為臺灣外來侵佔性危害力最高之木本植物，嚴重衝擊本土森林生態系且造成生態系的劣化。受銀合歡入侵之土地植物相主要以銀合歡為優勢種。而透過不同銀合歡移除造林作業，撫育成林後確實能有效降低銀合歡之數量，並抑制其優勢度。過去研究顯示森林伐木更新作業或撫育作業，在造林初期會因人為的林木伐除的擾動，造成林分樹種組成與林分結構的改變(Spiecker, 2003；王相華等，2011)。在進行造林時由於林相改更及施業時所造成干擾，會造成短暫性的陸域動物數量或物種的減少(Spiecker, 2003)，但因森林生態系具有動態性變化，當造林地之林相逐漸恢復時，陸域動物則會由周遭的棲息地遷入(葛兆年等，2014；關永才等，2007；黃國靖等，2011)。

陸域動物種類及數量因應生物本身生存所需而有不同的環境利用方式與時程，因此，常受到受到棲地環境、食物來源及豐富情況及動物本身習性而有季節性變化的特性(Blake and Loiselle, 2000；Díaz, 2006；許皓捷，2003)。本計畫在 5 種陸域動物調查中顯示不同陸域動物在區域及季節性上有顯著性差異，整體來看，以春季山區有較高之 Shannon-Wiener 多樣性指標，其中各造林作業區 Shannon-Wiener

多樣性指標皆高於對照區。顯示經由銀合歡移除並造林後相較未移除銀合歡之林地，較能維持生物多樣性。

本計畫於樣區內進行 2 年之陸域動物監測，在季節年度變化上，除哺乳類外，兩生類、爬蟲類、鳥類及蝶類為季節性變化最顯著之陸域動物，兩生類部份，主要受到生活習性影響，主要集中出現於溫暖潮濕的 5、8 和 9 月，這些月份也為兩生類繁殖最主要之季節(關永才等，2007；黃國靖等，2011)，本計畫調查之爬蟲類在無論在造林作業區及對照區，在冬季時皆有顯著降低之情況，其主要原因來自於爬蟲類都屬外溫動物，因此，出現頻度、數量受到氣溫影響甚鉅(呂光洋，2002)，因此，在冬季氣溫降低時，樣區內較少有爬蟲類出現。鳥類部份出現季節主要集中於春、冬兩季節，最主要原因來自於恆春半島地理環境及氣候條件加上恆春半島位亞洲東部候鳥遷徙路線上之重要停棲地點，因此在秋冬季節時，有大量候鳥停駐於恆春地區至隔年春季(周大慶等，2003)，此現象與本計畫所調查之鳥類季節性變化趨勢符合。蝶類季節變化方面，蝶類生活史短、種類、習性不同而有差異而有顯著性季節之變化(趙仁方、湯奇霖，2001)。此外，氣候、溫度變化也是影響蝶類活動重要影響因子(曹又仁等，2013)，本計畫在蝶類調查方面以春、夏兩季多樣性較高，孫元勳等(2009)於該地區進行蝶類調查結果指出，影響恆春地區蝶類活動主要因子為溫度變化，此外，蝶類出現頻度與降雨也有密切相關。由圖 2-7 顯示，春季時溫度開始回溫，能提供蝶類蜜源植物開始生長，使春夏兩季蝶類活動較為頻繁之主要因素。

透過 Simpson 指數能顯示出在該群落中物種優勢集中程度，數值越高表示優勢度集中於少數物種之現象越明顯。由表 3-12 之 Simpson 指數顯示，各不同類型之復育造林樣區其物種優勢度，顯著低於對照區。Shannon-Wiener 多樣性指數可綜合反映一群聚內生物種類之豐富程度及個體數在種間分配是否均勻，此指數越大時表示此地群落之物種越豐富，即各物種個體數越多越均勻，代表此群落歧異度較大，由

表 3-12 之 Shannon-Wiener 多樣性指數，顯示大部份復育造林區其陸域動物生物多樣性高於對照區。Es 指數數值範圍為 0~1 之間，表示的是一個群落中全部物種個體數目的分配狀況，即為各物種個體數目分配的均勻程度，當此指數愈接近 1 時，表示此調查環境的各物種其個體數越平均，優勢種越不明顯，顯示復育造林樣區其陸域動物較為多元，其生物多樣性高於對照區。

外在環境干擾也會影響 Shannon-Wiener 多樣性指標高低，尤其以颱風干擾最為嚴重(林義雄，2010；陳怡茹，2012)。在調查期間曾遇到 2 次嚴重性的颱風干擾，分別為 2016 年 7 月之尼伯特颱風及 9 月莫蘭蒂颱風；兩場颱風事件重創恆春半島地區，原本林相完整的樣區受強風影響，造成樹木風折甚至倒伏，樹冠覆蓋度減低，這樣的植生轉變會影響到部份陸域動物物種出現及數量之因子；在哺乳類部分，於所有樣區常見的赤腹松鼠，於颱風干擾後接下來在海岸對照區調查中明顯減少甚至無紀錄，因此進而影響到生物多樣性指標；在鳥類部份，各樣區內棲位偏樹冠層的鳥種，如紅嘴黑鵯、黑枕藍鶇和樹鵲等也受到樣區內樹冠覆蓋度減低影響下，在秋季時數量明顯減少。

各不同作業法在銀合歡移除造林後經過定期刈草撫育作業，已達到抑制雜草及銀合歡小苗的生長，造林木已覆蓋林地形成生長優勢之樹種。由植物多樣性結果顯示，藉由銀合歡移除並進行原生樹種栽植確能有效改善及提高植物多樣性並降低銀合歡之優勢度，造林後所形成的林相具有多種優勢原生種、歧異度及均勻度高之植物多樣性高的林相。在陸域動物部份，藉由棲地環境改善能對生物提供更多元的空間及棲地選擇，以長期生態效益而言，此種森林經營作業方式能抑制銀合歡的生長，且可提升整體生物多樣性，其對生態系功能具有正面效益。

第三節銀合歡移除後造林對於水土保持之影響

一、銀合歡移除後對於土壤沖蝕影響

大面積的銀合歡移除整地造林，在造林木未成林前，會造成地表短暫之裸露，而產生地表土壤沖蝕等水土保持之疑慮，因此如何有效進行土壤沖蝕監控及管理，為造林作業被關注的問題。應用遙測衛星和全球定位系統(Global Positioning System, GPS)為工具，進行大面積山坡地水土保持監測已行之有年，而近年來 UAV 技術成熟，具有航拍高度低，影像解析度高，再加上具有高機動性、高解析力及 3D 點雲資料、經費需求較低，以及操作所需的天氣條件較寬鬆等特性，如搭配即時動態定位技術(Real Time Kinematic, RTK)，進行地面控制點設置，能進行高精度的 DSM 製作，此種調查監測模式近年來已廣泛應用於天然災害的監測、災害管理以及數位高程的製作 (Merino *et al.*, 2006；Lan *et al.*, 2010；Maza *et al.*, 2011；Garcia-Ruiz *et al.*, 2013)。

本計畫以 2015 年海岸全面整地造林樣區，供為土壤沖蝕監測區域，並透過 3 期高精度 DSM 進行土壤沖蝕速率之分析及監測，藉由不同時間尺度之 DSM 資料計算數值高程差，以求得土壤沖蝕量，探討 UAV 航拍技術在小面積造林更新作業，對於水土保持監測應用之可行性。本計畫採用之 UAV 為四旋翼型(型號：SkyEye Sentinel X4 UAV System)，飛行整體任務時間約 40 分鐘，飛行高度為 150 m，拍攝照片重疊率前後為 70%，左右重疊率為 80%。拍攝時期分別為 2016 年 7 月 7 號(尼伯特颱風前)、2016 年 8 月 24 號(尼伯特颱風後)及 2017 年 4 月 26 號等 3 個時期進行 UAV 拍攝；3 個時期之飛行路線規劃皆為相同，飛行路線如圖 3-17 所示。

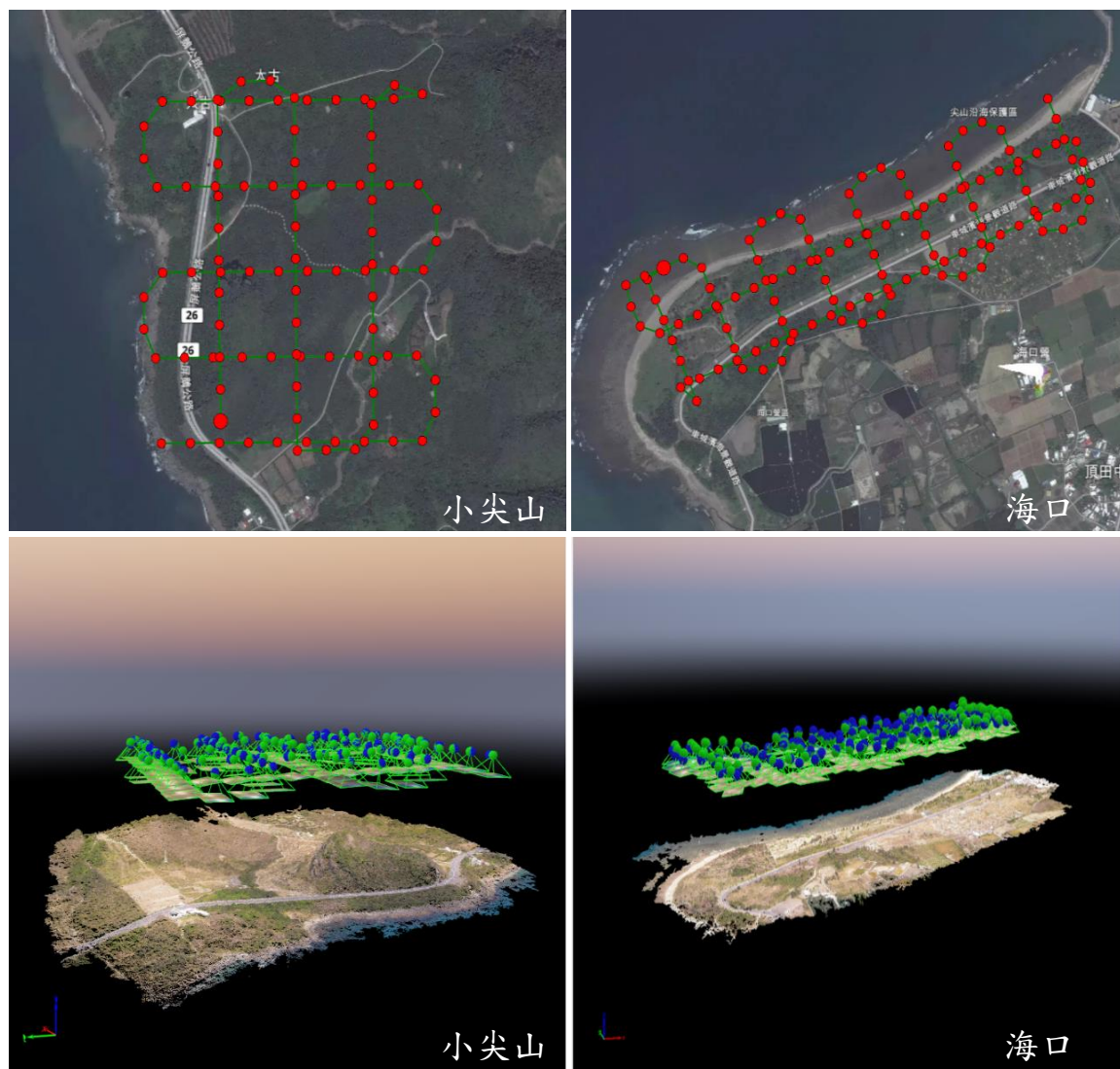


圖 3-17 小尖山、海口全面整地造林之 UAV 拍攝路線規劃圖

本計畫使用非量測型數位相機進行空拍，因內方位不穩定及無框標決定像片坐標等，於空拍前須先進行相機率定以求得鏡頭之透鏡畸變差、焦距及像主點等內方位參數，以作為後續計算作業時修正其系統誤差。相機率定為運用相機拍攝正向、上下、左右各角度的影像資料，將各角度影像進行解算後，可得該相機的相關率定參數資料(相機內方位參數)，包含像主點、焦長與透鏡畸變差等。經解算後，焦長、像主點坐標及透鏡畸變差，所得之相機參數表 3-14 所示。將所得相機參數及航空影像透過 Pix4D 影像接合軟體進行影像接合並利用重疊的空拍像片地區，進行 DSM 計算。

表 3-14 UAV 相機參數值

	焦長	X 像主點	Y 像主點	R1	R2	R3	T1	T2
初始值	2972.168	2304.006	1728.004					
	(pixel)	(pixel)	(pixel)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	3.870 (mm)	3.000 (mm)	2.250 (mm)					
優化值	3324.131	2350.160	1820.848					
	[pixel]	[pixel]	[pixel]	-0.126	0.106	-0.034	-0.001	0.001
	4.328 (mm)	3.060 (mm)	2.371 (mm)					

註:R1、R2、R3 為輻射畸變差(Radial Distortion); T1、T2 離心畸變差(Deccentric distortion)

3 次航拍任務皆挑選天氣晴朗及能見度佳的時段進行拍攝。土壤沖蝕監測樣區主要選擇海口及小尖山全面整地造林區域，並在範圍內分別選取 7 個控制點與 7 個檢核點，點位分布如圖 3-17 所示。控制點與檢核點以 RTK 測量各點之平面座標及各點之高程座。上述各控制點與檢核點之平面與垂直方向均可達公分等級精度。每個控制點於航拍前會放置 3 X 3 m 空標，使其在每張相片中都可以清楚呈現，降低後續作業所產生之誤差。接合之航空影像及 DSM 成果如圖 3-19 及圖 3-20 所示。

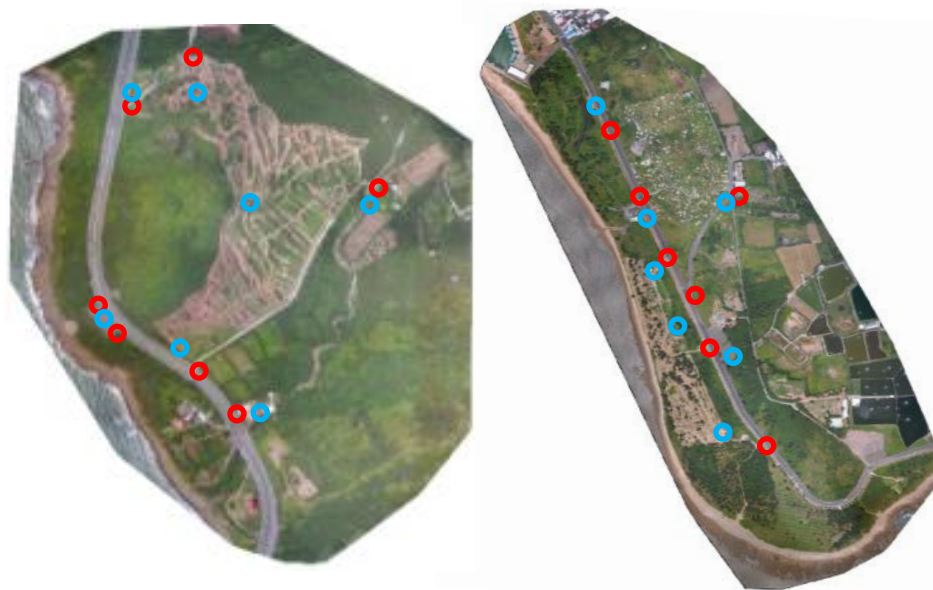


圖 3-18 UAV 控制點與檢核點分布圖(紅圈為控制點、藍圈為檢核點)

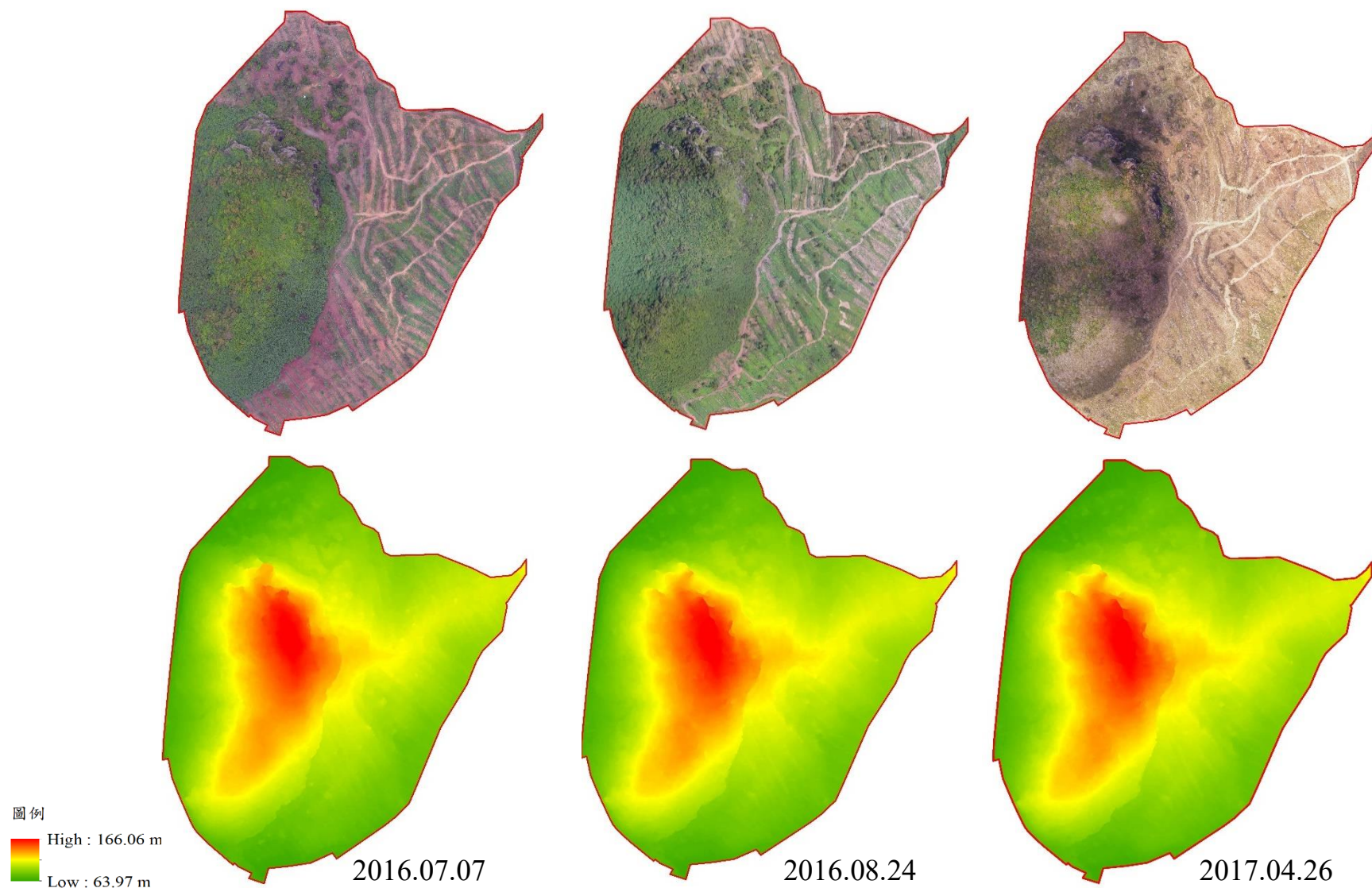


圖 3-19 小尖山全面整地造林區 UAV 影像及 DSM

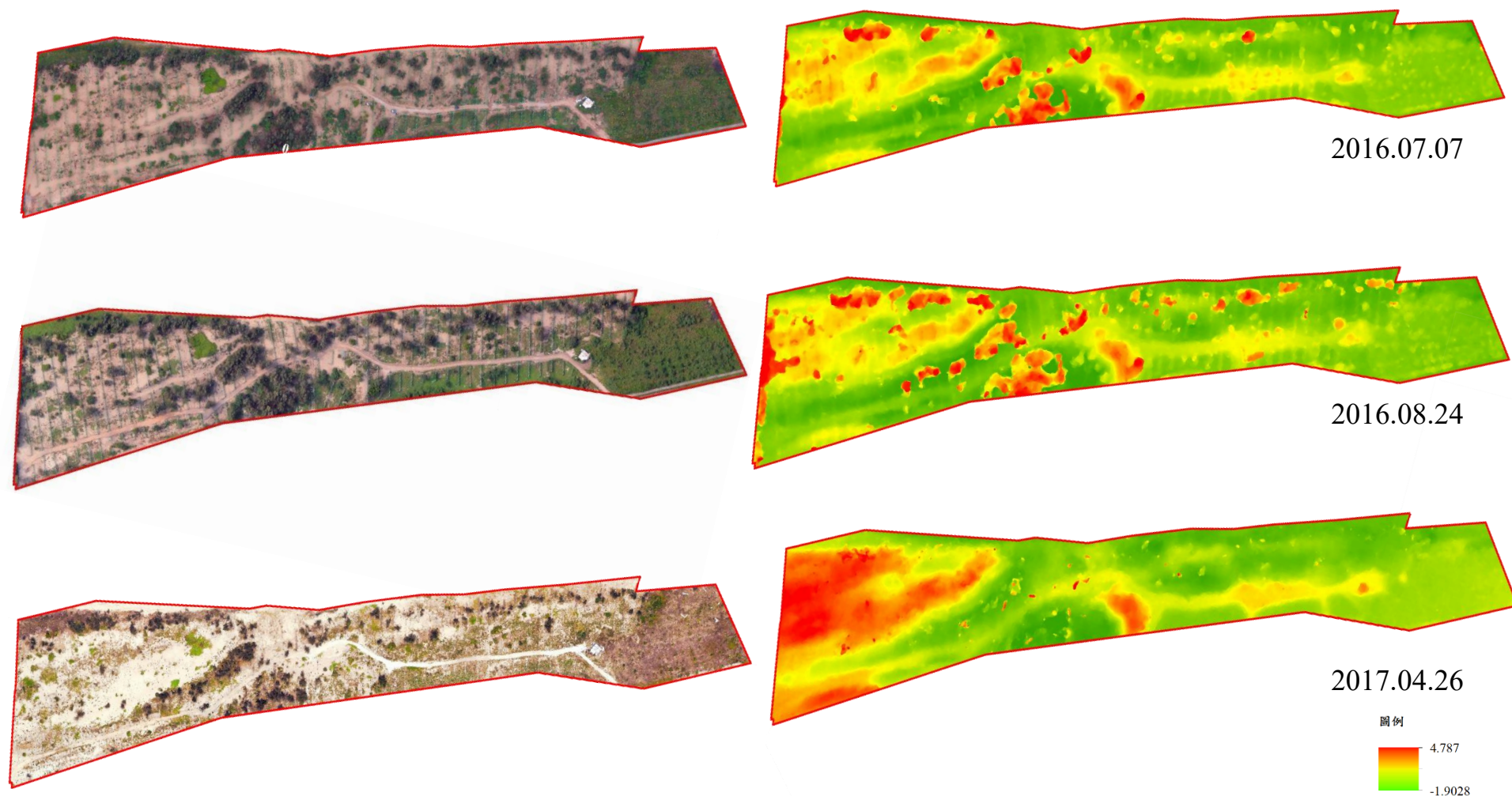


圖 3-20 海口全面整地造林區 UAV 影像及 DSM

航拍任務結束後，攝影內業處理的部份分別截取 123 及 97 張影像，配合地面控制點，使用 Pix4 Dmapper 軟體產製正射影像鑲嵌圖，其中正射影像鑲嵌圖的地面解析度為 10.19 cm，而 DSM 網格大小為 1 m，正射鑲嵌影像可以清楚辨別出各種地物，包括河道、建築物、高速公路以及植被等。若將 UAV 產製地形在檢核點位置的座標值，減去檢核點實測座標值後，即得到 UAV 航拍在於不同期之檢核點位置上誤差值，如表 3-15 所示。由表 3-15 可知在小尖山監測樣區 X 方向誤差是 4.21~2.97 cm；在 Y 方向之最大誤差是 1.64~2.33 cm，至於高程誤差則為 1.24~2.21 cm；海口監測樣區相較小尖山監測樣區有較好之精度，在 X 方向誤差方面為 3.21~2.17 cm；在 Y 方向之誤差為 1.26~2.11 cm，至於高程誤差則為 1.06~1.41 cm。由檢核點誤差表可知，無論在小尖山或是海口監測樣區在 DSM 之 X, Y, Z 整體誤差上皆小於 5 cm 以下。

表 3-15 檢核點誤差表 單位：cm

拍攝日期	小尖山監測樣區			海口監測樣區		
	X 誤差	Y 誤差	高程 誤差	X 誤差	Y 誤差	高程 誤差
2016.07.07	4.21	2.33	2.21	3.21	2.11	1.41
	(1.23)	(1.37)	(0.79)	(1.09)	(1.12)	(0.79)
2016.08.24	3.43	1.64	1.30	2.23	1.63	1.27
	(0.87)	(0.51)	(0.33)	(0.63)	(0.81)	(0.54)
2017.04.26	2.97	2.79	1.24	2.17	1.26	1.06
	(0.76)	(0.57)	(0.41)	(0.46)	(0.69)	(0.62)

註：括號內為標準偏差

將所建置之 DSM 以造林地範圍，利用 GIS 軟體將各期 DSM 每一個網格值進行相減，以藉此調查土方總變化量。相減後再將每一個網格值之高程變化量加總，即可得到總土方變化量。此外，張歲等 (2017) 研究指出若不計 UAV 本身之觀測內部誤差，土方變化量估計

值植物高度變化會影響外在誤差來源，而影響土方變化量，由圖 3-19 及圖 3-20 可發現，2016 年及 2017 年在進行拍攝時，受到季節影響下地被植群有相當大的差異，7~8 月時為恆春半島地區屬於濕季，地被植群生長茂盛；而 4 月時正處恆春半島地區乾旱季節，受到東北季風及乾旱影響下，地被植群呈現枯萎或是生長不良之狀況，因此，參考張崴(2017)UAV 航拍技術應用水土流失調查時，可利用通用製圖工具 (Generic Mapping Tools, GMT) 之中位數濾波程式，將網格值重新以鄰近網格的中位數值取代，並將土方變化量極端值消除，如此可取得與實際水土流失量相貼近的土方總變化量。兩個試驗樣區依上述方法之推估其結果如表 3-16 所示。由表 3-16 可知小尖山復育造林區總面積為 1.6809 ha，尼伯特颱風前後沖蝕土方量為 3.59 m³，至隔年 4 月樣區內沖蝕土方量為 3.43 m³，平均地表流失深度為 2.04 mm；海口樣區總面積為 1.3901 ha 於伯特颱風前後所沖蝕土方量為 4.47 m³，平均平均地表流失深度為 3.21 mm。至隔年 4 月樣區內沖蝕土方量則增加 2.74 m³

表 3-16 小尖山及海口全面整理造林地之土壤沖蝕分析 單位：m³

樣區		增加土方量	減少土方量	沖蝕土方量
小尖山*	2016	15.74	19.33	-3.59
	2017	4.76	8.19	-3.43
海口**	2016	1.26	5.73	-4.47
	2017	3.99	1.25	+2.74

註：*小尖山造林面積 16,809.17 m²；**海口造林面積：13,901.14 m²

土壤沖蝕與逕流量主要受到土壤質地之保水力以及滲透係數影響(Bonilla and Johnson, 2012)。全面整地作業方法係利用機具進行大面積整地，因此在初期時地表受到施業影響，對地被植物、土壤等將造成土壤擾動、壓密的作用，雖然土壤總孔隙量無改變，但有利於水分移動的大孔隙量比作業前減少，小孔隙量則增加，其結果造成土壤

滲透能(Infiltration capacity)降低，降雨時地表逕流量增加，且大面積銀合歡移除後，樹冠層消失地表直接受到降雨之衝擊，並造成直接逕流和土壤沖蝕的潛勢增加，由調查結果顯現小尖山造林樣區，土壤沖蝕集中於造林作業道，而海口樣區在冬季時土方量有增加之現象，其主要原因為海口樣區屬於砂土性質，在冬季時土壤因乾燥而造成土粒鬆散，受到強勁之東北季風吹襲下易在下風處堆積而形成沙丘(圖 3-20)，造成土方量增加。而兩次調查結果顯示植生復育(包括地被恢復及造林木的生長)，對土壤沖蝕的抑制已具有正面之成效。Shena *et al.* (2017)曾以不同植被覆蓋度與降雨量模擬土石流侵蝕深度，其結果表明植被覆蓋完整性將影響土壤侵蝕之抵抗能力。恆春半島地區因氣候溫濕，地被植物繁衍迅速，在造林初期受到作業影響而造成地表裸露而有輕微的土壤沖蝕，待造林苗木生長穩定且地表覆蓋面積完整後，土壤沖蝕將可抑制。



圖 3-21 小尖山及海口造林樣區土壤沖蝕情況(紅圈範圍為樣區內沖蝕嚴重區域)

二、銀合歡移除後造林對於海洋泥沙污染衝擊

陰陽海為海洋受到污染後而造成海水顏色變化與其它海水顏色有顯著差異，一般會造成陰陽海之成因，主要由於受到海水中的懸浮物質濃度而造成顏色上之差異。造成陰陽海成因能分為採礦污染而形成之「藍白色陰陽海」(如宜蘭地區石粉採礦而形成之陰陽海)、廢棄物及工程廢土非法傾倒而造成污染的「灰土色陰陽海」(如臺灣東北角地區之陰陽海，受到金、銅、鐵礦在雨水、溪水及地下水等與鐵細菌產生催化作用，形成硫酸亞鐵，當地下水或是徑流水排入海中之後與海水相混，就產生黃色的氫氧化鐵膠羽漂在海面而形成灰土色陰陽海)。以及受到大量泥沙沖入海洋而形成「土泥色陰陽海」，土泥色陰陽海所影響範圍面積為3種陰陽海中也是最大的，其主要形成原因除受到強降雨下，溪流夾帶大量泥砂經由出海口而進入海洋之外，海岸邊之建設工程所也會造成的污染海域，如港口、濱海公路、工業區等工程(莊甲子、曾迪華，1994；余炳盛等，1998；林淑芬，2011)。

進行大面積的整地及銀合歡移除作業會對樹冠層產生疏開作用，增加林內穿落雨量以及對林地產生不同程度的干擾等。此外，在進行作業時也會造成短暫之地表裸露而改變林地的土壤水、逕流、土壤沖蝕等，微環境條件隨不同作業法而造成不同程度之影響。恆春半島位於臺灣南端，屬熱帶氣候型態，每年夏季除受到颱風侵襲及干擾之外，伴隨颱風而來的西南氣流也常帶來可觀的雨量。而近年豪雨的強度與時間長度都有加劇的趨勢，所以降雨所引發的環境災害是不可忽視的課題。為了解恆春地區之銀合歡移除造林作業是否會造成土壤沖蝕而形成土泥色陰陽海。本計畫選用不同期之 Landsat 衛星影像，並藉由造林作業範圍、水系等地理資訊，探討造林作業是否會形成陰陽海現象。本計畫共選擇枋山溪、塔瓦溪、四重溪、港口溪、港口溪、紅土溪及龍鑾排水口等6處出海口及1處出水口，進行陰陽海之海色變化調查，出海口分布範圍如圖3-22示。

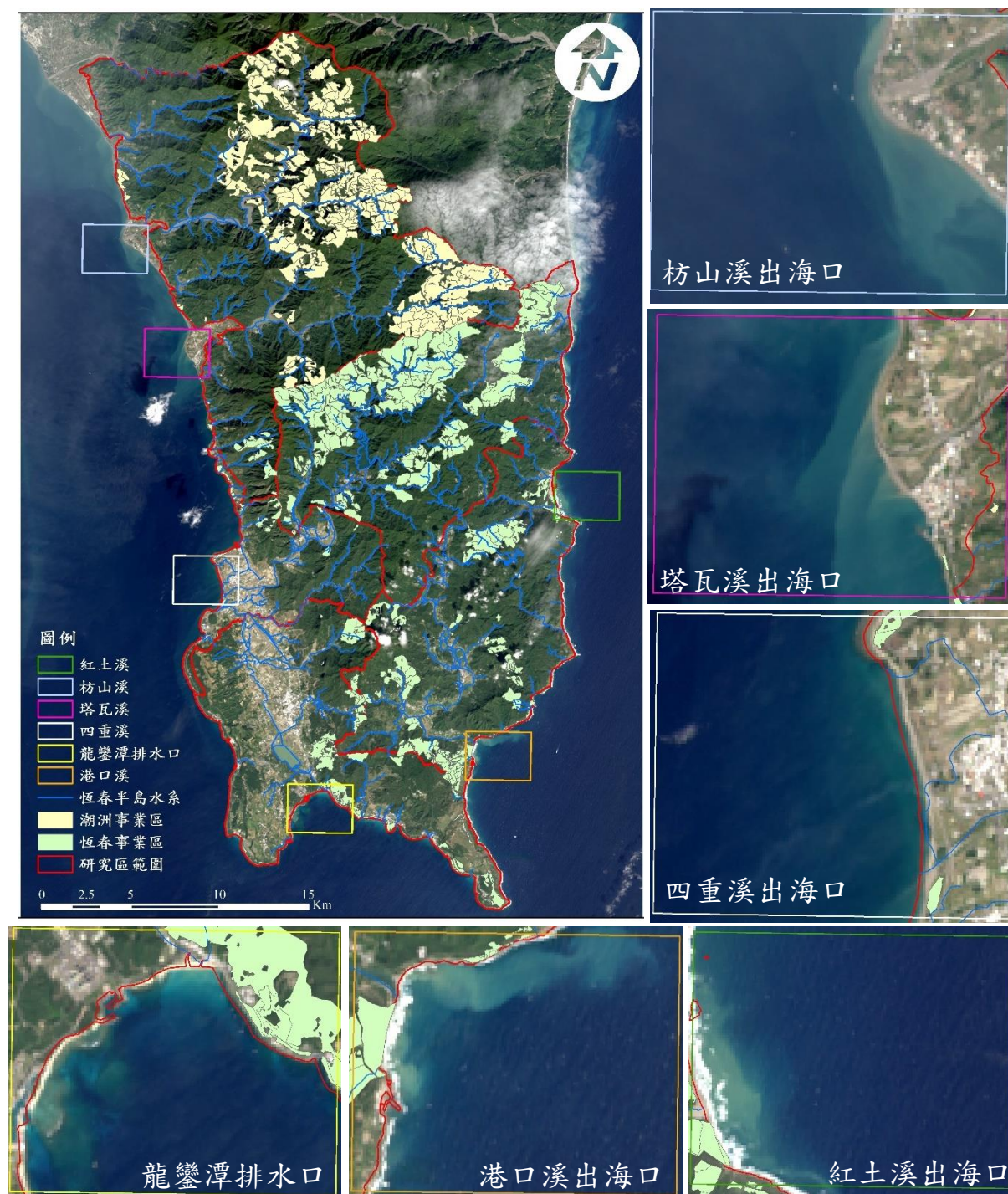


圖 3-22 恆春半島地區陰陽海觀測區域

在 Landsat 衛星影像選擇方面，利用 TCCIP (2017) 所提供之歷史氣候資料做為歷史氣候參考依據，選擇具有降雨事件之月份及影像清晰、雲量少於 20% 以下之影像資料。以 1988、1996、2003 及 2013 年度做為恆春半島地區沿岸陰陽海觀測之影像，影像年度及日期如下表 3-17 所示。

