

墾丁熱帶海岸林生態
復舊研究及監測計畫

墾丁國家公園管理處委託辦理報告

中華民國九十八年十二月

「墾丁熱帶海岸林生態復舊研究及監測計畫」

受 委 託 者：農業委員會林業試驗所

研 究 主 持 人：林業試驗所福山研究中心 王相華 主任

協 同 主 持 人：屏東科技大學森林系 郭耀綸 教授

研 究 人 員：

林業試驗所福山研究中心	王相華 主任	(熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測)
林業試驗所森林保護組	陳芬蕙 博士	
靜宜大學生態系	董景生 博士	(熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測)
屏東科技大學森林系	劉烘昌 教授	
	郭耀綸 教授	(熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究)
屏東科技大學森林系	鍾玉龍 教授	(土地使用及植生變遷影像監測)
屏東科技大學環境工程與科學系	許正一 教授	(熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測)
屏東科技大學森林系	張焜標 主任	
林業試驗所森林利用組	黃國雄 組長	(銀合歡木材製炭技術之研究)
屏東科技大學農園生產系	王均琍 教授	(利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究)
國立嘉義大學林產科學系	宋洪丁 教授	(利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究)
國立嘉義大學林產科學系	黃金城 教授	(銀合歡高附加價值生物活性成分之分離與應用)

墾丁國家公園管理處委託辦理報告

中華民國九十八年十二月

目次

表次.....	III
圖次.....	VII
摘要.....	XI
第一章 緒論.....	1
第一節 緣起與背景.....	1
第二節 工作內容.....	3
第二章 熱帶海岸林生態復舊研究.....	7
第一節 熱帶海岸林土地使用及植生變遷影像監測.....	7
第二節 熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測.....	18
第三節 熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測.....	47
第四節 熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究.....	66
第五節 熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測.....	86
第三章 銀合歡利用技術之研究.....	109
第一節 銀合歡木材製炭技術之研究.....	109
第二節 利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究.....	119
第三節 利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究.....	132
第四節 銀合歡葉子及果實高附加價值生物活性成分之分離與應用... ..	157
第四章 結論與建議.....	179
第一節 結論.....	179
第二節 建議.....	184
附錄一、動物物種名錄.....	191
附錄二、培養基配方.....	195
附錄三、銀合歡熱值預估圖.....	197
附錄四、評選會議紀錄.....	199

附錄五、期中報告審查會議紀錄.....	199
附錄六、期末報告審查會議紀錄.....	205
參考書目	211

表次

表 2-1.1	本研究採用之影像資料.....	10
表 2-1.2	1950 與 1970 年代所劃分之土地使用類別.....	11
表 2-1.3	2008 年所劃分之土地使用類別.....	11
表 2-1.4	土地使用之變遷軌跡表.....	12
表 2-1.5	土地使用類別之影像特徵.....	13
表 2-1.6	1950、1970 年代與 2008 年之土地使用面積.....	15
表 2-1.7	1950 至 1970 年代土地使用之變遷情形.....	16
表 2-1.8	1970 年代至 2008 年土地使用之變遷情形.....	17
表 2-2.1	復舊作業前各試驗地銀合歡調查結果.....	21
表 2-2.2	各試驗地之試驗設計.....	22
表 2-2.3	各試驗地栽植苗木之種類.....	22
表 2-2.4	石珠試驗地各栽植苗樹種之存活率.....	40
表 2-2.5	石珠試驗地各栽植苗樹種之相對高生長.....	41
表 2-2.6	大圓山試驗地各栽植苗樹種之存活率與相對高生長.....	44
表 2-2.7	龜山試驗地各栽植苗樹種之存活率與相對高生長.....	45
表 2-3.1	墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種螞蟻.....	53
表 2-3.2	墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種陸蟹.....	58
表 2-3.3	墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種科群鞘翅目.....	63
表 2-3.4	墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種蜘蛛目.....	64
表 2-4.1	銀合歡萌蘗(恆春海岸)及實生稚樹(屏科大)光合作用性狀.....	71
表 2-4.2	恆春西海岸雨季開始後銀合歡種子苗密度(株 M^{-2})及高度(CM)的變化.....	72
表 2-4.3	銀合歡林內表面及 5 CM 深度所含銀合歡種子密度(粒 M^{-2}) (N=10)....	73
表 2-4.4	銀合歡環剝處理後上木枯損及下部萌蘗狀況的動態變化(98.5.19 處理).....	75
表 2-4.5	銀合歡樹幹或根株鑽孔後施用不同劑量除草劑致樹冠葉片凋萎之效用.....	77
表 2-4.6	恆春西海岸九種原生樹種的光合作用性狀及比葉重.....	79

表 2-4.7	繳楊、血桐、稜果榕、白肉榕、止宮樹遮陰處理後生長性狀比較.....	81
表 2-4.8	瓊崖海棠、蓮葉桐、棋盤腳、欖仁、過山香遮陰處理後生長性狀比較.....	82
表 2-4.9	十七種海岸林原生樹種培育在全光植株的光合作用性狀.....	85
表 2-5.1	各區之土壤形態特徵.....	95
表 2-5.2	大圓山之土壤物理性質.....	97
表 2-5.3	龜山之土壤物理性質.....	98
表 2-5.4	香蕉灣與石珠地區土壤粒徑分析.....	99
表 2-5.5	大圓山之土壤化學性質.....	102
表 2-5.6	龜山之土壤化學性質.....	103
表 2-5.7	石珠與香蕉灣土壤化學性質.....	104
表 2-5.8	龜山試驗區雨季土壤菌根菌孢子平均數量(SPORE NO./100G SOIL).....	106
表 2-5.9	大圓山試驗區雨季土壤菌根菌孢子平均數量 (SPORE NO./100G SOIL)	106
表 3-1.1	試材之容積比重與進窯含水率.....	113
表 3-1.2	銀合歡試材之徑級分布.....	114
表 3-1.3	銀合歡燒製木炭之燃料使用率與收炭率.....	117
表 3-1.4	不同炭化溫度銀合歡木炭性質之測試結果.....	117
表 3-1.5.	銀合歡燒製木炭之碳保存率.....	118
表 3-2.1	七種菌菇之最適菌絲體生長溫度與酸鹼值.....	126
表 3-2.2	四種不同比例之木屑對於 10 種菌菇之菌絲體生長之情形 (第 8 天) ..	127
表 3-3.1	各國木質顆粒燃料訂定標準.....	135
表 3-3.2	銀合歡物理與化學性質.....	144
表 3-3.3	10MM 孔徑鋼模造粒配比與出料結果.....	146
表 3-3.4	30MM 鋼模造粒配比與出料結果.....	148
表 3-3.5	添加劑對於 30MM 鋼模造粒之出料結果.....	148
表 3-3.6	10MM 顆粒燃料長徑比.....	149
表 3-3.7	30MM 顆粒燃料長徑比.....	150
表 3-3.8	10MM 完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率.....	151

表 3-3.9	30MM 完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率	153
表 3-3.10	顆粒比重	155
表 3-3.11	顆粒含水率(%)	156
表 3-4.1	不同試驗地銀合歡各部位之甲醇粗萃取率	165
表 3-4.2	銀合歡萃取物主成分之抗氧化活性	177
表 3-4.3	銀合歡萃取物主成分抑制酪胺酸酶性能	178

圖次

圖 1-1.1	墾丁國家公園範圍及熱帶海岸林復舊計劃實施範圍.....	2
圖 2-1.1	墾丁熱帶海岸林土地使用分佈圖.....	14
圖 2-2.1	三個共同試驗地之相關位置圖.....	20
圖 2-2.2	試驗配置圖.....	23
圖 2-2.3	石珠試驗地原生木本植物之平均密度變化.....	27
圖 2-2.4	石珠試驗地原生木本植物之平均出現物種數的變化.....	27
圖 2-2.5	石珠試驗地原生成(幼)樹(DBH \geq 1CM)之(A)平均冠幅總面積及總胸高斷面積與(B)平均單株冠幅面積及胸高斷面積的變化.....	28
圖 2-2.6	石珠試驗地草本植物之平均(A)總覆蓋度及(B)物種數的變化.....	29
圖 2-2.7	大圓山試驗地原生成(幼)樹之平均(A)密度及(B)物種數的變化.....	30
圖 2-2.8	大圓山試驗地原生成(幼)樹之平均(A)平均冠幅總面積及(B)平均單株冠幅面積的變化.....	31
圖 2-2.9	大圓山試驗地原生成(幼)樹之平均(A)總胸高斷面積及(B)平均單株胸高斷面積的變化.....	32
圖 2-2.10	大圓山試驗地原生稚樹之平均(A)密度及(B)物種數的變化.....	33
圖 2-2.11	大圓山試驗地原生幼苗之平均(A)密度及(B)物種數的變化.....	34
圖 2-2.12	大圓山試驗地草本植物之平均(A)總覆蓋度及(B)物種數的變化.....	35
圖 2-2.13	龜山試驗地原生木本植物之平均密度變化.....	36
圖 2-2.14	龜山試驗地原生木本植物之平均物種數變化.....	37
圖 2-2.15	龜山試驗地原生成(幼)樹(DBH \geq 1CM)之(A)平均冠幅總面積及總胸高斷面積與(B)平均單株冠幅面積及胸高斷面積的變化.....	37
圖 2-2.16	龜山試驗地草本植物之平均(A)總覆蓋度及(B)物種數的變化.....	38
圖 2-2.17	石珠試驗地栽植苗在不同處理中之(A)調查存活株數及(B)平均高度的變化.....	42
圖 2-2.18	98年10月時石珠試驗地5種速生種栽植苗於不同移除寬度之平均相對高生長.....	42
圖 2-2.19	大圓山試驗地栽植苗在不同處理中之(A)調查存活株數及(B)平均高度的	

變化.....	43
圖 2-2.20 龜山試驗地栽植苗在不同處理中之(A)調查存活株數及(B)平均高度的變化	46
圖 2-3.1 螞蟻掉落式陷阱設置圖	51
圖 2-3.2 墾丁熱帶海岸林樣區的蟻總科組成圖	53
圖 2-3.3 墾丁熱帶海岸林螞蟻捕獲種類數逐月折線圖	55
圖 2-3.4 墾丁熱帶海岸林螞蟻捕獲總隻數逐月折線圖	55
圖 2-3.5 墾丁不同樣區螞蟻 MDS 群聚散佈圖	56
圖 2-3.6 墾丁不同樣區螞蟻群聚分析圖	57
圖 2-3.7 陸蟹掉落式陷阱逐月捕獲數.....	59
圖 2-3.8 墾丁樣區陸蟹調查種類數量.....	60
圖 2-3.9 墾丁熱帶海岸總種類調查數量.....	64
圖 2-3.10 墾丁熱帶海岸總隻數調查數量.....	65
圖 2-4.1 銀合歡萌蘗的光合作用光反應曲線.....	71
圖 2-4.2 銀合歡萌蘗砍除試驗不同月份單株萌蘗數量及萌蘗長度.....	74
圖 2-4.3 供試 18 種恆春海岸原生樹種在三種光環境地上部生物量比較。圖中數字為遮陰處理植株生物量相對於全光區植株的比例。.....	83
圖 2-5.1 大圓山各試區土壤剖面照片	93
圖 2-5.2 龜山地區土壤剖面照片	94
圖 2-5.3 龜山試驗區小刺山柑小苗	105
圖 2-5.4 大圓山試驗區過山香小苗	106
圖 2-5.5 <i>GLOMUS ETUNICATUM</i> 孢子形態	107
圖 2-5.6 <i>SCUTELLSPORA PELLUCIDA</i> 孢子形態	108
圖 3-1.1 土窯之形狀尺寸與炭化溫度之測定點 (NO. 1-10)	112
圖 3-1.2 木炭燒製炭化過程之溫度曲線 (測溫點 1-5 如圖 3-1.1 所示)	115
圖 3-1.3 木炭燒製炭化過程之溫度曲線(測溫點 6-10 如圖 3-1.1 所示)	116
圖 3-2.1 不同溫度對 7 種菌菇菌絲體在在 PSA 培養基上生長之影響	125
圖 3-2.2 不同 PH 對 7 種菌菇菌絲體在在 PSA 培養基上生長之影響.....	125

圖 3-2.3	四種不同比例之木屑對菌菇菌絲體在 PSA 培養基上生長之影響(第 6 天) 錯誤! 尚未定義書籤。	
圖 3-2.4	四種不同比例之木屑介質對九種菌菇之菌絲體生長情形 (第 6 天) .	129
圖 3-2.5	不同比例之木屑與醱酵程度 (銀 0) 對菌絲體生長之影響(第 6 天)...	129
圖 3-2.6	不同比例之木屑與醱酵程度 (銀 1) 對菌絲體生長之影響(第 6 天)...	130
圖 3-2.7	不同比例之木屑與醱酵程度 (銀 2) 對菌絲體生長之影響(第 6 天) .	130
圖 3-2.8	不同醱酵程度之銀合歡木屑對菌絲體生長之影響(第 6 天)。	130
圖 3-2.9	三種不同比例之木屑太空包接種黃金菇(A)及雪菇(B)之菌絲體生長情形 (26 天)	131
圖 3-2.10	銀合歡木屑之太空包接種黃金菇(A)及雪菇(B)之出菇情形.....	131
圖 3-3.1	粗原料之外觀.....	138
圖 3-3.2	造粒原料之外觀.....	138
圖 3-3.3	環式造粒機造粒模式.....	139
圖 3-3.4	咏明機械 YMHP-15	139
圖 3-3.5	盤式造粒機造粒模式.....	141
圖 3-3.6	正久能源 38-780 型造粒機	141
圖 3-3.7	粗原料之尺寸分析.....	145
圖 3-3.8	造粒原料之尺寸分析.....	145
圖 3-3.9	造粒設備外觀.....	147
圖 3-3.10	造粒鋼模堵塞情形.....	147
圖 3-3.11	造粒機出料之粉屑.....	147
圖 3-3.12	不完整顆粒.....	147
圖 3-3.13	10MM 顆粒之外觀.....	149
圖 3-3.14	直角尺下 10MM 顆粒之對照	149
圖 3-3.15	30MM 顆粒之外觀.....	150
圖 3-3.16	直角尺下 30MM 顆粒之對照	150
圖 3-3.17	10MM 顆粒之完整與不完整顆粒、粉屑比率	152
圖 3-3.18	10MM 顆粒之完整與不完整顆粒、粉屑比	153

圖 3-3.19 含水率對氣乾比重與絕乾比重之關係.....	156
圖 3-4.1 大圓山及龍仔埔試驗地.....	160
圖 3-4.2 龜山試驗地.....	160
圖 3-4.3 種子成分分離試驗流程.....	161
圖 3-4.4 綠葉成分分離試驗流程.....	161
圖 3-4.5 綠色荳莢成分分離試驗流程.....	162
圖 3-4.6 褐色荳莢成分分離試驗流程.....	162
圖 3-4.7 抗氧化劑與 DDPH 自由基反應之機制	163
圖 3-4.8 LINOLEIC ACID $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式.....	166
圖 3-4.9 PHEOPHYTIN-A $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式.....	167
圖 3-4.10 PHEOPHORBIDE A METHYL ESTER $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式	168
圖 3-4.11 $13^2\text{-HYDROXY-(13}^2\text{-S)-PHEOPHYTIN-A } ^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式 ...	169
圖 3-4.12 ARISTOPHYLL-C $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式	170
圖 3-4.13 METHYL- $13^2\text{-HYDROXY-(13}^2\text{-S)-PHEOPHORBIDE-B } ^1\text{H-NMR}$ 圖譜及 結構式.....	171
圖 3-4.14 5A, 8A-EPIDIOXY-(24E)-ERGOSTA-6, 22-DIEN-3B-OL $^1\text{H-NMR}$ 圖譜 及結構式.....	172
圖 3-4.15 $\beta\text{-SITOSTEROL } ^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式.....	172
圖 3-4.16 LUPEOL $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式	173
圖 3-4.17 $\beta\text{-SITOSTENONE } ^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式.....	174
圖 3-4.18 1,3-DIPALMITOYL-2-OLEOYLGLYCEROL $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式...	174
圖 3-4.19 11 種純化物之還原力	178

摘要

關鍵詞：海岸林、墾丁國家公園、銀合歡、復舊、利用

一、緣起

銀合歡(*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit)為恆春半島入侵面積最大的外來入侵種植物，墾丁國家公園範圍內亦無法倖免，受到影響的區域達數千公頃，已嚴重危害到自然生態環境。銀合歡的萌蘖能力強、能產生大量的種子庫及擁有植物相剋作用等特性，使得其防治工作不易成功。保持完整的原生植物生態系與生物多樣性是防止銀合歡等外來種入侵的有效方法，然對於已被銀合歡入侵之區域，則往往需要採取長期的復舊處理以控制銀合歡的蔓延更新。外來種入侵地的復舊工作，應同時包括外來種移除後及原生植被的重建兩部分。由於銀合歡入侵區域遼闊，在操作上應有優先順序，故建議先由銀合歡入侵嚴重且生態、景觀敏感的海岸林地區著手進行。在復舊過程中移除之銀合歡木材及枝葉不應當作廢棄物，應經由研究探討其在經濟利用上之可行性。

二、方法及過程

此一整合性研究區分為熱帶海岸林生態復舊研究及銀合歡利用研究兩部份，分別說明如下：

(一) 熱帶海岸林生態復舊研究

進行銀合歡分布變遷研究，目的在瞭解銀合歡在地景空間尺度及 10 年期的時間尺度上的變化情形，釐清銀合歡的大尺度入侵過程，以及其可能原因。此外，大面積復舊作業執行前，在 3 處受銀合歡入侵之共同試驗地及香蕉灣生態保護區內，針對海岸林土壤特性、指標動物組成、植物組成進行調查，建立基礎資料，以便和復舊作業後之變化情形相互比對，土壤研究也將探討是否有那些土壤因子

會在復舊作業上成為可能的限制因子。由於植生復舊是生態復舊的先決條件，本計畫亦探討不同植生復舊作業方式之有效性及可行性，期建立標準作業程序；並針對銀合歡、選用栽植樹種及具潛力之原生天然更新樹種，研究其生態生理特性，為樹種在田間試驗可能產生之適應性問題提供科學證據，並期與植生復舊研究相互搭配，篩選出適用於復舊作業之架構樹種。

(二) 銀合歡利用方式研究

探討銀合歡木材、枝葉及莢果在物理及化學方面利用之經濟效益及可行性。物理性質利用包括木材製碳技術研究、高熱值生質燃料利用可行性研究；化學利用方面著重於葉片、果實高附加價值生物活性成分之分離與應用研究；此外亦結合物理與化學兩個面向，綜合探討銀合歡木屑在食、藥用菇類栽培利用上的可行性。

三、 重要發現

(一) 熱帶海岸林生態復舊研究

- (1) 植生變遷影像判讀的結果顯示，1950~1970年代，本研究區有大量的海岸林遭人為破壞或干擾，進而遭人工栽植的瓊麻所取代，至1970年代至2008年，瓊麻產業沒落遭棄置後，銀合歡開始大舉入侵。
- (2) 土壤養分、鹽分及pH值並非本區植物生長的限制因子，但部分地區土壤淺薄可能限制部分植物的生長，另銀合歡入侵之次生海岸林有效氮含量很高，可能與銀合歡具有固氮作用有關。
- (3) 銀合歡的光飽和光合作用率極高，可達 $27 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，與原生陽性樹種構樹的光合作用潛力類似，故在復舊作業上必須抑制其生長，方能提高復舊選用樹種之競爭力。不同選用樹種之光需求不同，適合栽植於不同光環境下，可提供栽植配置上的參考。連續砍除萌蘖及環剝對移除銀合歡的效果不佳，藥劑注射效果不錯，但費工及僅適用於胸徑較大的植株。

- (4) 銀合歡移除及栽植作業對保留原生林木的影響不大，且保留原生林木生長頗佳。原生及栽植苗木在12m及6m移除帶處理間的差異不大，故12m移除帶應可應用於此區域的大面積復舊作業。採低度撫育作業方式，可能導致苗木存活率不高(約60%)，其中有部分種類的苗木易被嚙齒類啃咬而死亡，且數量頗多，故栽植種類應慎選。
- (5) 銀合歡入侵之次生林，指標性地棲動物(螃蟹及螞蟻類)的種類及數量均明顯低於香蕉灣海岸原生林。

(二) 銀合歡利用方式研究

- (1) 銀合歡直徑不大，溫源傳性佳，採用自製土窯燒製，最高炭化溫度可達 750°C 以上，可生產高含碳且具導電性之高品質銀合歡木炭。此一窯燒方式，用 150 公斤的木材燃料可燒製 1000 公斤的銀合歡木材，及約 200 公斤的高品質木炭，符合減碳政策。
- (2) 由種子、豆莢及葉子中分離出 12 種抗氧化化合物，其中種子及褐色豆莢之萃取物有較佳的抗氧化性。依文獻資料顯示，其中 7 種化合物具有抑制某些癌細胞生長及藥理功效。
- (3) 嚐試以銀合歡做為生質顆粒燃料，提供做為取代煤炭之生質固態燃料資源，選用之造粒機為盤式造粒機（鋼模孔徑 10mm、30mm），其中孔徑 10mm 鋼模在原料：水=25：9 時可以得到最佳製程條件。
- (4) 將各菌菇接種至含不同比例及醱酵程度之銀合歡木屑，結果顯示 9 種菌菇菌絲體皆適合在銀合歡木屑中生長。舞菇、柳松菇、杏鮑菇及葉松茸較喜歡利用未醱酵的銀合歡木屑，雪菇、秀珍菇、柳松菇、香菇、杏鮑菇及葉松茸較喜歡利用醱酵 1 個月的銀合歡木屑，柳松菇較喜歡利用醱酵 2 個月的銀合歡木屑，而雪菇、舞菇、鴻喜菇、葉松茸及巴西洋菇則喜歡雜木屑。

四、 主要建議意見

立即可行性建議

持續進行海岸林生態復舊及銀合歡木材及枝葉利用之研究，並導入輔導民間參與復舊作業之研究，以強化復舊作業之能量。

主辦機關：墾丁國家公園管理處

研究成果是全民共享之資產，建議持續進行具保育價值之生態復舊研究及具經濟利用潛力之利用研究 2-3 年，確保研究成果之完整性及可行性。此外，與在地居民合作進行保育工作，是時勢所趨，此一方式不僅可強化在地居民的保育觀念，亦可借由社區人力，節省支出，故建議於下年度增加此一研究課題。

長期性建議

加強海岸林地區的保育管理

主辦機關：墾丁國家公園管理處

協辦機關：內政部警政署國家公園警察大隊墾丁警察隊、民間相關組織

墾丁國家公園的海岸地區多為特別景觀區及生態保護區，但目前仍發現有放牧牛隻、焚燒廢棄物及傾倒垃圾之情形，不僅對國家公園形象有負面影響，也造成復舊試驗地的危害，更對未來大面積復舊作業有潛在影響，建議加強巡察管理。

Abstract

The exotic *Leucaena leucocephala* has invaded widely and seriously threatened the coastal forest ecosystem in Kenting National Park. Accordingly, researches on *L. leucocephala* removal and native vegetation restoration are urgent. Due to its highly ecological sensitivity and scenic importance, coastal forests are the suggested area of initial restoration projects. Moreover, the ways of utilization the wood and other part of removed *L. leucocephala* should also be researched.

There are two parts of this integrated project: ecological restoration research and *L. leucocephala* utilization investigation. Our results showed that the major invasion of *L. leucocephala* occurred after the abandoned of *Agave sisalana* cultivation between 1970 to 2008. Soil nutrient, salinity, and pH do not limit the growth of plants, but thin soil layer in some area may be a problem. *L. leucocephala* has very high photosynthesis rate just like *Broussonetia papyrifera*, a native pioneer species. Therefore, the growth of *L. leucocephala* has to be restricted in order to improve the competitive ability of planted tree seedings. Also, which species to be planted require carefully consideration for competing successful with *L. leucocephala*. Restoration treatments (i.e. removal of *L. leucocephala* and planting activity) did not have significant impact on remaining native vegetation. Overall, 12 m removal zone width is feasible in large restoration area in this region. Much less indicator land animals (land crab and ant) were found in *L. leucocephala* invasive area than in Banana bay nature coastal forest.

Making *L. leucocephala* charcoal by using earthen kiln at 750°C and above can produce good quality and conductive charcoal. Furthermore, 12 antioxidants were isolated from seed, pod and leave of *L. leucocephala*. Moreover, *L. leucocephala* can also used to produce biofuel and mushroom cultivations.

To get more completing and practical results, further researches on this project are recommended. Also, public involvement should be included in future project. For long term conservation, patrol and management in coast forests should be improved to avoid any additional damage.