表 3-17 恆春半島陰陽海觀測所使用之各時期 Landsat 衛星影像

影像來源	拍攝時間	影像來源	拍攝時間
Landsat5 TM	1988.11.05	Landsat8 TM	2013.11.26
Landsat5 TM	1996.01.28	Landsat8 OLI	2016.07.29
Landsat5 TM	2003.07.26	Landsat8 OLI	2016.09.09

Landsat 衛星影像獲取後進行前期糾正，並以人工進行陰陽海影像判釋，其結果如圖 3-23 所示。由圖 3-23 結果顯示，在各集水區出海口皆有受到泥沙沖入海洋之現像，而在呈現土泥色之陰陽海現象。此種陰陽海現像係因臺灣山地多、坡度陡峻、土質鬆脆，有不少地區屬不安定及極不安定之等級，因此，受到較大降雨事件衝擊，易發生沖蝕及輕微崩塌等而使溪川挾帶泥砂並沖入海洋中，近海沿岸地區受到溪川夾帶泥水變黃，與外海形成強烈色差之陰陽海，其為臺灣各水系出海口之常態現象。而各時期不同集水區出海口土泥色陰陽海擴散範圍及濁度皆有所差異，主要受到各溪流集水區降雨量、地質而有所差異。

此外，當泥沙進入海洋中形成土泥色陰陽海後，其擴散情況及速度也會受到洋流潮汐及風向等因素對於泥砂懸浮物分佈範圍而有不同程度差異(林淑芬 2011；鄭志文等，2014)。本計畫所探討之枋山溪、塔瓦溪、四重溪為恆春半島地區西側出海口，透過影像顯示在四重溪集水區出海口陰陽海範圍較小於同一側之枋山溪及塔瓦溪集水區出海口。主要原因為四重溪集水區出海口為海灣地形，較不受到潮流之影響，因此，泥砂較不易擴散而較集中於出海口一帶。此現象於恆春半島地區東側港口溪及紅土溪集水區出海口更為顯著。此外，龍鑾潭排水口水源主要來自於網紗溪及保力溪支流匯流至龍鑾潭，在經由龍鑾潭排水溝排入海中，所沖蝕下來之泥砂皆會匯流至龍鑾潭沉滯，因此，所排出之泥沙量較少而不易形成陰陽海現象。

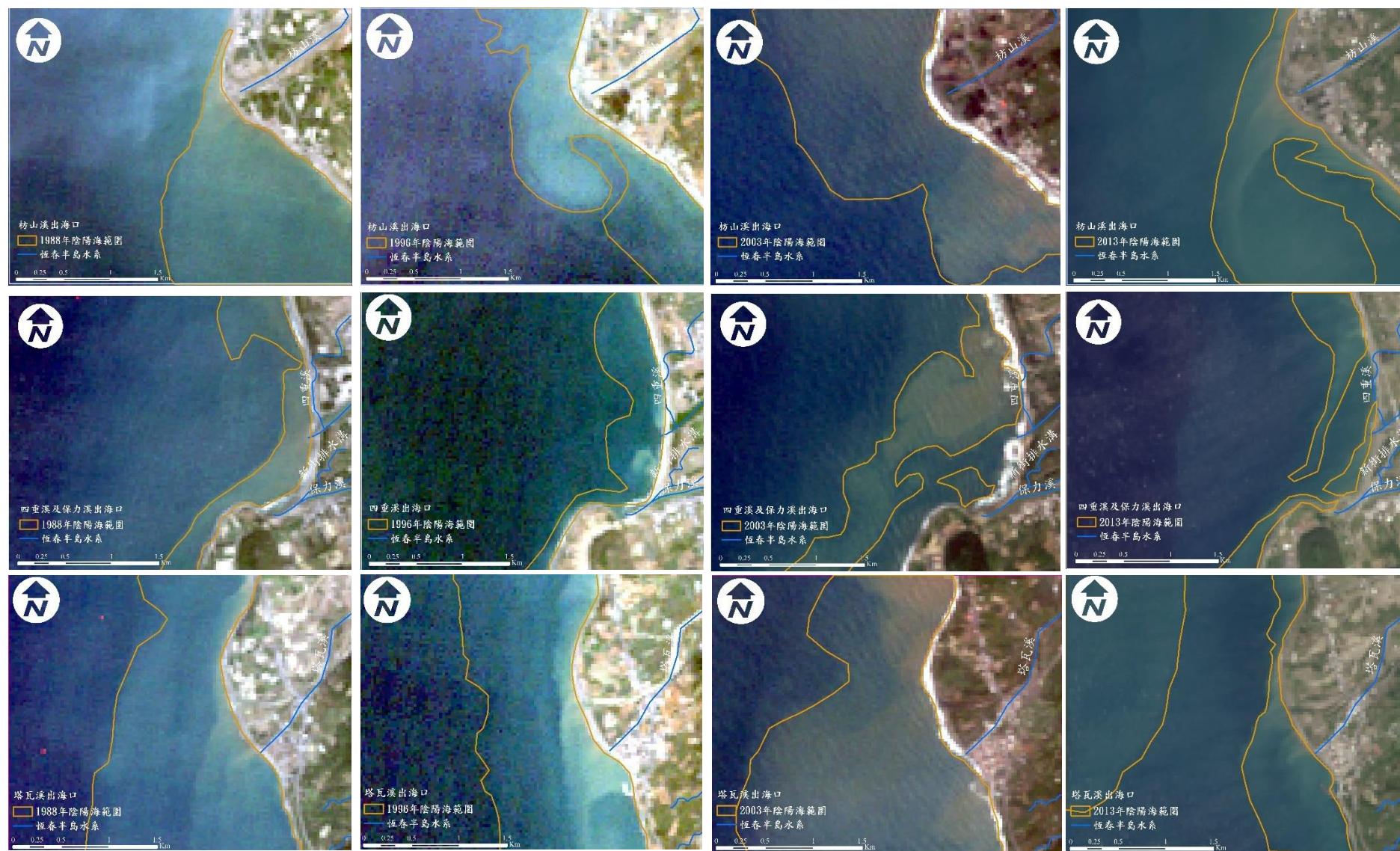
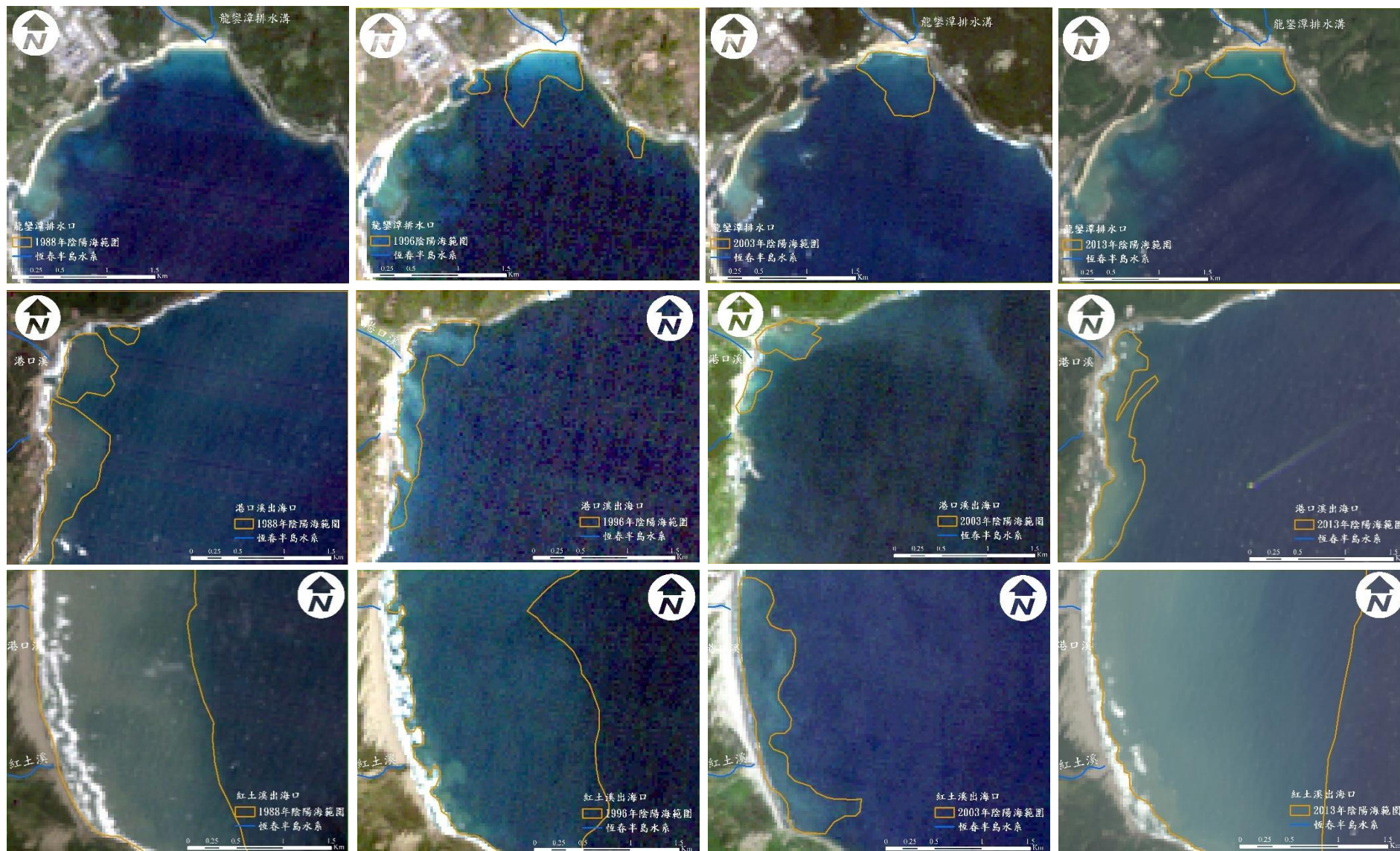


圖 3-23 不同溪流出海口各時期陰陽海情況



續圖 3-23 不同溪流出口各時期陰陽海情況

透過影像上顯示，無論在早期 1988 年或是 2013 年，當恆春半島地區受到降雨事件後，在各集水區皆有土泥色陰陽海現象；壽克堅等(2011)指出臺灣河道條件特殊與國外大相逕庭，具較陡的河道坡度、流量豐枯懸殊及水流泥沙量高之特性，因此，河川流量隨降雨而迅速漲落並短時間內將泥沙帶入近海內，而造成近海沿岸濁度增加，而造成短暫陰陽海情況。透過 2016 年 7 月及 9 月影像可知(圖 3-24)，當恆春地區受到降雨事件後，近海皆會有短暫陰陽海現象，由此可以，此現象為該地區常態現象，並不會受到銀合歡移除後大面積造林之影響。

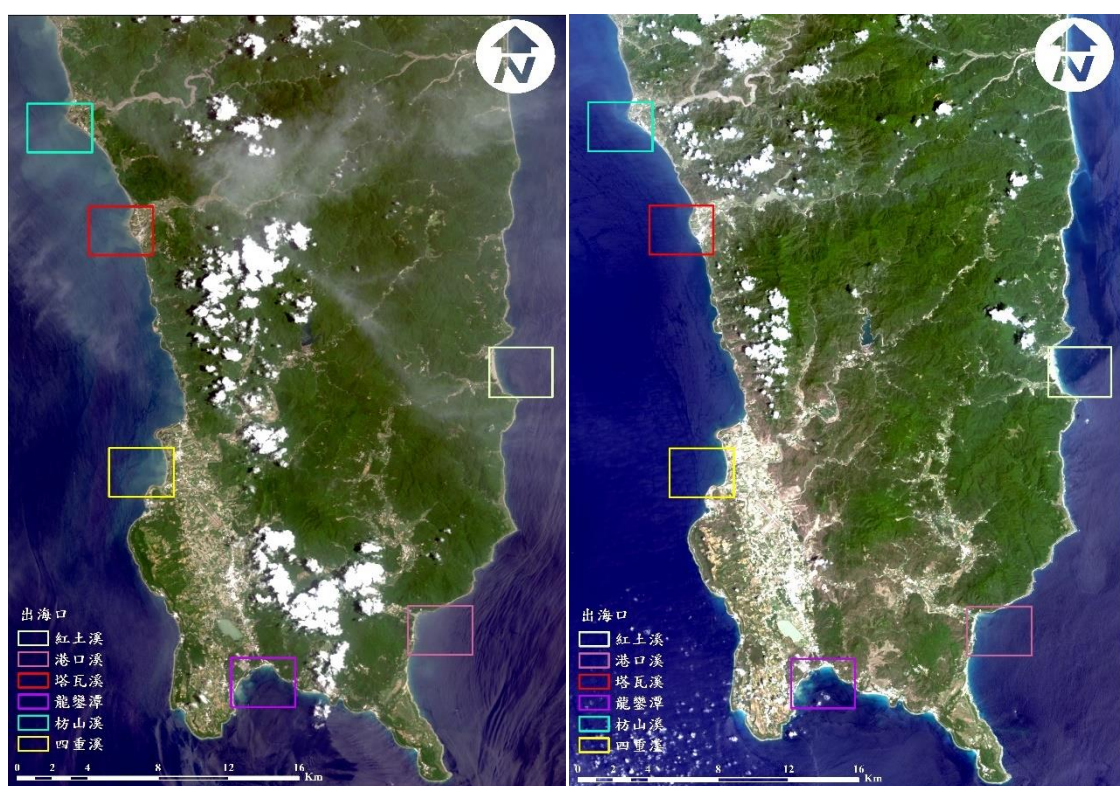


圖 3-24 恆春半島 2016 年影像各出海口海色變化情況

三、銀合歡移除後造林對於海岸退縮之影響

依營建署國土利用監測計畫(2012)，臺灣海岸線約 1,400~1,600 km，擁有廣大的海岸土地面積，西部海岸更是人口集中及各類活動密集之地，隨著人口成長及社會經濟結構改變，積極地開發利用沿海土地，已經造成海岸之侵淤失去平衡，而且目前海岸地區更面臨自然環境受嚴重破壞與過度人工化的問題；臺灣海岸是藉由河川輸砂及海岸

漂砂於河口堆積而成，並在潮汐侵蝕與堆積間形成動態平衡。但因自然條件改變與人為因素，導致海岸之泥沙無法堆積或消失，海岸線退縮的情形遂逐年顯著，造成沿海居民生命財產的損失與危害。

長期以來，透過海岸林建造為有效降低及減緩海岸退縮情況方法之一。健全的海岸林為經濟、生產及環境保全之保障，因此，臺灣的海岸林自日治時期起，即依照各海岸地區防砂、防潮、防風等需求，陸續設立各種海岸保安林，目前依據森林法第 22 條規定編定為海岸保安林者，可區分為飛砂防止保安林、防風保安林、潮害防備保安林、漁業保安林、風景保安林及衛生保健保安林等 6 種(陳財輝、韓明琦，2011)。

恆春半島地區海岸林受到銀合歡入侵，而帶來大幅縮減且被切割成破碎化分布，多數地區已喪失整體性防風及防潮等機能，因此為了解恆春半島海岸地區銀合歡移除造林對於海岸退縮是否有所影響。本計畫依以 1988、1996、2008 及 2016 年度之不同期之 Landsat 衛星影像，以海口段及新海口段區外保安林為調查對象，進行銀合歡移除造林復育區之海岸線變遷監測，其結果如圖 3-25 所示

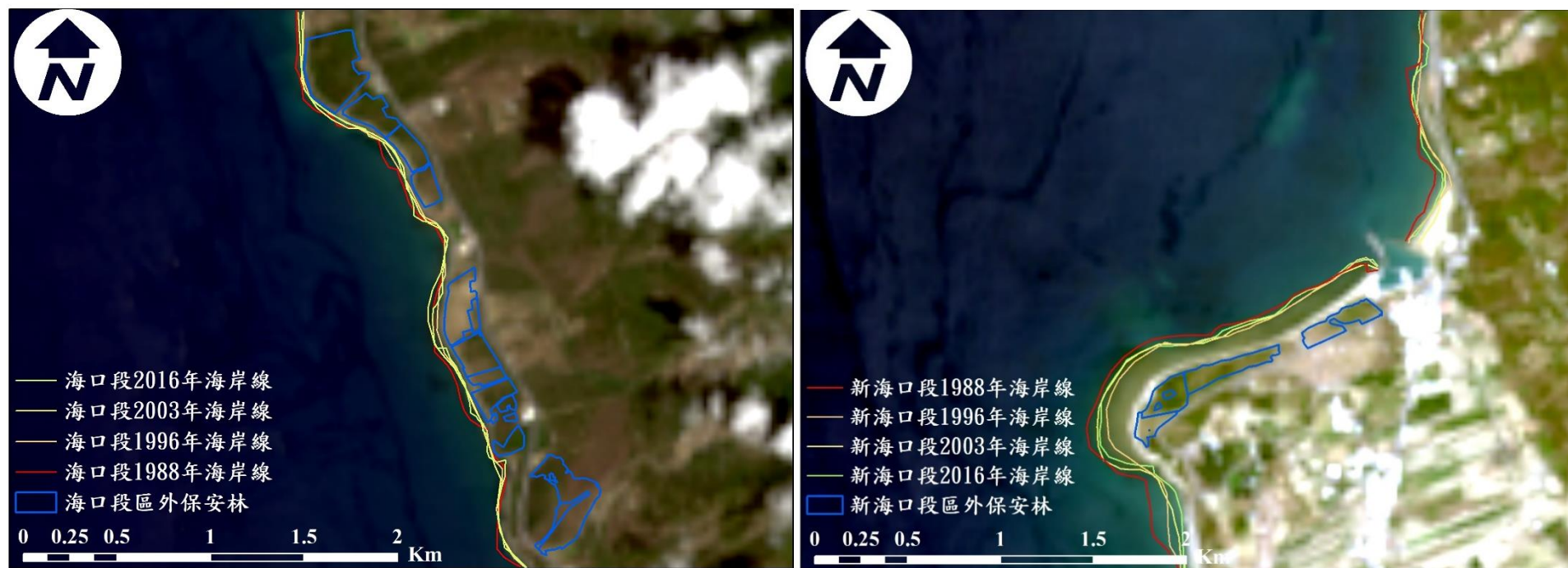


圖 3-25 恆春半島地區海岸退縮觀測區域

海口段及新海口段區之海岸線，以地質圖套疊分析顯示多為珊瑚礁群海岸沙岸，少部分為岩岸或是沙岸，礫石岸大多分布在本區之東北方海岸，沙岸則零星分布於河口處或海灣處。本計畫透過 1988 開始至 2016 年之 Landsat 衛星影像獲取後，利用地理資訊系統進行海岸測量，並將海岸線資料進行不同期邊界圖層套疊後，即可得到各個海岸線變遷情況。

由圖 3-25 結果顯示海口段海岸屬於西北向東南走向之狹長型沙灘，由歷年海岸線變化情況顯示海岸退縮現象不明顯；新海口段海岸主要由海口段海岸之延伸，至港口後海岸線由東北向西南走向，該段海岸線受到港口港興建的影響，造林區域前東西兩側，靠近港口區域有防波堤而有泥砂淤積之現象；在西側海岸線由東南走向轉南向彎處，海岸線也有顯著淤積之情況，其原因有可能是地形、氣象或海流之因素。將兩觀測地區之歷年海岸線資料套疊後進行海岸線面積退縮計算，其結果如表 3-18 所示。

由結果顯示，無論是那個樣區，在 1988-1996 年間海岸有顯著退縮之情況發現，其中以海口區外保安林海岸退縮情況較為嚴重；1996 年後，海岸退縮情況則有逐漸緩解，海口區外保安林海岸於 1996-2008 年間海岸面積增加大於減少，顯示部份海岸區段有泥砂堆積情況，2008 年後海岸線變化差異不大。

表 3-18 海口及新海口海岸線歷年變動面積 單位: m²

樣區		年度		
		1988-1996	1996-2008	2008-2016
海口區外保安林	增加	0.48	4.06	1.86
	減少	14.48	2.49	2.91
新海口區外保安林	增加	1.38	2.46	1.79
	減少	6.55	2.27	2.21

恆春半島地區海岸類型主要為珊瑚礁、沙灘及岩岸為主。許民陽 (2005)於花東海岸研究指出岩岸地質之海岸每年後退率僅微量，而沙質海岸每年後退率約為 2~3 m，因此海岸的岩性組成將決定海岸是否易受潮汐侵蝕影響。本計畫所選擇之海岸線變遷調查區主要為海岸保安林，但因受到銀合歡入侵而形成銀合歡純林。影響海岸退縮因子眾多，雖無法明確說明保安林林相受到銀合歡入侵後，是否會影響海岸線變動，但根據眾多文獻佐證，可以確認在海岸防護上，多樣化的植被具有顯著減低海岸遭受海浪衝擊效果，例如 Gedan *et al.*, (2010)研究指出海岸若有植物覆蓋不僅可以穩固沉積，更能藉由莖葉與水流的摩擦力降低水流速度，進而達到減緩海浪侵蝕效果，該研究並於實驗中比較有無植被之侵蝕情形，發現若無植被保護之泥沙海岸將受到嚴重侵蝕，而具植被海岸能減緩 30~80%之侵蝕，海岸植被類型更能影響侵蝕率，依據地方氣候、地形特徵選擇適當的植被將能達到更佳的海浪侵蝕減緩效果。

本計畫由海岸線歷年變化顯示在 2002 年進行銀合歡移除造林後，海岸線變動有所減緩，顯示林相完整之海岸林確實可達到防風定砂、防止海岸飛砂向內陸側侵襲，保護土地不被風蝕而造成表土養分喪失之效果。因此，不論銀合歡移除復育造林對於海岸退縮是否有絕對關係，但由其它效應來看，透過建全海岸林建造，能確保林帶之防風、飛砂防止等機能，並達到海岸林永續發揮防災機能之目的。

第四節銀合歡長期變遷監測

一、銀合歡分布範圍時空變遷

本計畫利用大尺度之遙測技術，監測恆春半島銀合歡入侵之變遷情形，以 1988、1993、1998、2003、2008、2013 及 2016 年恆春半島(獅子鄉以南)之 Landsat 系列衛星影像，進行銀合歡植群分布判識分類，並分析 28 年來銀合歡入侵面積的時間空間消長變化。由前人研究顯示，銀合歡在物候特性上，於乾季時會有假落葉之現象，葉片呈枯黃狀態；濕季時，枝葉生長茂盛而呈現濃綠的樣貌(圖 3-26)，故在遙測影像的分析上，可藉由銀合歡落葉季節進行分類判釋。由恆春地區生態氣候圖(圖 2-7)可知，恆春地區 11 月至隔年 4 月為生態上之乾季季節，因此選擇以 11 月至隔年 4 月之影像進行分類。

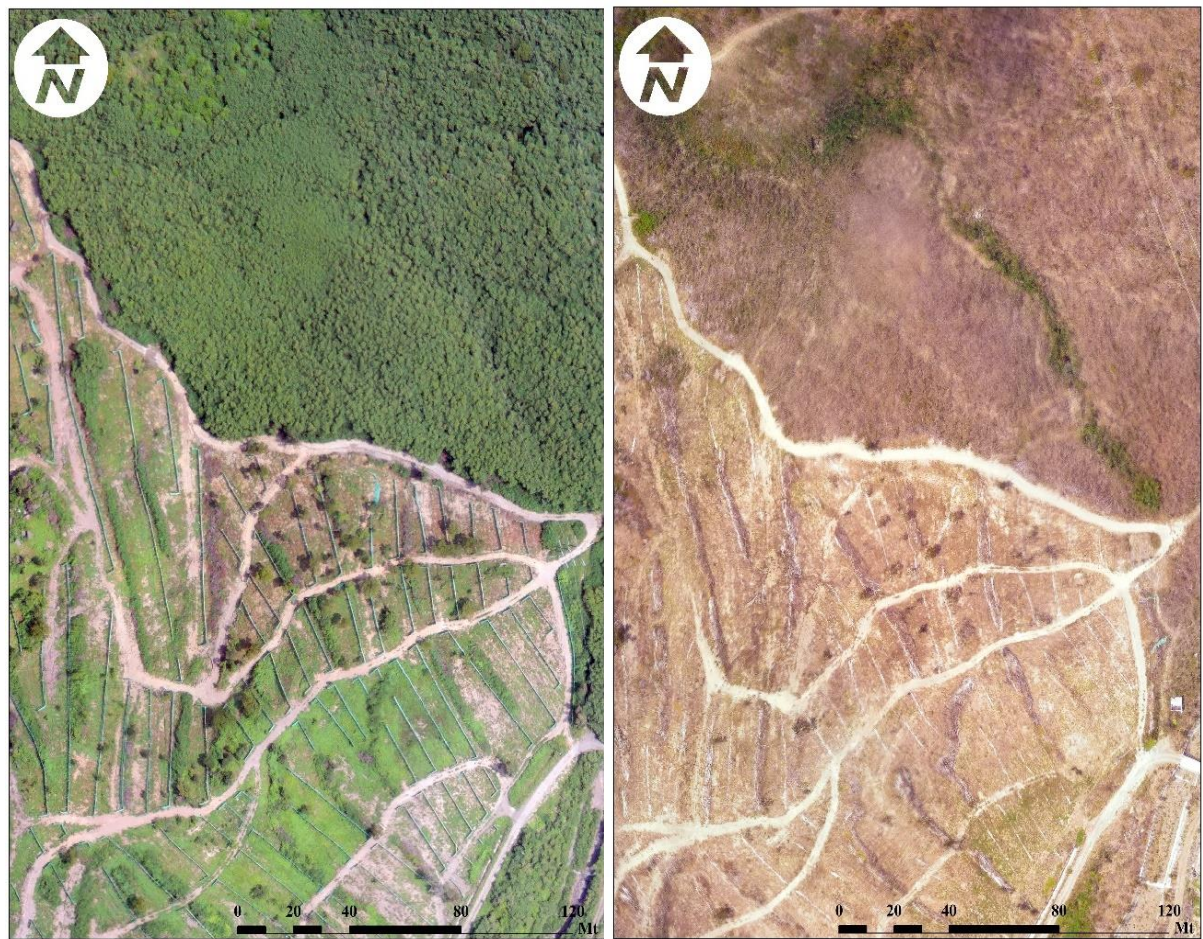


圖 3-26 銀合歡於夏、冬季時期在影像上差異

波段選擇上，在 Landsat 系列衛星影像全波段中加入態化差異植生指數(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)供為銀合歡分類之影像光譜特徵之依據，採用監督性分類之最大概似法，進行影像分類(鍾玉龍、呂明倫，2006、馮郁筑、陳朝圳，2008)；土地利用型分為 7 大類型，即銀合歡、森林、水體、建成地、裸露地、草地及農作地，而各土地利用型中包含之類型定義如表 3-19。

表 3-19 恆春半島地區土地利用型分類定義

土地利用類型	定義
銀合歡	以銀合歡族群為主之林相
森林	高密度植生之林地
水體	水體、水田及魚塭等水域
建成地	建築物、墓地、道路等人為建物及裸露地
裸露地	地表無任何植物之裸露地
草地	低密度植生地
農作地	農田

影像分類完成後進行隨機檢核點之選取，並與地面真值建立誤差矩陣，進行準確度評估，其結果如表 3-20。

表 3-20 恆春半島地區不同期影像分類之準確度評估表

評估類別	年度						
	1988	1993	1998	2003	2008	2013	2016
總體準確度(%)	86.96	87.37	87.83	83.63	83.82	82.34	87.56
平均漏授(%)	8.12	13.11	13.66	15.34	9.35	10.32	8.38
平均誤授(%)	11.31	8.63	5.91	8.37	13.32	8.36	10.32
總體 kappa 值	0.82	0.81	0.83	0.78	0.76	0.75	0.83

7 期影像的總體準確度約為 87%，大於準確度門檻值(80%)，因此可以此分類結果進行後續之地景指數計算；kappa 值是由 Cohen (1960)所提出，當 kappa 值為 1 時表示分類完全正確，反之，kappa 值為 0 時表示分類不正確，亦即 kappa 值越接近於 1，表示準確度越高。本計畫 7 期影像的總體準確度皆有達至 80%以上，因此分類結果可供為後續分析研究之用。

本次計畫之範圍以屏東縣獅子鄉、車城鄉、滿洲鄉及恆春半島做為監測地區，地形主要以低山及丘陵台地為主，地勢以四重溪為界，區劃為南北兩部份。影像分類後將各不同時期之銀合歡入侵分布範圍取出，其時間與空間分布如圖 3-27 所示。

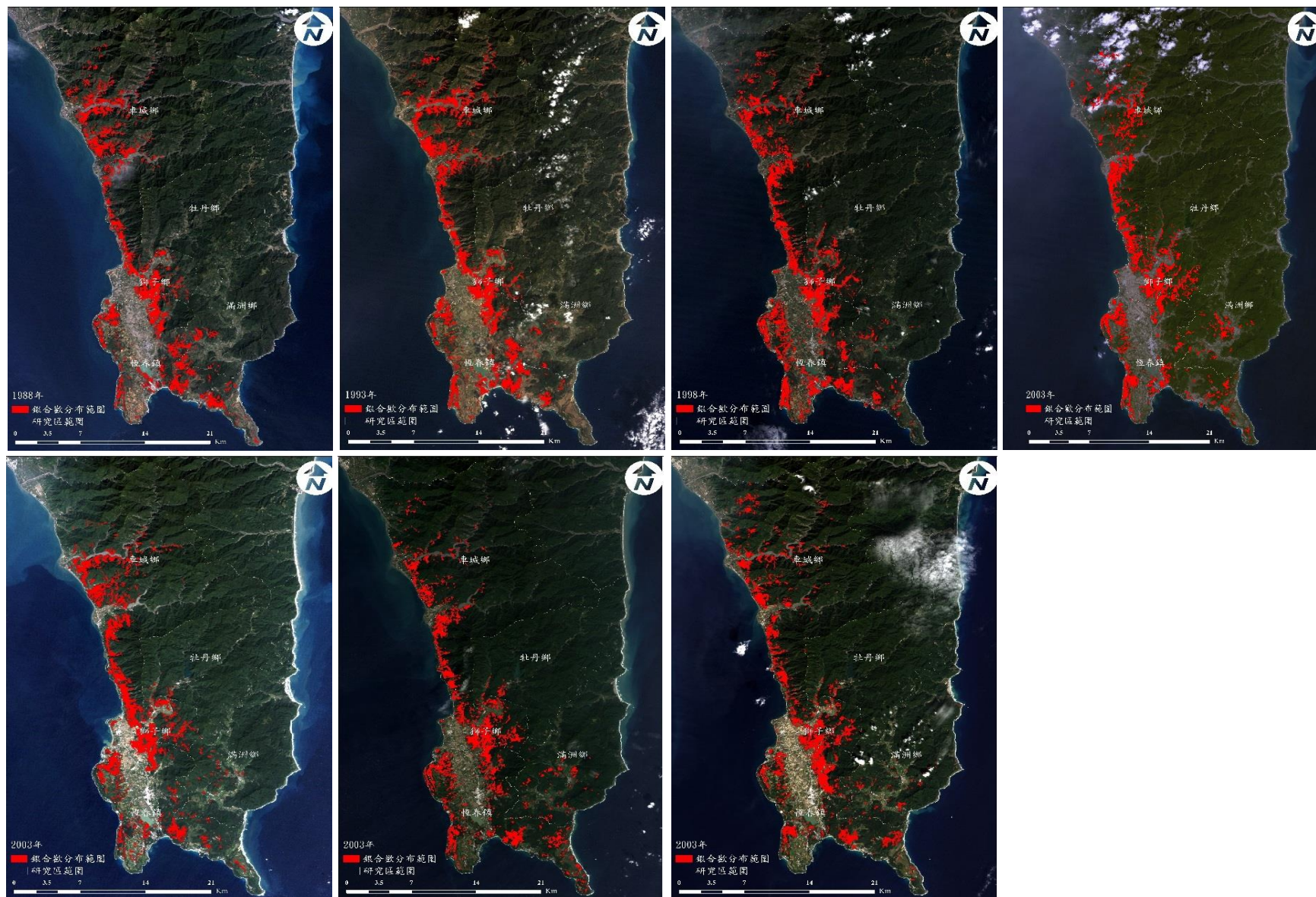


圖 3-27 恆春半島地區各時期銀合歡空間分布變化圖

計算各時期銀合歡所佔據之分布面積如圖 3-28 所示。分析結果顯示，至 2016 年之銀合歡分布面積為 5,535 ha，占研究區範圍 6.67%。在不同年份銀合歡面積分布情況可知，以 1988 年銀合歡面積 5,076.01 ha (占研究區範圍 6.12%) 開始，分布面積有逐漸增加之趨勢，至 2004 年銀合歡分布面積最高為 6,101 ha (占研究區範圍 7.36%)。銀合歡分布面積從 2004 年開始呈現出逐年下降趨勢，以長期銀合歡入侵面積之變動趨勢而言，1988 年~2004 年銀合歡年擴散面積約為 55 ha/year，銀合歡入侵的面積逐年增加，2004 年達最高峰後，2004 年~2016 年銀合歡入侵的面積有則逐年縮減現象，其平均年縮減面積為 37 ha/year。

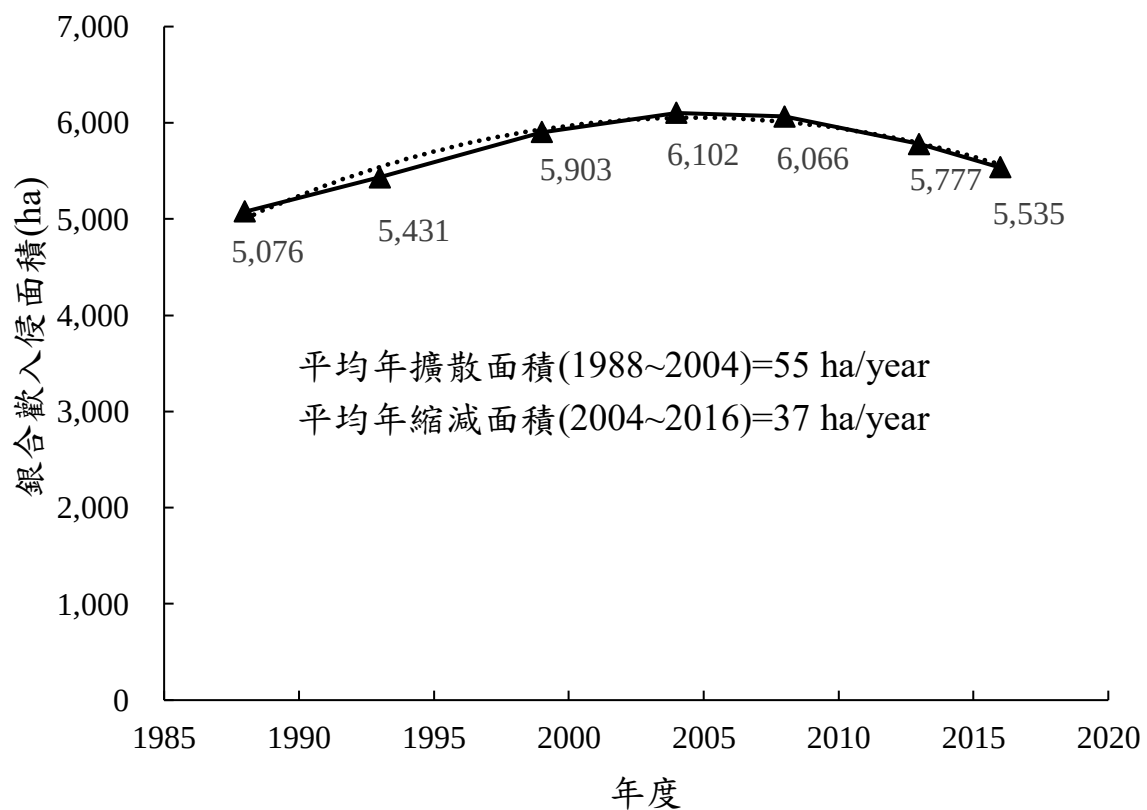


圖 3-28 恆春半島地區 1988-2016 年銀合歡面積變化

由圖 3-27 顯示 1988 至 2016 年間恆春半島銀合歡空間分佈區域，主要位於恆春地區西方靠近海濱地區及中部淺山地區為主，其中從楓港開始台 26 線及 200 縣道兩側及西部海岸線一帶皆有銀合歡分布，此外，沿著枋山溪、楓港溪河道之兩側及人為活動較密集之地區亦有銀合歡入侵之情況。而森林覆蓋良好的國有林班地，如恆春半島之東半部地區，銀合歡入侵狀況則明顯較少。

由多期銀合歡面積變化進行銀合歡平均擴散速率可知，每年擴張面積平均約 16.41 ha，由過去 28 年來之銀合歡分布面積的衛星影像監測結果可知，1988~2004 年期間，銀合歡族群範圍與面積確實有擴散趨勢。銀合歡擴散成功的主要因素有種子散播、相剋作用、種子庫、活力、開墾、放牧及人類經濟需求等因素(李昭宗，2003)。馮郁筑等(2009)指出裸露地及草生地以及農田之廢耕地等人為干擾之自然基質或森林孔隙下，最易受到銀合歡的入侵。根據文獻指出恆春地區在早期為瓊麻產地，而後因人造纖維的出現，漸漸地取代了瓊麻等天然纖維，產生大面積的廢耕農地，加上墾丁國家公園的設立，過去一農業生產為主的土地利用型轉為以民宿為主的服務業，土地廢耕面積更加嚴重，造成變銀合歡入侵的有利空間(胡金印，2001；林瓊瑤，2002)。建議相關管理單位應積極針對已形成銀合歡入侵之廢耕農，進行銀合歡移除並實施農作或植種原生闊葉樹種，並定期以衛星影像定期監測，以確保土地的有效管理與利用。2016 年之銀合歡入侵分布位置圖，可供為未來銀合歡整治計畫執行時，對於整治位置優先順序之選擇參考。

二、恆春半島地區銀合歡分布對地景變遷之影響

地景生態學係以大尺度，探討土地利用類型嵌塊體之空間格局，本計畫以銀合歡入侵分布為探討對象，了解銀合歡移除造林後，對周遭地景所產生之影響，而地景生態學中之地景結構則為研究地景功能和變遷的基礎，地景結構指數可以提供地景量化資訊及對生態特

徵的解釋。本計畫以地景層級，進行銀合歡地景結構指數之量化，進而探討不同時期銀合歡地景結構的變遷，其結果如表 3-21 所示。

表 3-21 恆春半島地區銀合歡地景指數

地景指數	年度						
	1988	1993	1999	2004	2008	2013	2016
嵌塊體數(NP)	422	440	433	348	390	402	417
嵌塊體密度(PD)	8.30	8.45	7.37	5.41	6.14	5.51	7.12
最大嵌塊體指數(LPI)	23.23	14.43	17.27	28.01	17.13	17.51	15.17
平均嵌塊體大小(MPS)	12.05	11.8	13.57	18.48	16.28	18.14	14.05
平均形狀指數(MSI)	1.45	1.34	1.39	1.46	1.43	1.47	1.40

由表 3-20 及圖 3-25、圖 3-26 之歷年來銀合歡的分布面積變化可知，最大嵌塊體指數(LPI)、平均嵌塊體大小(MPS)及平均形狀指數(MSI)，由 1988 年至 2004 年有逐年攀升現像，而由 2004 年因屏東林區管理處以國有林班地為主體，進行全面性的銀合歡移除工作後，並針對受入侵嚴重之區域進行整治移除，銀合歡分布範圍有開始減少趨勢，銀合歡平均嵌塊體指數(MPS)由 2004 年的 28.01 降為 2016 年的 15.17，平均形狀指數(MSI)由 2004 年的 18.48 降為 2016 年的 14.05，顯示銀合歡移除造林以帶來銀合歡地景的改變。由於地景生態學中的嵌塊體面積大小對於棲息其中的生物具有生態上的意義，即嵌塊體的總能量與總養分是與嵌塊體面積成比例，大的嵌塊體較小者擁有更多能量與養分；較大的嵌塊體較小的嵌塊體擁有更多的脊椎動物種數、較長的食物鏈，所以一般食物鏈上層的高等消費者，對嵌塊體的大小的敏感性更大(Forman and Galli., 1976)。本計畫生物多樣性調查結果顯示，造林後林分無論是在動植物方面，皆以造林區域高於銀合歡林地；因此未來如何藉由大面積且多區域的海岸、淺山的整體性銀合歡移除，並轉換為森林地景，使森林地景嵌塊體由深山、淺山及海岸具有連結性，而營造出森林生態系的廊道，不但有利於生物多樣性的維持，更能有效減緩銀合歡入侵。

第五節 銀合歡移除復育之生態效益評估

一、碳吸存功能

本計畫以恆春半島地區銀合歡移除復育造林 6 年以上之造林地為調查對象，估算森林碳吸存功能，並與銀合歡未移除之對照區進行比較。樣區之樣木調查資料，以能值分析法計算復育造林樣區及銀合歡對照區之森林碳吸存功能價值。復育造林樣區之造林樹種包括相思樹、欖仁、木麻黃、大葉桃花心木、無患子等，將樣木調查資料以陳朝圳等 (2011)所發展之森林碳儲存推估系統(<http://gisfore2.npust.edu.tw:8080/carbon/localcals.php>)，進行碳蓄積量、碳吸存之計算，並以能量轉換公式(Campbell and Tilley, 2014)，進行碳吸存能值計算，其結果如表 3-22 所示。

表 3-22 銀合歡移除復育造林及對照區碳吸存能值

復育樣區		碳蓄積 (Mg/ha)	碳吸存量 (Mg/ha/year)	碳吸存之能值 (sej/year)
海	全面整地造林	29.27	10.73	6.40×10^{16}
岸	林下栽植造林	20.33	10.65	6.01×10^{16}
區	對照區	9.96	5.22	1.44×10^{16}
山	帶狀栽植造林	27.72	8.78	4.09×10^{16}
區	對照區	19.40	4.74	1.19×10^{16}

由表 3-22 可知單位面積碳蓄積方面，皆以銀合歡移除後造林區高於銀合歡對照區，其中以全面整地造林樣區 29.27 Mg/ha 最高，其次為山區帶狀栽植樣區 27.72 Mg/ha。將碳蓄積量透過 CO₂ 轉換係數進行換算，除於造林年份後進行推算樣區之年碳吸存量，其結果於碳蓄積相同，皆以銀合歡移除後造林區高於銀合歡對照區。其中，山區帶狀栽植樣區在碳蓄積高於海岸林下栽植樣區，但碳吸存量低於海岸林下栽植樣區，其主要原因受到造林樹種及造林年份影響而產生碳吸存量較低之情況。

許多研究闡明，陸地生態系中以森林生態系對二氧化碳吸收與貯存具重要的貢獻，藉由林木進行光合作用之生理特性，將二氧化碳轉化為材積生長蓄積部分(邱志明，2006；林映儒等，2011；IPCC，2007；Kuittinen *et al.*, 2016)。森林碳吸存能力依森林淨生長量不同而有所差異，並受到許多因素影響，包含樹種、森林經營策略、環境因子等而有所差異；其中，人工林及未成熟林木具有高生產力之特性，因此在吸收二氧化碳能力相較於其它林分較高(邱志明，2006、洪千祐、顏添明，2015)。雖然不同生育環境在進行銀合歡移除復育之造林樹種選擇有所不同(朱育儀等，2017)，但無論是何種銀合歡移除造林區，其造林樹種之碳吸存效率皆高於銀合歡。楊順帆(2013)曾於墾丁地區進行7年生更新造林林分與相鄰銀合歡林分地上部生物量及碳貯存量比較研究，其結果也顯示，銀合歡移除後造林再經過7年的生長期，其造林林分的地上部生物量、碳貯存量相較於銀合歡林分多9及28%。其碳貯存量可較銀合歡林增加3.1 Mg/ha。由此可知，透過銀合歡移除並造林除能達到植林減碳的效益外也能提升碳吸存功能。

二、營養物質循環及土壤含碳量

養分循環為森林生態系中維持養分狀態一個重要機制。透過養分循環過程將生態系中各物種間的生產與消費的物質能量的轉變，最後又留在此系統中。養分循環主要是由礦質養分的移動所促成的，透過森林凋落物分解轉移回到土壤以供植物再吸收利用。因此，在探討環境質量與森林生態系的相互關係中，分析森林養分循環已成為重要的研究議題。在營養物質循環及土壤含碳量碳吸存之能值計算部份，參考 Goodale *et al.* (2002)營養物質循環及土壤含碳量能值公式(式25、式26)，依各銀合歡移除復育造林6年以上及銀合歡對照區內土壤化學性質調查結果，進行氮、磷及土壤有機碳量吸存能值計算，結果如表3-23所示。

表 3-23 銀合歡移除復育造林及對照區之營養循環與土壤碳吸存能值

樣區類型	氮吸存量	磷吸存量	土壤有機碳量	營養循環能值	土壤碳吸存能值
	(kg/ha/year)		(t C/ha/year)	(sej/year)	
海 全面整地造林	0.48	1.00	0.44	2.36×10^{15}	9.31×10^{14}
岸 林下栽植造林	0.97	1.89	0.35	4.48×10^{15}	7.39×10^{14}
區 對照區	0.42	0.35	0.17	9.35×10^{14}	3.55×10^{14}
山 帶狀栽植造林	0.93	0.90	0.80	2.32×10^{15}	1.68×10^{15}
區 對照區	0.47	0.61	0.05	1.51×10^{15}	1.03×10^{14}

由表 3-23 可知在氮及磷吸存量部分以海岸林下栽植及山區帶狀栽植有較高之吸存量，在土壤有機碳量部份，山區帶狀栽植造林為 0.80 t C/ha/year 含量最高。海岸及山區對照區無論是氮及磷吸存量或是土壤有機碳量皆低於 3 個造林樣區，其結果反應在營養循環及土壤吸存之能值計算上。在營養循環能值上以林下栽植造林之 4.48×10^{15} sej/year 最高，海岸對照區 9.35×10^{14} sej/yea 最低；土壤碳吸存之能值則以山區帶狀栽植區 1.68×10^{15} sej/yea 最高，山區對照區 1.03×10^{14} sej/yea 最低。

養分循環為森林生態系中維持養分狀態一個重要機制。森林在生長過程中不斷從周圍環境吸收營養物質，並透過養分循環過程，將生態系中各物種間的生產與消費的物質，進行能量的轉變，最後又留在此系統中。養分循環主要是由礦質養分的移動所促成的，透過森林凋落物分解，轉移回到土壤供植物再吸收利用(Lorenz and Lal, 2015)。由本計畫之土壤分析結果顯示，海岸林下栽植及山區帶狀栽植造林區土壤氮及磷存量皆高於銀合歡未移除之林相，土壤養分含量多來自於每年從林冠至地表之凋落物，透過分解過程使礦質養分回歸到土壤，因此，凋落物養分含量及分解速率，影響養份回歸土壤之含量。森林凋落物轉化形成的土壤腐殖質，可大幅提高土壤陽離子交換量(曾聰堯等，2014)；由表 3-23 結果也能看出，在銀合歡移除並造林區之土壤

碳含量皆高於銀合歡未移除之林相。銀合歡葉及果實含有植物鹼且銀合歡葉子含具毒性的含羞草素、毒酚酸及黃酮類等化合物(Xuan *et al.*, 2006)，土壤微生物對於此類物質分解速率較慢(Williams and Wardle, 2007)，雖然土壤有機質來源主要來自林分凋落物，但受到銀合歡葉子不易分解特性，因此銀合歡未移除林相其土壤有機碳量較少，並導致 N、P 土壤存量偏低。此外，透過土壤調查結果可知，樣區之間具有立地環境的差異性，而造成土壤質地及化學性質上有所不同；在海岸區全面整理造林由於緊鄰海岸線之故，無論在土壤質地及各化學性質方面，相較於其它兩造林區型樣區更顯貧瘠，而形成營養循環與土壤碳吸存能值之差異性。

三、水土保持功能

水土保持功能為營建健康森林之重要功能之一，亦為生態系服務的重要指標。本計畫利用 USLE 公式，進行銀合歡移除復育造林 6 年以上之造林，及銀合歡對照區內之土壤流失量推算，並參考樣區內土壤有機質含量之分析結果、樣區坡度、覆蓋度並將以上數據導入 Campbell and Tilley (2014) 的能量轉換公式，進行水土保持功能之能值計算，其結果如表 3-24 所示。

表 3-24 銀合歡移除復育造林及對照區水土保持功能能值

樣區類型	海岸區			山區	
	全面整地 造林	林下栽植 造林	對照區	帶狀栽植 造林	對照區
水土保持 功能能值 (sej/year)	7.99×10^{15}	1.08×10^{15}	4.57×10^{14}	2.75×10^{15}	7.08×10^{15}

在水土保持功能值方面，經換算後以海岸全面整地造林區 7.99×10^{15} sej/year 有較高之能值，其次則為山區對照樣區 7.08×10^{15} sej/year、山區帶狀栽植區 2.75×10^{15} 、海岸林下栽植 1.08×10^{15} sej/year，海岸對照樣區 4.57×10^{14} sej/year 則為最低。

水土保持功能在林業中是一項不斷被探討的議題，因如果不做好水土保持，對於人類生活環境而言，是非常具有威脅性的。所以森林水土保持的效用更是一項評估生態系服務的重要指標。土壤沖蝕與逕流量主要受到土壤質地之保水力以及滲透係數影響(Bonilla and Johnson, 2012)，研究區內坡度以山區具有較高之坡度，靠近海岸之造林區地勢平坦且坡度較緩。而林分樹冠層、地被植物、以及地表枯枝落葉和腐植質對水土保持的影響息息相關，陳明杰(2007)指出，鬱閉的樹冠層已導致林內光照度不足，而使地被植物稀少甚至消失，進而減少枯枝落葉、腐植質的供應，降低土壤的團粒作用，間接造成土壤孔隙結構不良，降雨時林地已受到雨滴增大之衝擊動能，地表土壤滲透不良，地表逕流增加，造成地表沖蝕的潛勢(Potential)增加，因此，相較地被植物稀少之銀合歡對照區，銀合歡移除復育造林後增加地被植物覆蓋率，有助並水土保持功能維持及提升。

四、淨化空氣功能

森林生態系除每年可固定大氣中 CO_2 並轉換為生物量並產生碳吸存功能外，森林中林木及其他植物同時也具有移除大氣中污染物的能力，在改善空氣品質中扮演重要的角色(馮豐隆，2000)。在銀合歡移除造林及對造樣區淨化空氣功能估算方面，本計畫利用美國農業部森林服務部門(United States Department of Agriculture, USDA)(2017)所提供之生態系評估軟體 i-Tree eco，進行銀合歡移除造林淨化空氣功能評估。i-Tree eco 可提供城鄉林業分析和效益評估工具，並能支援於各種尺度的研究樣區，通過林木的生長量、森林的結構，以及林木所能提供的各項環境服務的量化，期望透過軟體的量化結果來

加強針對森林環境管理和決策所需的基礎資料，該軟體可以分別針對各樹種空氣汙染物(CO₂SEQ、NO₂、O₃、SO₂、PM₁₀)移除能力的量化，並依 Campbell and Tilley (2014)能量轉換系數，將 i-Tree 樹木效益評估軟體針對林木淨化空氣功能量化值，進行淨化空氣功能的能值計算其結果如表 3-25。由表 3-25 可知海岸全面整地造林每年能淨化空氣污染約為 15.45 t/ha/year 最高，其次為海岸林下栽植造林 12.46 t/ha/year 及山區帶狀栽植造林 12.41 t/ha/year；相較之下無論是海岸對照區或是山區對照區每年對於空氣污染淨化能力皆低於造林區(9.38~9.50 t/ha/year)。

由結果顯示出，銀合歡移除復育造林對於淨化空氣功能皆高於銀合歡未移除之林相。不同種類樹種對空氣污染物的截留能力皆有所不同(許博行，2000)；陳千佩、劉瓊霏(2014)指出樹種對大氣汙染物之截留能力與葉面積指數及葉長、葉柄截面積和葉柄長比等葉型參數具有高度正相關。劉瓊霏(2008)針對平地綠化樹種對空氣懸浮微粒和重金屬的截留能力研究中表明葉面積指數愈高，其截留空氣懸浮微粒能力越高。銀合歡葉形為羽狀復葉，由樣區林木調查中發現銀合歡林相高度以及樹冠幅，不如銀合歡移除復育區佳，故在總懸浮微粒量截留量方面，不如銀合歡移除復育區，此外，透過造林樹種多樣化而形成複層之林相亦有助於空氣懸浮微粒的截留能力。

表 3-25 銀合歡移除復育造林及對照區淨化空氣功能能值

空氣污 染項目	海岸區						山區			
	全面整地造林		林下栽植造林		對照區		帶狀栽植造林		對照區	
	移除率 (t/ha/year)	能值 (sej/year)	移除率 (t/ha/year)	能值 (sej/year)	移除率 (t/ha/year)	能值 (sej/year)	移除率 (t/ha/year)	能值 (sej/year)	移除率 (t/ha/year)	能值 (sej/year)
CO ₂ SEQ	15.324	8.89×10 ¹²	12.371	7.18×10 ¹²	9.334	5.41×10 ¹²	12.314	7.14×10 ¹²	9.314	5.4×10 ¹²
CO	0.0021	2.52×10 ⁹	0.0036	4.32×10 ⁹	0.0011	1.32×10 ⁹	0.0035	4.20×10 ⁹	0.0018	2.16×10 ⁹
NO ₂	0.0017	1.16×10 ¹⁰	0.0024	1.64×10 ¹⁰	0.0013	8.89×10 ⁹	0.0051	3.49×10 ¹⁰	0.0010	6.84×10 ⁹
O ₃	0.0651	4.06×10 ¹²	0.0417	2.6E×10 ¹²	0.0354	2.21×10 ¹²	0.0567	3.53×10 ¹²	0.0314	1.96×10 ¹¹
SO ₂	0.0307	1.58×10 ¹²	0.0213	1.12×10 ¹²	0.0013	6.84×10 ¹⁰	0.0034	1.79×10 ¹¹	0.0026	1.37×10 ¹¹
PM ₁₀	0.0247	5.04×10 ¹¹	0.0215	4.39×10 ¹¹	0.0112	2.28×10 ¹¹	0.0246	5.02×10 ¹¹	0.1790	3.65×10 ¹²
合計	15.45	1.5×10 ¹³	12.46	1.14×10 ¹³	9.38	7.93×10 ¹²	12.41	1.14×10 ¹³	9.50	9.4×10 ¹²

五、生物多樣性功能

由於銀合歡具有相剋作用或干擾性競爭，易危害許多本土物種的多樣性並造成生態系劣化，將銀合歡移除並進行復育造林，其對生物多樣性具有正面效益。本計畫以各監測樣區所調查之動植物資料(表 3-3、表 3-4 及表 3-10)為基礎，導入 Costanza *et al.* (1997) 估算全球生物物種能值的方法，其生物多樣性能值計算原理為每一物種所能產生之能值，同時依照不同物種的物種分布面積，以生物多樣性能量換率進行評估，其結果如表 3-26 所示。

表 3-26 銀合歡移除復育造林及對照區之生物多樣性能值

樣區類型	海岸區			山區	
	全面整地 造林	林下栽植 造林	對照區	帶狀栽植 造林	對照區
物種數	116	101	85	149	124
生物多樣性能值 (sej/year)	1.91×10^{15}	1.66×10^{15}	1.40×10^{14}	2.45×10^{15}	2.04×10^{15}

由表 3-26 結果顯示，物種數高之山區帶狀栽植造林區(物種數 149) 生物多樣換算後之能值 2.45×10^{15} sej/year 最高，其次為山區對照區(物種數 124) 2.04×10^{15} sej/year；海岸對照區物種數最低(物種數 85)，因此換算出之生物多樣性能值也相對較低(1.40×10^{14} sej/year)。

由於銀合歡具有相剋作用或干擾性競爭，易危害許多本土物種的多樣性並造成劣化。本計畫由動植群調查多樣性調查中證實，無論在植群及陸域動物之物種數，銀合歡移除復育造林與銀合歡對照區林相具有生育地上差異，而銀合歡移除復育造林內物種數，皆高於同生地育上之銀合歡對照樣區，透過銀合歡移除造林，有助於將銀合歡為優勢之林分，更新為植物物種多樣性較高的林分(朱育儀等，2017)。當森林之樹種組成與林分結構不同時，其棲息之動物相亦有所差異，主

要原因在於森林為提供野生動生棲息環境及食物來源(許皓捷, 2003; Díaz, 2006)。

六、涵養水源功能

涵養水源功能為森林調節氣候功能中之服務項目之一，土壤水分入滲及水分涵養能力能反映出森林植被水土保持及涵養水源之重要水文參數及評估植被層水分調節能力之因子之一。本計畫在銀合歡移除復育造林地及銀合歡之土壤水分入滲率數值部份，分別參考盧惠生等(2013)及劉潔(2011)研究報告中，分別對於不同樹種之造林地及銀合歡林分土壤水分入滲率之數值。在進行計算地下水補注量時必須取得研究樣區的降雨天數，本計畫由中央氣象局的觀測資料查詢系統結果統計得知，2016 年恆春半島地區降雨天數為 123 天。涵養水源之能值計算結果如表 3-27 所示。

表 3-27 銀合歡移除復育造林及對照區涵養水源之能值

樣區類型	海岸區			山區	
	全面整地 造林	林下栽植 造林	對照區	帶狀栽植 造林	對照區
土壤質地	砂質粘壤土	砂質壤土	砂質壤土	壤土	砂質壤土
土壤入滲率 (mm/h)	103.7	157.3	126.4	95.8	126.4
涵養水源能值 (sej/year)	6.22×10^{11}	9.44×10^{11}	7.59×10^{11}	5.75×10^{11}	7.59×10^{11}

由表 3-27 可知土壤涵養水源受到土壤質地影響而有不同之入滲率，由土壤質地調查結果及文獻回顧換算土壤入滲率結果，山區帶狀栽植造林之壤土之土壤入滲率較低(95.8 mm/h)，其次為海岸全面整地造林之砂質粘壤土(103.7 mm/h)。砂質壤土土壤皆有較好之土壤入滲率。陸象豫(2011)指出在相近的土壤質地情況下，森林地具有最大的入滲率，而在相同土壤深度情況下森林土壤具有最大的容水空間。其

主要原因來自於枯枝落葉層及複雜交錯的植物體。由表 3-26 結果可知銀合歡移除復育造林與銀合歡對照樣區，在涵養水源功能能值換算下差異較小，顯示在相同之生育環境條件下，土壤質地影響水源涵養之功能較大。在森林生態服務功能中，涵養水源功能為森林調節氣候功能中之服務項目之一，土壤水分入滲及水分涵養能力，能反映出森林植被水土保持，及涵養水源之重要水文參數，為評估植被層水分調節能力因子之一。

七、銀合歡移除復育之生態系服務總經濟價值

由於人們對貨幣值有明顯的感知，利用貨幣作為一般等價物的特性，可以用來衡量環境和服務對人類的貢獻，以及藉以平衡經濟活動和森林生態系；將能值貨幣化的結果能夠提供非常有用的資料與資訊。本計畫依據生態系服務評估指標：1.碳吸存功能、2.營養物質循環、3.土壤含碳量、4.水土保持功能、5.淨化空氣功能、6.生物多樣性功能及 7.涵養水源功能，分別將各銀合歡移除復育造林及對照區之生態系服務評估指標，以能值分析法進行量化，並利用 2014 年國民生產毛額做比值將各項資源流動量化結果除以能值貨幣比(1.82×10^{12}) (Lin *et al.*, 2013)之貨幣價格單位，換算為總經濟價值。結果如表 3-28 所示。

表 3-28 恆春半島銀合歡移除復育造林生態系服務指標之經濟價值

服務分類	評估指標	海岸全面整地		海岸林下栽植		海岸對照樣區		山區帶狀栽植		山區對照樣區	
		能值	經濟價值	能值	經濟價值	能值	經濟價值	能值	經濟價值	能值	經濟價值
供給服務	碳吸存功能	6.40×10^{16}	35,164.8	6.01×10^{16}	33,022.0	1.44×10^{16}	7,912.1	4.09×10^{16}	22,472.5	1.19×10^{16}	6,538.5
	營養物質循環	2.36×10^{15}	1,296.7	4.48×10^{15}	2,615.0	9.35×10^{14}	513.7	2.32×10^{15}	1,274.7	1.51×10^{15}	829.7
	涵養水源功能	6.22×10^{14}	341.8	9.44×10^{14}	518.7	7.59×10^{14}	417.0	5.75×10^{14}	315.9	7.59×10^{14}	417.0
調節服務	土壤含碳量	9.31×10^{14}	511.5	7.39×10^{14}	406.0	3.55×10^{14}	195.1	1.68×10^{15}	923.1	1.03×10^{14}	56.6
	淨化空氣功能	1.50×10^{15}	4,390.1	1.08×10^{15}	093.4	4.60×10^{14}	252.7	2.75×10^{15}	1,511.0	7.08×10^{14}	389.0
	水土保持功能	7.99×10^{15}	824.2	1.14×10^{15}	626.4	7.93×10^{14}	435.7	1.14×10^{15}	626.4	9.40×10^{14}	516.5
	生物多樣性功能	1.91×10^{16}	10,494.5	1.66×10^{16}	9,120.9	1.40×10^{15}	769.2	2.40×10^{16}	13,186.8	2.04×10^{16}	11,208.8
	合計	6.70×10^{16}	53,023.6	8.42×10^{16}	46,748.9	2.59×10^{16}	10,495.6	7.85×10^{16}	40,310.4	3.56×10^{16}	19,556.0

能值(sej/year)；經濟價值(元/ha/year)

本計畫分別將各銀合歡移除復育造林及對照樣區內生態系服務評估指標依表 2-7 所列之各種森林生態系服務功能指標之能值量化公式及轉換率進行資源流動量化結果並除以能值貨幣比(1.82×10^{12}) (Lin *et al.*, 2013)之貨幣價格單位換算為總體經濟價值。Campbell and Tilley (2014)認為物品或服務的價格(每個能量的價值)取決於生態系服務評估後其產品或服務中體現出的能量來源、能源流動量之結果。由表 3-能得知，恆春半島地區銀合歡移除復育造林及生態系服務經濟價值以海岸全面整地 53,023.6 元/ha/year 最高，其次為海岸林下栽植 46,748.9 元/ha/year、山區帶狀栽植 40,310.4 元/ha/year；海岸及山區對照樣區生態系服務經濟價值最低，分別為 10,495.6 及 19,556.0 元/ha/year。由結果顯示將銀合歡移除後並進行造林，無論是何種作業法皆能提高生態系服務經濟價值。在各項生態系服務經濟價值評估指標比例如圖 3-29。以碳吸存功能(61.6%)佔整體生態系服務經濟價值中最主要之項目，其次為生物多樣性(26.3%)、水土保持功能(4.2%)，營養物質循環(3.7%)，而淨化空氣功能、涵養水源功能及土壤含碳量皆不到 2%。

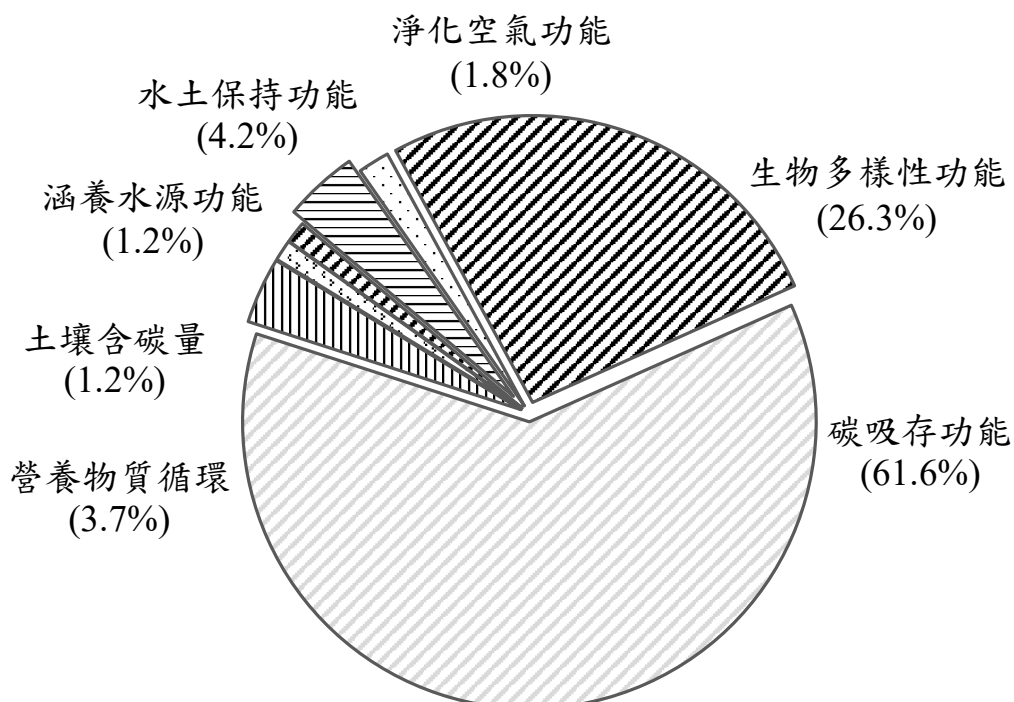


圖 3-29 銀合歡移除造林不同服務功能生態系服務經濟價值比例

森林資源投資決策是經營管理單位為確保森林資源經營，能在經濟效益下達成森林之生態、社會功能之手段。因此，投資項目、具體投資方案皆須藉由評估才能達成最佳決策。本計畫結合森林生態系統中 7 種服務功能進行能值換算，並透過貨幣換算後將抽象之生態服務轉換為貨幣價值，以利於進行銀合歡未移除及移除後造林在整體價值差異。由於森林資源經濟學是從經濟和資源角度，著重研究森林資源擴大再生產過程（即森林生態系統的物質、能量和價值流動、循環、轉換過程）中人與自然資源之間的關係。因此，森林資源資源經營投資將影響森林資源之空間與時間上之佈局。根據林務局屏東林區管理處依 100-102 年新植或營造複層林推估造林成本，依據有無進行防風籬架設及定期進行造林撫育之造林區位而有所差異；在海岸區全面整理造林，其 6 年造林成本估算上，平均約 108,238.2 元/ha/year；無架設防風籬之海岸區林下栽植造林，造林成本估算上，平均約 69,497.1 元/ha/year；無架設防風籬之山區帶狀栽植造林，造林成本估算上，平均約 50,678.0 元/ha/year。依利率 5% 來進行淨前價及益本比計算其結果如表 3-29 所示。

表 3-29 不同銀合歡移除復育造林之淨前價及益本比 單位：(元/ha)

樣區類型		造林成本	生態價值收益	淨前價	益本比
海岸區	全面整理造林	6,49429	742,322	35,010.4	1.14
	林下栽植造林	416,483	654,472	89,511.9	1.57
山區	帶狀栽植造林	304,050	564,345	98,102.7	1.86

註：*造林成本為造林初期至第 6 年總計；**生態價值收益為造林第 7 年開始至造林後第 20 年後之 14 年總收益。

由表 3-結果顯示，海岸區全面整理造林淨前價相較於其它兩造林區最低，為 35,010.4 元/ha，其次為海岸區林下栽植造林之 89,511.9 元/ha，淨前價最高為山區帶狀栽植造林 98,102.7 元/ha。淨前價主要為透過不同時間所產生淨現金流量額，並折算成現值後以與該投資計

畫的「投資額」比較。若淨現金流量之現值超過投資額，則該計畫可以接受。反之，則應放棄。由結果來看，未架設防風籬之海岸區林下栽植造林山區帶狀栽植造林在淨前價皆高於造林成本，因此，透過銀合歡移除復育造林 20 年後成效益成本能高於造林期間所投入之成本。而海岸區全面整理造林淨前價在造林後 20 年仍低於造林投入成本價，主要受限於防風籬成本花費較高。由生態系服務指標之經濟價值結果來看，海岸區全面整理造林為所有造林區價值最高之作業法，因此，如將造林收益年份往後推估，因能在造林後 30 年後達到收益平衡。

森林生態系統服務(Forest Ecosystem Services, FES)功能是指森林生態系統與生態過程所形成及所維持人類賴以生存的自然環境條件與效用，森林生態系所提供之功能及服務種類繁多，不但供給人類基本生活物質，如木材、燃料及遊憩服務等；更是吸收環境廢棄物之分解及循環養分的吸納場所；此外還供應生命存續的基礎，如基因庫、氣候調節、動植物棲息所及碳吸存等(吳孟珊，2014；Ninan and Kontoleon, 2016)。透過銀合歡移除復育之生態效益價值評估及比較，碳吸存功能為銀合歡移除造林後生態效益上最主要之項目。由本計畫植群調查結果中能得知，由銀合歡為優勢族群之林相，林分空間易受到銀合歡受萌蘗能力強之特性而形成叢密之林分，而造成整體林分在胸高直徑分布上相較於恆春半島地區其它林型有偏低並有生長緩慢之情況，在此情況下，銀合歡純林對於碳吸存能力就低於其它林相。