第一章 緒論

第一節 緣起與背景

墾丁國家公園係涵蓋陸地與海域的國家公園，其中濱海地區的海岸林更孕育出豐富的生物多樣性與生態樣貌，因此海岸地區多數被劃設為特別景觀區及生態保護區，然而墾丁地區除「香蕉灣海岸林生態保護區」一帶尚有小面積殘存之原生海岸林外，其餘海岸林多為人為擾動後自然演替之次生林，部分地區亦殘存有木麻黃、相思樹等造林樹種。

在人為擾動後的演替過程中，外來樹種「銀合歡」開始大量入侵，墾丁國家公園海岸地區亦無法倖免，受到影響的區域達數百公頃，入侵情形可區分為下述幾種情形：(1)銀合歡入侵嚴重，形成接近純林狀態；(2)銀合歡入侵道路邊緣地區；(3)銀合歡植株零星散布在受擾動之孔隙地。為維護珍貴的海岸林生態體系及物種多樣性，並恢復海岸林原有的自然生態景觀，執行海岸林生態復舊工作勢在必行。墾丁國家公園管理處自民國 90 年開始進行園區外來物種銀合歡整治及造林計畫，但實施範圍零散，欠缺明確之操作技術，且銀合歡伐除後裸露之空地常缺少後續之處理計畫。墾管處在民國 95-96 年間召集多次會議，邀請學界、土地管理單位及在地居民一同討論外來種入侵之防除方式；幾經討論，決議優先執行國家公園範圍內生態、景觀敏感之海岸地區之外來入侵種移除工作，且應採取有系統的復舊計畫，以恢復生態系結構、組成及其功能為最終目標。

本計畫共有九個子計畫，實施範圍包括後灣至白砂之西海岸地區，貓鼻頭至鵝鑾鼻的南海岸地區，以及鵝鑾鼻至港口的東海岸地區，詳細範圍參見圖 1-1.1。其中位於景觀道路外側(鄰海區域)之面積約 440 公頃，位於景觀道路內側(鄰山區域)50 公尺範圍內之面積約 150 公頃，合計面積約 590 公頃。計畫範圍區域多為珊瑚礁地質，受地形起伏變化劇烈之影響，土壤深淺不一，珊瑚礁岩塊壟起處在造林上有其困難性；佔地面積廣大的次生林及銀合歡入侵林地樹冠鬱閉度較低，除

雨季外，土壤常處於相對乾燥的狀態；又銀合歡具大量土壤種子庫及強勁萌芽更新能力。因此如何有效移除外來入侵樹種銀合歡，克服土壤淺薄、乾燥對植栽生長之限制，以及運用系統化之育林技術加速復舊，包括復舊材料之篩選、繁殖，以及整地、栽植、撫育、促進天然更新作業方式，是此一復舊計劃面對之重要課題。此一計畫擬監測復舊試驗地的植生、動物及土壤變化，並以恢復劣化海岸林生態系組成及功能為目標，以符合「國土復育條例草案」提及在環境嚴重破壞地區進行生態復舊之政策方向。此等研究成果可做為未來海岸林全面復舊階段施作方式及監測技術之重要參考依據。

在復育之過程中必須移除大量的銀合歡，若棄置於林地除了對復育作業造成妨礙外，亦會因腐朽而分解成 CO₂ 並釋放至大氣中，對日益倍受矚目 CO₂ 減量之問題而言，可能帶來負面之評價，因此若能研究將此不利生態環境的樹種做進一步有效且多元的利用，建立產業界的運用機制，可降低其可能產生之負面效應。

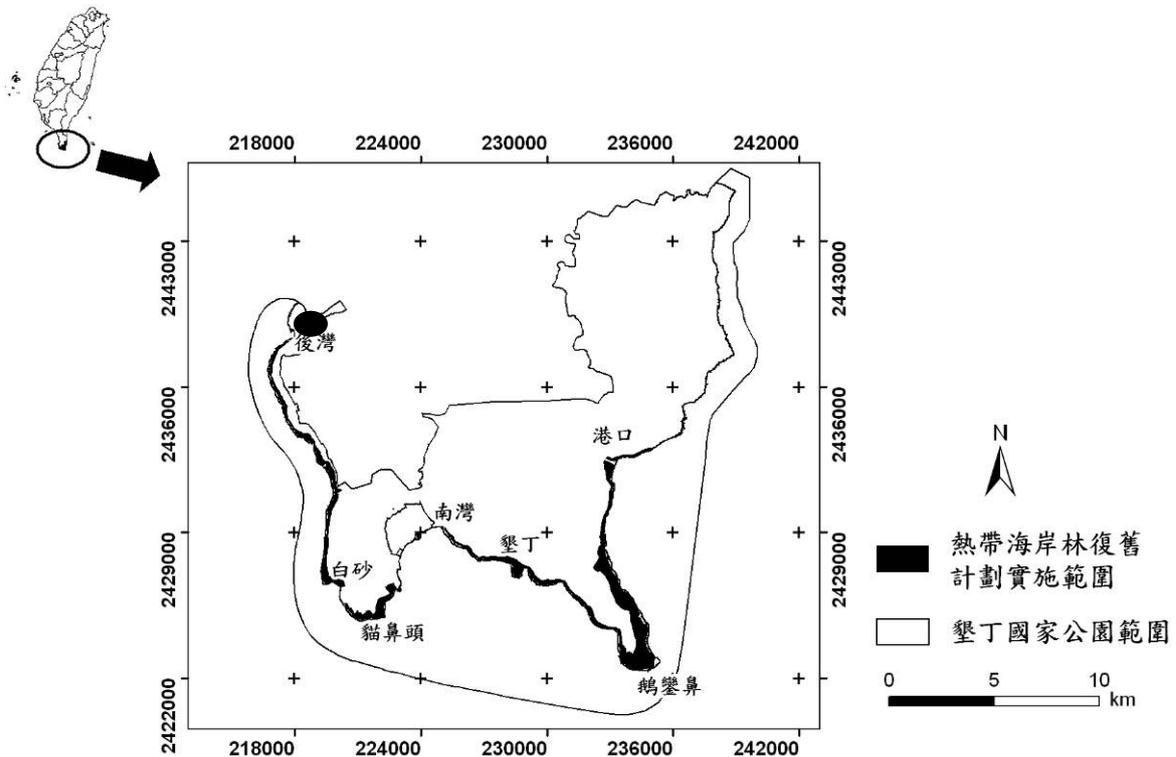


圖 1-1.1 墾丁國家公園範圍及熱帶海岸林復舊計劃實施範圍

(資料來源：本研究)

第二節 工作內容

一、熱帶海岸林土地使用及植生變遷影像監測

本計畫乃藉由航測與遙測技術，監測墾丁熱帶海岸林的土地使用變遷與銀合歡入侵的過程，以提供經營管理與策略擬定的參考。主要工作項目包括：

1. 航空照片及衛星影像之挑選、購置與其他參考資料之彙整。
2. 航空照片及衛星影像之正射糾正處理，以及評估不同時期影像資料之幾何對位誤差。
3. 不同時期土地使用及銀合歡之影像判釋與空間分佈資料之建立。
4. 土地使用及銀合歡之變遷分析與探討銀合歡入侵海岸林之途徑。

二、熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測

主要工作項目包括 1.復舊試驗樣區之設置及作業前後植生變化監測，2.復舊作業栽植樹種的選擇與栽植後生長表現之觀察，3.復舊作業相關技術的研究。共成立三處復舊作業及生態監測之共同試驗，並利用試驗中不同的整地或作業方式、栽植多種不同的原生種樹苗、不同的銀合歡移除方式等，並配合定期的植生變化調查及栽植苗生長狀況記錄，以了解各種復舊作業技術的利弊，進而提出未來相關作業的建議。

三、熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測

墾丁國家公園濱海地區的海岸林孕育出豐富的生物多樣性與生態樣貌，因此海岸地區多數被劃設為特別景觀區及生態保護區，然而墾丁地區除「香蕉灣海岸林生態保護區」一帶尚有小面積殘存之原生海岸林外，其餘海岸林多為人為干擾後自然演替之次生林，部分地區亦殘存有木麻黃、相思樹等造林樹種。

在人為擾動後的演替過程中，外來樹種「銀合歡」開始大量入侵，為維護珍貴的海岸林生態體系及物種多樣性，並恢復海岸林原有的自然生態景觀，墾丁國家

公園管理處開始進行有系統的復舊計畫，以恢復生態系結構、組成及其功能為最終目標。

然而復育目標在於復舊區的原生生物是否能接受並進駐新棲地，緣此，本子計畫擬監測復舊試驗地的動物相變化，以監測復舊地前後的動物相變動，建立基礎動物名錄作為復舊過程中動物相回復的依據。而既有海岸林報導中，地棲性無脊椎動物以及陸蟹是棲地中的重要組成，因此就該兩類群進行監測，以為後續的棲地比對基準。

四、熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究

本研究調查熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究工作內容包括：

1. 銀合歡之生態生理學性狀及防治試驗
 - (1) 銀合歡萌蘗光合作用性狀
 - (2) 銀合歡天然更新種子苗密度調查
 - (3) 土壤種子庫銀合歡種子數量及密度調查
 - (4) 不同砍除次數抑制銀合歡萌蘗之試驗
 - (5) 銀合歡樹皮環剝試驗
 - (6) 銀合歡注射化學藥劑

2. 海岸林原生樹種之生態生理學性狀研究
 - (1) 海岸林原生樹種光合作用潛力測定
 - (2) 海岸林原生樹種耐陰性試驗

五、熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測

本子計畫主要針對墾丁國家公園三種型態之海岸林進行調查研究，意即尚未受入侵之原生植物海岸林、受銀合歡入侵海岸林，以及已進行復舊之試驗地等三種棲地，了解各種棲地環境之土壤物理、化學及生物等性質，探討並評估其土壤肥

力特性，擬定海岸林復舊之土壤管理策略，改良土壤並達到適地適栽之目的，以有效的完成墾丁國家公園海岸林的生態復育工作。

六、銀合歡木材製炭技術之研究

以墾丁國家公園管理處伐除之銀合歡為材料，將其裁斷成長度 1 m 後供燒製木炭用。於進窯前由距離試材端部 10cm 處與中央處，鋸取長度 2cm 之小圓盤並測定含水率與容積比重。木炭燒製係使用自行建造之土窯，進窯時秤取銀合歡之重量後，由窯內後方直立排列緊密，其上方則橫置作為引火材用，完成進窯作業則以耐火磚築砌窯門，包括燃料口、進氣口與出灰口。採用 K type 直徑 3.2 mm 之測溫棒，測定窯內與煙囪溫度之變化，測定點共計 10 處。又秤取同批銀合歡作為燃料用，木炭燒製係經 3 天之預熱與約 4 天炭化過程，上層溫度達 750°C 以上並呈現炙熱之紅光即進行封窯，並計算燃料使用率。再經一週使窯內溫度下降後，進行出窯作業並秤取木炭重量與計算收炭率。由土窯內取出不同炭化溫度之銀合歡木炭進行性質測試，試驗項目為表面電阻、pH、含碳量與真密度，最後由木材與木炭之含碳量計算碳保存率。

七、利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究

本研究採用恆春地區銀合歡的莖幹，經破碎製成木屑後混合其他介質製成栽培包，接種不同菌菇之菌種，篩選可利用銀合歡的菌菇種類，期能開發銀合歡木屑栽培保健菌菇之技術，配合墾丁與恆春半島之觀光特色，使成為該地區之高經濟特產。本研究擬分三年進行，前兩年著重於試驗研究，第三年則加以推廣。目前已完成評估舞菇、巴西洋菇、香菇、雪菇、葉松茸、柳松菇、鴻喜菇等菌菇之菌絲體各自生長最適溫與 pH 值，持續探討不同菇類對銀合歡木屑醱酵之最適合程度，將木屑介質製作太空包進行出菇試驗。

八、利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究

本主題主要是以銀合歡製造顆粒燃料，工作內容先以蒐集各國資料開始，並進行銀合歡原料之預處理，包括粉碎、磨切成一定尺寸後先量測其物理性質如比

重、含水率、熱值與化學性質如 1% NaOH 萃取物、醇萃萃取物、全纖維素、木質素、灰分後，藉由以上性質之建立方便造粒作業與提供做為性質探討之依據。再將原料磨切成造粒之尺寸，並量測其尺寸分布後將其進行不同水配比之製粒，並探討鋼模孔直徑之間(10mm、30mm)對於造粒製程之影響與顆粒品質如顆粒外觀、長徑比、顆粒與不完全顆粒粉屑比、比重、含水率、單位容積密度之評估，以提供討論銀合歡造粒之初步可行性評估。

九、銀合歡葉子及果實高附加價值生物活性成分之分離與應用

本試驗分別在墾丁國家公園的大圓山、龜山及龍仔埔三個試驗地，採集夏威夷型銀合歡之綠色莢、褐色莢、綠葉及其種子，再以磨粉機分別將其粉碎，接著使用甲醇常溫浸漬萃取，將萃取溶液使用減壓濃縮機移除甲醇獲得粗萃取物，再使用 CH_2Cl_2 及 H_2O 進行溶劑分離，取 CH_2Cl_2 可溶部，以 n-Hexane/Acetone/MeOH 等溶劑以管柱分離的方式(Column chromatography)分離不同的 Fraction，將不同的 Fraction 以不同的溶劑比例以薄層層析(Thin layer chromatography, TLC)層析出不同成分點，最後取出相同成分含量較高的 Fraction 再進行管柱分離，分離出純化物後，置入 30ml 的試量瓶中，自然乾燥後加入 CDCl_3 將 Compound 溶解，再吸取該溶液注入核磁共振光譜儀(Nuclear magnetic resonance, NMR)專用試管，使用核磁共振光譜儀進行 $^1\text{H-NMR}$ 分析，由氫譜之吸收及化學位移之訊號資料分析比對文獻得知化合物之結構，再分別測定其抗氧化及抑制酪胺酸酶活性。

第二章 熱帶海岸林生態復舊研究

第一節 熱帶海岸林土地使用及植生變遷影像監測

一、摘要

入侵植物—銀合歡(*Leucaena leucocephala*)威脅墾丁地區的熱帶海岸林，已成為現今最受矚目的生態問題之一。本研究乃藉由航測與遙測技術，監測墾丁熱帶海岸林的土地使用變遷與銀合歡入侵的過程，研究材料採用 1950、1970 年代的航空照片，以及 2008 年之 Formosat 2 衛星影像，進行影像判釋工作，用以建立各時期之土地使用分佈圖，作為土地使用變遷分析之基礎。研究結果顯示，各時期的土地使用分佈型態確實有變化產生，1950~1970 年代，本研究區有大量的海岸林遭人為破壞或干擾，進而遭人工栽植的瓊麻所取代，至 1970 年代至 2008 年，瓊麻產業沒落遭棄置後，且人為干擾受控制致使銀合歡大舉入侵。總體而言，本研究監測銀合歡入侵墾丁熱帶海岸林之途徑，乃係由原本的海岸林被人工栽植瓊麻取代後，再由銀合歡取代遭遺棄的瓊麻林。

關鍵詞：入侵植物、海岸林、監測、影像判釋

二、前言

墾丁國家公園地處台灣南隅，為台灣本島唯一的熱帶區域，園區內之植物社會，依海拔高度之不同，涵蓋濱海的海岸林植群至低海拔的亞熱帶闊葉林，其中濱海地區的海岸林不僅穩定沿海地域之飛砂塵土，促進作物之生產，以及維護生活環境之品質，且更孕育出豐富的生物多樣性與生態樣貌。近年來入侵植物—銀合歡(*Leucaena leucocephala*)逐漸入侵海岸地區，致使原始的海岸林多已失去原貌，王相華等(2007)即指出，台灣唯一的熱帶海岸林生態保護區「香蕉灣原生海岸林」受到銀合歡長期入侵，將有持續劣化之可能性。銀合歡於當地原本具備多種用途潛能，惟其生長傳播快速，適應力強，並會分泌出抑制他種植物生長的含

羞草素(mimosine)(Chou and Kuo 1986)，對於原生植物的生存會造成負面的效應，日本學者 Yoshida and Oka (2004)的研究中即表示，小笠原群島內曾經被銀合歡入侵的地區，往後新發育的本土植物，無論在外觀型態或物種組成上皆會明顯受到抑制。以上諸多顯示，銀合歡入侵海岸林實為非常嚴重之問題，應加強經營管理措施。

土地使用變遷之研究乃著重於監測某一區域土地使用情形之過程與原因，其方法係藉由歷史資料的分析，瞭解過去至今土地使用的轉換途徑，俾以提供未來經營管理之建議，避免各種可能發生土地不當使用之問題。由於航空照片與遙測(remote sensing)資料乃記載自然與人為的景觀，可供應最直接、真實與豐富的地表概況，加上不同時代的影像資料忠實記載著當時的地面情形，對於探究土地使用的變遷，提供了最真實的證據，尤其高解析力的產品更能有效判釋出各種土地使用的型態特徵(陳朝圳、鍾玉龍 2003)，因此，最常受到研究學者的採用，如保護區、保安林之經營規劃(陳永寬與吳守從 2002, 鍾玉龍等 2005, 鍾玉龍、呂明倫 2006)、熱帶林砍伐與林地轉作(Nagendra et al. 2003, Southworth et al. 2004)、島嶼生態系之復育(鍾玉龍、呂明倫, 2006)等生態議題，此外，亦有針對海岸林遭受人為破壞之研究(黃國楨等 2004, Shalaby and Tateishi 2007)。

墾丁地區於 1970 至 1980 年代階段曾歷經大規模的土地使用型態轉變，期間包含居民對銀合歡利用的習性改變、人工的瓊麻(*Agave sisalana*)林地遭遺棄、引進巨型銀合歡與墾丁國家公園成立等事件，雖可能係導致墾丁濱海地區，四處可見大面積銀合歡入侵的現況，然而，至今少數有研究實際去探討該時期的土地使用變遷。目前許多相關單位正積極合作，進行大規模的銀合歡林地整治及原生林復育計畫，而本研究之目地乃藉由航測與遙測技術，監測墾丁熱帶海岸林的土地使用變遷與銀合歡入侵的過程，瞭解以往的土地使用發展情形，並提供經營管理上之參考資訊，俾以增進銀合歡整治作業的成效。主要工作項目包括：(一)不同時期航空照片及衛星影像之彙整；(二)土地使用及銀合歡之影像判釋與空間分佈

資料之建立；(三)土地使用及銀合歡之變遷分析與探討銀合歡入侵海岸林之途徑。

三、材料及方法

(一) 研究區概述

本研究區乃配合正積極推動的熱帶海岸林復舊計劃範圍，包括後灣至白砂之西海岸地區，貓鼻頭至鵝鑾鼻的南海岸地區，以及鵝鑾鼻至港口的東海岸地區，詳細範圍參見圖 1-1.1。本區氣候屬熱帶性氣候，年溫差不大，1 月最冷，平均氣溫為 20.5°C；7 月最熱，平均氣溫為 28.3°C。年降雨量 2,130 mm，分布於 6~10 月，佔全年降雨量 82%，11 月至隔年 5 月為乾季。平均相對溼度介於 73~87%，年平均風速 3.91 m/sec，7~9 月有颱風，10 月至隔年 3 月東北季風特強，每秒達 10~17 m，俗稱「落山風」。本研究區之銀合歡已存在多年，最初引進台灣可能為荷蘭人拓展殖民地的時代，惟早年文明尚未發達，當地居民因防風、炊煮與飼養牲畜之所需，使銀合歡具備利用的價值，然而，至 1980 年代起，本區之民生經濟發展有所提升，居民不再依賴銀合歡的利用，另一方面，主要經濟產物—瓊麻的沒落，爾後政府引進巨型銀合歡進行大規模造林，以及墾丁國家公園於 1984 年成立，使原本主要的農業生產朝觀光服務業轉變。綜合以上各重大事件，銀合歡於本區之利用價值減少，加上早期所經營的瓊麻地與銀合歡造林地等相繼遭受遺棄的命運，因此，該類型土地皆成為了銀合歡入侵的重要基地，而形成如今廣泛的銀合歡林地。

(二) 研究材料與方法

1、影像資料之蒐集

本研究共蒐集 3 個時期的影像資料，整理於表 2-1.1 所示，包括：(1)1950 年代資料係由中央研究院地理資訊系統聯合實驗室提出公文申請取得，本批資料係 1940~1950 年代二次大戰末期，美軍利用飛機拍攝台灣地區之航空照片，原件典藏單位為工業技術研究院能源與環境研究所，資料數化單位為中央研究院地圖與遙測影像數位典藏計畫；(2) 1970 年代影像資料係由農林航空測量所選購第 2 期

之航空照片資料，本批資料係 1975~1979 年所拍攝之航空照片，經農航所進行空中配合地面控制點之糾正處理，製作成 1/5000 之第 1 版像片基本圖；(3)2008 年影像資料係由國立中央大學太空及遙測中心所購置的 Formosat 2 衛星影像，拍攝日期為 2008/02/02，影像每一像元解析力為 2×2 m。

表 2-1.1 本研究採用之影像資料

影像時期	影像類型	拍攝年份	資料來源
1950 年代	航空照片	1947~1951 年	中央研究院
1970 年代	航空照片	1975~1979 年	農林航空測量所
2008 年	Formosat 2 衛星影像	2008 年	國立中央大學太空及遙測中心

(資料來源：本研究)

航空照片之正射糾正工作，乃利用 ERDAS IMAGINE 8.4 影像處理軟體進行航空照片掃描、地面控制點選取、投影糾正、照片接合、圖層輸出與轉換、儲存與壓縮，以及賦予地理座標等一系列作業。為確保不同時期的航測與遙測資料的比對基準具一致性，乃將正射糾正完畢後的 1950 與 1970 年代航空照片，與 2008 年 Formosat 2 衛星影像進行幾何對位誤差之評估，以提升後續變遷分析作業之可信度。評估方法係以早期航空照片資料為基礎，逢機選取不易隨時間而改變之地物做為評估樣點，例如建築物、道路...等，計算兩時期影像之均方根(root mean square, RMS)誤差，誤差控制之原則將 RMS 值保持在 1 個像元以內。

2、土地使用圖之建立

航空照片判釋時先以立體鏡進行觀察，考慮航空照片之比例尺與拍攝季節後，依據照片影像上地形與地物之形狀、大小、色調、組織、陰影、排列形態、時間變化、物體相關性及生育地特徵等要素，進行土地使用類別之判釋，並利用地理資訊系統(geographical Information system, GIS)軟體進行圖層之修繪與數化、建檔等工作，產生向量式檔，對於有疑慮的地區，則參考其他地理資訊系統圖層

資料予以修正更新。由於本研究主要監測銀合歡入侵墾丁熱帶海岸林範圍的過程，因此，擬將土地使用規劃為「銀合歡」、「海岸植生」與「非海岸植生」等 3 種類別，作為土地使用變遷分析之基礎，初步之影像判釋結果發現，1950 與 1970 年代時期之土地使用類別佔據大片之瓊麻栽植地，為鑑別人工栽植的瓊麻與銀合歡之間的轉變，即將瓊麻歸類於「非海岸植生」類別，其實際地表概況如表 2-1.2 與表 2-1.3 所示。

表 2-1.2 1950 與 1970 年代所劃分之土地使用類別

土地使用類別	實際地表概況
銀合歡	涵蓋高鬱閉度之銀合歡純林。
海岸植生	銀合歡以外為優勢的海岸林植物，包括濱海的珊瑚礁植物及海岸優勢植群，如木麻黃、林投、黃槿、草海桐、蓮葉桐...等，另包含天然草生地。
非海岸植生	以人工栽植的瓊麻為主，尚包括非植生覆蓋之其他地表，如裸露地、砂灘、裸岩...等。

(資料來源：本研究)

表 2-1.3 2008 年所劃分之土地使用類別

土地使用類別	實際地表概況
銀合歡	涵蓋高鬱閉度之銀合歡純林。
海岸植生	銀合歡以外為優勢的海岸林植物，包括濱海的珊瑚礁植物及海岸優勢植群，如木麻黃、林投、黃槿、草海桐、蓮葉桐...等，另包含天然草生地。
非海岸植生	包括農作地、人為開墾地、建成地、道路、裸露地、砂灘、裸岩。

(資料來源：本研究)

3、土地使用之變遷分析

本研究探討 1950、1970 年代與 2008 年之土地使用變遷，不同時期分別建立土地使用空間分佈範圍，並以網格式資料建檔，採用符合 2008 年 Formosat 2 衛

星影像之 2x2 m 網格大小，藉由 GIS 功能，可統計各土地使用類別面積之大小，並瞭解變遷程度，此外，變遷軌跡(change trajectories) 原理係利用兩時期以上的時間序列，針對某一局部區域與特定土地使用型，藉由不同階段的轉變，量化其空間與時間上的地理資訊 (Mertens and Lambin 2000, Southworth et al. 2004)。因此，經第 n 期與第 n+1 期的土地使用判釋結果，可將銀合歡、海岸植生與非海岸植生等 3 種類別，藉由各種類別間的相互作用關係，轉換為 9 種土地使用變遷類別，如表 2-1.4 所示，並計算其覆蓋面積大小，用以瞭解銀合歡入侵與海岸林變遷之途徑。