長期以來加強造林及再造林之森林經營方法皆被公認為促進吸存 CO₂ 之有效策略，透過造林及再造林之經營方法所新成之林相，生長力旺盛，林地的生產力高，相較於銀合歡純林之林相，大氣中 CO₂ 吸存能力及潛力高。因此在進行生態效益價值評估上以碳吸存價值最高。因此，針對恆春半島地區蓄積量低及低生產力之銀合歡之林地，透過銀合歡移除並再造林之森林經營方法使之再生，並轉換為具高生產力林地可從事林業經濟性經營使其收穫最大化為可行之方法，並能

為提高該地區的生態系服務功能的能值。

除碳吸存外，銀合歡移除復育生態系服務經濟價值中，生物多樣性所提供之價值比例上佔 26.3%；銀合歡生長及擴散能力強，能快速入侵各類不同生育地中，且銀合歡本身具有含羞草素，具有毒他作用，因此，透過凋落物方式將毒素累積於土壤層中，能抑制其它植物發芽及生長(Chou and Kou, 1986)；本計畫調查結果得知銀合歡入侵之林相物種組成單純，受到棲地單純化之影響下陸域動物生物量也相對有減少，藉由復育造林後棲地環境改善，對生物提供更多元的棲地選擇，增加動植物的物種多樣性。森林生態系所提供之功能及服務種類繁多，不但供給人類基本生活物質，如木材、燃料及遊憩服務等；更是吸收環境廢棄物之分解及循環養分的吸納場所；此外還供應生命存續的基礎，如基因庫、氣候調節、動植物棲息所及碳吸存等(吳孟珊，2014；Ninan and Kontoleon, 2016)。森林生態系統提供的生態系統服務之功能可分兩層面來討論，一是作用於動植物之存續，包含生產投入的供應、生物生命的維持；另一是非因社會經濟使用而實現之價值(Ninan *et al.*, 2013)。因此，在森林經營範圍內之林地、林木及其所營造之森林生態系服務功能，其所提供的森林資源除了能提供木材及相關副產品的生產外，更具有調節微氣候、涵養水源、減輕噪音、吸收 CO₂ 及淨化空氣等多項公益性功能(吳孟珊，2014；Zhang *et al.*, 2016)。

銀合歡入侵後改變林相結構並進而對森林生態系服務有所影響，透過銀合歡移除及再造林方式，待重建新植群林分樹冠層形成鬱閉，日後可形成多層次的森林並全面恢復原有生態森林生態系統服務(王相華，2008)。透過能值分析法結果顯示，無論是那種銀合歡移除復育方式，生態效益價值皆高於未移除銀合歡之林相 2~5 倍之多，其結果也說明，透過銀合歡移除復育造林之森林經營手法，除能整治銀合歡分布面積並抑制擴散之外，藉由生態復舊能將其恢復並提高原生森林生態系服務功能。

第四章 結論與建議

一、結論

- (一) 恆春半島早期由於社會經濟的改變，土地由原先以農業生產為主逐漸轉變以服務業為主的使用模式。因此，部分未加經營管理的廢耕地與山坡地，易受到外來入侵種夏威夷型銀合歡的生態入侵。入侵面積依據 2016 年的衛星影像判釋分類下已達 5,535 ha，其主要分佈區域以西半部與南半部為主，尤其道路兩側及人為活動較密集之區域尤甚。由多期衛星影像進行銀合歡時間及空間分佈分析結果來看，1988 年至 2004 年為銀合歡入侵之擴張期，2004 年後銀合歡族群擴散的情形趨緩，並呈現出逐年下降趨勢，顯示近 10 年來屏東林區管理處於恆春地區進行銀合歡移除造林，對於銀合歡抑制有顯著成果。
- (二) 依據銀合歡之入侵程度及生育環境的不同(淺山區、海岸區)，屏東林區管理處過去設計不同的銀合歡移除復育作業方式，包括全面整地造林、複層造林-帶狀栽植造林、複層造林-林下栽植造林等 3 種造林作業方式，已有部分造林達 6 年以上，復育造林後雖然初期銀合歡會再度入侵，但經過刈草、除蔓等後續撫育作業，造林樣區之銀合歡於林下只有零星存在，加上造林木樹冠已鬱閉，而使在造林區內之銀合歡在生長上呈現纖細狀態，而無於其它造林樹種競爭之能力。由 IVI 分析結果顯示，海岸全面整地造林、山區帶狀栽植造林及海岸林下栽植造林之銀合歡分別為 3.03、4.78 及低於 3 以下，顯示藉由人工方式進行銀合歡移除後造林，能有效降低銀合歡之數量，並抑制其生長與擴散。
- (三) 不同復育作業方法對於造林成果之探討，顯示全面整地造林，並選擇生長快速樹種採密植方式，於 6 年撫育後，可完全抑制銀合歡生長。雖然全面整地造林短期內對於水土保持及生物多樣性會有短暫性影響，造林 1 年後地被植物能快速恢復，由小尖山及海

口兩個造林區於尼伯特颱風前後進行 UAV 拍攝，推估地表土壤流失量，顯示輕微的地表沖蝕，其水土保持及生物多樣性的短暫性影響會逐年減低。另由歷年來之衛星影像分析陰陽海發生之時間與位置，顯示恆春半島之陰陽海形成之原因，在於河川下游河床擾動及山區崩塌所帶來的泥沙造成，其成因與目前之造林作業關係性不大。

- (四) 復育造林後之地被植物組成與未進行銀合歡移除之對照區相比之下，顯現當復育造林區銀合歡移除後，使得新地被物種有機會繁殖生長，地被物種數、歧異度皆明顯高於對照區。造林撫育作業，可削減銀合歡優勢種的生長，且有助於地被物種多樣性的提升。而在長期之地被植物變化，會因上層喬木的樹冠鬱閉而產生變化，以海岸型撫育造林區為例，對照區中大黍、銀合歡及雞屎藤為原優勢物種，經過幾年的造林撫育成林後，林冠鬱閉，銀合歡從復育造林區的地被中消失。
- (五) 在生物多樣性方面，銀合歡移除後造林，3 種造林作業方式成林後，由動植物物種數、Simpson 指數、Shannon-Wiener 多樣性指數及均勻度指數分析，其多樣性皆顯著性高於銀合歡對照區。
- (六) 本計畫透過能值分析法將銀合歡移除後復育造林及未移除銀合歡之對照樣區，利用能值分析法將 7 種森林生態服務功能進行能量轉換後，利用貨幣價格單位換算為生態經濟價值。結果顯示透過銀合歡移除後造林，每 ha 的效益能從 10,495.6~19,556.0 元提高至 40,310.4~53,023.6 左右。

二、建議

藉由本次計畫針對恆春半島地區，不同地區銀合歡入侵之地區，進行砍除後更新造林對於銀合歡之抑制影響評估，從新植造林苗木至造林 6 年以上之造林地 34 個樣區調查，更新造林木均有良好的成活率與生長勢，能有效抑制銀合歡。由計畫調查成果，就銀合歡防治及造林策略建議如下：

(一) 銀合歡防治策略之建議

外來物種之防治方法國際間雖有機械及物理、化學藥劑、生物等防治方法，進行外來入侵物種擴散的抑制，但以銀合歡入侵臺灣森林生態系而言，因其入侵面積廣大，林務局屏東林管區從 2004 年陸續依據銀合歡入侵之生育環境，設立不同的銀合歡移除造林模式，由本次計畫調查結果顯示，機械式的移除模式，無論是何種銀合歡移除更新造林的方式，其防治成效皆能達到預期成果，雖然部份區域林下仍有銀合歡更新之小苗生長，但已無法再次成為此林分之優勢樹種，此一情形亦証實，當銀合歡與天然植群形成混生狀態時，可採用銀合歡帶狀或植株擇伐方式移除，保留銀合歡以外之闊葉林樹種，並於留存林之孔隙下進行造林苗木栽植，可促進生育地的物種多樣性¹。而對於透空程度大時須採用密植，並以原生樹種及速生樹種混植的造林方式進復育，而當透空度小時則可考慮選擇耐陰性原生樹種，進行林下栽植，藉以恢復原生態系之林相，以達增加生物多樣性的復育目標。本計畫建議未來應對銀合歡入侵之生育地進行踏勘，評估生育地受到銀合歡入侵衝擊程度為何，建議以銀合歡覆蓋比例達到 60% 以上者，列為最優先處理對象。移除作業先由道路兩側及可及性高之地點為優先處理，以景觀線、水土保持等為考慮重點，由內往外，由上坡往下坡漸次移除更新作業，以形成遮屏效果，以減低更新作業對視覺景觀之影響；在不影響地表沖蝕之前提下，為節省作業成本及提高銀合歡之抑制效果，建議採用機械式進行銀合歡連根移除，而與銀合歡混生之原生樹種則予以保留，以增加更新造林後之植物物種的多樣性。

(二) 銀合歡移除造林作業方式之建議

1. 國有林班地或國有林山坡地

該區域生育地類型主要多為山區，作業法依銀合歡入侵程度不同採用帶狀或是間植造林方式進行。保護帶與栽植帶寬度比例建議以 1:2~4 範圍內，視地形及現況因地制宜進行調整，保護帶於第 3 年伐除

或依栽植帶苗木生長情形，評估保護帶之銀合歡移除年度，並即行造林。由本計畫結果能得知，山區帶狀栽植造林受到作業法及環境因素限制下並無翻土整地，建議銀合歡伐除後應把銀合歡殘材及殘枝移除現地，防止銀合歡第二次萌蘖。此外，山區土壤具有大量銀合歡種子，受到銀合歡作業干擾下，造林初期時易產生銀合歡再萌芽生長情況，因此，在該區域生育地類型刈草、除蔓撫育管理作業次數上，建議標準於第 1~2 年每年刈草 4~5 次、第 3~6 年每年刈草 3~4 次、第 7~9 年每年刈草 1~2 次，除能抑制銀合歡生長外，也能抑制其它雜草與造林苗木造成生長競爭之情況產生。此外，草帶及保護帶移除時間，能依栽植帶苗木生長情況，於造林後 4~6 年間移除後，並立即補植苗木；移除作業進行月份上，考慮草帶及保護帶內仍有銀合歡植株，因此，配合恆春半島氣候及銀合歡種子成熟季節，應於 2~4 月間銀合歡種子成熟前進行移除作業。

樹種選擇方面，選擇生長快速、耐病蟲害之樹種，如相思樹、臺灣欒樹、大葉楠、大葉山欖、紅柴、苦楝、無患子、樹杞、臺灣梭羅木、茄苳等。待成林後進行補植時，能選用較耐陰之樹種如，竹柏、蘭嶼羅漢松、恆春哥納香、山枇杷、臺灣石楠等。此外，也能適造林情況種植特殊功能之樹種，如誘鳥、誘蝶等，包括珊瑚樹、猴歡喜、毛柿、鐵冬青等。

2. 區外保安林或海岸林地

該區域生育地類型主要鄰近海岸，地勢上較山區平坦且無水土保持之虞，因此，在銀合歡移除作業方面，以機具將銀合歡採連根株剷除方式全面整地後栽植造林木。由調查結果能得知，此作業法能有效抑制銀合歡生長外，透過機具進行林地整地方式也能有效影響銀合歡土壤種子庫苗木萌發情況。但受到海岸地型多為珊瑚礁或岩石地，土壤層較為淺薄，土壤貧脊，並易受強風吹襲地區。以全面整理作業方式進行銀合歡移除造林作業在造林初期易造成環境逆壓增加，因此，在此情況下，選擇適生性樹種更顯重要。

在海岸區造林樹種選擇上，建議優先以生長快速、抗風、耐鹽、耐旱之樹種為主。如木麻黃、相思樹、欖仁、黃槿、草海桐、水黃皮、枯里珍、山柚等。待成林後，可利用林下栽植的方式，引入耐陰性之海岸林樹種，如樹青、紅柴、瓊崖海棠、皮孫木、賽赤楠或是稜果榕、鐵色、恆春厚殼樹、蓮葉桐、棋盤腳類等原生種。銀合歡移除後可視環境及造林經費，進行苗木栽植前土壤改良，其方法能透過機具方式將有機肥混入土壤已改善土壤性質，或是播撒豆科田菁等一年生草本植物，除能盡速恢復造林初期地表裸露情況外，也能藉由綠肥作物栽植改善土壤理化性質並防止雜草叢生。

風勢較強之地區加設防風圍籬，苗木以支架方式進行固定。避免恆春半島地區強勁之東北季風造成苗木傾斜、倒伏或是風折而影響苗木生長情況或是造成生長性狀受阻。建議標準於第 1~2 年每年刈草 4~5 次、第 3~6 年每年刈草 3~4 次、第 7~9 年每年刈草 1~2 次，除能抑制銀合歡生長外，也能抑制其它雜草與造林苗木造成生長競爭之情況產生。此外，在生長環境較惡劣之地區，加強客土、定期灌溉及施肥，以加速初期苗木生長及增加苗木成活率。

(三) 銀合歡變遷監測及生態廊道營造之建議

由本計畫調查及前人研究中發現，銀合歡入侵係早期為栽植瓊麻而將原先林相移除並開墾成為瓊麻田，隨時代演變瓊麻不再被利用，在瓊麻田廢耕情況下而造成銀合歡入侵。因此，銀合歡為害情形較嚴重地方主要集中在公路兩側及廢耕地，林相覆蓋良好的國有林班地相對入侵機率低。因此，無論是何種銀合歡移除復育造林，在造林初期受到林地露裸情況下，銀合歡透過殘株萌蘖及種子萌發，易造成二次入侵，故建議銀合歡移除之殘株，應移出林外並尋求利用方式。在鬱閉良好造林林相內，受到林地光量不足而使銀合歡生長不佳，造林地如有再入侵情況，大部分係因自然干擾如風災或人為干擾如火災形成孔隙，建議應即時進行補植更新。

透過 landsat 多期衛星影像進行銀合歡分布範圍分析結果可知，銀合歡於 1988 年開始就有大面積分布，並集中於人為干擾程度嚴重

或是人為活動明顯之鄉鎮周圍及道路兩側。當棲地受到干擾時有利於植物入侵的發生，干擾程度、頻率及幅度大小越強烈，外來植物入侵機率越高。未來建議應藉由大面積且多區域的海岸、淺山的整體性銀合歡移除，並轉換為森林地景，使森林地景嵌塊體由深山、淺山及海岸具有連結性，而營造出森林生態系的廊道，不但有利於生物多樣性的維持更能有效減緩銀合歡入侵。

查核點完成項目

(I)、文獻資料蒐集

- 恆春半島相關銀合歡資料蒐集及整合（已完成）
- 多期 LANDSAT 衛星影像蒐集及輻射糾正（已完成）

(II)、調查樣區之設置

- 2004 年至 2015 年復育區樣區及對照區設置（已完成）
- 2016 年復育區樣區及對照區設置（已完成）
- 2017 年復育區樣區及對照區設置

(III)、進行樣區調查

- 完成樣區木本及地被植群動態監測調查（已完成）
- 完成樣區陸域動物族群動態調查（已完成）

(IV)、樣區調查資料整理

- 整理及分析調查資料（已完成）
- 展現初步之研究成果（已完成）
- 整合銀合歡消長之判釋數化資料（已完成）
- 展現銀合歡防治效益之生態效益價值評估（已完成）
- 兩篇學術、技術期刊之撰寫及發表（已完成）
- 銀合歡移除復育之生態效益評估教育訓練課程（已完成）

第五章 參考文獻

- 內政部營建署 (2012) 100年度國土利用監測計畫-土地利用變遷偵測管理系統規劃建置計畫。
- 王相華、洪聖峰 (2005) 銀合歡藥劑注射防除效果及林相復舊方式。中華民國雜草學會會刊26(1)：15-32。
- 王相華 (2008) 墾丁熱帶海岸林植生復舊。林業研究專訊 15(1)：22-24。
- 王相華、郭耀綸、陳芬蕙 (2011) 墾丁熱帶海岸林植物生態復舊造林操作技術手冊。墾丁國家公園管理處研究報告。18頁。
- 王嘉雄、吳森雄、黃光瀛、楊秀英、蔡仲晃、蔡牧起、蕭慶亮 (1991) 臺灣野鳥圖鑑。亞舍圖書有限公司。
- 左貴文 (2011) 簡述森林生態效益。林業勘察設計157(1)：52-53。
- 田玉娟、王相華 (2012) 墾丁熱帶海岸林之土壤種子庫組成。國家公園學報 22(2)：37-46。
- 行政院環境保護署 (2011) 動物生態評估技術規範。92.12.29 環署綜字第1000058655C號。
- 余炳盛、方建能、陳耀麟、王詠綸 (1998) 從陰陽海問題談地質背景與工污染之區分。礦冶 42(2)：41-50。
- 吳坤真、何芄薇、陳建璋、陳朝圳 (2011) 墾丁國家公園地景變遷與銀合歡入侵之關係。國家公園學報 23(4)：32-41。
- 吳孟珊 (2014) 生態系服務的定義與特性。林業研究專訊 21(5)：54-57。
- 呂光洋、陳添喜、高善、孫承矩、朱哲民、蔡添順、何一先、鄭振寬 (1996) 臺灣野生動物資源調查-兩生類動物調查手冊。行政院農委會。
- 呂光洋、杜銘章、向高世 (2002) 臺灣兩棲爬行動物圖鑑(第二版)。中華民國自然保育協會。

- 呂明倫、黃靜宜、鍾玉龍 (2009) 恆春半島銀合歡入侵分布之動態與區位分析。航測及遙測學刊 14(1)：1-9。
- 呂明倫、黃靜宜、鍾玉龍 (2012) 恆春半島生態系服務價值之評估。中華林學季刊45(4)：491-501。
- 呂明倫 (2016) 外來入侵物種銀合歡族群擴散模擬之研究。航測及遙測學刊21(2)：65-74。
- 呂福原，陳民安 (2002) 墾丁國家公園外來種植物對原生植群之影響以銀合歡為例。墾丁國家公園管理處保育研究報告 112：2-26。
- 李昭宗 (2003) 恆春地區銀合歡入侵及擴散之研究。國立屏東科技大學森林學系研究所碩士論文，70頁。
- 卓家榮 (2005) 土壤肥力檢測及營養診斷。台南區農業改良場技術專刊 132：63-74。
- 周大慶、翁榮炫、謝宗宇 (2008) 墾丁國家公園鳥類圖鑑(2版)。內政部營建署墾丁國家公園管理處。270頁。
- 周天穎、杜昌柏、白金城 (1992) 地理資訊系統及遙測技術應用於空間分析之研究。遙感探測 17：50-67。
- 林子玉、楊豐昌、伍木林 (1978) 臺灣產相思樹材積表。林務局研究報告 171：1-32。
- 林金樹 (1999) 森林植生季節性光譜特性之研究。臺灣林業科學 14(3)：289-306。
- 林映儒、鄭智馨、曾聰堯 (2011) 臺灣平地造林之碳吸存潛能：以長期果園廢耕地與造林地為例。中華林學季刊 44(4)：567-588。
- 林淑芬 (2011) 應用數位照片觀測陰陽海表面變化之研究。國立臺灣海洋大學海洋境資訊學系碩士論文。78頁。

- 林義雄 (2010) 生態旅遊資源調查之探究-以墾丁埔頂地區為例。國立屏東教育大學生態休閒教育所碩士論文。145頁。
- 林錦森、陳真泉 (2010) 臺灣相思樹特徵特性及育苗造林技術。現代農業科技 23：211-216。
- 林瓊瑤 (2002) 墾丁國家公園及鄰近地區歷史古蹟現況調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處自行研究報告第36號，50頁。
- 邱志明 (2006) 疏伐撫育經營策略對森林碳吸存之影響。林業研究專訊 13(1)：6-9。
- 邱清安、徐憲生。2015。面對退化地之抉擇：被動的自生演替恢復vs.主動的人為生態復育。林業研究季刊 37(2)：85-98。
- 金絮之、魏浚紘、陳朝圳 (2007) 墾丁國家公園銀合歡入侵之研究。華岡農科學報 20：41-52。
- 姜博仁、蔡世超、蔡哲民、王建仁、吳禎祺、蔡政修 (2010) 野生動物調查自動錄音技術開發與應用評估 (2/2)。行政院農業委員會林務局。
- 姜博仁、蔡哲民、蔡世超、吳禎祺、鄭蕙如 (2015) 錄音技術應用於野生動物調查之應用與評估。臺灣林業 41(4)：33-38。
- 洪千祐、顏添明 (2015) 以過去發表資料為基礎分析臺灣地區人工針葉樹林、闊葉樹林和竹林之碳吸存量。林業研究季刊 37(4)：259-268。
- 胡金印 (2001) 恆春地區農業活動對落山風的調適。國立臺灣師範大學博士論文，302頁。
- 孫元勳、葉慶龍、林可欣、錢亦新 (2009) 墾丁國家公園生物多樣性指標監測系統之規劃建置。墾丁國家公園管理處研究調查報告。155頁
- 徐玲明 (2013) 臺灣外來植物的監測與管理策略。藥毒所專題報導專刊，13頁。

- 徐玲明、林玉珠、白瓊專 (2013) 外來侵入植物的監測與管理。中華民國雜草學會會刊 34(1)：33-43。
- 袁孝維、丁宗蘇、盧道杰、謝欣怡 (2005) 森林生態系經營示範區鳥類群聚監測。臺灣大學生物資源暨農學院實驗林研究報告 19(2)：77-87。
- 國立東華大學 (2009) 兩生類監測標準作業手冊。行政院農業委員會林務局，62頁。
- 國立臺灣大學生物多樣性研究中心 (2009) 鳥類監測標準作業手冊。行政院農業委員會林務局。
- 張歲、蕭宇仲、張榮傑(2017) UAV航拍技術應用於河道變遷土砂監測和山區地形製圖之可行性分析。中華水土保持學報 48(1)：1-13。
- 曹又仁、謝玲、陳寶樹、劉中慧、劉淑芬、陳顯彰、謝秋華、陳淑玲、何健鎔、楊平世 (2013) 了解蝴蝶群聚於人工棲地的多樣性及組成-以特有生物研究保育中心之生態教育園區為例。臺灣生物多樣性研究 15(2):125-148。
- 莊甲子、曾迪華 (1994) 陰陽海支流沉與污染擴散的研究。港口技術學報 9：137-150。
- 許博行 (2000) 平地造林不同樹種對淨化空氣污染物之研究。行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 99-00-5-1。
- 許博行 (2006) 海岸木麻黃林分易衰老原因之探討。臺灣林業 32(2)：40-44。
- 許皓捷 (2003) 臺灣山區鳥類群聚空間及季節性變化。國立臺灣大學動物學研究所博士論文，187頁。
- 郭耀綸 (2001) 外來入侵種長穗木之個體生態學性狀及相剋作用潛力。臺灣林業科學 16(2)：103-114。
- 郭耀綸 (2007) 入侵樹種銀合歡的生態性狀及管理方案。臺灣博物季刊94：86-89。

- 陳怡茹 (2012) 颱風對海岸防風林及鳥類多樣性影響評估。國立中興大學園藝學系所碩士論文。110頁。
- 陳明杰 (2007) 疏伐作業對人工林林地水土保持影響。林業研究專訊 14(1): 10-13。
- 陳建璋、馮郁筑、魏浚紘、陳朝圳 (2011) 航空照片應用於恆春半島尖山、關山、後灣與大尖石山地區之銀合歡植群擴散。華岡農科學報 27:81-99。
- 陳財輝、韓明琦 (2011) 不同地區海岸林的營造與管理。林業研究專訊 18(4): 10-14。
- 陳朝圳、范貴珠 (1989) 恆春地區巨型銀合歡生長與收穫之研究。農專學報 30: 66-83。
- 陳朝圳、陳建璋、魏浚紘 (2011) 建立臺灣主要造林樹種之碳儲存推估系統。臺灣林業37(2): 10-15。
- 陳鴻堂、林景和、紀秋來、王銀波 (1994) 本省中部地區設施內土壤鹽分累積調查研究。臺中區農業改良場研究彙報 45: 19-26.
- 陸象豫 (2011) 森林涵養水資源的功能。林業研究專訊 18(5): 48-49。
- 曾聰堯、杜清澤、林國銓、鄭智馨、邱祈榮、王亞男 (2014) 六種綠色造林樹種表土有機碳含量初探II。林業研究專訊 21(4): 76-77。
- 馮郁筑、陳朝圳 (2008) 墾丁國家公園銀合歡植群之光譜反射特徵研究。特有生物研究 10(1): 73-83。
- 馮郁筑、魏浚紘、陳建璋、陳朝圳 (2009) 恆春半島尖山、關山、後灣與大尖石山地區土地利用變遷對銀合歡入侵之影響。華岡農科學報 24:69-81。

- 馮豐隆 (2000) 森林與氣候變遷。2000氣候變化綱要公約 24：8-11。
- 黃文樹 (2010) 恆春半島海階土壤之成因及其在地形演育之意義。國立彰化師範大學地理學系碩士論文，226頁。
- 黃青萸 (2002) 南仁山森林落葉層兩生類與無脊椎動物對落葉分解之影響。國立成功大學生物學研究所。碩士論文，89頁。
- 黃國靖、楊懿如、許育誠、吳海音 (2011) 花蓮縣平地造林區森林性動物監測計畫。行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列99-00-6-03。
- 楊順帆 (2013) 墾丁地區七年生更新造林林分與相鄰銀合歡林分地上部生物量及碳貯存量之比較。國立屏東科技大學森林系碩士論文。71頁。
- 楊懿如、向高世、李鵬翔、李承恩 (2008) 臺灣兩生動物野外調查手冊。行政院農委會林務局，136頁。
- 葛兆年、陳一銘、莊鈴木、邱志明 (2014) 農地造林對鳥類群聚及其多樣性之影響。臺灣生物多樣性研究 16(3)：225-239。
- 鄔建國 (2003) 景觀生態學-格局、過程、尺度與等級。五南圖書出版股份有限公司，364頁。
- 壽克堅、費立沅、陳勉銘、魏正岳、洪嘉好、黃怡婷 (2012) 高屏溪上游地區地形地質對河床土砂之影響分析。中華水土保持學報 43(3)：206-213。
- 廖宜緯 (2011) 應用SPOT衛星影像推估台糖公司屏東縣平地造林碳貯存量。國立屏東科技大學碩士論文，74頁。
- 臺灣昆蟲學會 (2009) 蝴蝶監測標準作業手冊。行政院農業委員會林務局，18頁。
- 趙仁方、湯奇霖 (2001) 台東臺灣獼猴自然保護區蝶類相及其多樣性研究。東臺灣研究。6：47-68。
- 劉一新 (2013) 闊葉樹混合林之生態效益監測。中華林學季刊 46(4)：459-470。

- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1983) 森林植物生態學，臺灣商務印書館，462頁。
- 劉慎孝、林子玉 (1968) 臺灣中南部相思樹林分收穫表及材積表。中興大學農學院森林學系，47 頁。
- 劉潔、李賢偉、紀中華、張健、張良輝、周義貴 (2011) 元謀干熱河谷三種植被恢復模式土壤貯水及入滲特性。生態學報 31(8)：2331-2340。
- 劉瓊霏 (2008) 平地綠化樹種對空氣懸浮微粒和重金屬的截留能力比較研究。行政院農業委員會林務局委託研究計畫 tfb-970510
- 鄭志文、謝坤成、何宗儒、趙彥豪 (2014) 陰陽海表面流場分析-影像特徵追蹤之應用。航測及遙測學刊 18(3)：175-183.
- 盧惠生、林壯沛、林介龍、王秋嫻 (2013) 臺灣南部屏東平地造林土壤入滲與逕流來源。坡地防災學報 12(1)：37-51。
- 蕭國鑫、李元炎、吳啟南、陳仁仲 (1993) 濁水溪口環境變遷分析。遙感探測 19：1-24。
- 謝欣怡、袁孝維、王力平、丁宗蘇 (2006) 臺灣中部溪頭地區天然林與人工林內之陸域脊椎動物多樣性。中華林學季刊 39(4)：421-436.
- 鍾玉龍、呂明倫 (2006) SPOT衛星影像於墾丁國家公園銀合歡入侵分布之繪製。臺灣林業科學 21(2)：167-77。
- 關永才、莊銘豐、劉俊良 (2007) 人工林經營對兩生類動物族群及群聚組成之影響。成之影響。林業研究專訊 14(1)：17-19。

- Alatalo, R. V. (1981) Problems in the Measurement of Evenness in Ecology. *Oikos* 37(2): 199-204.
- Ansong, M. and C. Pickering (2014) Weed seeds on clothing: A global review. *Journal of Environmental Management* 144: 203-211.
- Begon, M., J. L. Harper, and C. R. Townsend (1996) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3rd ed. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Blake, J. G. and B. A. Loiselle (2000) Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central. *Costa Rica* 117: 663-686.
- Bonilla, C. A., and O. I. Johnson (2012) Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. *Geoderma* 189: 116-123.
- Borrelli, P., P. Panagos, M. Märker,, S. Modugno, B. Schütt (2017) Assessment of the impacts of clear-cutting on soil loss by water erosion in Italian forests: First comprehensive monitoring and modelling approach *143(3): 770-781*.
- Brown, M.T. and E. Bardi. (2001) *Handbook of Emergy Evaluation Folio 3:Emergy of Ecosystems*. Center for Environmental Policy, University of Florida, Gainesville. 90 pp.
- Callaway, R. M. and E. T Aschehoug (2000) Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290(5491): 521-523.
- Campbell, E. T., and D. R. Tilley (2014) The eco-price: How environmental emergy equates to currency. *Ecosystem Services* 7: 128-140.
- Chen, C., D. Huang, Q. Wang, J. Wu, and K. Wang (2016) Invasions by alien plant species of the agro-pastoral ecotone in northern China: Species-specific and environmental determinants. *Journal for Nature Conservation* 34: 133-144.

- Chou, C. H. and Y. L. Kou (1986) Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan III-allelopathic exclusion of understory by *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. *Journal of Chemical Ecology* 12(6): 1431-1448.
- Cohen, J. (1960) A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement* 20: 37-46.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. D. Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. V. D. Belt (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Costello, D. A., I. D. Lunt, and J. E. Williams (2000) Effects of invasion by the indigenous shrub *Acacia sophorae* on plant composition of coastal grasslands in southeastern Australia. *Biological Conservation* 96: 113-121.
- Craig, D. J., J. E. Craig, S. R. Abella, and C. H. Vanier (2010) Factors affecting exotic annual plant cover and richness along roadsides in the eastern Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments* 74 (6): 702-707.
- Cramer, V. A., R. J. Hobbs, and R. J. Standish (2008) What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 104-112.
- Daily, G., J. Myers, P. Reichert, J. Postel, S. Bawa, K. Kaufman, and L. Buchmann (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC. 412pp.
- Danley, B., and C. Widmark (2016) Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecological Economics* 126: 132-138.

- Davis, M. A (2013) Invasive Plants, and Animal Species: Threats to Ecosystem Services. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences 4: 51-59.
- Díaz, L. (2006) Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecology and Management* 223(1-3): 54-65.
- Doren, R. F., J. C. Volin, and J. H. Richardsc (2009) Invasive exotic plant indicators for ecosystem restoration: An example from the Everglades restoration program. *Ecological Indicators* 9(6): 29-36.
- Duggin, J. A. and C. B. Gentle (1998) Experimental evidence on the importance of disturbance intensity for invasion of *Lantana camara* L. in dry rainforest-open forest ecotones in northeastern NSW, Australia. *Forest Ecology and Management* 109(14): 279-292
- Duncan, C., J. H. Primavera, N. Pettorelli, J. R. Thompson, R. J. A. Loma, and H. J. Koldewey (2016) Rehabilitating mangrove ecosystem services: A case study on the relative benefits of abandoned pond reversion from Panay Island, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 109: 772-782.
- Elle, K. H., and K. K. Richard (2011) Seedling growth responses to soil resources in the understory of a wet tropical forest. *Ecology* 92(9): 1828-1838.
- Ellstrand, N. C. and K. A. Schierenbeck (2000) Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants?. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97(13): 7043-7050.
- Garcia-Ruiz, F., S. Sankaran, J. M. Maja, W. S. Lee, J. Rasmussen and R. Ehsani (2013) Comparison of two aerial imaging platforms for identification of Huanglongbing-infected citrus trees. *Computers and Electronics in Agriculture* 91: 106-115.

- Goodale, L., K. Lajtha, K. J. Nadelhoffer, E. W. Boyer, N. A. Jaworski (2002) Forest nitrogen sinks in large eastern U.S. watersheds : estimates from forest inventory and an ecosystem model. *Biogeochemistry* 57: 239-266.
- Gordon, A. M., C. Chourmouzis, A. G. Gordon (2000) Nutrient inputs in litterfall and rainwater fluxes in 27-year old red, black and white spruce plantations in Central Ontario, Canada. *138*(1-3): 65-78.
- Goulder, L. H. and D. Kennedy (1997) Valuing Ecosystems Services: Philosophical Bases and Empirical Methods. In Daily, G. C (ed) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D. C.
- Harper, J. L. (1977) *Population of Biology Plants*. London : Academic Press.
- Hsu, H. M. and W. Y. Kao (2014) Vegetative and Reproductive Growth of an Invasive Weed” *Bidens pilosa* var. *radiata*” and Its Noninvasive Congener ” *Bidens bipinnata*” in Taiwan. *Taiwania* 59(2): 119-126.
- International Union for Conservation of Nature, IUCN (2000) IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by invasive species. SSC Invasive Species Specialist Group, 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000.
- Jomaa, I., Y. Auda, B. A. Saleh, M. Hamz, and S. Safi (2008) Landscape spatial dynamics over 38 years under natural and anthropogenic pressures in Mount Lebanon. *Landscape and Urban Planning* 87: 67-75.
- Jose, S., R. William, and D. Zamora (2006) Belowground ecological interactions in mixed-species forest plantations. *Forest Ecology and Management* 233(2-3): 231-239.
- Kallis, G., E. Gómez-Baggethun, and C. Zografos (2013) To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics* 94: 97-105.