表 2-1.4 土地使用之變遷軌跡表

第 n 期	第 n+1 期	變遷軌跡
銀合歡	銀合歡	銀合歡→銀合歡
銀合歡	海岸植生	銀合歡→海岸植生
銀合歡	非海岸植生	銀合歡→非海岸植生
海岸植生	銀合歡	海岸植生→銀合歡
海岸植生	海岸植生	海岸植生→海岸植生
海岸植生	非海岸植生	海岸植生→非海岸植生
非海岸植生	銀合歡	非海岸植生→銀合歡
非海岸植生	海岸植生	非海岸植生→海岸植生
非海岸植生	非海岸植生	非海岸植生→非海岸植生

(資料來源：本研究)

四、結果

(一) 建立土地使用分布圖

3 種土地使用類別依據「影像之大小、形狀、陰影、色調、結構、型態」等原則，進行土地使用類別之判釋，各類別所判釋出來的影像特徵彙整於表 2-1.5，

「銀合歡」於影像上所呈現的組織排列較為細緻、陰影成分少；「海岸植生」則包含較多的植物組成，如珊瑚礁植物、海岸優勢植群等，影像特徵較多樣，不同於銀合歡類別；「非海岸植生」方面，人工栽植的瓊麻地人為耕作痕跡明顯可見，而其他無植物生長的地表影像較為明亮，因此，可明確由影像中判釋。依上述特徵為準則，可供全區的判釋工作。判釋的結果利用 GIS 軟體以螢幕數化方式建立成向量式資料圖檔，尚包含其間的修繪與轉檔等工作，製圖的精度保持在 1/5000 比例尺。

表 2-1.5 土地使用類別之影像特徵

土地使用類別	影像特徵
銀合歡	銀合歡林分濃密，無明顯的樹冠，組織排列較為細緻，陰影成分少，且影像色澤深淺較一致。
海岸植生	植株冠幅大小與影像色澤深淺皆不一，且有許多呈塊狀不規則分布，配合地理位置進行判釋可獲得較高準確度。此外，天然草生地於影像上與水田或旱作類似，但無人為耕作痕跡。
非海岸植生	非植物生長之區域特徵可明確由影像中判釋，亦可藉地理位置及相鄰土地使用型態之輔助加以辨別。其中人工栽植的瓊麻地外觀形狀與植株排列皆整齊，人為耕作痕跡明顯可見；開墾地、建成地、道路、裸露地、砂灘、裸岩等影像明亮，建築物與設施之形體方正；道路則呈寬窄均一之線形。

(資料來源：本研究)

土地使用分佈圖完成建立後，解析力配合 2008 年所建立之海岸林植生組成成分圖，以 2×2 m 加以儲存，以利後續監測 1950、1970 年代與 2008 年 3 種類別間之變遷情形，1950 年代之土地使用分佈情形如圖 2-1.1a 所示，1970 年代如圖 2-1.1b 所示，2008 年如圖 2-1.1c 所示，可用於進行本區土地使用變遷偵測之基礎，由各時期的土地使用分佈圖可知，墾丁地區於 1950、1970 年代與 2008 年之土地使用型態確實有變化產生。

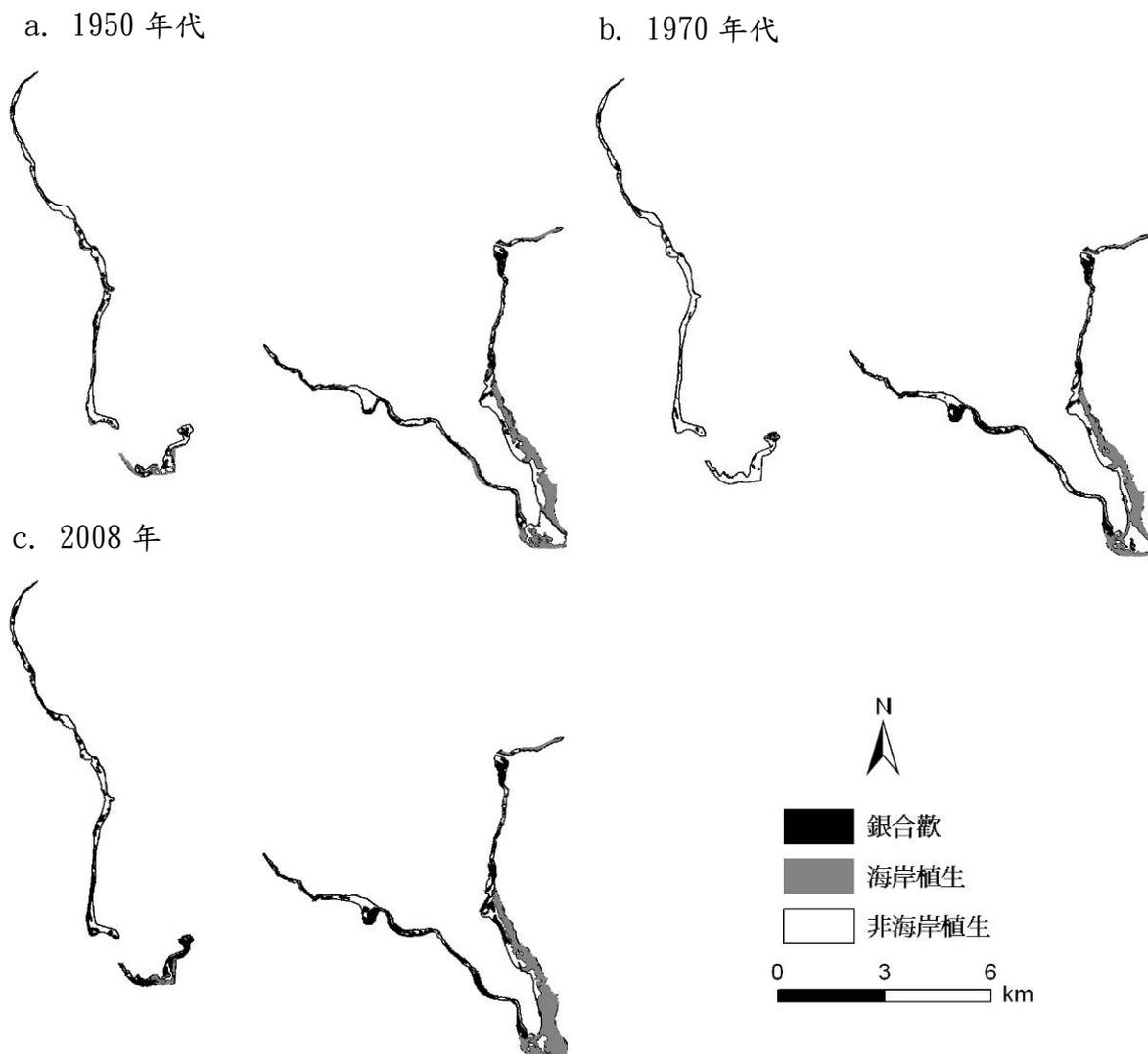


圖 2-1.1 墾丁熱帶海岸林土地使用分佈圖

(資料來源：本研究)

(二) 土地使用之變遷分析

1950、1970 年代與 2008 年所建立之土地使用分佈圖可利用 GIS 進行面積計算，經計算結果如表 2-1.6 所示，1950 年代銀合歡所占的面積為 62.49 ha，海岸植生所占的面積為 359.31 ha，非海岸植生所占的面積為 552.98 ha。至 1970 年代銀合歡所占的面積增加為 121.82 ha，海岸植生所占的面積卻減少為 241.52 ha，非海岸植生所占的面積亦增加到 611.44 ha。直至近代 2008 年銀合歡所占的面積持續增加至 237.56 ha，原本減少之海岸植生所占的面積回復為 319.64 ha，而非海岸植生所占的面積減少為 417.58 ha。由以上計算結果，可大概看出各時期土地使用

的面積增減情形，如銀合歡在 3 個時期系逐漸增加，海岸植生先呈現減少後再增加，非海岸植生呈現增加後再減少，惟卻無法看出土地使用類別彼此間的轉變途徑，因此，本研究進一步以變遷軌跡的模式，用以觀察銀合歡入侵與海岸林變遷之途徑。

表 2-1.6 1950、1970 年代與 2008 年之土地使用面積

土地使用類別	1950 年代		1970 年代		2008 年	
	面積(ha)	(%)	面積(ha)	(%)	面積(ha)	(%)
銀合歡	62.49	6.41	121.82	12.50	237.56	24.37
海岸植生	359.31	36.86	241.52	24.78	319.64	32.79
非海岸植生	552.98	56.73	611.44	62.73	417.58	42.84
	974.78	100.00	974.78	100.00	974.78	100.00

(資料來源：本研究)

土地使用變遷軌跡的計算，乃利用 GIS 之套疊分析，產生不同時期的土地使用變遷圖，每一變遷時期皆可產生 9 種土地使用變遷的類別，用以觀察各類別間的變化關係。1950~1970 年代之土地使用變遷圖經計算面積結果，如表 2-1.7 所示，1950~1970 年代土地使用有發生轉變的類別來看，以海岸植生轉變為非海岸植生的面積最多，約 143.05 ha，佔所有變遷面積的 14.68%，少數的非海岸植生被銀合歡取代，面積約 60.21 ha，佔所有變遷面積的 6.18%，另亦有少數被海岸植生所取代，面積約 33.22 ha，佔所有變遷面積的 3.41%，而其他有發生轉變的類別面積極為少數，皆未達所有變遷面積的 1%，除本身變遷的現象不明顯外，亦有可能為在資料整合、轉換、判釋、轉繪、數化、套疊與 GIS 運算過程中產生的誤差所導致。

表 2-1.7 1950 至 1970 年代土地使用之變遷情形

1950 年代	1970 年代	面積(ha)	(%)
銀合歡	銀合歡	53.54	5.49
銀合歡	海岸植生	0.11	0.01
銀合歡	非海岸植生	8.84	0.91
海岸植生	銀合歡	8.07	0.83
海岸植生	海岸植生	208.18	21.36
海岸植生	非海岸植生	143.05	14.68
非海岸植生	銀合歡	60.21	6.18
非海岸植生	海岸植生	33.22	3.41
非海岸植生	非海岸植生	459.55	47.14

(資料來源：本研究)

1970 年代至 2008 年之土地使用變遷圖經計算面積結果，如表 2-1.8 所示，1970 年代至 2008 年土地使用有發生轉變的類別，以非海岸植生被取代的情形為主，其中被銀合歡所取代的面積約 116.82 ha，佔所有變遷面積的 11.98%，其次亦有被海岸植生所取代的面積約 90.87 ha，佔所有變遷面積的 9.32%，其他有發生轉變的類別面積皆低於所有變遷面積的 1%。

表 2-1.8 1970 年代至 2008 年土地使用之變遷情形

1970 年代	2008 年	面積(ha)	(%)
銀合歡	銀合歡	116.96	12.00
銀合歡	海岸植生	0.15	0.01
銀合歡	非海岸植生	4.71	0.48
海岸植生	銀合歡	3.78	0.39
海岸植生	海岸植生	228.63	23.45
海岸植生	非海岸植生	9.11	0.93
非海岸植生	銀合歡	116.82	11.98
非海岸植生	海岸植生	90.87	9.32
非海岸植生	非海岸植生	403.75	41.42

(資料來源：本研究)

第二節 熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測

一、摘要

墾丁國家公園之海岸林遭外來種銀合歡入侵情形嚴重，急需進行有關銀合歡移除及復舊作業的相關研究。2008年至2009年分別在西海岸石珠與龜山、南海岸大圓山地區設置三個共同樣區，並於5月雨季前完成銀合歡移除工作，接著在大雨後完成原生種苗木的栽植工作。為了解復舊作業過程對原生保留植被的影響及其恢復情形，分別於銀合歡移除前及栽植作業後持續進行原生植被的監測調查；另為追蹤復舊造林苗木之生長表現，則定期進行栽植苗存活率與高度之記錄。研究結果顯示銀合歡移除作業對保留的原生成(幼)樹(DBH \geq 1cm)影響不明顯，但對幼小木本植物衝擊較大，且於移除帶較寬者植被受到的影響也較大；但受擾動的原生植被多數可在第一個生長季內經由種子庫等更新材料來源快速補充恢復，到第二個生長季時增加的數量更多。栽植苗木在12m及6m兩種移除帶寬度的存活及生長結果相似，如綜合存活率與相對高生長結果，石株地區栽植16個月後以繖楊的表現最佳，許多樹種到第二年5月存活率已低於5成，尤以白榕、草海桐與欖仁的存活率最低。整體來說，12m移除帶應可應用於此區域的大面積復舊作業。另外，3m保留帶在炎熱及落山風盛行的墾丁海岸林可達保護之效果，可減少烈日與強風對苗木的破壞，提高苗木的生長表現。