- Keller, R. P., J. Geist, J. M. Jeschke, and I. Kühn (2011) Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23(1): 1-23.
- Kitayama, K. and D. Muellerdombois (1995) Biological invasion on an oceanic island mountain-do alien plant species have wider ecological ranges than native species. *Vegetation Science* 6(5): 667-674.
- Kolar, C. S. and D. M. Lodge (2001) Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16(4): 199-204.
- Kontogianni A., G. W. Luck, and M. Skourtos (2010) Valuing ecosystem services on the basis of service-providing units: A potential approach to address the ‘endpoint problem’ and improve stated preference methods. *Ecological Economics* 69: 1479-1487.
- Kramer, K., P. Brang, H. Bachofen, H. Bugmann, T. Wohlgemuth, (2014) Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 331: 116-128.
- Kraus, B. and E. Robert (1995) Effect of *Varroa jacobsoni* (Mesostigmata: Varroidae) on Feral *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) in California. 24(6): 1473-1480.
- Kuittinen, M., C. Moinel, and K. Adalgeirsdottir (2016) Carbon sequestration through urban ecosystem services A case study from Finland. *Science of the Total Environment* 563: 623-632.
- Kuo, Y. L. (2003) Ecological characteristics of three invasive plants (*Leucaena leucocephala*, *Mikania micrantha*, and *Stachytarpheta urticaefolia*) in southern Taiwan. *Food and Fertilizer Technology Center Extension Bulletin* 541: 1-11.

- Lan, Y., S. J. Thomson, Y. Huang, W. C. Hoffmann and H. Zhang (2010) Current status and future directions of precision aerial application for site-specific crop management in the USA. *Computers and Electronics in Agriculture* 74: 34-38.
- Laurent, L., A. Mårell, N. Korboulewsky, S. Saïdb, and P. Balandier (2017) How does disturbance affect the intensity and importance of plant competition along resource gradients? *Forest Ecology and Management* 391(1): 239-245.
- Lavergne, S. and J. Molofsky (2006) Increased genetic variation and evolutionary potential drive the success of an invasive grass. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(10): 3883-3883.
- Li, D., J. Zhu, E. C.M. Hui, B. Y. P. Leung, and Q. Li (2011) An emergy analysis-based methodology for eco-efficiency evaluation of building manufacturing. *Ecological Indicators* 11: 1419-1425.
- Li, W. H., S. X. Zheng, and Y. F. Bai (2014) Effects of grazing intensity and topography on species abundance distribution in a typical steppe of Inner Mongolia. *Chinese Journal of Plant Ecology* 38(2): 178-187.
- Lillesand, T. M., and R. W. Kiefer (2000) *Remote Sensing and Image Interpretation*. 3rd ed. John Wiley and Sons Press, New York. 724pp.
- Lonsdale, W. M (1993) Rates of spread of an invading species-mimosa pigra in northern Australia. *Journal of Ecology* 81(3): 513-521.
- Lorenz, K. and R. Lal (2015) Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 443-454.
- Luque, G. M., C. Bellard, C. Bertelsmeier, E. Bonnaud, P. Genovesi, D. Simberloff and F. Courchamp (2014) The 100th of the world's worst invasive alien species. *Biological Invasions* 16(5): 981-985.

- Malh, S. S., M. Nyborg, and J. T. Harapiak (1998) Effects of long-term N fertilizer-induced acidification and liming on micronutrients in soil and in brome grass hay. *Soil and Tillage Research* 48(1-2): 91-101.
- Martinez, G., M. Weltz, F. B. Pierson, K. E. Spaeth, and Y. Pachepsky (2017) Scale effects on runoff and soil erosion in rangelands: Observations and estimations with predictors of different availability. 151: 161-173.
- Maza, I., F. Caballero, J. Capitán, J. Martínez-de-Dios and A. Ollero (2011) Experimental results in multi-UAV coordination for disaster management and civil security applications. *Journal of Intelligent and Robotic Systems* 61(1): 563-585.
- Merino, L., F. Caballero, J. R. Martínez-de Dios, J. Ferruz and A. Ollero (2006) A cooperative perception system for multiple UAVs: application to automatic detection of forest fires. *Journal of Field Robotics* 33: 165-184.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 155pp.
- Morandi, F., D. E. Campbell, and S. Bastianoni (2014) Set theory applied to uniquely define the inputs to territorial systems in emergy analyses. *Ecological Modelling* 271: 149- 157.
- Nikolic, T., B. Mitic', B. Milas' inovic', and S. D. Jelaska (2013) Invasive alien plants in Croatia as a threat to biodiversity of South-Eastern Europe: Distributional patterns and range size. *Comptes Rendus Biologies* 336(2): 109-121.
- Ninan, K. N., and A. Kontoleon (2016) Valuing forest ecosystem services and disservices - Case study of a protected area in India. *Ecosystem Services* 20: 1-14.
- Ninan, K. N., and M. Inoue (2013) Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't. *Ecological Economics* 93: 137-149.

- Niu, Y. F., Y. L. Feng, J. L. Xie, and F. C. Luo (2011) Effects of disturbance intensity on seed germination, seedling establishment and growth of *Ageratina adenophora*. *Guhaia* 31(6): 795-800.
- Odum, H. T. (1988) Self-organization, transformity and information. *Science* 242: 1132-1139.
- Ordóñez, A., I. J. Wright, and H. Olff (2010) Functional differences between native and alien species: a global-scale comparison. *Functional Ecology* (24): 1353-1361.
- Parendes, L. A. and J. A. Jones (2000) Role of light availability and dispersal in alien plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14(1): 64-75.
- Peterson, C. J. (2000) Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. *Science of the Total Environment* 262(3): 287-311.
- Reubens, B., J. Poesen, F. Danjon, G. Geudens and B. Muys (2007) The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees* 21(4): 385-402.
- Richardson, D. M. and P. Pyšek (2012) Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist*. 196(2): 383-396.
- Rouget, M., C. Hui, J. Renteria, D. M. Richardson, and J. R. U. Wilson (2015) Plant invasions as a biogeographical assay: Vegetation biomes constrain the distribution of invasive alien species assemblages. *South African Journal of Botany* 101: 24-31.
- Rumble, M. A. and J. E. Gobeille (2004) Avian use of successional cottonwood (*Populus deltoides*) woodlands along the middle Missouri River. *American Midland Naturalist* 152: 165-177.

- Schnase, J. L., N. Most, R. Gill, and P. Ma (2009) The Invasive Species Forecasting System. *7th International Conference on Geoinformatics*, Fairfax pp. 1-4.
- Sergio, A., S. L. Larkin, J. C. Whitehead, T. Haab (2014) A revealed preference approach to valuing non-market recreational fishing losses from the Deepwater Horizon oil spill. *Journal of Environmental Management* 145: 199-209.
- Shannon, C. E., and W. Weaver. (1963) The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- Shena, P., L. M. Zhanga, H. X. Chena and L. Gaoa (2017) Role of vegetation restoration in mitigating hillslope erosion and debris flows. *Engineering Geology* 216: 122-133.
- Silva, P. H. M., J. P. Bouillet, and R. C. Paula (2016) Assessing the invasive potential of commercial Eucalyptus species in Brazil: Germination and early establishment. *Forest Ecology and Management* 374(15): 129-135.
- Simberloff, D., J. L. Martin, P. Genovesi, V. Maris (2011) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28(1): 25-66.
- Simpson, E. H. (1949) Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688.
- Singh, A. (2015) Soil salinization and waterlogging: A threat to environment and agricultural sustainability. *Ecological Indicators* 57: 128-130.
- Smith, C. M. and L. J. Walters (1999) Fragmentation as a strategy for caulerpa species: Fates of fragments and implications for management of an invasive weed. *Marine Ecology* 20(3-4): 307-319.
- Soil Survey Staff (2014) Keys to soil taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C., USA.

- Song, W., W., X. Z. Deng, Y. W. Yuan, Z. Wang, and Z. Li (2015) Impacts of land-use change on valued ecosystem service in rapidly urbanized North China Plain. *Ecological Modelling* 318: 245-253.
- Spiecker, H. (2003) Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67: 55-65.
- Terwei, A., S. Zerbe, A. Zeileis, P. Annighöfer, H. Kawaletz, and I. Mölder (2013) Which are the factors controlling tree seedling establishment in North Italian floodplain forests invaded by non-native tree species?. *Forest Ecology and Management* 304(15): 192-203.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- Thompson, J. D. (1991) The biology of an invasive plant: What makes *Spartina anglica* so successful. *BioScience* 41(6): 393-401
- Tobin P. C., L. Berec, and A. M Liebhold (2011) Exploiting Allee effects for managing biological invasions. *Ecology Letters* 14(6): 615-624.
- Ulanova, N. G. (2000) The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135: 155-167.
- United Nations Environment Programme (2010) The TEEB for Business Report. Kenya: United Nations Environment Programme.
- Vítková, M., J. Müllerová, J. Sádlo, J. Pergl, and P. Pyšek (2017) Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384(15): 287-302.

- Wei, X., Q. Li, Y. Liu, S. Liu, X. Guo, L. Zhang, D. Niu, and W. Zhang (2013) Restoring ecosystem carbon sequestration through afforestation: A subtropical restoration case study. *Forest Ecology and Management* 300: 60-67.
- Wilcke, W., Yasin, S., Schmitt, A., Valarezo, C., and W. Zech (2008) Soils along the along the altitudinal transect and in catchments. *Ecological Studies* 198: 75-85.
- Williams, M. C. and G. M. Wardle (2007) Pine and eucalypt litterfall in a pine-invaded eucalypt woodland: The role of fire and canopy cover. *Forest Ecology and Management* 253(1-3): 1-10.
- Wilson, S. D. and B. D. Pinno (2012) Environmentally-contingent behaviour of invasive plants as drivers or passengers. *Oikos* 122: 129-135.
- Witkowski, E. T. F., and R. D. Garner (2008) Seed production, seed bank dynamics, resprouting and long-term response to clearing of the alien invasive *Solanum mauritianum* in a temperate to subtropical riparian ecosystem. *South African Journal of Botany* 74(3): 476-484.
- Wolfe, B. T., and S. V. Bloem (2012) Subtropical dry forest regeneration in grass-invaded areas of Puerto Rico: Understanding why *Leucaena leucocephala* dominates and native species fail. *Forest Ecology and Management* 267(1): 253-2610.
- Wu, L. H., C. P. Wang and W. J. Wu (2013) Effects of temperature and adult nutrition on the development of *Acanthoscelides macrophthalmus*, a natural enemy of an invasive tree, *Leucaena leucocephala*. *Biological Control* 65(3): 322-329.
- Xuan T. D., A. A. Elzaawely, F. Deba, M. Furuta, and S. Tawata (2006) Mimosine in *Leucaena* as a potent bio-herbicide. *Agron. Sustain. Dev.* 26: 89-97.

- Zavaleta, E. S., R. J. Hobbs and H. A. Mooney (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16(8): 454-459.
- Zhang, J., Y. Wang, C. Wang, R. Wang, and F. Li (2016) Quantifying the emergy flow of an urban complex and the ecological services of a satellite town: a case study of Zengcheng, China. *Journal of Cleaner Production* 1-10.
- 臺灣氣候變遷推估與資訊平台(2017) (Taiwan Climate Change Projection and Information Platform. <https://tccip.ncdr.nat.gov.tw/v2/index.aspx>
- United States Department of Agriculture (2017) Tools for assessing and managing forests and community trees. <https://www.itreetools.org/>

其他相關資料及附件

附件一、植物名錄

千屈菜科 **Lythraceae**

- 1 九芎 *Lagerstroemia subcostata* Koehne

大戟科 **Euphorbiaceae**

- 2 千年桐 *Aleurites montana* (Lour.) Wilson
- 3 土密樹 *Bridelia tomentosa* blume
- 4 大飛揚草 *Chamaesyce hirta* (L.) Millsp.
- 5 山漆莖 *Breynia officinalis* Hemsley
- 6 白苞猩猩草 *Euphorbia heterophylla* L.
- 7 白樹仔 *Gelonium aequoreum* Hance
- 8 多花油柑 *Phyllanthus multiflorus* Poir.
- 9 扛香藤 *Mallotus repandus* (Willd.) Mull. Arg.
- 10 血桐 *Macaranga tanarius* (L.) Muell.Arg.
- 11 錫蘭饅頭果 *Glochidion zeylanicum* (Gaertn.) A. Juss.
- 12 刺杜密 *Bridelia balansae* Tutch.
- 13 枯里珍 *Antidesma pentandrum* Merr. var. *barbatum* (Presl) Merr.
- 14 烏柏 *Sapium sebiferum* (L.) Roxb.
- 15 粗糠柴 *Mallotus philippensis* (Lam.) Muell.-Arg.
- 16 野桐 *Mallotus japonicas* (Thunb.) Muell.-Arg.
- 17 猩猩草 *Euphorbia cyathophora* Murray
- 19 蟲屎 *Melanolepis multiglandulosa* (Reinw.) Reich. f. & Zoll.

山柚科 **Opiliaceae**

- 20 山柚 *Champereia manillana* (Blume) Merr.

山龍眼科 **Proteaceae**

- 21 山龍眼 *Helicia formosana* Hemsl.

木麻黃科 **Casuarinaceae**

- 22 木麻黃 *Casuarina equisetifolia* L.

木犀科 **Oleaceae**

- 23 山素英 *Jasminum nervosum* Lour.

毛茛科 **Ranunculaceae**

- 24 臺灣鐵線蓮 *Clematis taiwaniana* Hayata

禾本科 **Gramineae**

- 25 大黍 *Chloris barbata* Sw.
26 弓果黍 *Cynodon nlemfuensis* Vanderyst
27 升馬唐 *Cyrtococcum patens* (L.) A Camus
28 毛梗雙花草 *Dichanthium aristatum* (Poir.) C. E. Hubb.
29 雙花草 *Dichanthium annulatum* (Forsk.) Stapf
30 牧地狼尾草 *Digitaria ciliaris* (Retz) Koel
31 黃茅 *Heteropogon contortus* (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.
32 紅毛草 *Panicum maximum* Jacq.
33 山野狼尾草 *Pennisetum setosum* (Swartz) L. C. Rich.
34 雙花草 *Rhynchelytrum repens* (Wild.) C.E. Hubb.
35 羅氏草 *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. Clayton

百合科 **Liliaceae**

- 36 麥門冬 *Liriope spicata* (Thunb.) Lour.

西番蓮科 **Passifloraceae**

- 37 三角葉西番蓮 *Passiflora foetida* L.
38 毛西番蓮 *Passiflora suberosa* L.

夾竹桃科 **Apocynaceae**

- 39 海檬果 *Cerbera manghas* L.

- 40 夾竹桃 *Nerium oleander* L.
41 羅芙木 *Rauvolfia verticillata* (Lour.) Baill.

豆科 **Fabaceae**

- 42 闊葉大豆 *Glycine tomentella* Hayata
43 山珠豆 *Centrosema pubescens* Benth.
44 水黃皮 *Millettia pinnata* (L.) G. Panigrahi
45 克蘭樹 *Kleinhovia hospita* L.
46 大葉山螞蝗 *Desmodium gangeticum* (L.) DC.
47 雨豆樹 *Samanea saman* Merr.
48 相思樹 *Acacia confusa* Merr.
49 臺灣紅豆樹 *Ormosia formosana* Kanehira
50 長葉煉莢豆 *Alysicarpus bupleurifolius* (L.) DC.
51 銀合歡 *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit
52 賽芻豆 *Macroptilium atropurpureus* (Dc.) Urban
53 含羞草 *Mimosa pudica* L.
54 蠅翼草 *Ormosia hosiei* Hemsl. & E.H. Wilson
55 濱刀豆 *Canavalia rosea* (Sw.) DC.
56 臺灣灰毛豆 *Tephrosia obovata* Merr.

使君子科 **Combretaceae**

- 57 使君子 *Quisqualis indica* L.
58 欖仁 *Terminalia catappa* L.

芸香科 **Rutaceae**

- 59 過山香 *Clausena excavata* Burm. f.
60 烏柑仔 *Severinia buxifolia* (Poir.) Tenore
61 月橘 *Murraya paniculata* (L.) Jack.

茄科 **Solanaceae**

- 62 細枝水合歡 *Neptunia gracilis* Benth.

唇形花科 Labiatae

- 63 香苦草 *Hyptis suaveolens* (L.) Poir.

桃金娘科 Myrtaceae

- 64 白千層 *Melaleuca leucadendra* L.

- 65 番石榴 *Psidium guajava* L.

桑科 Moraceae

- 64 小構樹 *Broussonetia kazinoki* Sieb.

- 65 大葉榕 *Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner

- 66 大葉雀榕 *Ficus caulocarpa* (Miq.) Miq.

- 67 稜果榕 *Ficus septica* Burm. f.

- 68 盤龍木 *Malaisia scandens* (Lour.) Planch.

- 69 小桑樹 *Morus australis* Poir.

海金沙科 Schizaeaceae

- 70 海金沙 *Lygodium japonicum* (Thunb.) Sweet

海桐科 Pittosporaceae

- 71 海桐 *Pittosporum tobira* Ait.

茜草科 Rubiaceae

- 72 雞屎藤 *Paederia foetida* L.

- 73 光葉鴨舌癩舅 *Spermacoce assurgens* Ruiz & Pavon

馬鞭草科 Verbenaceae

- 74 牙買加長穗木 *Stachytarpheta jamaicensis* (L.) Vahl

- 75 長穗木 *Stachytarpheta urticaefolia* (Salisb.) Sims

- 76 馬櫻丹 *Lantana camara* L.

- 77 黃荊 *Vitex negundo* L.

旋花科 **Convolvulaceae**

- 78 九爪藤 *Ipomoea pes-tigridis* L.
- 79 馬鞍藤 *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Brown ssp. *brasiliensis* (L.) Oostst.
- 80 野牽牛 *Ipomoea obscura* (L.) Ker Gawl.
- 81 戟葉菜欒藤 *Xenostegia tridentata* (L.) D. F. Austin & Staples

莎草科 **Cyperaceae**

- 82 乾溝飄拂草 *Fimbristylis cymosa* R. Br.

莧科 **Amaranthaceae**

- 83 牛膝 *Achyranthes bidentata* Bl.

棕櫚科 **Arecaceae**

- 84 臺灣海棗 *Phoenix hanceana* Naudin

棕櫚科 **Palmae**

- 85 山棕 *Arenga tremula* (Blanco) Becc.

無患子科 **Sapindaceae**

- 86 臺灣欒樹 *Koelreuteria henryi* Dummer

紫草科 **Boraginaceae**

- 87 恆春厚殼樹 *Ehretia resinosa* Hance

菊科 **Compositae**

- 88 香澤蘭 *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Rob.
- 89 長柄菊 *Tridax procumbens* L.

菊科 **Compositae**

- 90 一枝香 *Vernonia cinerea* (L.) Less.
- 91 大花咸豐草 *Bidens pilosa* L. var. *radiata* Sch.

楊梅科 Myricaceae

- 92 楊梅 *Myrica rubra* (Lour.) Sieb. & Zucc.

楝科 Meliaceae

- 93 紅柴 *Aglaia formosana* Hayata

- 94 苦楝 *Melia azedarach* L.

榆科 Ulmaceae

- 95 山油麻 *Trema tomentosa* (Roxb.) Hara

葫蘆科 Cucurbitaceae

- 96 山苦瓜 *Momordica charantia* L. var. *abbreviata* Seinge.

- 97 穿山龍 *Neoalsomitra integrifolia* (Cogn.) Hutch

漆樹科 Anacardiaceae

- 98 山樣子 *Buchanania arborescens* Bl.

樟科 Lauraceae

- 99 臺灣雅楠 *Phoebe formosana* (Hayata) Hayata

衛矛科 Celastraceae

- 1010 刺裸實 *Maytenus diversifolia* (Maxim.) D. Hou

錦葵科 Malvaceae

- 101 草梧桐 *Waltheria americana* L.

- 102 細葉金午時花 *Sida acuta* Burme f.

- 103 黃槿 *Hibiscus tiliaceus* L.

- 104 圓葉金午時花 *Sida cordifolia* L.

龍舌蘭科 Agavaceae

- 105 瓊麻 *Agave sisalana* Perrier ex Enghlm.

爵床科 Acanthaceae

106 柳葉鱗球花 *Lepidagathis stenophylla* Clarke ex Hayata

107 槍刀菜 *Hypoestes cumingiana* Benth. & Hook.

108 賽山藍 *Blechum pyramidatum* (Lam.) Urban.

藍雪科 Plumbaginaceae

109 烏面馬 *Plumbago zeylanica* L.

釋迦科 Annonaceae

110 釋迦 *Anona squamosa* L.

附件二、陸域動物調查方式於各永久樣區復育型態的配置

監測樣區型態	樣區 編號	定點、沿 線調查法	自動 錄音	導板集 井式陷阱	鼠籠 誘捕
山區全面整地造林監測樣區	B18	✓	✓	✓	✓
	B19	✓			
	B20	✓			
	B21	✓			
	B22	✓			
	B23	✓			
	B24	✓	✓	✓	✓
山區複層造林-帶狀栽植 監測樣區	B03	✓	✓	✓	✓
	B04	✓			
	B13	✓	✓	✓	✓
	B14	✓			
	B15	✓			
山區全面整地造林對照區	A02	✓	✓	✓	✓
海岸全面整地造林監測樣區	B05	✓			
	B06	✓	✓	✓	✓
	B07	✓			
	B08	✓			
	B16	✓	✓	✓	✓
	B17	✓			
海岸複層造林-林下栽植造林	B01	✓	✓	✓	✓
	B02	✓			
海岸全面整地造林樣區(造林 6 年以上)	B09	✓			
	B10	✓	✓	✓	✓
	B11	✓	✓	✓	✓
	B12	✓			
海岸複層造林-林下栽植造林	A01	✓			
海岸全面整地造林對照區	A03	✓	✓	✓	✓
海岸全面整地造林對照區 (造林 6 年以上)	A04	✓			

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
哺乳類	靈長	獼猴	臺灣獼猴	<i>Macaca cyclopis</i>	特有種	III	*	*	
	食肉目	靈貓科	白鼻心	<i>Paguma larvata</i>	特有亞種	III	*	*	
	偶蹄目	鹿科	梅花鹿	<i>Cervus nippon</i>	特有種		*	*	
	食蟲目	尖鼠科	臭鼩	<i>Suncus murinus</i>				*	*
	兔形目	兔科	臺灣野兔	<i>Lepus sinensis</i>	特有亞種		*		
	齧齒目	鼠科	鬼鼠	<i>Bandicota indica</i>					*
			田鼯鼠	<i>Mus caroli</i>					*
			刺鼠	<i>Niviventer coninga</i>	特有種				*
			小黃腹鼠	<i>Rattus losea</i>	特有種				*
			赤腹松鼠	<i>Callosciurus erythraeus</i>			*	*	*
鳥類	鷺形目	鷺科	黃頭鷺*	<i>Bubulcus ibis</i>			*		
			中白鷺*	<i>Egretta intermedia</i>			*		
			夜鷺*	<i>Nycticorax nycticorax</i>				*	
			蒼鷺*	<i>Ardea cinerea</i>				*	
			大白鷺*	<i>Ardea alba</i>				*	
		長腳鷸科	高蹺鷸*	<i>Himantopus himantopus</i>				*	
		鵲科	小環頸鵲*	<i>Charadrius dubius</i>				*	
			太平洋金斑鵲*	<i>Pluvialis fulva</i>				*	
		鷸科	磯鷸*	<i>Actitis hypoleucos</i>				*	

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
鳥類	鷹形目	燕鴿科	黃足鵯*	<i>Tringa brevipes</i>				*	
			青足鵯*	<i>Tringa nebularia</i>				*	
			鷹斑鵯*	<i>Tringa glareola</i>				*	
			燕鴿*	<i>Glareola maldivarum</i>		III		*	
		鷹科	鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>	特有亞種	II	*	*	
			灰面鵟鷹*	<i>Butastur indicus</i>		II	*		
			黑翅鳶	<i>Elanus caeruleus</i>		II	*		
			東方蜂鷹*	<i>Pernis ptilorhynchus</i>		II	*		
			大冠鵟	<i>Spilornis cheela</i>	特有亞種	II	*		*
			紅隼*	<i>Falco tinnunculus</i>		II	*		
	雞形目	雉科	竹雞	<i>Bambusicola thoracica</i>			*		*
	鶴形目	三趾鶉科	棕三趾鶉	<i>Turnix suscitator</i>	特有亞種		*	*	*
		秧雞科	白腹秧雞	<i>Amaurornis phoenicurus</i>			*		
	鴿形目	鳩鴿科	灰腳秧雞	<i>Rallina eurizonoides</i>	特有亞種			*	
			翠翼鳩	<i>Chalcophaps indica</i>			*		
			斑頸鳩	<i>Streptopelia chinensis</i>			*	*	
			金背鳩	<i>Streptopelia orientalis</i>	特有亞種		*		
			紅鳩	<i>Streptopelia tranquebarica</i>			*	*	
	杜鵑目	杜鵑科	番鵪	<i>Centropus bengalensis</i>			*	*	

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
	夜鷹目	夜鷹科	臺灣夜鷹	<i>Caprimulgus affinis</i>	特有亞種		*	*	
	鴉形目	鴟鴞科	領角鴞	<i>Otus lettia</i>	特有亞種	II	*	*	
			黃嘴角鴞	<i>Otus spilocephalus</i>	特有亞種	II		*	
	雨燕目	雨燕科	小雨燕	<i>Apus affinis</i>	特有亞種		*	*	
			叉尾雨燕*	<i>Apus pacificus</i>			*	*	
	鷺形目	鬚鷺科	五色鳥	<i>Megalaima oorti</i>	特有種		*	*	
	雀形目	雲雀科	小雲雀	<i>Alauda gulgula</i>			*	*	
			家燕*	<i>Hirundo rustica</i>			*	*	
			赤腰燕	<i>Hirundo striolata</i>			*	*	
		鵲鴝科	洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>			*	*	
			樹鵲*	<i>Anthus hodgsoni</i>			*	*	
			大花鵲*	<i>Anthus richardi</i>			*		
			白鵲鴝*	<i>Motacilla alba</i>			*	*	
			灰鵲鴝*	<i>Motacilla cinerea</i>			*	*	
			黃鵲鴝*	<i>Motacilla tschutschensis</i>			*	*	
			灰山椒鳥*	<i>Pericrocotus divaricatus</i>				*	
				<i>Hypsipetes</i>			*		
		鵲科	紅嘴黑鵲	<i>madagascariensis</i>	特有亞種			*	
			烏頭翁	<i>Pycnonotus taivanus</i>	特有種	II	*	*	

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
		伯勞科	紅尾伯勞*	<i>Lanius cristatus</i>		III	*	*	*
		黃鸝科	黃鸝	<i>Oriolus chinensis</i>		I	*		
		卷尾科	大卷尾	<i>Dicrurus macrocercus</i>	特有亞種		*	*	
		八哥科	白尾八哥	<i>Acridotheres javanicus</i>			*	*	
			家八哥	<i>Acridotheres tristis</i>			*	*	
			噪林鳥*	<i>Sturnus sinensis</i>			*	*	
		王鵯科	黑枕藍鵯	<i>Hypothymis azurea</i>	特有亞種		*	*	
		鴉科	樹鵲	<i>Dendrocitta formosae</i>	特有亞種		*	*	
		鶇科	藍磯鶇*	<i>Monticola solitarius</i>			*		
			赤腹鶇*	<i>Turdus chrysolaus</i>			*	*	
		鶇科	野鶇*	<i>Erithacus calliope</i>			*	*	
			黃尾鶇*	<i>Phoenicurus aureus</i>			*	*	
		畫眉科	臺灣畫眉	<i>Garrulax taewanus</i>	特有種	II	*	*	
			小彎嘴	<i>Pomatorhinus ruficollis</i>	特有種		*	*	
		樹鶯科	遠東樹鶯*	<i>Cettia diphone</i>			*	*	
		柳鶯科	極北柳鶯*	<i>Phylloscopus borealis</i>			*	*	
			黃眉柳鶯*	<i>Phylloscopus inornatus</i>			*	*	
		扇尾鶯科	灰頭鷓鶯	<i>Prinia flaviventris</i>			*	*	
			褐頭鷓鶯	<i>Prinia subflava</i>	特有亞種		*	*	

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
		繡眼科	綠繡眼	<i>Zosterops japonica</i>			*	*	
		鷓鴣科	黑臉鷓鴣*	<i>Emberiza spodocephala</i>			*		
		梅花雀科	印度銀嘴文鳥	<i>Lonchura malabarica</i>			*	*	
			斑文鳥	<i>Lonchura punctulata</i>			*	*	
		麻雀科	麻雀	<i>Passer montanus</i>			*	*	
兩生類	無尾目	蟾蜍科	黑眶蟾蜍	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>			*	*	
		狹口蛙科	小雨蛙	<i>Microhyla ornate</i>			*	*	*
			史丹吉氏小雨蛙	<i>Micryletta inornata</i>	特有種		*		*
		樹蛙	布氏樹蛙	<i>Polypedates braueri</i>				*	
		赤蛙科	澤蛙	<i>Fejervary limnocharis</i>			*	*	*
			拉都西氏赤蛙	<i>Rana latouchii</i>			*		*
爬蟲類	蜥蜴亞目	飛蜥科	斯文豪氏攀蜥	<i>Japalura swinhonis</i>	特有種		*		*
		壁虎科	鉛山壁虎	<i>Gekko hokouensis</i>			*		*
			蝎虎	<i>Hemidactylus frenatus</i>			*	*	*
			鱗趾虎	<i>Lepidodactylus lugubris</i>			*		*
		石龍子科	梭德氏草蜥/台南草蜥	<i>Takydromus sauteri</i>	特有種	III	*		
			麗紋石龍子	<i>Eumeces elegans</i>			*		*

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
爬蟲類	蜥蜴亞目	石龍子科	長尾真稜蜥/長尾南蜥	<i>Eutropis longicaudata</i>		*			*
			多線真稜蜥/多線南蜥	<i>Eutropis multifasciata</i>		*			
			股鱗蜓蜥	<i>Sphenomorphus incognitus</i>		*			*
			印度蜓蜥	<i>Sphenomorphus indicus</i>		*			
	蛇亞目	黃領蛇科	花浪蛇	<i>Amphiesma stolatum</i>		*			*
			青蛇	<i>Cyclophiops major</i>		*			
			紅斑蛇	<i>Dinodon rufozonatum</i>		*			*
			臭青公	<i>Elaphe carinata</i>		*			
			赤背松柏根	<i>Oligodon formosanus</i>		*			
			茶斑蛇	<i>Psammodynastes pulverulentus</i>		*			
			南蛇	<i>Ptyas mucosus</i>		*			*
		蝙蝠蛇科	雨傘節	<i>Bungarus multicinctus</i>		III	*		*
			眼鏡蛇	<i>Naja atra</i>		III			*
		蝮蛇科	龜殼花	<i>Trimeresurus mucrosquamatus</i>		III	*		

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
昆蟲	鱗翅目	灰蝶科	臺灣琉璃小灰蝶	<i>Acytolepsis puspa myla</i>			*		
			恆春小灰蝶	<i>Deudorix epijarbas menesicles</i>			*		
			波紋小灰蝶	<i>Lampides boeticus</i>			*		
			臺灣黑星小灰蝶	<i>Megisba malaya sikkima</i>			*		
			墾丁小灰蝶	<i>Rapala varuna formosana</i>			*		
			三星雙尾燕蝶	<i>Spindasis syama</i>			*		
			臺灣小灰蝶	<i>Zizeeria karsandra</i>			*		
			沖繩小灰蝶	<i>Zizeeria maha</i>			*		
			微小灰蝶	<i>Zizina otis riukuensis</i>			*		
			迷你小灰蝶	<i>Zizula hylax</i>			*		
		弄蝶科	淡綠弄蝶	<i>Badamia exclamationis</i>			*		
			臺灣單帶弄蝶	<i>Borbo cinnara</i>			*		
			鸞褐弄蝶	<i>Burara jaina formosana</i>			*		
			玉帶弄蝶	<i>Daimio tethys moori</i>			*		
			姬單帶弄蝶	<i>Parnara bada</i>			*		
			臺灣黃斑弄蝶	<i>Potanthus confucius angustatus</i>			*		
			白裙弄蝶	<i>Tagiades cohaerens</i>			*		
		粉蝶科	尖翅粉蝶	<i>Appias albina semperi</i>			*		

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
昆蟲	鱗翅目	粉蝶科	臺灣粉蝶	<i>Appias lyncida</i>			*		
			淡黃蝶	<i>Catopsilia pomona</i>			*		
			水青粉蝶	<i>Catopsilia pyranthe</i>			*		
			淡紫粉蝶	<i>Cepora nadina eunama</i>			*		
			黑脈粉蝶	<i>Cepora nerissa cibyra</i>			*		
			黃蝶	<i>Eurema sp.</i>			*		
			端紅蝶	<i>Hebomoia glaucippe formosana</i>			*		
			黑點粉蝶	<i>Leptosia nina</i>			*		
			紋白蝶	<i>Pieris rapae crucivora</i>			*		
		蛱蝶科	樺蛱蝶	<i>Ariadne ariadne pallidior</i>			*		
			小單帶蛱蝶	<i>Athyma selenophora laela</i>			*		
			臺灣黃斑蛱蝶	<i>Cupha erymanthis</i>			*		
			石牆蝶	<i>Cyrestis thyodamas formosana</i>			*		
			黑脈樺斑蝶	<i>Danaus genutia</i>			*		
			紫蛇目蝶	<i>Elymnias hypermnestra hainana</i>			*		
			圓翅紫斑蝶	<i>Euploea eunice hobsoni</i>			*		
			端紫斑蝶	<i>Euploea mulciber barsine</i>			*		

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
昆蟲	鱗翅目	蛱蝶科	斯氏紫斑蝶	<i>Euploea sylvester swinhoei</i>			*		
			小紫斑蝶	<i>Euploea tulliolus koxinga</i>			*		
			琉球紫蛱蝶	<i>Hypolimnas bolina kezia</i>			*		
			雌紅紫蛱蝶	<i>Hypolimnas misippus</i>			*		
			大白斑蝶	<i>Idea leuconoe clara</i>			*		
			琉球青斑蝶	<i>Ideopsis similis</i>			*		
			孔雀蛱蝶	<i>Junonia almana</i>			*		
			黑擬蛱蝶	<i>Junonia hedonia ida</i>			*		
			眼紋擬蛱蝶	<i>Junonia lemonias aenaria</i>			*		
			樹蔭蝶	<i>Melanitis leda</i>			*		
			黑樹蔭蝶	<i>Melanitis phedima polishana</i>			*		
			小蛇目蝶	<i>Mycalesis francisca formosana</i>			*		
			切翅單環蝶	<i>Mycalesis zonata</i>			*		
			琉球三線蝶	<i>Neptis hylas luculenta</i>			*		
			小三線蝶	<i>Neptis sappho formosana</i>			*		
			埔里三線蝶	<i>Neptis taiwana</i>	特有種		*		
			姬小紋青斑蝶	<i>Parantica aglea maghaba</i>			*		
			小紋青斑蝶	<i>Parantica aglea maghaba</i>			*		
			豹紋蛱蝶	<i>Phalanta phalantha</i>			*		

附件三、銀合歡移除後造林之生態效益評估陸域動物監測名錄和調查記錄方法

類群	目名	科名	中文名 ¹	學名	特有性	保育 ²	調查記錄方法		
							定點和穿越線調查	自動錄音	陷阱捕獲
昆蟲	鱗翅目	蛱蝶科	黃蛱蝶	<i>Polygonia c-aureum lunulata</i>			*		
			淡小紋青斑蝶	<i>Tirumala limniace limniace</i>			*		
			姬紅蛱蝶	<i>Vanessa cardui</i>			*		
			黃帶枯葉蝶	<i>Yoma sabina podium</i>			*		
			小波紋蛇目蝶	<i>Ypthima baldus zodina</i>			*		
		鳳蝶科	綠斑鳳蝶	<i>Graphium agamemnon</i>			*		
			青帶鳳蝶	<i>Graphium sarpedon</i>			*		
				<i>connectens</i>					
			紅紋鳳蝶	<i>Pachliopta aristolochiae</i>			*		
				<i>interposita</i>					
			無尾鳳蝶	<i>Papilio demoleus</i>			*		
			白紋鳳蝶	<i>Papilio helenus fortuneus</i>			*		
			臺灣白紋鳳蝶	<i>Papilio nephelus chaonulus</i>			*		
			玉帶鳳蝶	<i>Papilio polytes ledebouria</i>			*		
			黑鳳蝶	<i>Papilio protenor protenor</i>			*		
			大鳳蝶	<i>Papilio rumanzovia</i>			*		
			黃裳鳳蝶	<i>Troides aeacus formosanus</i>	特有亞種	II	*		

備註:1.數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總；2.數量標註#者為自動錄音鳴聲、排遺、掘痕或足跡記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

附件四、銀合歡移除後造林之生態效益評估監測調查陸域動物種類、數量和多樣性指數

a. 哺乳類-1

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地復育造林								山區複層造林-帶狀栽植復育							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣獼猴	-	-	-	-	-	-	6	4	-	-	-	-	-	-	-	-
白鼻心	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	#
梅花鹿	-	-	-	-	#	-	#	#	-	-	-	-	-	-	-	-
臭鼬	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣野兔	-	-	-	-	-	-	-	#	1	3	2	2	1	1	-	#
鬼鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
田鼯鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
刺鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
小黃腹鼠	1	-	1	-	-	2	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1
赤腹松鼠	5	4	5	3	4	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	1
種類加總	2	1	3	3	2	1	4	5	2	2	3	2	3	3	2	5
數量加總	6	4	7	5	5	2	9	8	2	5	5	3	3	4	2	5
Shannon-wiener	0.45	0.00	0.80	0.95	0.50	0.00	1.00	1.39	0.69	0.67	1.05	0.64	1.10	1.04	0.69	1.61
Evenness index	0.65	-	0.72	0.86	0.72	-	0.72	0.86	1.00	0.97	0.96	0.92	1.00	0.95	1.00	1.00

備註:1. 數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總。2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲、排遺、掘痕或足跡記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

a. 哺乳類-2

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地復育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣獼猴	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
白鼻心	1	-	-	1	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-
梅花鹿	-	-	#	#	-	-	#	#	-	-	-	-	-	-	-	-
臭鼬	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	1	1	2	2
臺灣野兔	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
鬼鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	-	1
田鼯鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
刺鼠	1	2	2	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小黃腹鼠	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2	2	4	3	1	1	2
赤腹松鼠	4	2	6	4	4	-	#	2	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	3	2	3	4	2	1	3	3	1	2	3	4	3	3	2	3
數量加總	6	4	9	7	5	1	3	4	1	3	5	9	5	3	3	5
Shannon-wiener	0.87	0.69	0.85	1.15	0.50	0.00	1.10	1.04	0.00	0.64	1.05	1.27	0.95	1.10	0.64	1.05
Evenness index	0.79	1.00	0.77	0.83	0.72	-	1.00	0.95	-	0.92	0.96	0.92	0.86	1.00	0.92	0.96

備註:1. 數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總。2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲、排遺、掘痕或足跡記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

a. 哺乳類-3

中文名	監測樣區類型															
	海岸複層造林-林下栽植復育								海岸全面整地復育造林監測樣區(造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣獼猴	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
白鼻心	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
梅花鹿	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臭鼬	1	2	2	1	1	2	3	2	-	-	1	-	1	2	1	2
臺灣野兔	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
鬼鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
田鼯鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
刺鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	4	2	1	1	1	-
小黃腹鼠	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1
赤腹松鼠	1	-	2	2	1	-	#	1	2	1	2	3	2	1	2	-
種類加總	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	3	2	3	4	4	2
數量加總	2	2	4	3	2	2	4	3	6	4	7	5	4	5	6	3
Shannon-wiener	0.69	0.00	0.69	0.64	0.69	0.00	0.56	0.64	0.64	0.56	0.96	0.67	1.04	1.33	1.33	0.64
Evenness index	1.00	-	1.00	0.92	1.00	-	0.81	0.92	0.92	0.81	0.87	0.97	0.95	0.96	0.96	0.92

備註:1. 數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總。2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲、排遺、掘痕或足跡記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

a. 哺乳類-4

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣獼猴	-	-	-	-	-	-	-	-
白鼻心	-	-	-	-	-	-	-	-
梅花鹿	-	-	-	-	-	-	-	-
臭鼬	1	-	2	1	1	1	2	2
臺灣野兔	-	-	-	-	-	-	-	-
鬼鼠	-	-	-	1	-	-	-	-
田鼯鼠	-	-	-	-	-	-	-	-
刺鼠	-	-	-	-	-	-	-	-
小黃腹鼠	-	-	1	-	-	2	-	1
赤腹松鼠	2	2	3	1	1	1	#	#
種類加總	2	1	3	3	2	3	2	2
數量加總	3	2	6	3	2	4	3	4
Shannon-wiener	0.64	0.00	1.01	1.10	0.69	1.04	0.64	1.03972
Evenness index	0.92	-	0.92	1.00	1.00	0.95	0.92	0.9464

備註:1. 數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總。2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲、排遺、掘痕或足跡記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

b.鳥類-1

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黃頭鷺*	-	-	-	-	5	13	3	7	8	3	-	-	-	2	2	2
中白鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
鳳頭蒼鷹	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	3
灰面鵟鷹*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
黑翅鳶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
東方蜂鷹*	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
大冠鷲	#	-	-	#	#	#	1	2	1	#	1	2	#	1	2	2
紅隼*	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	1	-	-	1	1	-
竹雞	2	#	4	3	#	2	5	4	4	8	5	6	4	3	4	5
棕三趾鴉	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-
白腹秧雞	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰腳秧雞	-	-	-	-	#	-	#	-	-	-	-	-	#	-	-	-
翠翼鳩	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
斑頸鳩	3	5	7	5	9	7	10	8	3	6	5	5	4	4	3	6
金背鳩	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
紅鳩	-	-	-	-	-	2	3	5	-	-	2	-	-	-	-	2
番鵂	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	1	-	-	1
臺灣夜鷹	-	-	-	#	-	-	#	#	-	-	-	3	1	1	2	3

[illegible]

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
大卷尾	1	2	1	-	4	2	3	3	1	2	1	2	2	1	1	2
白尾八哥	-	-	-	-	3	5	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-
家八哥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
噪林鳥*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黑枕藍鶇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	3
樹鵲	2	4	6	4	9	3	-	2	7	6	4	4	7	3	2	9
藍磯鶇*	-	-	-	-	-	1	1	-	1	2	1	-	-	1	-	-
赤腹鶇*	-	5	7	-	-	-	4	-	-	9	5	-	-	2	4	-
野鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	-	-	1	1	-
黃尾鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
臺灣畫眉	#	2	1	2	3	#	2	2	5	4	4	4	3	3	5	6
小彎嘴	4	6	3	3	9	2	5	4	9	12	8	6	10	8	9	10
遠東樹鶇*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	1	1	-
極北柳鶇*	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	#	-
黃眉柳鶇*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰頭鷓鴣	-	-	-	-	3	1	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-
褐頭鷓鴣	-	-	-	-	4	2	3	4	2	1	2	2	2	3	1	3
綠繡眼	9	17	10	6	21	4	7	10	11	22	8	10	14	5	10	16
黑臉鵙*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	3	-	-

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
印度銀嘴文鳥	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
斑文鳥	-	5	3	-	12	4	7	2	4	14	9	6	11	6	3	2
麻雀	-	-	2	-	15	3	5	6	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	17	17	20	14	27	25	28	26	21	30	28	20	20	27	30	25
數量加總	57	106	77	63	186	115	114	131	85	163	111	88	119	87	98	145
Shannon-wiener	2.42	2.37	2.67	2.28	2.88	2.86	3.09	2.96	2.75	2.94	3.02	2.79	2.66	2.95	3.05	2.87
Evenness index	0.85	0.84	0.89	0.87	0.87	0.89	0.93	0.91	0.90	0.87	0.91	0.93	0.89	0.90	0.90	0.89

備註:1. 中文名標註*者為候鳥。 2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

b. 鳥類-2

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黃頭鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-	14	4	2	10	4	7	5	5
中白鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-
鳳頭蒼鷹	1	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
灰面鵟鷹*	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黑翅鳶	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
東方蜂鷹*	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大冠鷲	#	1	#	#	1	#	#	#	-	-	-	-	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
紅隼*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
竹雞	3	4	#	2	#	#	#	#	-	-	-	-	-	-	-	-
棕三趾鶉	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	4	2	4	-	2
白腹秧雞	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-
灰腳秧雞	-	-	-	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-
翠翼鳩	-	-	-	#	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
斑頸鳩	-	1	#	#	1	2	2	1	8	14	10	16	19	18	15	20
金背鳩	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	2	-	-	-	1	2
紅鳩	-	-	-	-	-	-	-	-	13	42	25	18	21	36	30	22
番鵡	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
臺灣夜鷹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	3	4
領角鴉	#	1	-	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃嘴角鴉	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小雨燕	-	-	-	#	1	2	#	-	5	3	11	8	14	16	18	14
叉尾雨燕	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
五色鳥	2	1	1	2	1	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-
小雲雀	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	1
家燕*	#	-	1	#	2	1	1	#	9	14	6	18	21	18	15	12
赤腰燕	-	3	2	4	2	2	3	2	7	37	16	31	44	38	29	23

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
洋燕	-	1	-	1	#	-	1	1	5	11	8	15	13	10	16	18
樹鵲*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大花鵲*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
白鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	2	1	2	2	3
灰鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	3	-	-	4	2	-
灰山椒鳥*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紅嘴黑鵯	-	4	2	2	3	#	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-
烏頭翁	13	19	11	7	10	3	4	6	27	35	28	41	37	32	35	30
紅尾伯勞*	-	-	-	-	-	-	-	-	10	6	7	2	-	4	4	-
黃鸝	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大卷尾	-	-	-	-	-	-	-	-	4	5	4	8	6	3	6	9
白尾八哥	-	-	-	-	-	-	-	-	5	16	9	23	18	12	14	21
家八哥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	4	3	2	3	2
噪林鳥*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	4	-
黑枕藍鶇	1	1	2	2	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
樹鵲	4	7	4	2	3	#	3	4	3	2	-	2	4	-	-	-
藍磯鶇*	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	2	-
赤腹鶇*	-	5	3	-	-	-	2	-	-	5	3	-	-	-	2	-

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
野鴿*	-	1	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-
黃尾鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	1	#	-
臺灣畫眉	3	1	2	2	1	-	2	1	2	1	-	-	1	-	-	-
小彎嘴	3	5	4	3	4	2	5	4	-	-	-	-	-	-	-	-
遠東樹鶯*	-	1	#	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-
極北柳鶯*	-	2	1	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃眉柳鶯*	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰頭鷓鴣	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	2	2	5
褐頭鷓鴣	-	-	-	-	-	-	-	-	9	7	7	10	13	5	4	12
綠繡眼	14	8	5	9	8	4	6	4	4	10	3	6	5	-	4	8
黑臉鵪*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	2	-
印度銀嘴文鳥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
斑文鳥	-	-	-	-	-	-	-	-	7	23	18	25	39	13	18	21
麻雀	-	-	-	-	-	-	-	-	5	13	11	21	15	28	23	18
種類加總	13	20	18	17	15	11	21	16	25	28	23	22	22	27	28	22
數量加總	48	68	44	42	40	20	43	34	146	267	183	269	286	263	304	255
Shannon-wiener	2.06	2.48	2.55	2.53	2.32	2.28	2.82	2.60	2.83	2.77	2.75	2.66	2.56	2.71	2.84	2.80
Evenness index	0.80	0.83	0.88	0.89	0.86	0.95	0.92	0.92	0.88	0.83	0.88	0.87	0.84	0.82	0.85	0.91

備註:1. 中文名標註*者為候鳥。 2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

b. 鳥類-3

中文名	監測樣區類型															
	海岸複層造林-林下栽植造林								海岸全面整地造林 (造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黃頭鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
中白鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
鳳頭蒼鷹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰面鵟鷹*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黑翅鳶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
東方蜂鷹*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大冠鷲	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紅隼*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
竹雞	-	-	-	#	-	#	#	#	3	#	#	#	2	4	#	#
棕三趾鶉	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
白腹秧雞	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰腳秧雞	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
翠翼鳩	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	#	-	-	-
斑頸鳩	5	3	4	4	3	4	5	4	4	7	5	5	4	9	4	4
金背鳩	-	-	1	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	2	-	-
紅鳩	2	4	6	2	3	2	4	6	-	-	-	-	-	-	-	-
番鵂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣夜鷹	-	-	-	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-

監測樣區類型

中文名	海岸複層造林-林下栽植造林								海岸全面整地造林 (造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
領角鴉	#	-	-	-	#	-	#	-	#	#	-	-	#	-	-	-
黃嘴角鴉	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小雨燕	2	-	3	2	2	-	6	#	3	-	2	-	-	4	6	2
叉尾雨燕	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#
五色鳥	1	1	-	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小雲雀	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
家燕*	2	1	3	1	2	3	2	2	2	3	#	-	1	2	#	3
赤腰燕	-	-	2	3	2	4	#	3	3	2	6	4	2	-	4	#
洋燕	3	1	2	-	#	1	2	2	1	#	-	2	-	2	3	2
樹鸚*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大花鸚*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
白鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰鵲鴿*	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
灰山椒鳥*	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紅嘴黑鵯	2	4	3	4	2	-	5	4	2	7	5	9	4	3	6	8
烏頭翁	18	15	8	12	10	6	5	6	31	36	27	33	27	21	25	28
紅尾伯勞*	2	1	1	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	1	#	-
黃鸝	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

監測樣區類型

中文名	海岸複層造林-林下栽植造林								海岸全面整地造林 (造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
大卷尾	-	-	-	1	1	1	2	1	-	-	-	-	-	2	1	#
白尾八哥	2	2	3	-	2	4	#	#	-	-	-	-	-	-	-	-
家八哥	-	-	-	-	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-
噪林鳥*	-	6	2	-	-	-	#	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黑枕藍鶺鴒	1	-	-	1	1	-	1	-	7	6	6	8	5	2	3	3
樹鵲	7	6	4	5	4	2	3	4	13	17	11	7	9	5	5	8
藍磯鶺鴒*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
赤腹鶺鴒*	-	-	3	-	-	-	4	-	-	8	5	-	-	2	6	-
野鴿*	-	-	1	-	-	-	1	-	-	2	1	-	-	2	2	-
黃尾鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-
臺灣畫眉	1	1	-	2	1	#	2	1	6	4	4	5	4	3	2	4
小彎嘴	-	3	-	-	2	-	#	#	9	12	6	7	5	10	8	9
遠東樹鶯*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
極北柳鶯*	-	-	1	-	-	-	-	-	-	5	2	-	-	4	2	-
黃眉柳鶯*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
灰頭鷓鴣	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	3	2	4	5	4	3
褐頭鷓鴣	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	2	1	2	4	4	4
綠繡眼	16	12	7	9	11	7	10	6	25	34	19	28	22	19	15	24
黑臉鵪鶉*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

監測樣區類型

中文名	海岸複層造林-林下栽植造林								海岸全面整地造林 (造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
印度銀嘴文鳥	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
斑文鳥	3	-	-	5	8	3	-	#	4	-	-	2	-	7	-	-
麻雀	-	-	2	-	3	7	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	19	14	18	15	20	16	25	17	19	20	18	14	15	23	21	17
數量加總	71	60	56	54	64	49	67	45	121	154	107	114	93	115	104	106
Shannon-wiener	2.39	2.24	2.70	2.40	2.67	2.56	2.94	2.59	2.38	2.39	2.42	2.12	2.18	2.74	2.62	2.29
Evenness index	0.81	0.85	0.93	0.89	0.89	0.92	0.91	0.91	0.81	0.80	0.84	0.80	0.80	0.87	0.86	0.81

備註:1. 中文名標註*者為候鳥。 2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲記錄，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

b. 鳥類-4

監測樣區類型

中文名	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黃頭鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-
中白鷺*	-	-	-	-	-	-	-	-
鳳頭蒼鷹	-	-	-	-	-	-	-	-
灰面鵟鷹*	-	-	-	-	-	-	-	-
黑翅鳶	-	-	-	-	-	-	-	-
東方蜂鷹*	-	-	-	-	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
大冠鷲	-	-	-	-	-	-	-	-
紅隼*	-	-	-	-	-	-	-	-
竹雞	#	-	-	2	-	-	#	#
棕三趾鶯	-	-	-	-	-	-	-	-
白腹秧雞	-	-	-	-	-	-	-	-
灰腳秧雞	-	-	-	-	-	-	-	-
翠翼鳩	-	-	-	-	-	-	-	-
斑頸鳩	4	5	3	2	3	2	4	5
金背鳩	-	-	-	-	-	-	1	-
紅鳩	3	-	2	-	-	-	-	4
番鵡	2	-	-	2	1	-	-	#
臺灣夜鷹	-	-	-	-	-	-	-	-
領角鴉	-	-	-	-	-	-	-	-
黃嘴角鴉	-	-	-	-	-	-	-	-
小雨燕	3	-	2	4	1	-	5	6
叉尾雨燕	-	-	-	-	-	-	-	-
五色鳥	-	-	-	-	-	-	-	-
小雲雀	-	-	-	-	-	-	-	-
家燕*	4	2	3	-	1	2	3	4

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
赤腰燕	2	11	5	4	3	4	2	5
洋燕	2	4	2	2	3	1	#	2
樹鵲*	-	-	-	-	-	-	-	-
大花鵲*	-	-	-	-	-	-	-	-
白鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-
灰鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-
黃鵲鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-
灰山椒鳥*	-	-	-	-	-	-	-	-
紅嘴黑鵲	-	2	-	3	2	-	4	5
烏頭翁	11	21	14	17	23	9	11	14
紅尾伯勞*	2	1	2	1	-	1	2	-
黃鸝	-	-	-	-	-	-	-	-
大卷尾	1	-	2	1	1	1	2	2
白尾八哥	-	-	-	-	-	-	-	#
家八哥	-	-	-	-	-	-	-	-
噪林鳥*	-	13	4	-	-	-	-	-
黑枕藍鶇	3	2	2	3	2	-	#	2
樹鵲	5	7	4	4	6	3	2	5
藍磯鶇*	-	1	-	-	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
赤腹鶇*	-	3	2	-	-	-	-	-
野鴿*	-	2	1	-	-	-	-	-
黃尾鴿*	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣畫眉	2	1	#	2	1	2	1	2
小彎嘴	4	2	2	4	3	3	5	4
遠東樹鶯*	-	-	#	-	-	-	#	-
極北柳鶯*	-	3	2	-	-	1	#	-
黃眉柳鶯*	-	-	-	-	-	-	-	-
灰頭鷓鴣	-	-	-	-	-	-	-	-
褐頭鷓鴣	2	1	-	2	2	3	2	#
綠繡眼	15	12	10	11	18	6	8	10
黑臉鵪*	-	-	-	-	-	-	-	-
印度銀嘴文鳥	-	-	-	-	-	-	-	-
斑文鳥	-	-	-	3	#	-	-	-
麻雀	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	17	18	19	17	16	13	19	18
數量加總	66	93	64	67	71	38	57	74
Shannon-wiener	2.52	2.44	2.62	2.43	2.03	2.32	2.63	2.61362
Evenness index	0.89	0.85	0.89	0.88	0.75	0.90	0.89	0.90425

c.兩生類-1

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黑眶蟾蜍	4	-	-	3	7	1	1	2	7	1	-	3	5	-	-	3
小雨蛙	11	-	-	10	17	-	-	16	37	-	-	8	24	1	-	22
史丹吉氏小雨蛙	9	-	-	5	14	3	-	5	5	-	-	2	6	-	-	4
布氏樹蛙	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#
澤蛙	6	2	1	4	10	-	-	13	12	-	-	4	18	2	-	8
拉都西氏赤蛙	-	-	-	1	3	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-	2
種類加總	4	1	1	5	5	2	1	5	4	1	0	4	5	2	0	6
數量加總	30	2	1	23	51	4	1	38	61	1	0	17	55	3	0	40
Shannon-wiener	1.32	0.00	0.00	1.40	1.48	0.56	0.00	1.31	1.08	0.00	-	1.25	1.31	0.64	-	1.32
Evenness index	0.95	-	-	0.87	0.92	0.81	-	0.81	0.78	-	-	0.90	0.81	0.92	-	0.74

備註:1. 數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總。2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

c.兩生類-2

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黑眶蟾蜍	2	-	-	1	2	-	-	-	10	-	-	12	14	1	-	8
小雨蛙	2	-	-	4	7	-	-	2	8	-	-	4	19	-	-	12

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
史丹吉氏小雨蛙	3	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
澤蛙	3	-	-	1	2	-	-	2	6	-	-	3	11	1	-	9
拉都西氏赤蛙	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	4	0	0	3	4	0	0	3	3	0	0	3	3	2	0	3
數量加總	10	0	0	6	13	0	0	5	24	0	0	19	44	2	0	29
Shannon-wiener	1.37	-	-	0.87	1.20	-	-	1.05	1.08	-	-	0.91	1.07	0.69	-	1.08
Evenness index	0.99	-	-	0.79	0.86	-	-	0.96	0.98	-	-	0.83	0.98	1.00	-	0.99

c.兩生類-3

中文名	監測樣區類型															
	海岸複層造林-林下栽植造林								海岸全面整地造林(造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黑眶蟾蜍	3	1	-	2	2	-	-	1	5	1	1	2	4	-	-	-
小雨蛙	4	-	-	2	8	-	-	3	7	2	-	10	15	2	1	6
史丹吉氏小雨蛙	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
澤蛙	1	-	-	-	2	-	-	4	3	-	1	4	7	1	-	2
拉都西氏赤蛙	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	3	1	0	2	3	0	0	3	3	2	2	3	3	2	1	2
數量加總	8	1	0	4	12	0	0	8	15	3	2	16	26	3	1	8

中文名	監測樣區類型															
	海岸複層造林-林下栽植造林								海岸全面整地造林(造林六年以上)							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
Shannon-wiener	0.97	0.00	-	0.69	0.87	-	-	0.97	1.04	0.64	0.69	0.90	0.96	0.64	0.00	0.56
均勻度	0.89	-	-	1.00	0.79	-	-	0.89	0.95	0.92	1.00	0.82	0.87	0.92	-	0.81

c.兩生類-4

中文名	監測樣區類型							
	海岸區對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
黑眶蟾蜍	2	-	-	3	3	-	-	2
小雨蛙	-	-	-	2	5	-	-	4
史丹吉氏小雨蛙	-	-	-	-	-	-	-	-
澤蛙	-	-	-	-	2	-	-	#
拉都西氏赤蛙	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	1	0	0	2	3	0	0	3
數量加總	2	0	0	5	10	0	0	7
Shannon-wiener	0.00	-	-	0.67	1.03	-	-	0.9557
Evenness index	-	-	-	0.97	0.94	-	-	0.86992

備註:1. 數量為沿線調查和陷阱捕捉的加總。2. 數量標註# 者為自動錄音鳴聲，數量加總與多樣性指數運算以1隻次計數。

d.爬蟲類-1

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
斯文豪氏攀蜥	8	6	3	5	10	1	1	3	5	3	3	6	3	2	1	7
鉛山壁虎	4	2	1	2	3	2	2	3	2	3	1	2	2	2	-	3
蝎虎	13	11	8	11	22	9	5	8	9	7	5	10	13	8	3	19
鱗趾虎	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
梭德氏草蜥	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
麗紋石龍子	1	2	-	-	2	1	-	-	5	3	1	2	2	1	2	2
長尾真稜蜥	3	2	2	4	7	5	3	5	3	2	1	5	3	3	2	8
多線真稜蜥	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
股麟蜓蜥	3	2	1	4	6	5	3	5	-	-	-	-	-	-	-	7
印度蜓蜥	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1
花浪蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1
青蛇	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紅斑蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	1
臭青公	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
赤背松柏根	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
茶斑蛇	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
南蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1
雨傘節	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
眼鏡蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
龜殼花	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-
種類加總	9	7	5	8	8	8	5	8	10	7	5	8	8	7	5	11
數量加總	36	26	15	29	52	26	14	27	30	20	11	28	26	18	9	51
Shannon-wiener	1.82	1.62	1.29	1.75	1.64	1.77	1.49	1.84	2.00	1.75	1.37	1.74	1.62	1.63	1.52	1.88
Evenness index	0.83	0.83	0.80	0.84	0.79	0.85	0.93	0.88	0.87	0.90	0.85	0.84	0.78	0.84	0.95	0.79

d.爬蟲類-2

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸區全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
斯文豪氏攀蜥	4	2	1	3	3	1	2	2	3	2	1	2	2	-	1	-
鉛山壁虎	1	2	-	1	-	1	1	-	1	2	-	2	2	-	-	1
蝎虎	4	5	3	6	5	4	2	4	31	25	21	40	36	18	12	24
鱗趾虎	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
梭德氏草蜥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
麗紋石龍子	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	2	1	2	1	2
長尾真稜蜥	-	1	-	2	1	2	1	-	4	2	2	8	8	6	4	5
多線真稜蜥	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	4	7	5	4	2	4

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸區全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
股麟蜓蜥	-	-	-	1	2	1	1	2	-	-	-	1	-	-	-	2
印度蜓蜥	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
花浪蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
青蛇	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紅斑蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臭青公	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
赤背松柏根	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
茶斑蛇	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
南蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1
雨傘節	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
眼鏡蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
龜殼花	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	5	4	2	6	4	6	5	5	6	6	4	8	6	5	6	7
數量加總	11	10	4	14	11	10	7	10	42	34	28	63	54	31	21	39
Shannon-wiener	1.39	1.22	0.56	1.54	1.24	1.61	1.55	1.47	0.96	1.00	0.80	1.25	1.09	1.19	1.29	1.29
Evenness index	0.86	0.88	0.81	0.86	0.89	0.90	0.96	0.91	0.54	0.56	0.58	0.60	0.61	0.74	0.72	0.66

d.爬蟲類-3

中文名	監測樣區類型															
	海岸除伐復育造林								海岸撫育復育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
斯文豪氏攀蜥	6	2	2	5	4	1	1	2	10	3	5	8	7	2	3	5
鉛山壁虎	3	2	-	2	2	-	-	1	2	2	1	3	3	1	2	2
蝎虎	16	10	8	12	10	7	5	9	16	11	7	13	10	14	9	11
鱗趾虎	1	-	-	1	-	1	-	-	2	1	-	1	1	-	1	2
梭德氏草蜥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
麗紋石龍子	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	3	1	3	2	1
長尾真稜蜥	2	1	1	3	2	3	1	2	4	2	2	3	2	3	2	1
多線真稜蜥	1	-	-	1	-	-	-	-	3	1	-	-	1	2	-	3
股麟蜓蜥	1	-	-	2	5	3	2	3	1	-	-	-	-	-	-	-
印度蜓蜥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
花浪蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
青蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紅斑蛇	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
臭青公	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
赤背松柏根	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
茶斑蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
南蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
雨傘節	-	-	-	-	1	-	-	-	2	1	-	1	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型															
	海岸除伐復育造林								海岸撫育復育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
眼鏡蛇	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
龜殼花	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	7	4	3	8	6	5	4	5	11	8	5	8	9	7	7	7
數量加總	30	15	11	27	24	15	9	17	44	23	16	33	27	26	20	25
Shannon-wiener	1.41	0.99	0.76	1.67	1.54	1.36	1.15	1.31	1.93	1.66	1.33	1.68	1.77	1.48	1.63	1.60
Evenness index	0.72	0.71	0.69	0.80	0.86	0.85	0.83	0.82	0.80	0.80	0.83	0.81	0.80	0.76	0.84	0.82

d.爬蟲類-4

中文名	監測樣區類型							
	海岸區對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
斯文豪氏攀蜥	4	3	2	3	2	2	1	2
鉛山壁虎	1	-	-	1	-	1	-	-
蝎虎	8	7	5	9	7	5	6	7
鱗趾虎	-	-	-	-	-	-	-	-
梭德氏草蜥	-	-	-	-	-	-	-	-
麗紋石龍子	-	-	-	-	-	1	-	1
長尾真稜蜥	1	-	1	2	1	3	2	3
多線真稜蜥	-	1	-	-	1	-	1	-

中文名	監測樣區類型							
	海岸區對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
股鱗蜓蜥	-	-	-	-	-	-	-	-
印度蜓蜥	-	-	-	-	-	-	-	-
花浪蛇	-	-	-	-	-	-	-	-
青蛇	-	-	-	-	-	-	-	-
紅斑蛇	-	-	-	1	-	-	-	-
臭青公	-	-	-	-	-	-	-	-
赤背松柏根	-	-	-	-	-	-	-	-
茶斑蛇	-	-	-	-	-	-	-	-
南蛇	-	-	-	-	-	-	-	-
雨傘節	-	-	-	-	-	-	-	-
眼鏡蛇	-	-	-	-	-	-	-	-
龜殼花	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	4	3	3	5	4	5	4	4
數量加總	14	11	8	16	11	12	10	13
Shannon-wiener	1.05	0.86	0.90	1.24	1.03	1.42	1.09	1.15699
Evenness index	0.76	0.8	0.82	0.77	0.75	0.88	0.79	0.83459

e.蝶類-1

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣琉璃小灰蝶	18	2	-	13	6	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-
恆春小灰蝶	3	-	-	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
波紋小灰蝶	-	-	-	-	-	2	-	3	8	3	-	5	9	2	-	2
臺灣黑星小灰蝶	13	2	3	14	8	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
墾丁小灰蝶	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
三星雙尾燕蝶	3	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
沖繩小灰蝶	6	9	2	10	21	14	8	16	-	-	-	-	-	-	-	5
微小灰蝶	3	-	-	5	11	9	3	12	4	-	-	6	10	-	-	22
迷你小灰蝶	42	25	18	29	46	26	22	34	15	6	-	-	-	4	3	8
淡綠弄蝶	14	5	2	9	19	8	-	3	6	2	2	4	11	3	1	4
臺灣單帶弄蝶	-	-	-	1	2	-	-	2	2	-	-	1	2	1	-	-
鸞褐弄蝶	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶弄蝶	2	-	-	2	4	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
姬單帶弄蝶	3	-	1	5	9	2	2	4	3	-	-	2	5	2	-	4
臺灣黃斑弄蝶	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
白裙弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	1
尖翅粉蝶	7	3	1	10	8	4	-	4	2	-	-	2	5	1	-	1

監測樣區類型

中文名	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣粉蝶	21	10	4	17	29	13	2	15	12	4	2	8	15	6	3	10
淡黃蝶	34	8	6	22	40	10	3	18	8	2	-	11	8	1	1	14
水青粉蝶	5	-	-	2	7	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
淡紫粉蝶	7	2	1	4	11	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-
黑脈粉蝶	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
黃蝶	21	15	17	23	36	23	22	20	22	17	6	25	30	13	8	28
端紅蝶	3	-	1	2	5	1	-	1	1	-	-	2	-	1	-	3
黑點粉蝶	13	7	3	9	18	12	5	11	9	4	3	11	13	3	2	23
紋白蝶	4	13	10	5	7	18	16	4	2	5	3	1	3	4	-	2
樺蛺蝶	1	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	3
單帶蛺蝶	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣黃斑蛺蝶	4	1	-	2	5	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	2
石牆蝶	2	-	-	1	4	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
黑脈樺斑蝶	3	5	3	8	6	5	2	2	1	3	-	1	-	2	-	-
紫蛇目蝶	6	5	2	4	4	3	-	1	1	-	-	1	3	-	-	2
圓翅紫斑蝶	6	2	3	5	3	3	1	2	2	-	1	2	1	-	-	4
端紫斑蝶	4	7	8	3	4	9	6	4	2	6	4	4	3	5	2	5
斯氏紫斑蝶	7	11	15	6	9	19	10	5	4	9	5	4	2	6	3	5
小紫斑蝶	6	12	18	4	8	22	14	7	5	7	6	4	2	10	5	8

監測樣區類型

中文名	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
琉球紫蛺蝶	6	-	-	4	9	-	-	5	3	-	-	6	4	-	-	5
雌紅紫蛺蝶	2	-	-	1	2	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	2
大白斑蝶	5	1	2	7	10	-	1	4	-	-	-	-	1	-	-	-
琉球青斑蝶	12	19	12	8	15	13	8	11	7	5	3	5	8	3	2	5
孔雀蛺蝶	2	-	-	3	2	-	-	3	2	-	-	3	2	1	-	5
黑擬蛺蝶	2	1	-	4	5	4	1	5	-	-	-	1	2	-	-	4
眼紋擬蛺蝶	34	14	8	26	22	13	11	24	12	3	2	4	8	2	5	18
樹蔭蝶	2	2	1	2	4	3	2	3	1	-	-	2	2	-	-	3
黑樹蔭蝶	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小蛇目蝶	-	-	-	1	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
切翅單環蝶	2	-	1	1	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-
琉球三線蝶	5	1	2	3	5	2	4	5	5	-	1	4	11	-	2	9
小三線蝶	1	-	-	2	1	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-
埔里三線蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
姬小紋青斑蝶	8	5	5	4	6	9	8	6	3	2	3	2	4	3	2	6
小紋青斑蝶	3	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
豹紋蛺蝶	3	1	-	2	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
黃蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
淡小紋青斑蝶	6	2	4	3	4	3	2	2	2	-	-	1	-	1	-	-