關鍵詞：銀合歡、入侵種、復舊、植被動態、栽植苗

二、前言

墾丁國家公園濱海地區的海岸林孕育著豐富的生物多樣性與生態樣貌，然而除了香蕉灣海岸林生態保護區一帶尚有小面積殘存之原生海岸林外，其餘海岸林多遭到人為擾動，在人為擾動後的演替過程中，原生於中美洲的外來入侵種銀合歡(*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit)開始大量入侵，國家公園內海岸地區受到影響的區域達數百公頃。為維護珍貴的海岸林生態體系及物種多樣性，執行海岸

林生態復舊工作勢在必行。

銀合歡一旦成功入侵後便不易全面移除，這與它萌蘗能力強、能產生大量的種子庫及擁有植物相剋作用(Chou and Kuo, 1986; Walton, 2003)等特性有關，因此其防治工作不易成功。保持完整的原生植物生態系與生物多樣性是防止銀合歡等外來種入侵的有效方法(Kennedy et al., 2002; Walton, 2003; 呂福原、陳民安，2002)，然而對於已被銀合歡入侵之區域，則往往需要採取復舊處理才能有效控制銀合歡的蔓延更新(Walton, 2003)。外來種入侵地的復舊工作，應同時包括外來種移除及原生植被的重建兩部分。外來種移除後，栽植原生種苗木以進行破壞林地的生態復育，是加速當地植被恢復的重要方法之一(Blakesley et al., 2002; Florentine and Westbrooke, 2004; Lamb et al., 2005; 郭幸榮，2005)。以往台灣海岸林造林多為純林的方式，尤其以木麻黃造林為主(甘偉航、胡大維，1987; 蕭祺暉，2002)，如欲達到生態復舊之目標，則應以建造多樹種之複層混合林為目標，以提高林分的穩定性及其生物多樣性(何坤益，2006; 蕭祺暉，2002)。

另外，在外來種移除作業後，因為移除過程時的干擾、移除後生物量的降低及當地氣溫及濕度等微氣候的改變等因素，都將影響保留下來植被的生長(Diaz et al., 2003; Ostertag et al., 2009)，然而有關原生植被受到移除作業影響的探討卻明顯不足，國內相關研究工作更是缺乏。且國外多著重於草本外來種移除的研究，但木本植物移除後對自然環境的影響與草本不同(Ostertag et al., 2009)，實有需要進行外來木本植物移除作業的相關試驗。

本試驗利用機械切除方式將銀合歡移除後，為抑制銀合歡防除後之大量樹幹萌蘗及種子庫大量萌發，同時達成迅速復舊海岸林之目標，除儘量保留當地天然更新的原生植物外，並實施原生種苗木混植造林，以比較各樹種在復舊地初期之存活情況與生長表現。本研究大部分區域不採取全面銀合歡移除而增加了保留帶，這與恆春當地的自然環境有關，期望可減少部分的干擾，降低對環境的衝擊，也可比較有無保護帶的效用(大圓山試驗地)。並經由銀合歡移除前後保留植被之

監測調查比較，以瞭解保留植被的變化。另外，石株試驗地分為兩種寬度的銀合歡移除帶，藉此可瞭解不同寬度移除帶對栽植苗與保留植被的影響。除比較各種原生栽植苗木之生長表現，提出適合栽植樹種之建議外，並探討銀合歡移除作業對試驗地原有保留植被的短期影響，期望能夠在減少對原生植被的干擾原則下，成功將現遭銀合歡入侵之林地恢復為高生物多樣性之熱帶海岸林。

三、材料及方法

1. 試驗設計

目前有三個共同實驗區已設立，分別為 2008 設立的西海岸石珠試驗地，與今年(2009)設立的龜山山坡地試驗地與南海岸大圓山試驗地(圖 2-2.1)。三個試驗地在復舊作業前銀合歡的入侵情形不同(表 2-2.1)，其中以龜山的密度最大，石株最小。

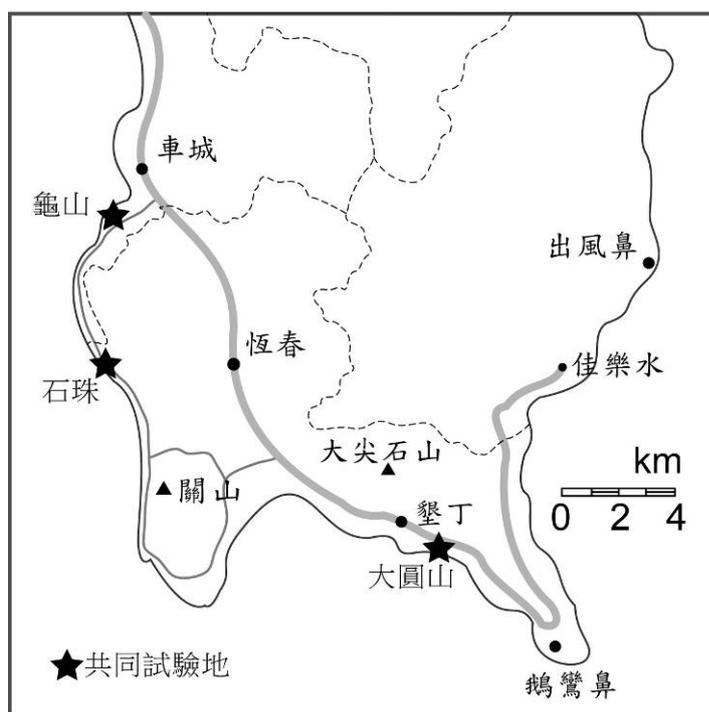


圖 2-2.1 三個共同試驗地之相關位置圖

(資料來源：本研究)

表2-2.1 復舊作業前各試驗地銀合歡調查結果

	石珠	龜山	大圓山
密度(株/ha)	5504.03	11458.33	6128.47
冠幅總面積(m ² /ha)	-*	97217.34	34448.58
總胸高斷面積(m ² /ha)	8.60	16.99	11.60

* 未調查

(資料來源：本研究)

本試驗採逢機完全區集設計，每一處理皆有四個區集，各試驗地的試驗處理設計如表 2-2.2，試驗配置如圖 2-2.2。石珠試驗地之整地方式分為銀合歡移除帶 12m 與 6m 兩種寬度，移除帶內除了將銀合歡移除外，其它樹種全部保留，大圓山試驗地之整地方式分為有保留帶與無保留帶兩種。由於恆春海岸林夏季長且炎熱，加上有海風與冬季落山風之影響，銀合歡全面移除恐不利復舊栽植苗之生長，所以移除帶之間的 3m 保留帶(銀合歡不移除)應可提供遮蔭及防風。栽植樹種方面則分為速生種、速生種与其它混植及不栽植三種，栽植的物種因實驗地不同(表 2-2.3)，但皆為恆春半島原生之海岸樹種。栽植行株距以 2 m x 1.25 m 為原則，各樹種在空間上採隨機混植方式配置，時間則在梅雨季開始後依照實際天氣狀況，於氣象預報將有大量降雨時栽種。

表2-2.2 各試驗地之試驗設計

A.石珠試驗地

整地方式	1.砍 6m 留 3m		2.砍 12m 留 3m		3.無砍伐帶及保留帶 (原為農耕地)	
栽植樹種	5種速生種	5種速生種+ 12種其它種	5種速生種	5種速生種+ 12種其它種	5種速生種	5種速生種+ 12種其它種
處理代號	A	B	C	D	E	F

B.大圓山試驗地

整地方式	砍 12m 留 3m			砍 12m 無保留帶		
栽植樹種	6種速生種	6種速生種+ 18種其它種	不栽植	6種速生種	6種速生種+ 18種其它種	不栽植
處理代號	A	B	C	D	E	F

C.龜山試驗地

整地方式	砍 12m 留 3m		
栽植樹種	4種速生種	4種速生種+8種其它種	不栽植
處理代號	A	B	C

(資料來源：本研究)

表2-2.3 各試驗地栽植苗木之種類

	石珠	大圓山	龜山
速生種	黃欖 稜果榕 欖仁 血桐 繖楊	黃欖 欖仁 構樹 稜果榕 海欖果 血桐	稜果榕 雀榕 蟲屎 構樹
其它種	雀榕 白榕 海欖果 瓊崖海棠 水黃皮 蓮葉桐 紅柴 樹青 台灣海桐 林投 臭娘子 草海桐	瓊崖海棠 繖楊 樹青 雀榕 破布烏 茄冬 紅柴 恆春厚殼樹 皮孫木 白肉榕 水黃皮 土沉香 林投 臭娘子 草海桐 白水木 蓮葉桐 棋盤腳	白榕 破布烏 恆春山枇杷 恆春厚殼樹 欖仁 黃荊 紅柴 樹青
合計	17種	24種	12種

(資料來源：本研究)

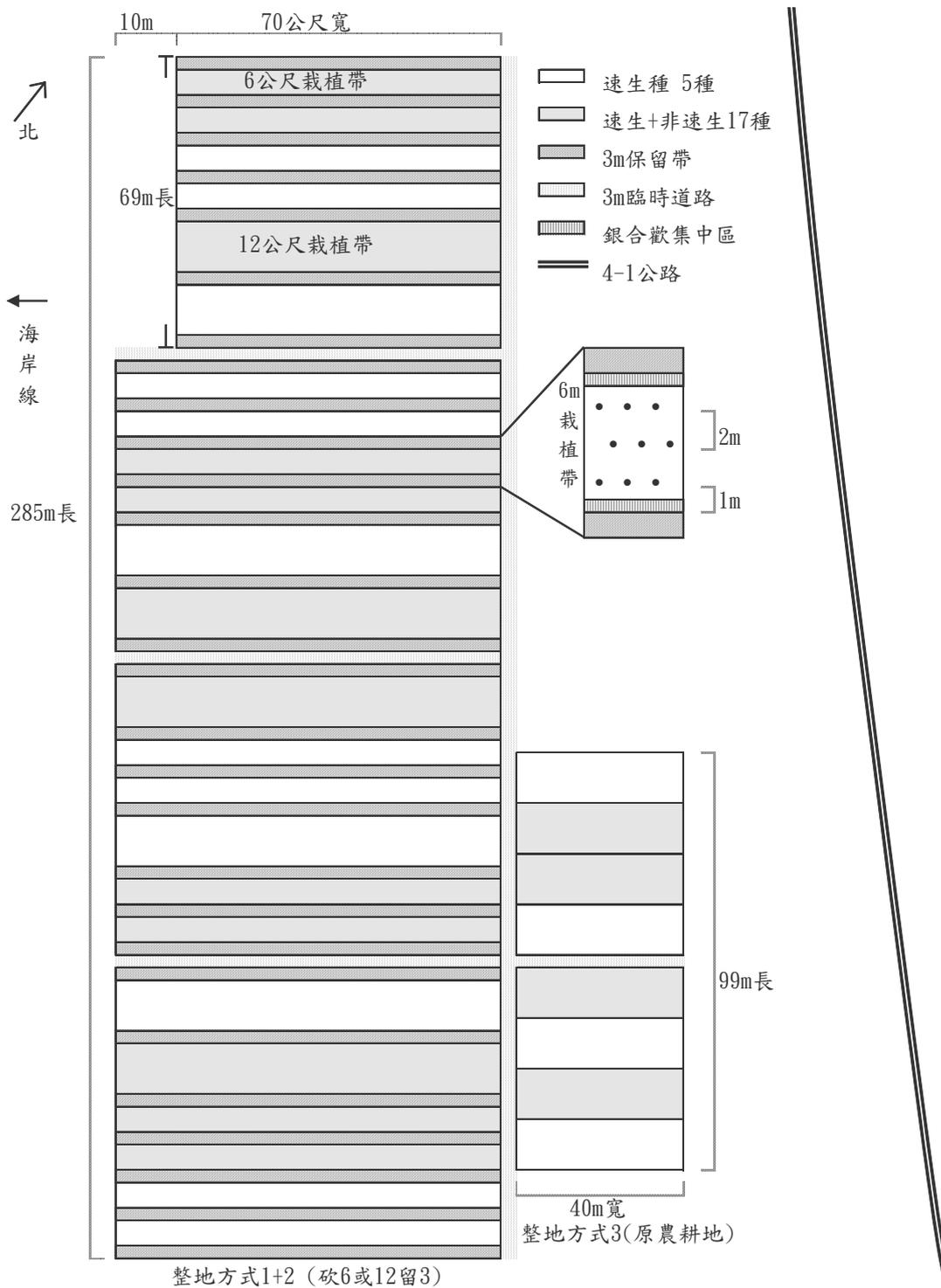


圖 2-2.2 試驗配置圖(A)石珠
 (資料來源：本研究)