中文名	監測樣區類型															
	山區全面整地造林								山區複層造林-帶狀栽植造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
姬紅蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃帶枯葉蝶	4	1	-	1	-	-	-	-	2	-	-	1	3	-	-	-
小波紋蛇目蝶	5	2	2	7	4	5	7	3	5	3	2	2	3	1	4	3
綠斑鳳蝶	4	2	1	5	3	4	-	2	1	-	1	2	2	1	-	-
青帶鳳蝶	13	4	3	16	10	5	5	12	4	1	-	5	7	2	1	12
紅紋鳳蝶	2	-	-	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
無尾鳳蝶	19	8	6	17	23	5	9	10	2	-	1	6	14	1	3	7
白紋鳳蝶	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-
臺灣白紋鳳蝶	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶鳳蝶	28	19	13	25	34	16	18	31	18	7	8	15	26	5	6	19
黑鳳蝶	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
大鳳蝶	1	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
黃裳鳳蝶	1	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	55	34	33	53	55	32	28	49	38	18	17	38	36	26	18	37
數量加總	434	226	179	366	508	286	195	323	183	89	53	158	225	84	54	258
Shannon-wiener	3.51	3.14	3.08	3.52	3.51	3.18	2.97	3.40	3.22	2.68	2.64	3.20	3.14	2.94	2.71	3.23
Evenness index	0.88	0.89	0.88	0.89	0.88	0.92	0.89	0.87	0.89	0.93	0.93	0.88	0.88	0.90	0.94	0.89

e.蝶類-2

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣琉璃小灰蝶	13	2	-	7	5	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
恆春小灰蝶	2	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
波紋小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	22	34	9	43	32	38	17	-
臺灣黑星小灰蝶	11	4	1	8	5	2	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
墾丁小灰蝶	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
三星雙尾燕蝶	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	16	10	4	25	18	6	9	18
沖繩小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	29	19	24	49	37	31	35	52
微小灰蝶	-	-	-	-	-	-	3	-	34	18	23	58	41	28	36	44
迷你小灰蝶	9	12	10	8	17	10	29	24	49	28	33	61	52	47	53	76
淡綠弄蝶	4	1	2	6	6	2	1	3	3	1	-	8	5	-	-	6
臺灣單帶弄蝶	2	1	-	1	-	-	-	-	4	-	1	4	3	-	2	3
鸞褐弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
姬單帶弄蝶	1	-	-	-	-	-	1	2	8	5	3	14	17	6	4	10
臺灣黃斑弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	6	10	1	-	4
白裙弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
尖翅粉蝶	3	1	1	2	2	-	-	1	2	-	-	5	1	1	-	6

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣粉蝶	9	7	3	8	5	4	2	6	11	4	3	17	13	7	5	14
淡黃蝶	11	2	3	16	13	1	2	10	9	4	1	-	-	-	-	-
水青粉蝶	-	-	-	1	-	-	-	-	3	-	-	8	5	-	-	4
淡紫粉蝶	3	1	-	4	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
黑脈粉蝶	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃蝶	4	5	4	7	4	7	5	10	31	26	12	41	38	35	27	33
端紅蝶	2	-	-	1	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
黑點粉蝶	6	2	3	4	2	3	2	5	16	11	5	21	25	16	13	17
紋白蝶	-	3	3	1	-	1	2	2	8	21	16	11	5	32	25	7
樺蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	1	3	1	-	10	7	-	1	6
單帶蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣黃斑蛺蝶	1	2	2	3	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
石牆蝶	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
黑脈樺斑蝶	1	4	2	1	-	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
紫蛇目蝶	2	3	1	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
圓翅紫斑蝶	1	3	1	-	1	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
端紫斑蝶	2	4	3	1	2	2	4	1	3	5	4	3	5	4	4	3
斯氏紫斑蝶	2	5	3	3	2	4	2	2	4	6	6	8	3	9	5	6
小紫斑蝶	3	8	8	5	3	10	7	3	4	11	8	6	8	12	10	7

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
琉球紫蛺蝶	-	-	-	1	2	-	-	2	6	1	-	7	9	-	-	6
雌紅紫蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	2	-	-	3
大白斑蝶	2	1	2	3	2	-	2	4	-	-	-	1	-	-	-	2
琉球青斑蝶	6	9	3	5	4	3	2	3	5	7	5	3	5	10	6	4
孔雀蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	12	7	4	17	10	6	5	13
黑擬蛺蝶	1	-	1	2	2	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
眼紋擬蛺蝶	19	7	10	7	4	5	12	11	8	5	1	10	7	6	3	13
樹蔭蝶	3	1	2	2	3	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	1
黑樹蔭蝶	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小蛇目蝶	2	-	-	1	2	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
切翅單環蝶	3	1	2	2	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
琉球三線蝶	2	-	-	2	4	-	1	4	5	2	-	9	11	-	1	6
小三線蝶	-	-	-	1	2	-	-	2	1	-	-	1	-	-	-	-
埔里三線蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
姬小紋青斑蝶	4	6	4	2	3	4	3	3	4	3	3	5	5	2	4	4
小紋青斑蝶	1	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
豹紋蛺蝶	1	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	5	3	-	-	4
淡小紋青斑蝶	2	3	1	1	2	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	2

中文名	監測樣區類型															
	山區對照區								海岸全面整地造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
姬紅蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
黃帶枯葉蝶	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
小波紋蛇目蝶	1	-	-	2	4	1	-	3	4	1	-	2	7	-	-	-
綠斑鳳蝶	-	-	-	1	-	1	-	-	2	1	-	3	2	-	-	1
青帶鳳蝶	6	1	2	8	5	-	1	5	9	2	2	13	18	1	1	16
紅紋鳳蝶	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
無尾鳳蝶	4	2	2	6	10	1	3	4	3	2	3	9	8	2	3	11
白紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣白紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶鳳蝶	12	7	5	12	15	5	6	16	25	18	12	25	31	15	17	20
黑鳳蝶	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大鳳蝶	2	-	1	2	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
黃裳鳳蝶	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	44	29	28	43	40	24	27	39	37	27	22	36	32	22	23	33
數量加總	171	108	85	155	145	75	99	153	353	253	182	511	443	315	286	422
Shannon-wiener	3.39	3.10	3.08	3.40	3.31	2.89	2.70	3.21	3.10	2.85	2.66	3.07	3.07	2.65	2.63	2.95
Evenness index	0.89	0.92	0.92	0.91	0.90	0.91	0.82	0.88	0.86	0.87	0.86	0.86	0.89	0.86	0.84	0.84

e.蝶類-3

中文名	監測樣區類型															
	海岸除伐造林								海岸撫育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣琉璃小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
恆春小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
波紋小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣黑星小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	3	7	-	-	5
墾丁小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
三星雙尾燕蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
沖繩小灰蝶	16	8	6	11	3	7	4	13	10	2	5	12	4	6	-	7
微小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
迷你小灰蝶	8	5	8	3	-	4	5	12	-	-	-	-	-	-	-	-
淡綠弄蝶	5	2	2	6	4	1	-	2	4	2	-	5	3	1	-	2
臺灣單帶弄蝶	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
鸞褐弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
玉帶弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
姬單帶弄蝶	4	2	-	5	7	2	1	2	1	-	-	2	5	2	1	4
臺灣黃斑弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
白裙弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
尖翅粉蝶	2	-	-	2	1	-	-	-	1	1	-	2	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型															
	海岸除伐造林								海岸撫育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣粉蝶	7	2	1	5	4	1	2	6	4	4	2	7	5	3	3	5
淡黃蝶	5	2	2	8	5	-	1	10	3	2	3	9	5	4	2	12
水青粉蝶	-	-	-	1	-	-	-	2	1	-	-	3	2	-	-	2
淡紫粉蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	4	2	-	-	2
黑脈粉蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃蝶	7	3	4	10	13	5	2	7	10	8	5	16	11	13	3	10
端紅蝶	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	2	1	1	-	1
黑點粉蝶	12	9	5	10	8	4	3	6	13	17	10	19	15	12	8	13
紋白蝶	-	-	2	-	-	1	2	-	1	7	4	-	1	5	2	1
樺蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
單帶蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣黃斑蛺蝶	1	-	-	2	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
石牆蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
黑脈樺斑蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
紫蛇目蝶	2	1	-	2	2	-	-	-	3	1	-	2	3	2	-	-
圓翅紫斑蝶	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
端紫斑蝶	2	1	2	1	-	-	1	-	1	2	2	1	-	1	-	-
斯氏紫斑蝶	2	3	2	1	2	2	1	1	3	5	4	2	2	3	2	1
小紫斑蝶	2	5	4	-	1	2	3	2	-	3	5	1	3	2	4	-

中文名	監測樣區類型															
	海岸除伐造林								海岸撫育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
琉球紫蛺蝶	2	-	-	2	4	-	-	1	1	-	-	2	2	1	-	2
雌紅紫蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大白斑蝶	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
琉球青斑蝶	4	2	1	2	2	1	2	1	3	2	1	-	1	1	-	-
孔雀蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黑擬蛺蝶	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
眼紋擬蛺蝶	9	5	4	3	7	3	3	5	5	3	-	2	1	1	2	4
樹蔭蝶	-	-	-	-	-	-	1	-	4	1	2	3	3	-	1	2
黑樹蔭蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
小蛇目蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
切翅單環蝶	-	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
琉球三線蝶	2	-	-	2	4	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
小三線蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
埔里三線蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
姬小紋青斑蝶	2	3	2	1	2	2	2	-	2	2	1	-	-	1	2	1
小紋青斑蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
豹紋蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
黃蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
淡小紋青斑蝶	2	-	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-

中文名	監測樣區類型															
	海岸除伐造林								海岸撫育造林							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
姬紅蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃帶枯葉蝶	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
小波紋蛇目蝶	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	3	2	4
綠斑鳳蝶	1	-	1	2	1	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
青帶鳳蝶	5	1	2	4	7	-	-	6	5	1	2	7	4	-	-	5
紅紋鳳蝶	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
無尾鳳蝶	4	2	2	7	9	2	3	5	-	1	-	3	5	2	1	2
白紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣白紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶鳳蝶	12	8	5	16	13	6	4	12	9	6	3	11	16	7	4	13
黑鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
黃裳鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	29	18	18	26	25	18	18	22	23	22	14	24	25	21	14	26
數量加總	124	64	55	109	104	46	41	102	92	73	49	120	105	72	37	106
Shannon-wiener	3.03	2.67	2.71	2.90	2.88	2.66	2.76	2.77	2.83	2.68	2.46	2.79	2.86	2.66	2.46	2.90
Evenness index	0.90	0.92	0.94	0.89	0.90	0.92	0.95	0.89	0.90	0.87	0.93	0.88	0.89	0.87	0.93	0.89

e.蝶類-4

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣琉璃小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
恆春小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
波紋小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣黑星小灰蝶	2	-	-	4	2	1	-	2
墾丁小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
三星雙尾燕蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
沖繩小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
微小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
迷你小灰蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
淡綠弄蝶	3	1	-	2	2	-	-	1
臺灣單帶弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
鸞褐弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
姬單帶弄蝶	2	-	1	3	1	2	-	5
臺灣黃斑弄蝶	-	-	-	-	-	1	-	-
白裙弄蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
尖翅粉蝶	-	-	-	1	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
臺灣粉蝶	5	4	2	4	5	3	1	3
淡黃蝶	1	-	-	2	4	-	-	3
水青粉蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
淡紫粉蝶	-	-	-	-	1	-	-	-
黑脈粉蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黃蝶	3	5	3	8	4	7	4	6
端紅蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黑點粉蝶	4	3	3	5	2	2	1	7
紋白蝶	-	3	2	-	-	2	-	-
樺蚬蝶	-	-	-	-	-	-	-	1
單帶蚬蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣黃斑蚬蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
石牆蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黑脈樺斑蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
紫蛇目蝶	-	-	-	-	-	1	-	2
圓翅紫斑蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
端紫斑蝶	1	-	-	-	-	-	-	-
斯氏紫斑蝶	2	2	1	-	1	2	-	1
小紫斑蝶	-	2	3	1	2	3	2	-

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
琉球紫蛺蝶	2	-	-	2	4	-	-	1
雌紅紫蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
大白斑蝶	1	-	-	-	-	-	-	-
琉球青斑蝶	3	2	-	1	-	1	-	2
孔雀蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黑擬蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
眼紋擬蛺蝶	1	3	1	2	2	2	2	3
樹蔭蝶	-	-	-	1	2	1	-	2
黑樹蔭蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
小蛇目蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
切翅單環蝶	-	-	-	-	2	-	-	-
琉球三線蝶	-	-	-	2	1	1	-	-
小三線蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
埔里三線蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
姬小紋青斑蝶	1	-	-	-	-	2	1	-
小紋青斑蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
豹紋蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黃蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
淡小紋青斑蝶	-	-	-	-	-	-	-	-

中文名	監測樣區類型							
	海岸對照區							
	104.9	104.11	105.2	105.5	105.8	105.11	106.2	106.5
姬紅蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黃帶枯葉蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
小波紋蛇目蝶	2	-	-	-	2	3	-	1
綠斑鳳蝶	1	-	-	1	-	1	-	-
青帶鳳蝶	2	-	1	4	2	-	-	2
紅紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
無尾鳳蝶	1	-	-	2	5	1	1	3
白紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
臺灣白紋鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
玉帶鳳蝶	7	4	2	5	9	3	1	7
黑鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
大鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
黃裳鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-	-
種類加總	19	10	10	18	19	19	8	18
數量加總	44	29	19	50	53	39	13	52
Shannon-wiener	2.75	2.22	2.21	2.69	2.74	2.76	1.93	2.67903
Evenness index	0.93	0.97	0.96	0.93	0.93	0.94	0.93	0.92688

附件五、評選會議記錄

林務局屏東林區管理處

「銀合歡移除復育之生態效益評估」委託研究計畫評選會議紀錄」

壹、會議時間：104 年 07 月 30 日(星期四)上午 10 時

貳、會議地點：本處 3 樓會議室

參、主持人：許召集人碧如

記錄：彭采宸

肆、評選委員會組成：

外聘委員 3 人、內派委員 3 人，共計 6 人組成。

伍、評審小組

- 出席委員：許召集人碧如、張副召集人智強、程委員建中、劉委員和義、柯委員登耀。
- 請假委員：周委員天穎。

陸、列席人員：專員楊文毅、技正彭采宸、技士卓惠崇。

柒、評選方式：採序位法評選優勝廠商。

捌、投標廠商家數及名稱：投標廠商 1 家，其資格及評選項目以外資料經審查合格，廠商名稱為國立屏東科技大學。

玖、召集人致詞：(略)

壹拾、報告事項：

- 一、主辦單位就本案需求內容及廠商評選事宜報告(略)。
- 二、工作小組初審意見報告(略，如附件)。
- 三、國立屏東科大學簡報(略)。

壹拾壹、委員建議事項：

一、程委員建中：

1. 本計畫之取樣對生態效益評估具有極大的影響，建議在訂定樣區、設計取樣之前，事先進行小規模預先測試(Pilot preliminary test)以獲得取樣的效度及信度。
2. 在進行生態效益評估時，針對生物多樣性評估使用若干指數，例如 Simpson 指數、Shannon 指數，計算指數時必須注意物種數的基準。而本計畫調查哺乳類係使用自動相機，請說明其偵測之敏感性有無限制？
3. 進行生態益評估使用許多指標，在評估銀合歡移除復育造林的碳蓄積與碳吸存量推估時，建議將這些推估量及指標值進行合理性與科學性的比較分析。

二、劉委員和義：

1. 在永久監測樣區設置上，樣區的大小不一，是否會影響到各種指數的比較，其理由何在？請在理論上探討。
2. 四種不同地形與銀合歡復育處理方式，其對照區之設置是否充足，請考量。
3. 在碳蓄積與碳吸存量推估部分所提到之復育造林樹種內有外來樹種，在監測設計時，建議針對有無外來種進行各別的效益評估。
4. 地被植物以覆蓋度計算歧異度指數，有鑑於銀合歡為落葉林，此是否會影響結果？

三、柯委員登耀：

1. 動物調查導板集井式陷阱如何捕獲動物，建請詳細說明其捕獲率如何？可輔助沿線調查法的成效？另外自動錄音的準確性如何？

四、張委員智強：

1. 服務建議書內容有誤部份請更正。
2. 樣區數 P19、20 樣區數不一致請說明。
3. 是否可增加枋山鄉伐除但未造林之樣區，與本處伐除後造林之銀合歡消長情形進行比較。

五、許委員碧如

1. 服務建議書與簡報之樣區數不一致，請說明。
2. 造林對水土保持之影響如何？影響時間有多久？是否於研究計畫一併納入調查。
3. 於調查期間如遇劇劣天氣變化，如颱風對樣區影響程度於颱風過後增加 1 次調查；因現今氣候變化多端，如遇旱、火災時，可否比照增加調查次數？
4. 撫育 6 年後林木之消長情形？銀合歡是否會再度入侵？是否可納入調查。
5. 銀合歡的多元利用，於調查時如發現有可操作的方式，是否可納入報告中。

六、周委員天穎書面意見：

1. 以 GIS 設計環境資料庫，建議應對於資料庫的架構加以說明。另林務局主責農委會 NGIS 推動，已建置多年國土資訊系統自然環境基本資料庫，建議此資料庫內容亦應參考其建置標準，以利未來彼此資料庫可共通分享。
2. 銀合歡的空間分布以衛星影像輔助判釋，是否與其他林相的光譜有顯著差異性？欲如何判釋變遷？
3. P35 中說明圖 23 為”本計畫於合歡山進行冷衫長期生態...”，然此計畫研究範圍為恆春半島，兩者的相關性為何？
4. P38 中說明擬以無人載具進行 5 m 以下之 DSM 製作，請問製作範圍多大？DSM 測繪精度如何檢核？目前公部門已可

直接向國土測繪中心申請全島 5 m DTM 資料，建議可多了解。

七、工作小組意見：

1. 服務建議書以下錯誤請修正：P9 計畫名稱、經費、執行期限錯誤；P13 第(七)、P14 第 8 行漏字、P17 與 P14 內容重複、P27 第 6 行漏字、P68 第 9、P69 之 104 年第後一行等錯誤。
2. 本處應修正為林管處。
3. 圖 2 底色過複雜，建議更換。
4. P14、15 及 P20 所述樣區數量不一致。
5. 關於教育訓練應強調永久樣區位置及資料之移轉，及是否應辦理現場實習，或可於進行調查工作時通知本處參與調查工作。
6. 關於合約內採買之影像應於結案後提供予本處，並加列於計畫書。
7. 關於調查後之植物(含木本及地被)及動物名錄應依規定格式進行建檔。

壹拾貳、廠商詢答事項：

- 一、樣區設置地點及取樣的效度，係參據本研究室多年來於該區域之銀合歡入侵研究結果及現場勘查後，進行取樣設計，因銀合歡復育區面積不大，其均勻度較高物種歧異度小，已依據實地現況，考慮取樣效度及信度問題。哺乳類係使用自動相機進行調查，其偵測敏感性之限制，本計畫將採用其他調查方式如排遺、聲音、足跡等方式補足之。
- 二、生物多樣性評估時所使用的指數計算，未來進行指數計算時會注意調查時間的累積，以求得物種總數的效度，以求得具有比較性之物種多樣性指數。

- 三、過去本研究室曾執行多項有關碳吸存之研究計畫。本計畫所推估的碳吸存量，如何與所設計之樣區調查分析資料，進行科學性的比對分析，例如對不同的地理環境或造林方式，進行碳吸存量的比對分析等等，本計畫將會參著委員建議辦理。
- 四、本研究團隊於承接計畫前，已進行初部現場踏勘，因銀合歡入侵的密度高，均質性高，對照區面積大小已足過代表現地狀況。復育區進行造林時針對外來種將進行全面剷除，而對照區將會進行全面樹種調查，而少部份銀合歡入侵之林相，復育更新係採用除伐作業並進行林下栽植，此種復育方式之碳吸存量推估，將會有留存林木及林下栽植林木之各別進行碳吸存量推估。
- 五、地被覆蓋度之調查，其調查頻度為一年四次，以掌握不同生長季節的地被覆蓋狀態，其目的在於監測除銀合歡移除造林作業後，林地地被覆蓋地表的時間，而地被種類可提供了解更新作業，對物種多樣性的影響，本計畫會參考其它與生物多樣性有關之指標分析方法。
- 六、導板集井式陷阱通常是用於兩棲爬蟲類之調查，動物遇到導板，會沿著導板前進，掉入陷阱內，以紀錄種類及數量，此調查方式已被證明具有有效度的兩生爬蟲類標準調查方法。
- 七、自動錄音判識物種種類及頻度，本案之協同主持人姜博士，常年進行動物調查工作，有其標準的錄音流程，在判識種類、出現頻度，正確性，已有多篇研究報告證明其可用性。
- 八、關於建議書的錯誤，會予更正；另調查樣區以本次簡報之數量為主，將以更正。
- 九、P35 中說....於合歡山進行冷衫長期生態...係指該計畫曾引用本計畫所使用之儀器設備，將予文字修正。

- 十、關於造林更新作業是否造成林地沖蝕，而影響臨近海域之海色變化，將以遙測影像進行分析，並納入本計畫調查。
- 十一、造林後 6 年未在進行刈草撫育時，是否銀合歡會入侵，本計畫將設立調查樣區，以了解造林 6 年後之銀合歡入侵情形，並評估是否有需要再進行撫育作業。
- 十二、有關銀合歡的多元利用，本計畫將收集相關資料於第三年納入報告中。
- 十三、調查期間如遇劇烈天氣變化，如颱風、旱、火災，視對樣區影響程度於災害過後增加 1 次調查。
- 十四、本計畫將依國土資訊系統之自然環境基本資料庫，建立資料。銀合歡的空間分布係以衛星影像輔助判釋，因銀合歡具有冬季落葉的特性，因此以冬季影像進行銀合歡入侵範圍判釋，已有多篇文獻證明其可行性。
- 十五、於合約內採買之影像將於結案後提供予林管處，本計畫所採用之其它影像亦將無償提供。
- 十六、本團隊已購置測量等級之無人載具(UAV)，其可拍攝高解析度影像，並製作 5 m 以下之 DSM，而本計畫所設置之監測樣區範圍較小，地形變異較小，以國土測繪中心之 5 m DTM，無法表達本計畫所設樣區之地形變化。有關 UAV 所製作之 DSM，本計畫將利用地面光達配合高精度公分級 GPS 進行地形測量，以評估 UAV 所攝製之 DSM, DEM 的精度。本計畫可藉由不同年度的 UAV 拍攝，進行期間的地形變化及 DSM 變化，以監測林木高生長及林地沖刷變化。
- 十七、本計畫承諾增列枋山鄉銀合歡移除復育之監測樣區。

壹拾參、評選結果：

- 一、經各委員依據本採購案評分表，就各評選項目、受評廠商資料及工作小組初審意見討論後，評定參與評選廠商分數(序位)，綜合評選結果詳評選總表(如附件)。
- 二、國立屏東科技大學總評分為 421、平均總評分 84.2，序位合計值為 5、序位為 1。
- 三、經召集人詢問各出席委員，不同委員之評選結果無明顯差異情形，且與工作小組初審意見無明顯差異。

壹拾肆、決議：

參與評選廠商之平均總評分達 70 分以上，且標價符合相關規定，無浪費公帑情形，經出席委員過半數決議，且由全體委員簽名認可，以國立屏東科技大學為第 1 優勝廠商，由機關首長或授權人核准後取得優先議價權。

壹拾伍、委員是否有不同意見：無。

壹拾陸、散會：中午 12 時 00 分。

附件六、服務建議書修改對照表

一、計畫名稱、經費、執行期限之誤植	已修改如服務建議書 p.1
二、造林更新作業是否造成林地沖蝕，而影響臨近海域之海色變化，請列入計畫內容。	服務建議書 p.3 之計畫目標及 p.6 之工作項目，增加「監測銀合歡移除復育作業對臨近海域之海色變化影響。」
三、撫育 6 年後林木之消長情形？銀合歡是否會再度入侵？是否可納入調查。	服務建議書 p.5 工作重要項目增加「分析銀合歡移除復育區在 6 年撫育停止後，評估銀合歡是否受到抑制。」及 p.49 之預期成果增加「並探討銀合歡移除復育造林撫育 6 年後，銀合歡之抑制效果，以提供 6 年後是否有需要再進行撫育之決策參考。」
四、本計畫之取樣對生態效益評估具有極大的影響，建議在訂定樣區、設計取樣之前，事先進行小規模預先測試 (Pilot preliminary test) 以獲得取樣的效度及信度。	服務建議書 p.9 修改為「監測樣區大小的設置，係依據過去本計畫團隊在恆春半島對於銀合歡入侵研究及現場勘查，為考量調查資料之可信度，第一年調查結束後，將進行調查資料之信度分析，以利第二、三年進行樣區設置時參考，第一年之樣區大小設為 0.05 ha。」
五、監測樣區數量之更正與確定。	第一年計畫復育監測樣區，共設置 18 個樣區，每個樣區分為 4 個小樣區(0.0125 ha)，共 72 個樣區；對照區為 4 個，每個分為 9 個 0.01 ha 樣區，共 36 個樣區，樣區重複數高，以確

	保調查資料具有統計上的意義。計畫第 2 年與第 3 年分別設置 8 個復育樣區，與 2 個對照區。修正如 p.10 之(3) 監測樣區數量之描述及表 1。
六、增列枋山鄉銀合歡移除復育之監測樣區。	服務建議書 p.10「增加枋山鄉銀合歡移除復育之監測樣區」。
七、在碳蓄積與碳吸存量推估部分所提到之復育造林樹種內有外來樹種，在監測設計時，建議針對有無外來種進行各別的效益評估。	服務建議書 p.44 修改為「計算調查樣區的林分性態植，並分別計算樣區內造林木及保留木之蓄積量，再進一步推算碳蓄積」
八、近年來因氣候變遷發生乾旱，請將乾旱災害列入劇烈天氣變化範圍並增加 1 次調查。	服務建議書 P.17 修改為「如遇到劇烈天氣變化，如颱風、旱災、火災等災害，將視對樣區影響程度於災害過後增加 1 次調查。」
九、本計畫調查哺乳類係使用自動相機，請說明其偵測之敏感性有無限制？	服務建議書 P.21 修改「使用高感度自動錄音裝置 (Sony PCM-M10)進行長時間錄音，音檔以人工監聽和聲紋頻譜圖掃視辨識物種，用於補充陷阱誘捕可能遺漏的物種。」不採用自動照相機進行小型哺乳類調查。
十、以無人載具進行 5 m 以下之 DSM 製作，製作範圍多大？DSM 測繪精度如何檢核？目前公部門已可直接向國土測繪中心申請全島 5 m DTM 資料，建議可多了解。	服務建議書 P.29 修改為「本計畫為建立監測樣區樹高之準確性資料及微地形變化，以無人航空載具 (Unmanned Aerial Vehicle, UAV) Aiboti X6(圖 24)，進行樣區及樣區周邊區域航空攝影，並利用 Pix4Dmapper 航空影像處理

	軟體，以航空照片對，建立解析度 5 m 以下之高精度之數值地表模型 (Digital Surface Model, DSM)。
十一、調查後之植物(含木本及地被)及動物名錄應依規定格式進行建檔。	服務建議書 P.33 修改為「本計畫將參考國土資訊系統(National Geographic Information System, NGIS)生態資源資料庫之標準格式，以 GIS 軟體建置造林木的立木位置及量測之屬性欄位，建立造林木生長及其生長環境資料庫。而物種調查資料，將以 TaiBNET 資料庫之學名資料做為比對校正之參考，並依據 NGIS 生態資源資料庫之標準格式建立物種名錄並進行物種統計及生物多樣性分析。」
十二、銀合歡的多元利用，於調查時如發現有可操作的方式請納入報告中。	服務建議書 P42 修改「計畫並將蒐整銀合歡的多元利用相關資料，並於第三年納入報告中。」
十三、本計畫所推估的碳吸存量，與所設計之樣區調查分析資料，進行科學性的比對分析。	服務建議書 P44 修改「以計算樣區的碳吸存量，並且比較不同的復育造林作業及生育環境進行碳吸存量的比對分析。」
十四、教育訓練將配合調查工作進行辦理現場實習。	服務建議書 P48 修改「為配合現場調查，至少安排一次實地訓練。」
十五、合約內所採買之影像應於結案後應提供予本處，請列入計畫書中。	服務建議書 P48 修改「合約內採買之影像應於結案後應提供予屏東林區管理處。」

附件七、第二次期中報告修改對照表

程委員建中 1. 本計畫目標在於進行林班地銀合歡移除復育後，其生態效益之評估。建請在進行生產者碳吸存，消費者能量轉移之資料必須完整蒐集，以供評估。 2. 支持有關生物多樣性指數計算的期末選擇。但於期中，可預設推估種類總數及個體數，進行可能的預算估計。 3. 在生態效益評估及生物多樣性結果呈現上，一定可以定性的表達。更期待研究團隊可以定量的模式系統(Qnantitative Model System)比較其十年來的生態演替(Ecological Snccession)現象。	1. 本計畫區域將於今年度所有樣區調查資料收集完成後，將二年間所調查資料進行整理。並依委員意見，針對生產者碳吸存、消費者能量轉移等進行完整性生態效益評估。其結果於第三年度呈現。 2. 依委員意見，將目前 4 個對照區及 26 個復育樣區內動植物調查資料，按物種出現頻度、密度、重要值等進行分析，並在第三次期中報告時呈現。 3. 某一地區生態系統的演替，需要長時間的推移。本計畫於第三年工作計畫中將進行數據分析，並提出定性模式。依銀合歡不同入侵程度，以人為干擾移除之效果與自然演替之差異，判斷在何種程度之入侵，可無需人為介入移除，將有限的行政資源，重點式投入復育工作，以期最大效能。
周委員天穎 1. 此計畫為期三年，第一年的成果與第二年有無銜接性？建議在報告內容補充三年的	1. 本計畫為為探討過去 10 年來恆春半島銀合歡之消長及銀合歡移除後之造林成效。因

計畫流程，方便了解計畫全貌及目前期中成果的關聯性。 2. P8-20 的文獻探討內容，國外文獻的年代都在 10 年以前，建議補充較新科技資訊；另附件三有部分國內的參考文獻但部分沒有和文獻探討的內容結合，建議調整。 3. 報告中的立木位置圖，請考慮與航照或是 UAV 空拍影像參考底圖相互套疊，較能清楚了解立木的實際空間位置。 4. P99 中說明利用 UAV 空拍影像獲得不同時期之數值高程差，計算土壤沖蝕速率，建議補充說明計算方法及過程；或是僅以兩張高程差評估沖蝕量級距？請補充說明。	此將計畫分為三年進行相關資料收集及分析。在計畫執行上第一、二年工作主要為樣區的設置及調查，預計第三次期中報告呈現第一、二年調查、分析結果。並將三年的計畫流程進行詳細流程規劃。 2. 依委員意見，將計畫 P8-20 文獻探討部分更新近 3 年內之國內外文獻，並修正參考文獻前後的一致性。 3. 目前樣區仍在持續進行 UAV 空拍影像拍攝。影像拍攝完成後，會將樣區內立木位置，利用地理資訊系統進行套疊，並將套疊結果呈現。 4. 期中報告 P99 中所分析土壤沖蝕量為兩時期數值高程進行高程差異來計算沖蝕量級距。
柯委員登耀 1. 植物資源調查成果中顯示許多恆春半島原生樹種或海岸樹種枯死率比較高，建議研究團隊調查原因，以利本處往後在當地造林樹種的選擇。 2. 本次莫蘭蒂颱風防風籬全面	1. 透過目前調查結果中，確實有部分樹種苗木枯死率有偏高之現象，推估可能為造林時季節差異所致，或許有其它因由可再探討，如強風或排它作用。未來調查會針對枯死小苗記錄枯死情況並做未來枯死成因之分析及探

傾倒是否影響苗木存活率，影響程度多大，建議能於颱風後再至現場調查相關資料。	討。 2. 防風籬設施為全面整地造林為必要之措施，防風籬全面傾倒是否影響苗木存活率為未來海岸復育樣區調查的重點。
林委員弘基 1. P4 第三項移除一年後、二年後，建議改用年分呈現。 2. P9 樣區設置之語詞建議修正，另表 2(17 個)樣區數不一致、P16 表一?，請釐清後修正。 3. 未來工作項目，建議增加動物樣區於伐除前後之比較。 4. 林地沖蝕是大雨颱風才有變化，與其它地區之比較差異再補充說明。	1. 期中報告書 P4 內容依委員意見改用年呈現。 2. 期中報告書 P9、P16、表 1、2 內容用詞依委員意見將予修正。 3. 依委員意見，第三年資料分析時，將增加動物樣區於伐除前後之比較資料。 4. 本計畫就林地沖蝕部分主要以氣候劇變前後之影像為主，目前仍在蒐集資料。
張委員智強 1. 樹種名稱應一致，如月橘有的寫月橘(P34)，枯里珍、枯里珍，另該兩種樹種林木苗木為何列為地被植物，請說明?銀合歡林下地被生長情形如何? 2. 表 5、7 木本植物樣區統計資料為銀合歡全部移除復育樣區，可見銀合歡已呈現弱勢，但表 7 銀合歡 2 株平均胸徑	1. 期中報告書樹種名稱將予修正及統一。此外，在地被調查時會將地被調查物種進行全面調查及記錄。因此，月橘及枯里珍天然下種之小苗，在未生長之成木前仍屬地被植物範疇內。 2. 表 7 內所呈現 2 株銀合歡為樣區內殘留之銀合歡，已建議相關單位進行移除，以利

達 37.65cm，顯有不一致？表 6、表 8 可見林下銀合歡生長現象較多，是萌蘖或發芽造成，請述明，以利後續管理作業。 3. P99 利用 UAV 拍攝之般空影像進行土壤沖蝕監測及計算，P102 以小芙山樣區沖蝕面積範圍與沖蝕土方量都海口樣區大，但整體沖蝕嚴重度卻是海口樣區較為嚴重？另高強風及雨量會影響造林區土壤沖蝕，請說明原因。 4. 土壤沖蝕監測結果與土壤化學分析有無相對應關係，請補充說明。 5. 近來因颱風影響銀合歡嚴重落葉枯黃，有助於以衛星影像確認銀合歡於恆春半島分布情形，另防風籬(網)拆除後，不同狀況之影響，可藉以瞭解抗風性強之樹種。 6. 新植不同工法比較外，人為撫育對於物種之增減比較，建議納入。	後續相關分析。在林下銀合歡生長現象主要為發芽造成銀合歡小苗。已建議相關單位進行後續樣區內進行復育(定期除草)。 3. 關係沖蝕量將改以單位面積表示，並加強調查結果之文字說明。 4. 本計畫不同樣區土壤化學成分分析為兩期，目前預定於 10 月進行第二期土壤採樣及進行分析，並將綜合 2 次之土壤化學分析調查成果進行相關性分析。 5. 已著手進行颱風前後影像之蒐集，比對後應可判別銀合歡於恆春半島之分布情形。 6. 依委員意見，配合不同樣區動物調查資料，人為撫育對於物種之增減比較。
許委員碧如 1. 恆春半島之近 30-40 年之植群變化很大，早期為相思樹，現被銀合歡入侵，原相思樹林	1. 相思樹與銀合歡相互間的生長競爭在 30-40 年間確實在不同生育環境中產生不同的

消失，故執行本計畫，故請就影像變化納入。 2. 樣區資料僅坐標，請加入海拔高、林班(地點)、地形樣態及保安林等資料。 3. 除本處復育造林，尚請加入近20年內租地造林或公私有林之銀合歡移除復育之變化分析。 4. 銀合歡為優勢木，造林整地之作業方式是否會影響復育成效可否分析。 5. 計畫書內之表、圖號有誤請修正(如 P20)。 6. 苗木成活率而言，目前以何種最好？建議栽植之樹種？	入侵狀態，本計畫會將期間所造成的相互影響納入討論。 2. 依委員意見各樣區將加入海拔高、林班(地點)、地形樣態及保安林等資料。 3. 依委員意見將加入近20年內租地造林或公私有林之銀合歡移除復育之變化分析。 4. 不同造林整地作業方式確實會影響復育成效，其影響情形將列入討論。 5. 依委員意見修正。 6. 依目前調查時，現場調查情況下，苗木生長以欖仁生長最佳，而貴處所擇樹種大都適合，僅木麻黃枯死率較高，建議可增加栽植白水木、草海桐等下層樹種可增加物種多樣性。
潮州工作站劉主任大維 1. 土壤之化學分析，ex:酸鹼、礦物質分析是否因銀合歡移除而有不同，又是否在某一臨界值成為銀合歡生長的限制因子。 2. 移除後銀合歡有無再入侵情形？	1. 土壤中之化學成份與林木生長有必然關係，因此配合第二次土壤化學成份調查資料，即可進行相關性分析。 2. 按目前調查資料顯示，已造林成功之林地，銀合歡如有入侵屬弱勢且細小，鮮少成為優勢種。 3.

恆春站卓惠崇 1. 樣區因颱風過境，樣區及林木的掛牌遺失，尤其成林後之林木損壞嚴重。 2. 颱風造成的孔洞，如屬前二年造林地有補植作業，但達6年生以上無補植，會不會造成銀合歡快速入侵？ 3. 造林樹種大葉山欖、苦楝、木麻黃於銀合歡入侵地造林是否適當？	1. 樣區內每一株苗木皆有坐標定位，因此，會在後續樣區複查中對於樣區內遺失樣牌進行補掛動作。 2. 針對6年生以上造林地，如有發現林分內有倒木而形成空隙，將會持續監測其恢復狀況；如因風災干擾形成之孔隙面積過大者，建議進場補植。 3. 本調查計畫木麻黃枯死率偏高尚不至3成，故應屬合宜。
作業課彭技正采宸 1. 簡報文字上仍有出現「海岸皆伐造林」請修正為「海岸全面整地造林」。 2. P96 伐除年度前後，植生量有變化，其數字意義為何，惠請補充說明（如數值大代表為何）。 3. 為瞭解潮州事業區第36-37林班租地移除銀合歡參加獎勵造林之銀合歡後期撫育狀況，擇2處設樣點之進度如何？ 4. 造林整地作業是否為造成海色變色之原因，請於12月完	1. 簡報文字中「海岸皆伐造林」已修正為「海岸全面整地造林」。 2. 增加植生量變化之文字說明。內容為「常態化差異植生指標 (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) 是一種波譜直線式組合，該指數具有規整效果，可減低地區間及季節間因光能量不同所造成之波譜反射差異，為植物生長狀態及植被空間分布密度的最佳指標並適用於監測植生之變化。當

成衛星影像資料之比對，並請配合年度會議前往說明本研究計畫之調查成果。	指數越高代表該地區綠色生物量增加。 3. 本計畫目前工作規劃已排定於2016年8月份前至潮州事業區第36-37林班踏勘，惟因近來多個颱風侵台無法前往設置，俟天候許可將擇2處設置樣區。 4. 將配合年度會議前往說明本研究計畫之調查成果。
---	--

附件八、第三次期中報告修改對照表

程委員建中 1. 本計畫主要執行工作有 (1) 分析銀合歡移除復育區在 6 年撫育停止後，評估銀合歡是否有受到抑制？ (2) 計算不同區塊生物多樣性及碳吸存量，並評估移存銀合歡復育林之生態效益 (3) 設置樣區監測銀合歡移除前後之生物相、環境調查及植物相變化。 (4) 建立衛星影像辨識銀合歡分析系統。 目前已經有累積十年相關資料，期待在下一期工作階段，依研究計畫程度可以有具體的推估預測結果。 2. 本計畫第三章第二節動物資源調查結果發現，有珍貴稀有保育類動物 9 種。但此與表 3-8，珍貴稀有動物 11 種不符，尚請更正。 3. 本計畫第三章第二節動物資源調查結果指出，一、哺乳類之監測期間 5、8 和 9 月分正逢潮濕雨季，致使捕獲率明顯偏率。請教是否有改善方案。	1. 本計畫目前已按進度完成前兩年之調查工作及資料整理，待第三年調查結理後，將開始進行資料匯整並依計畫目標將結果於第三年度呈現。 2. 已修正為 11 種。P59 頁。 3. 陷阱於雨季時節致使捕獲率明顯偏率偏低，主要是因為 5、8 和 9 月調查期間正逢昆蟲發生時節，佈籠後餌料往往很快地吸引螞蟻搬食，大幅降低捕獲率；其次，一些濱海造林樣區在溫暖潮濕的季節，入夜後林下陸生寄居蟹或螃蟹活動頻繁，入籠取食餌料而觸發陷阱，導致陷阱捕獲許多非目標物種。改善方案可嘗試架設自動相機進行監測，由於監測區域內的哺乳動物組成以中小型食肉、食蟲和齧齒目為主，配合數位自動照相機感應器設計，拍攝獸徑動物的數位相機應降低高度（約 30cm 以下）架設，以 10~20 度略微朝下，水平感應穿越獸徑之動物；自動相機雖不受氣候
---	---

	影響可長時間進行哺乳動物監測，然比起陷阱捕捉需要較高的成本(整體價格約台幣 10,000-20,000 元);須考量還包括本計畫樣區多為人員出入較為頻繁的區域，遭破壞或失竊的風險也相對較高;此外，本計畫監測樣區型態中有需多無樹冠覆蓋或樹冠覆蓋度偏低的環境，由熱感應觸發的自動照相機，會因日照產生過大的溫差導致空拍。
周委員天穎 1. 本計畫使用 UAV 進行 DSM 製作，可以做為地形相關資料參考，但後續可以將精度計畫加入，提升本案計畫成果品質。 2. Landsat 的波段計算 NDVI 的變化，亦應再加入影像的準確度評估，以提供主辦單位參考。	1. 本計畫透過 UAV 進行樣區之攝影測量工作，並結合 RTK 進行地面控制點設置，進行自動匹配影像，依其內可靠度進行偵錯，重新量測連結點，並重複計算至收斂為止並把誤差控制在 5cm 內。精度報告以附錄補充。 2. Landsat 的波段計算 NDVI 的變化於地面點檢視，並進行準確性評估，結果如表 3-17 2004、2009、2015 年銀合歡分類誤差矩陣表所示，執行方式將補充於報告內。P73 頁。

劉委員和義 1. 撫育造林區域有定期除草工作，銀合歡幼苗亦在移除之列。長程而言，當造林形成森林後，銀合歡幼苗之表現如何？宜較詳細說明之 2. 颱風強度差異是否會對不同樹種有造成不同程度上的影響？去年颱風強度雖強，但發生機率極低，是否需要針對不同強度之颱風對於不同樹種之影響加以分析，以便爾後之經營管理工作之依據。 3. 颱風對於銀合歡林分（對照區及造林區域）所造成的損害及空隙是否有所不同？	1. 計畫中復育成林（撫育造林）樣區主要為 91 年造林。於新植造林 6 年後，林管理處即不再進場刈草，該區銀合歡僅有孔隙入侵，且枝條纖細，故銀合歡復育成林地入侵銀合歡成功機率低，目前以照片呈現，未來如有調查計畫可以生長勢紀錄。 2. 颱風所帶來強勢風力確實對新植造林地產生嚴重影響，除致使防風離倒塌之外、也會使苗木產生風折情況，進而導至苗木枯死率提高，而造林年分較久樣區，由於林木已生長成林，因此林分受影響相對較低。 3. 銀合歡對照區內銀合歡甚多，其對颱風之耐受性高，颱風過後落葉，不久即可恢復植生且不易風倒，所以成為入侵優勢種，但造林地之林木耐受性差，於風災後易形成孔隙致銀合歡入侵。
柯委員登耀 1. 鳥類調查 P54 有說明燕鵲等候鳥僅遷移飛越在監測區域內無實際棲地利用的狀況，但 P55 圖 3-9 樣區內鳥類有	1. 依委員意見修正 P55 圖 3-9 燕鵲之照片，改換成黑枕藍鶯之照片。

燕鴿照片，建議改換為其它於樣區有棲息的鳥類。 2. P74 最後一段文字敘述：以下列將建議未來銀合歡防治之策略及造林建議策略，後續無再有敘述，是否為誤植，請再補充或更正。	2. 已將內文敘述修正，銀合歡防治之策略及造林建議策略於期末報告時已章節呈現。
林委員弘基 1. 圖、表目錄之排列頁數有錯誤，請用大綱模式重行排列。 2. 各章節之建議可提供為本處參考，惟建議獨立章節，以利閱讀。 3. 報告內錯誤如下，請再檢視修正： (1) P41 表 3-1 不同造林地復育現況，建議改為不同移除方式為佳；海岸型/海岸區之名詞請統一；表標題簡報標題較佳建議修正；銀合歡與木本植物之比較方式，其所佔比率？請再詳細說明。 (2) P44 海岸型/山區型之造林，其枯死率因影響因子不同，造成枯死率之差異，請再評估後討論；如海岸型易受鹽害、颱風等因子所致苗木枯死。另不同造林類型（海岸型/山區型）之苗木枯死加	1. 期中報告中，圖、表目錄之排列依委員建議利用大綱模式排列，修正後並進行圖表目錄及頁碼在確認。 2. 按委員建議於將計畫建議事項章節於本計畫調查及資料分析工作完成後於期末報告中呈現。 3. 依委員指正內容重行檢視後修正。 (1) 已將復育區名詞統一。此外在對照區及復育樣區之銀合歡比率，主要是針對銀合歡佔樣區內之株數，已在表 3-1 註明。 (2) 表 3-3 為調查至今各復育樣區苗木枯死率統計，主要想了解到目前為止新植之造林苗木生存情況，有關枯死原因會在更進一步討論。

總是否有意義，應再探討。 (3) P46 草桐栽植於山區枯死，建議林管處再檢示栽植為海岸區。 (4) P50 苗木健狀指數與銀合歡之競爭是否有關？請說明。 (5) P51 銀合歡小苗以覆蓋度或苗木數量？請說明。 (6) P53 動物資源調查，建議與對照區之比較，是否有增加動物種類並予討論。 (7) 圖 3-9、3-10、3-12 內其動物字樣請刪除。 (8) 圖 3-13，不同復育地一年內之復育造林狀況，惟依圖示應非僅造林一年，請再檢視。 (9) 表 3-13 小尖山銀合歡海口造林地，之表述易造成誤解建議修正。 (10) P69 表 3-15，依沖蝕土方量，與面積換算則約沖刷約有 2 尺深度，請再檢視是否有誤？ (11) 表 3-16 與 3-15 重覆，建議刪除。 (12) P73 圖可表示銀合歡被颱風吹襲之樣態，惟是否可以改以同一地點之照片為佳。	(3) 該樣區已歸類為海岸之復育樣區。 (4) P50 所指之苗木健狀指數與係指苗木之生長勢，與苗木競爭無關。 (5) 主要是針對地被上銀合歡佔地被覆蓋度之比率，已將 P51 表 3-17 標題更改為不同地區及造林作業方式之地被銀合歡覆蓋度(%)。 (6) 按委員建議於本期動物資源調查完畢業，統一進行分析及討論。 (7) 已將圖 3-9、3-10、3-12 內其動物字樣請刪除。 (8) 已重新檢視圖 3-13 並更換。 (9) 已將表 3-13 修正為小尖山及海口復育造林樣區 UAV 影像參數值。 (10) 沖蝕面積之土方量，係為沖蝕及堆積量之總合量，並非流出林地外之土方，應有大部分留置林地，沖蝕量與堆積量應相減，才是流失之土方，將重行檢核修正。 (11) 依委員指正內容進行修正。 (12) 已找尋合適之照片。
---	--

(13) 表 3-18 改為 3-17，面積不一致請檢示。 (14) P78 表 3-19 屏東不同時期造林地銀合歡，係為表示屏東造林地或為潮州事業區之造林地，請詳述清楚。 4. 關於陰陽海並非造林沖蝕所產生，應是豪大雨過後將河川上游崩塌之土方運至河川出海口所致。	(13) 依委員指正內容進行修正。 (14) 依委員指正內容將表內容增加事業區一欄，以利閱讀。 4. 關於陰陽海如枋山溪出海口出現之陰陽海，應早期就存在了，將會找出早期影像資料佐以說明。
張委員智強 1. P37 結論與討論，各研究分區名及定義與目前執行現況不同，請再確認後調整，如海岸除伐造林樣區(夏都對面的造林地)；山區海岸林/（小尖山）。請將編設防風網之造林地分類為海岸造林區，請參考本處銀合歡移除復育計畫並請會後與本處造林承辦討論後詳實分區。 2. P40 年分 2016 改為 2015 年；虎頭山區尚未施作；屏東林管處 32 林班，應改為恆春事業區第 32 林班。報告中林班、事業區表述有誤者，請一併檢示更正。 3. P44 於討論防風網設置之必要，述及海岸型之造林地明顯受風害、鹽害為害乙節，苗木枯死受風害是確認的，	1. 研究分區名及定義與部分已與相關單位討論並統一各樣區分區類型。並在表 2- 3 監測樣區設置之基本資料新增樣區樣態。 2. 與相關單位確認後，更改為為 2015 年保力山訓場及改為恆春事業區第 32 林班並統一林班及事業區表述。 3. 苗木枯死是否受鹽害所致，應只局限於特定季節，將再細分說明。 4. 由目前結果得知，受強烈之雨勢下，無論是何種地型都會受到土壤沖蝕之影響，待本期第三次 UAV 拍攝並分析後，將結果於期末報告時呈現。

而於調查時林木是否受鹽害枯死其表徵應可判斷，故請再釐清。 4. P69 海口與小尖山造林地土方沖蝕，整體上，海口樣區沖蝕量較大，是否為浪潮沖蝕？海岸線長久來持續退縮，於造林後海岸線的退縮是否減緩，如海口 91 年造林後，其海岸是否退縮？是否可將保安林之防潮功效一併納入討論，以提供本處檢討保安林功能之參據。 5. P73 關於銀合歡變遷，於 2009 下降，2015 年又上升；銀合歡入侵面積上昇原因請討論。 6. P78 潮州事業銀合歡面積為 374.18 公頃，地點應確認，位於那些林班？其是否為造林地？亦或為租地造林地請釐清。因潮州事業區有很多的放租地，承租人對銀合歡之為害大都無積極防治作為。 7. P79 表 30 屬於恆春或潮州事業區之林班請釐清。 8. P70、71 重覆；P75 中間分析結果 2015 年銀合歡分布面積有誤，應為 5211 公頃。	5. 由結果呈現，多數林班地內的銀合歡有減少的情形，僅少部分林班內銀合歡有增加之現象。目前可能情況為部份造林地受到自然或人為干擾後而產生空隙現象進而使銀合歡仍有機會入侵。 6. P78 應改為潮州及恆春事業區內銀合歡面積和計面積。本計畫會依分析出具有銀合歡之林班地進行現地調查，以探討銀合歡是否有無入侵造林地，其原因為何。 7. 按委員指示將 P79 表 30 增加一欄位說明屬於恆春或潮州事業區之林班。 8. 已將重覆已於刪除並更正。
--	--

許委員碧如 1. P41 銀合歡混生比率 94%之定義，其計算方式為何？請重行檢視。 2. 教育訓練期程訂於 4 月是否可行，請與主辦單位討論。	1. 銀合歡混生比率為銀合歡株數佔樣區內木本植物總株數中之比例。已在表 3-1、表 3-2 內備註說明。 2. 已與主辦單位討論，目前教育訓練期程訂於 5 月 30 於屏東林管處恆春工作站進行教育訓練。
作業課朱技士育儀 1. 造林樹種並無楊梅，請再檢視後修正。	1. 由於小苗調查時是以小苗有無綁支撐竹竿來做為是否為栽植小苗之判別。已跟作業課人員確定該苗木應為天然更新之小苗。已將楊梅樹種資料去除。
作業課彭技正采宸 1. 關於各調查樣區之分區除表示外，建請套繪圖面用顏色或區塊表示以利閱讀。 2. 關於小尖山土方沖蝕量之影像分析，非本計畫主要執行項目，請卓予調整內文比重。	1. 按委員建議將利用不同顏色表示各樣區位置，以利閱讀。 2. 小尖山土方沖蝕量之影像分析部份待第二次土方沖蝕量分析後另於章節進行討論並調整。

附件九、期末報告修改對照表

劉委員和義 1. 報告書中圖文之小錯誤或格式不統一處，請改正。 2. 造林成果明顯有抑制銀合歡效果，但未提一般性銀合歡入侵及再入侵可能，如何防止及注意，可以在建議中提出。 3. 在效益方面，如果可以扣除操作成本，更能夠知道整體之益處。	1. 報告書中圖文格式依委員意見修正。P9，第2行、P10，第12行、P12，5-8行、P17，1-3行；碳貯存統一為碳儲存；圖1-3增加縱座標說明。 2. 關於造林是否再入侵？原來入侵機制如何？銀合歡入侵係早期為栽植瓊麻而將原先林相移除並開墾成為瓊麻田，隨時代演變瓊麻不再被利用，再瓊麻田廢耕情況下而造成銀合歡入侵。因此，銀合歡為害情形較嚴重地方主要集中在公路兩側及廢耕地，林相覆蓋良好的國有林班地相對入侵機率低。另因銀合歡屬陽性樹種，林地光量不足銀合歡生長不佳，造林地如有再入侵情況大部分係因自然干擾如風災或人為干擾如火災形成孔隙，而造成銀合歡再度入侵，對於如何防止再入侵及應注意事項將於報告書內建議章節中加以補充。P135-139。 3. 有關扣除成本之淨生態效益，將請林管處提供造林撫育成本後納入分析討論。P131-132。
--	--

程委員建中 1. 如何降低銀合歡種子庫在造林區土壤中的萌發率，建議有何作方法？ 2. 針對生物多樣性指數 P88 圖 3-15 建議加上年度性資料比較。 3. 生態系服務評估以碳吸存功能（61.6%）最重要，次要為 Biodiversity（26.3%），是無庸置疑的。但整體性成本效益如何？此二項目亦呈現相依性正相關，在進一步分析上要特別注意其統計陷阱。 4. 本研究成果可作為淺山生態系統經營管理的範例。	1. 如何降低銀合歡種子庫在造林區土壤中的萌發率，本研究建議必須選擇於銀合歡種子尚未成熟前移除，並盡量將殘枝移除於林外，減低種子留存於林地；土壤擾動後所產生之銀合歡種子庫萌芽，建議增加刈草次數，削弱銀合歡的生長勢，並藉由栽植木的密植與林冠的遮蔽，以抑制銀合歡生長，相關建議將列入文中加以描述。P135-139。。 2. 生物多樣性指數依委員建議，分年度計算(表 3-13、圖 3-15)，並再針對結果進行探討。P89-91。 3. 依委員意見加入成本分析，並注意兩個相依變數統計上可能出現的問題。P131-132。 4. 恆春半島的特有林相僅存香蕉灣原生熱帶海岸林保護區，如何藉由銀合歡移除復舊造林，恢復恆春半島之原生林相及生態系，利用淺山廊道的建置，確實為恢復淺山生態系統之重要策略，本研究成果可供為未來 10 年有關銀合歡移除造林作業之重要參考。P138-139。
張委員智強 1. 樣區基本未見枋山區造林區	1. 枋山鄉之對照樣區將列入本報

之對照區，惠請補充。 2. 格式有錯誤部分請更正，如 P66 重複字、P103、P67···8 樹蘭等。 3. P69 颱風造成..恆春半島受東北季風及落山風影響更甚，請予檢視修正。 4. 因銀合歡的4-7月為種子的成熟期，故草帶的移除的時間點請提供建議。 5. 關於海口段海岸線有無退縮，於造林後有何影響，尚請調歷年影像分析說明，俾供的保安林經營管理。 6. P127 速生樹種，可否名列樹種名稱，尤其為原生樹種。 7. P85 第6點銀合歡入侵造林地原因請再探討。 8. 生態系服務價值經濟價值評估指標，請以淺白易懂的模式或文字呈現，俾對外說明。 9. 是否能就 P60 三種不同作業方式，探討其生態系效益。	告中。P27。 2. 格式依委員意見修正，並將樹蘭更正為紅柴。 3. 依委員意見修正內文，P70。 此外，未來海岸區造林是否設置防風籬建議依地勢、地形狀況評估其設置之必要性。 4. 草帶移除的時間期程將配合林管處作業方式，列入建議中描述。P136-138。 5. 海岸線是否有消退現象，本研究將利用歷年來的衛星影像進行比對，比對結果將列入報告中。P107-111。 6. 於報告中將提出適合於恆春地區造林之原生樹種之建議，並提供張焜標教授彙編之海岸林樹種培育手冊，供為育苗之參考。P135、138。 7. 銀合歡入侵造林地原因，主要為造林地受到外來因子干擾而造成林相內孔隙增加，再此情況下，易使銀合歡有再入侵之機會。因此，建議現已成林但林相較單一，如以欖仁為主要造林木者，未來可於孔隙中增加耐陰性原生樹種進行林下栽植以增加物種的多樣性。P74-76。 8. 生態系服務價值經濟價值評估指標如何以淺白易懂的方式呈
--	--

	現，及是否以三種不同作業方式，探討其生態系效益，會列入修正內容。P130-131、P136-138。
柯委員登耀 1. P15 第二段提及利用人工根除或遷移皆有可能，對本土物種和生態產生衝擊且施行結果常成效不佳，費時費力，無法真正有效的防治外來植物入侵擴散繁衍，因與本研究結果有較大差異，建議在本段加註，本研究結果避免誤解。 2. P127 二建議中有提及海岸區相較於山區樣區更貧瘠，且銀合歡也會改變土壤各化學性質來抑制其它物種生長，所以為提高復育造林的成功機率，如給予適當施肥是否有利生長，如果可行則建議於補充報告書。	1. 依委員意見於內文中進行修改。P15，16-27 行。 2. 造林地目前之林木生長狀況尚佳，故仍建議利用適地適木方式慎選造林樹種及造林季節，並適度撫育以節省造林成本為前提下達成生態復育目標。P136-138。
林委員弘基 1. 感謝屏科大團隊銀合歡移除復育研究的努力，已有具體成果。 2. P83 圖 3-11C.黑枕藍鶇圖是否更換 3. P126 結論述(一)1988 及 2004 年銀合歡入侵，是否可找到航照圖，補充當時面積，才容易與 2016 年 5,535ha 比較。	1. 內文中有關誤植及文句措辭不佳部分將予更正。 2. 已將黑枕藍鶇圖更換為五色鳥。P84。 3. 有關歷年來之銀合歡入侵面積為求資料的一致性，皆以 Landsat 衛星影像進行分類比較，航照或高解析力影像僅供為選取訓練樣區及檢核樣區使用。

4. P127 結論(六)第 3 行每 ha 的效益能，每 ha 係指第幾年或總平均。 5. P128 建議(四)刈草除蔓撫育作業建議增加次數，請作業課參考。主辦人員可考量剛整地完或冬季較無雜草，不編刈草，或刈草時間可調整，雨季 2 次冬季前一次，不足時監工可隨時報告增加次數。 6. pII 第六章→第五章及 P130 修改。 7. 勘誤供參 關於目錄 pI 第三章第一節銀合歡移除造林區之造林成效及對……之建議修正內容如下： (1) pI 第三章第一節二、不同銀合歡移作業方式之造林成效分析建議改為銀合歡移除不同作業方式之造林成效分析。 (2) pII 第三章第二節一二三四五、銀合歡移除復育造林對哺乳類動物之影響→建議刪除動物二字。 (3) 建議如 2.3. 圖、表、內文，拗口、贅字、贅詞請再檢視。 (4) pII 第三章第三節一、土壤→土壤。 (5) pII 第三章第三節二、…移除	4. 本計畫生態效益，係以年為單位，為進行生態效益之成本效益分析。並配合屏東林區管理處造林成本進行 20 年為期的淨生態效益分析。P131-132。 5. 刈草次數，參考林管理作業方式併入造林作業建議。P137、138。 6. 已於內文中進行修改。P142 7. 目錄格式配合修正。 (1) 修正為銀合歡移除不同作業方式之造林成效分析。P61。 (2) 已刪除動物二字。P80-86。 (3) 內文，拗口、贅字、贅詞請已完成檢視。 (4) 土壤錯字已修正。P53。 (5) 修正為移除後造林初期。P93。 (6) 修正為調查陸域。P-19-。
---	---

後造林……→…移除後造林初期…。 (6) pIII 附件四……..監測調查路域……→調查陸域	
許委員碧如 1. 格式有誤或不清楚： 表文不一致；P121 式 32、式 33 表示不清楚，P127，6 種生態價值..，與 P123，7 種指標，不一致。 2. 結論一..恆春 28 年來，請於前後文銜接，以利閱讀。 3. 感謝老師完成本計畫，惠請提供以下資料，俾未來執行計畫之參考： (1) 於不同林地樣態如山區、海岸，之優先移除復育地點，造林方式，作為實務上之參考。 (2) 於樣區調查發現生長良好之樹種，可建議納入造林樹種。 (3) 執行方式建議，已增加刈草次數，是否可就整個造林流程提供完整的建議。 (4) 分布圖及其各機關為害面積，亦請一併列出參考。 4. 依銀合歡為害情形，提出防治為害先後順序。 5. 墾丁國家公園之農業注射之	1. 內容格式有誤或描述不清之處會依委員意見加以修正。 式 32、33 之公式進行內文修正，P51。P127，更正並統一為 7 種生態價值。 2. 依委員意見，更正說明以利閱讀。P134。 3. 依將優先移除復育地點，造林方式、造林樹種、撫育作育等相關建議，已於結論與建議一章中提出。P135-139。此外，本團隊已協助屏東林區管理處進行銀合歡分布圖及其各機關為害面積分析。 4. 銀合歡為害情形，及防治為害先後順序已於已於結論與建議一章中提出。P136-139。 5. 利用藥劑注射方式移除銀合歡，雖然可造成銀合歡枯死，但藥劑會造成環境 2 次為害，且不適合大面積銀合歡移除作業。P136。 6. 克蘭樹為陽性落葉樹種，對銀合歡抑制效果應不大，本研究團隊曾針對常綠型之相思樹與銀合歡演替之競合關係進行研究，經幾年觀察其演替非常緩慢，故仍

效果可否著墨。 6. 10月下旬林務局邀請專家學者至恆春半島現勘，發現克蘭樹出現密度高、發現空粒，故有少部份學者認為可透過演替更新讓銀合歡逐漸消失，但有可能嗎？是否請老師就此部分著墨。	建議以原生種造林復舊，以加速更新演替。此外，銀合歡種子雖空粒多但其結果實量大，且萌芽率高，且具有含羞草素對地被植物具有排他作用，具有生態入侵環境的威脅，有關銀合歡移除造林之必要性，會進一步加以著墨。P136-139。
--	---

附件十、樣區調查表

銀合歡移除復育造林樣區木本群調查表

樣區號碼：

[illegible]

銀合歡移除復育造林苗木調查表

樣區號碼：

調查作業別：		林班：		土地名：					
調查日期：		地號：		面積：					
樣區號碼：		調查人員：							
苗木編號	樹種	苗高	地徑	存活清況	苗木編號	樹種	苗高	地徑	存活清況

銀合歡移除復育造林樣區地被植群調查表

樣區號碼：

調查作業別：	林班：	土地名：
調查日期：	地號：	樣區大小面積：
樣區大小：	調查人員：	

樣區編號	植物名稱	覆蓋度	樣區編號	植物名稱	覆蓋度	樣區編號	植物名稱	覆蓋度	樣區編號

樣區地被概況說明：

附件十一、銀合歡教育訓練

銀合歡教育訓練主要包含室內課程 4 小時與室外課程 4 小時，於 2017 年 6 月 6 日屏東林管處恆春工作站會議室及銀合歡移除復造林地(2016 年海岸-全面整地造林地，海口段 589、596 號)舉行，參與人員包含屏東林管處及各工作站共 26 人參加。室內課程之授課內容包含了 UAV 運用於生態效益評估現況探討、UAV 機型介紹及基本操作課程及 UAV 航測影像處理軟體等。在室外課程部份，主要以 UAV 實際飛行及影像拍攝實務訓練及 UAV 影像處理及實際運用為主。



附件圖 1.銀合歡教育訓練及 UAV 實際演練情況

附件表 1 銀合歡教育訓練課程表

時間	授課老師	主題	課程內容
9:00-10:00	陳朝圳教授	UAV運用於生態效益評估現況探討。	1. UAV技術目前現況及應用潛力。 2. 應用UAV生態效益評估可行性探討。
10:00-11:00	冠昇生態有限公司執行長 魏浚紘 博士	UAV機型介紹及基本操作。	1. 不同UAV機型及元件介紹。 2. UAV拍攝時各參數及拍攝航線規劃。 3. UAV實際拍攝設定。
11:00-12:00		UAV航測影像處理軟體	1. UAV影像後續處理軟體Pix4d介面講解。 2. Pix4d影像接合實務操作。 3. 正射影像拼接及數值地形產出。
12:00-13:00	午餐		
13:00-15:30	冠昇生態有限公司執行長 魏浚紘 博士	UAV實際飛行及影像拍攝實務訓練	至恆春工作站銀合歡移除撫育造林地進行現場UAV操作。
15:30-17:00	陳朝圳教授	UAV影像處理及實際運用	透過撫育造林地實地拍攝影像處理後，進行銀合歡分布判別。

「銀合歡移除復育之生態效益評估」

委託研究計畫教育訓練簽到單

一、課程內容：以 UAV 空拍技術進行銀合歡移除生態效益評估訓練

二、地點：恆春工作站二樓會議室；恆春鎮、車城鄉

三、時間：106 年 6 月 6 日(星期二)上午 9 時至下午 17 時

單位	職稱	姓名	身分證字號	膳食	上午	下午
六龜站	技佐 ✓	陳盈綾	E223983027	葷	陳盈綾	陳盈綾
六龜站	約僱護管員 ✓	陳佩杏	M221859131	葷	陳佩杏	陳佩杏
六龜站	約僱護管員 ✓	薛士緯	E123336642	葷	薛士緯	薛士緯
六龜站	約僱護管員 ✓	黃保樹	L122765331	葷	黃保樹	黃保樹
六龜站	約僱護管員 ✓	周克儒	W512361787	葷	周克儒	周克儒
旗山站	課員 ✓	溫克崙	S122200283	葷	請假	溫克崙
旗山站	約僱護管員 ✓	簡思盈	S222764556	葷	簡思盈	簡思盈
旗山站	約僱護管員 ✓	鄭俊華	T122908815	葷	鄭俊華	鄭俊華
旗山站	約僱護管員 ✓	李寅田	T121463380	葷	李寅田	李寅田

「銀合歡移除復育之生態效益評估」

委託研究計畫教育訓練簽到單

一、課程內容：以 UAV 空拍技術進行銀合歡移除生態效益評估訓練

二、地點：恆春工作站二樓會議室；恆春鎮、車城鄉

三、時間：106 年 6 月 6 日(星期二)上午 9 時至下午 17 時

單位	職稱	姓名	身分證字號	筆食	上午	下午
潮州站	技士	賴政徽		筆	請假	請假
潮州站	技術士	李錦城		筆	請假	請假
潮州站	技術士	許文鄉	T120050736	筆	許文鄉	許文鄉
潮州站	技術士	張志陵	T121475602	筆	張志陵	張志陵
潮州站	技術士	鍾利塘	T121223082	筆	鍾利塘	鍾利塘
恆春站	技正	黃尚義	T120025064	筆	黃尚義	黃尚義
恆春站	技佐	何松璋	S224451865	筆	何松璋	何松璋
恆春站	技術士	邱水鏡	T121815239	筆	邱水鏡	邱水鏡
恆春站	約僱 護管員	李政育	T1336032	筆	李政育	李政育
恆春站	約僱 護管員	何芄薇	S223949599	筆	何芄薇	何芄薇
〃	技術士	吳國禎	S12046380	筆	吳國禎	吳國禎
〃	〃	張順海			張順海	張順海
〃	〃	黃一民	S12588901	筆	黃一民	黃一民

「銀合歡移除復育之生態效益評估」

委託研究計畫教育訓練簽到單

一、課程內容：以 UAV 空拍技術進行銀合歡移除生態效益評估訓練

二、地點：恆春工作站二樓會議室；恆春鎮、車城鄉

三、時間：106 年 6 月 6 日(星期二)上午 9 時至下午 17 時

單位	職稱	姓名	身分證字號	筆食	上午	下午
作業課	技正	彭采宸	Q220548178	素	彭采宸	彭采宸
作業課	技士	林家駿	S23075645	筆	林家駿	林家駿
作業課	技士	朱育儀	S224054679	素	朱育儀	朱育儀
作業課	技術士	賴明慶	R121960955	筆	賴明慶	賴明慶
作業課	技術士	李國基	T121488207	筆	李國基	李國基
作業課	技術士	賴盈憲	Q122646639	筆	賴盈憲	賴盈憲
恆春站	約僱護 管員	鍾阿陽	T122671528	筆	鍾阿陽	

「銀合歡移除復育之生態效益評估」

委託研究計畫教育訓練簽到單

一、課程內容：以 UAV 空拍技術進行銀合歡移除生態效益評估訓練

二、地點：恆春工作站二樓會議室；恆春鎮、車城鄉

三、時間：106 年 6 月 6 日(星期二)上午 9 時至下午 17 時

單位	職稱	姓名	身分證字號	筆食	上午	下午
	技正	吳啟鈴		✓	吳啟鈴	
	技師	許東喜		✓	許東喜	
		王慶		✓	王慶	
	設備維護員	潘健祥		✓	潘健祥	
	業務士	林玉瑋		✓	林玉瑋	
	約聘護管員	林嘯龍		✓	林嘯龍	
	..	許志強		✓	許志強	
	行政助理	楊育鵬		✓	楊育鵬	
	技師	許宗茂		✓	許宗茂	
	替代役	劉北元		✓	劉北元	
	替代役	潘柏辰		✓	潘柏辰	
	替代役	尉詠瑄		✓	尉詠瑄	