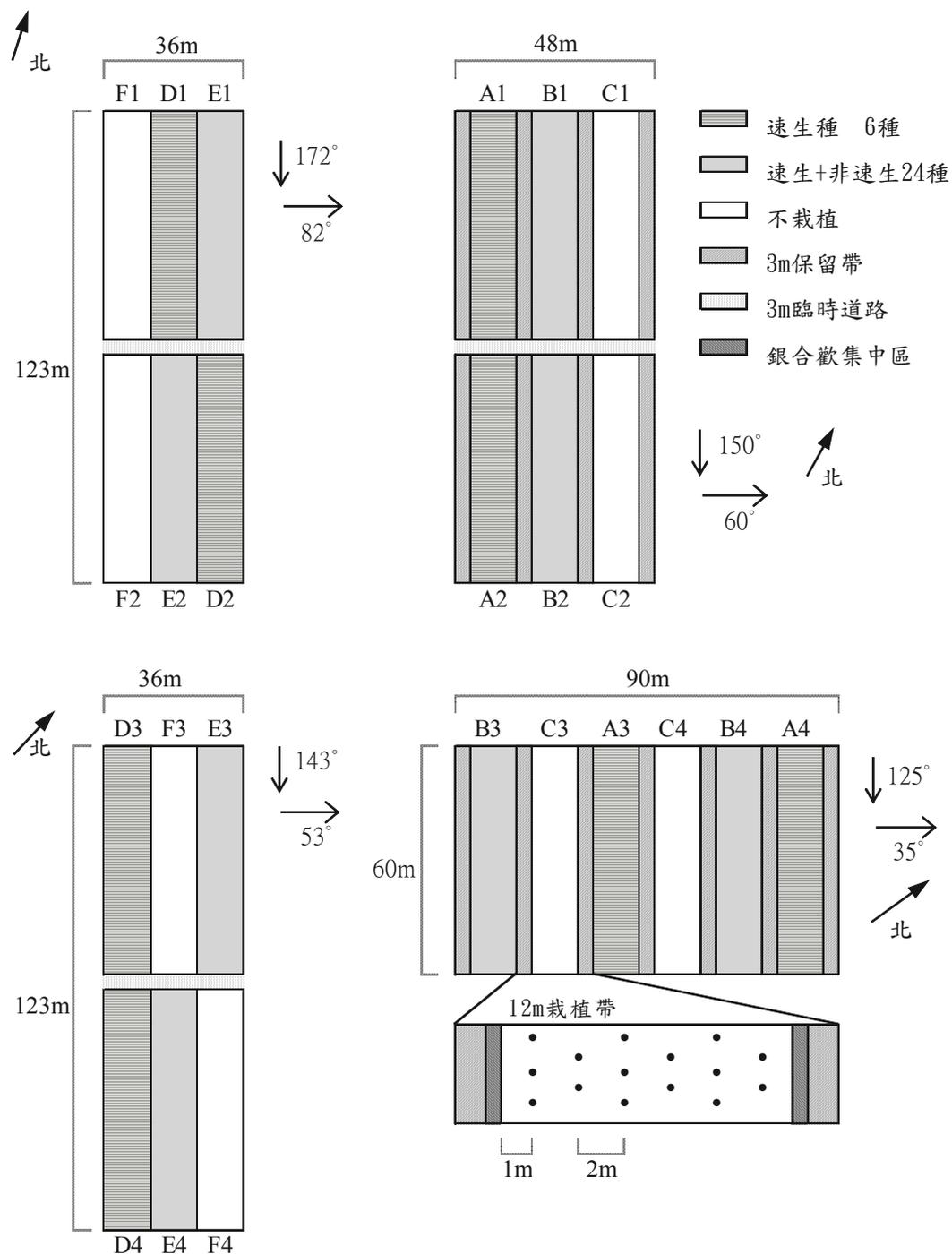


圖 2-2.2(續).試驗配置圖(B)大圓山
(資料來源：本研究)

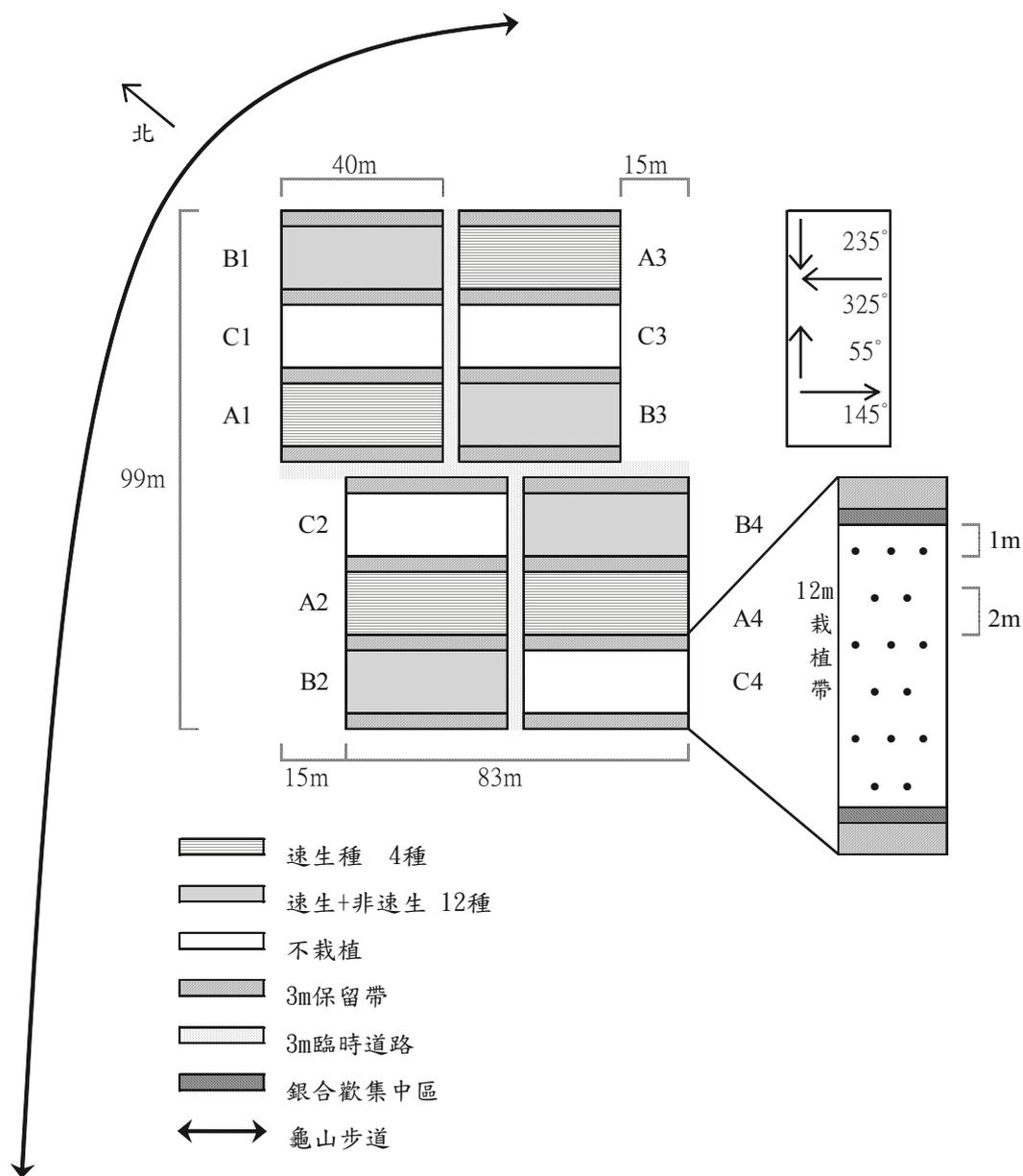


圖 2-2.2(續).試驗配置圖(C)龜山

(資料來源：本研究)

2. 銀合歡移除作業

銀合歡的移除工作於5月中進行，移除方式為每株離地面10cm以下用鏈鋸切除，切除後的地上部分截成1m以下之長度，並將直徑3cm以上之木材搬移至保留帶旁或試驗地周邊之空地上，直徑3cm以下之木材則留置於原地。移除過程中儘量避免傷及其它保存之原生樹種。為避免銀合歡重新入侵，除草作業進行時一併砍除銀合歡根株之萌蘖及幼苗。

3. 調查方法

(1) 原生植被

第一年於銀合歡移除作業前生長季初期(5月)、銀合歡移除及苗木栽植作業後(7月或8月)及生長季末期(10月)，各進行乙次植生狀況調查，鑑定並記錄調查區內之各原生木本植物(不包括栽植苗木)及所有草本植物種類，木本植物並依其大小區分為成(幼)樹(DBH \geq 1cm)、稚樹(DBH<1cm，高 \geq 50cm)及幼苗(高<50cm)等三群。第二年起調查時間為生長季初期(5月)與生長季末期(10月)。

(2) 栽植苗

第一年於栽植後約兩星期及生長季末期(10月)，各進行乙次苗木之調查，記錄苗木之種類、存活狀況及高度。第二年起調查時間為生長季初期(5月)與生長季末期(10月)。

四、結果

1. 原生植被

(1) 石株試驗地

兩年(2008-2009)記錄到(DBH \geq 1cm)原生木本植物的成(幼)樹共有 21 種，主要樹種有構樹、蟲屎、血桐、破布烏與恆春厚殼樹(*Ehretia resinosa* Hance)5 種，其中以構樹最優勢，其餘種類尚有小葉桑(*Morus australis* Poir)、山柚仔(*Champereia manillana* (Blume) Merr.)、魚木(*Crataeva adansonii* DC.)等。

銀合歡移除前，每公頃平均約有 2,000 株 DBH \geq 1cm 之原生木本植物(圖 2-2.3)，本實驗發現銀合歡移除作業對 DBH \geq 1cm 的木本植物的密度與物種數的影響不明顯(圖 2-2.3、圖 2-2.4)，且兩種寬度移除帶的結果相似，除冠幅面積會受到破壞外，胸高斷面積更是逐漸增加(圖 2-2.5)。自 2008 年 10 月起成(幼)樹密度與物種數均有穩定的增加，增加的來源主要是小徑木的構樹及少數蟲屎等陽性植物，這些存活下來的陽性樹種小苗在樹冠層疏開、復舊作業干擾停止後迅速生

長，進級成 $DBH \geq 1cm$ 的成(幼)樹。冠幅在 2008 年 10 月時的驟降(圖 2-2.5)應是導因於九月份的颱風干擾，帶來的鹽霧傷害造成許多植物樹葉枯黃掉落，但冠幅於之後逐漸緩慢恢復。

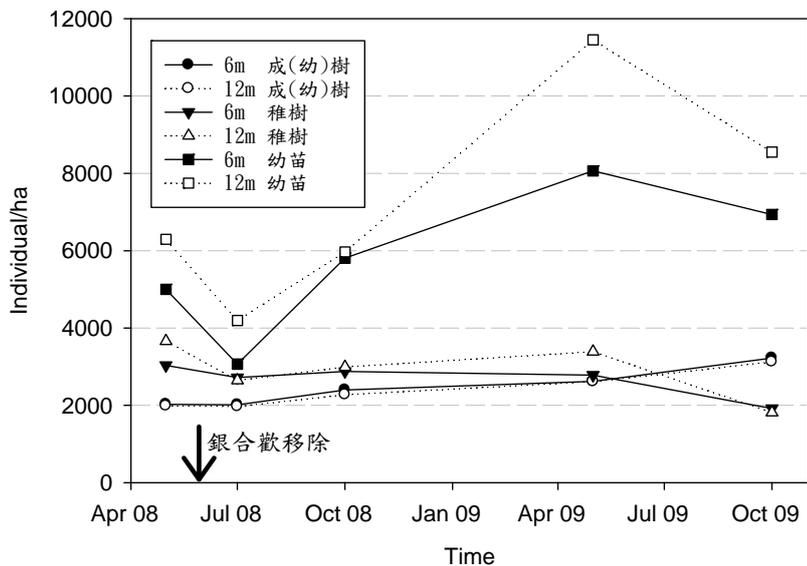


圖 2-2.3 石珠試驗地原生木本植物之平均密度變化
 (資料來源：本研究)

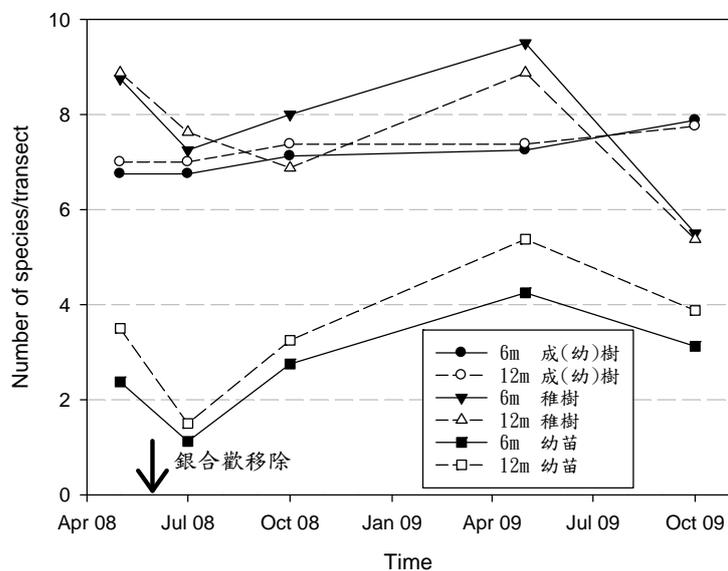


圖 1-1.2 圖 2-2.4 石珠試驗地原生木本植物之平均出現物種數的變化
 (1 transect= 160 m²)

註：成(幼)樹及稚樹的取樣面積為幼苗的 20 倍，詳見材料與方法
 (資料來源：本研究)

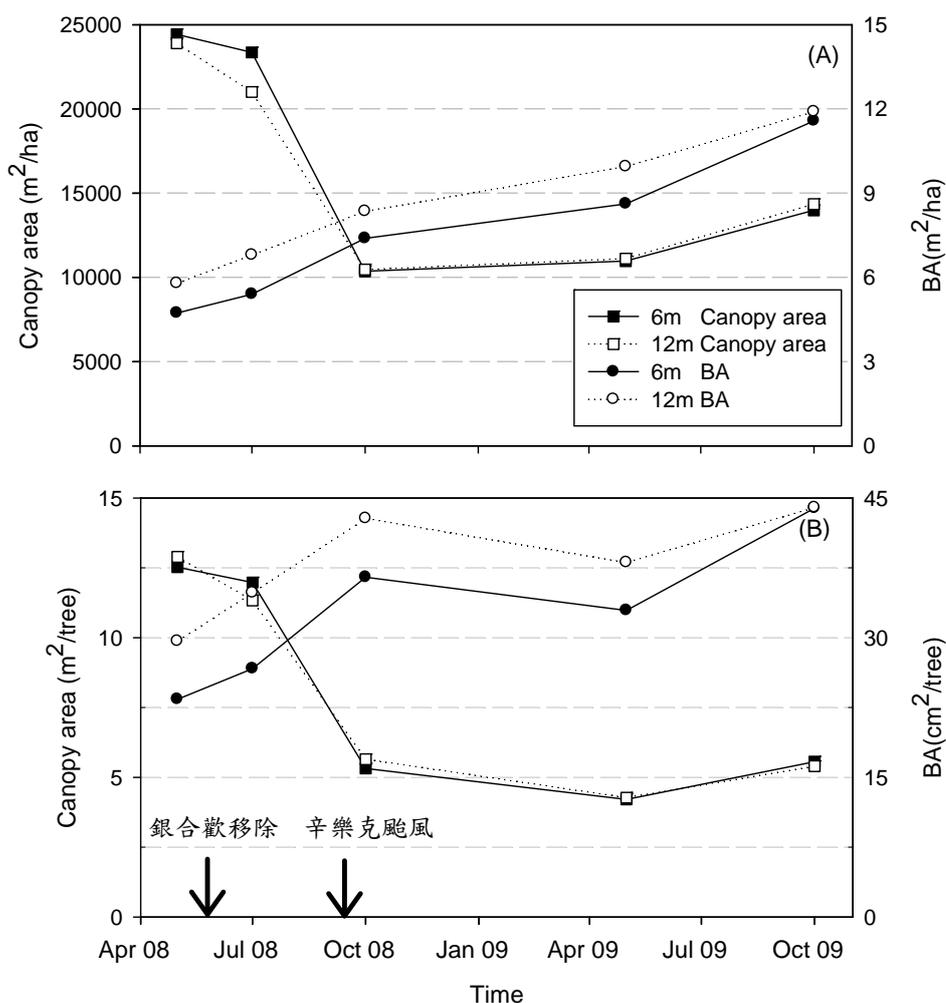


圖 2-2.5 石珠試驗地原生成(幼)樹(DBH \geq 1cm)之(A)平均冠幅總面積及總胸高斷面積與(B)平均單株冠幅面積及胸高斷面積的變化

(資料來源：本研究)

然而較小的木本植物(稚樹與幼苗)受銀合歡移除作業影響較大(圖 2-2.3 及圖 2-2.4)，12 m 移除帶的破壞通常較 6 m 移除帶明顯，應是因為小的木本植物較為纖細，較易受到折斷、踩傷與壓傷等物理傷害。然稚樹與幼苗的恢復速度快，尤其是幼苗在第一年生長季末(10 月)時，無論是密度或物種數皆迅速恢復至接近移除作業前的狀況，增加樹種以構樹及血桐等陽性樹種為主，到了第二年 5 月，幼苗的密度及物種數更是大量增加並超過移除作業前。但第二年經過一個生長季後稚樹與幼苗皆開始減少，可能因為成(又)樹的樹冠於此段時間快速生長，冠幅逐漸鬱閉，造成林下逐漸陰暗而不適合陽性小苗之萌發生長。

銀合歡的移除作業不會減少草本植物，相反的草本植物隨著時間而逐漸增加(圖 2-2.6)，不同寬度移除帶間無顯著差異。總覆蓋度第一年持續增加並於 10 月到達最高，經過乾季後第二年生長季開始時下降一些，但在一個生長季後又增加。平均物種數則持續增加而不受乾季影響，從一開始不到 2 種/m² 上升到第二年 10 月時已接近 4 種/m²，也是三個試驗地中草本物種數最多者。

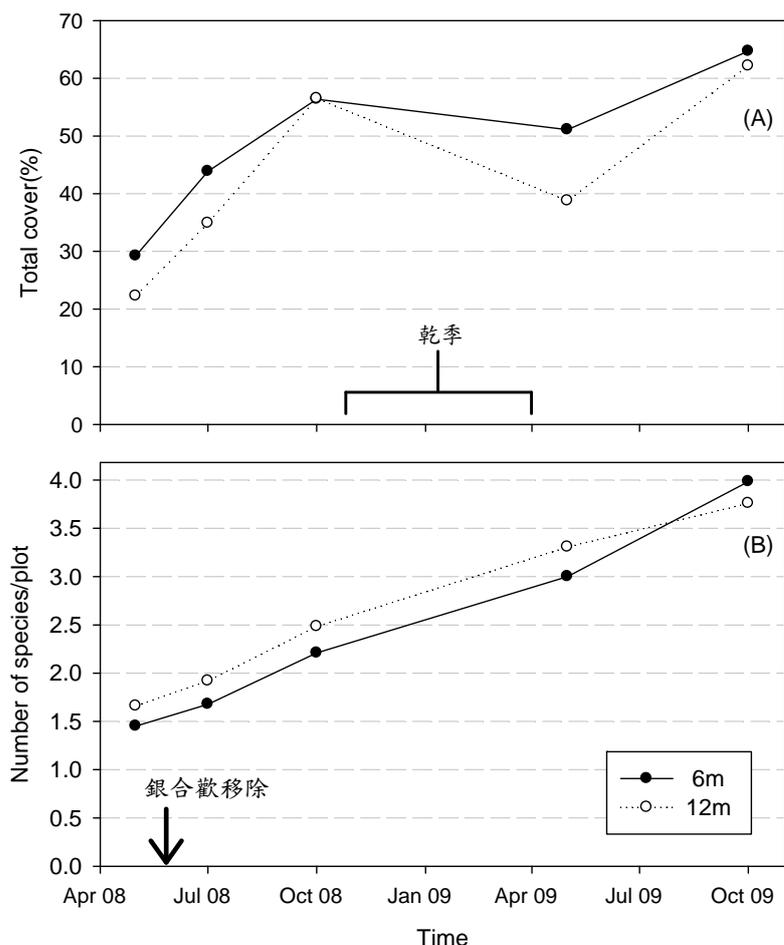


圖 1-1.3
圖 2-2.6 石珠試驗地草本植物之平均(A)總覆蓋度及(B)物種數的變化
(1 plot=1 m²) (資料來源：本研究)

(2) 大圓山試驗地

2009 年記錄到(DBH \geq 1cm)原生木本植物的成(幼)樹共有 21 種，主要樹種有月橘(*Murrya paniculata* (Linn)Jack.)、蟲屎與林投(*Pandanus odoratissimus* Linn. f.)，其中以月橘數量最多。

銀合歡移除前，每公頃平均約有 1,500 株 $DBH \geq 1cm$ 之原生木本植物，發現銀合歡移除作業對 $DBH \geq 1cm$ 的木本植物物種數沒有影響 (圖 2-2.7)，密度則稍有下降，而除了原來現地的差異外，不同處理間不論有無保留帶或有無栽植苗木的結果皆相似。與石株的結果類似，銀合歡移除作業後冠幅面積會受到明顯破壞 (圖 2-2.8)，但下降幅度較石株為大，胸高斷面積則是稍微增加 (圖 2-2.9)。7 月到 10 月之間成(幼)樹的各項變化不大，因為該年夏天無大型颱風造成鹽霧傷害，部分冠幅有緩慢恢復之現象。

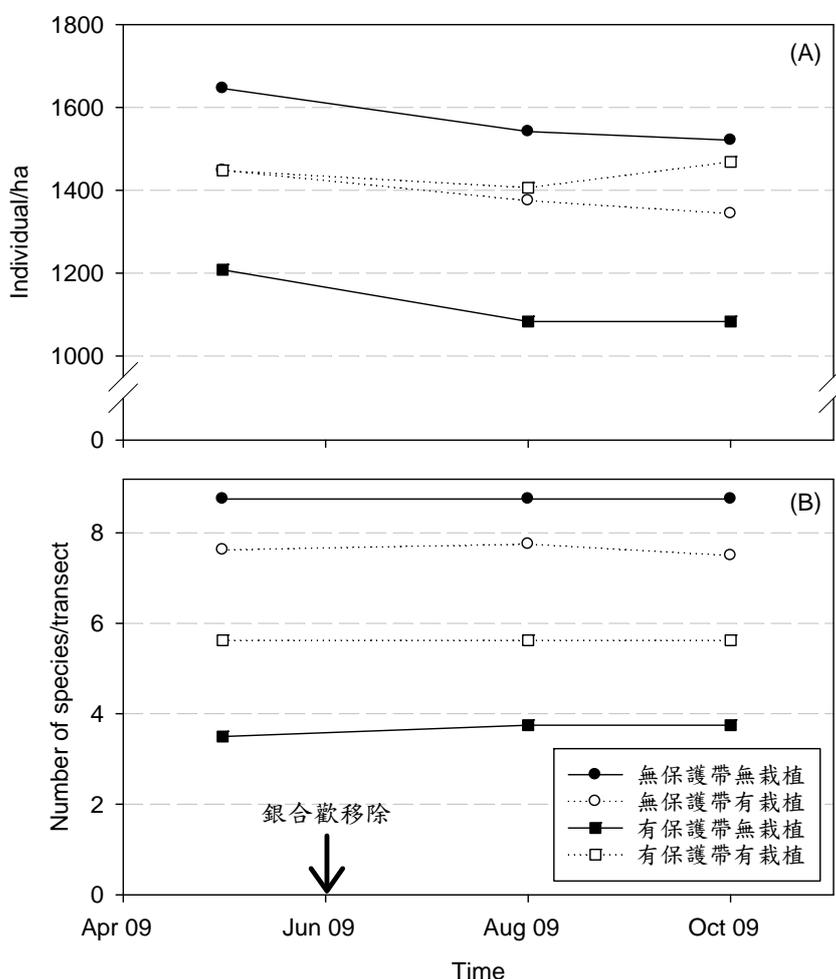


圖 2-2.7 大圓山試驗地原生成(幼)樹之平均(A)密度及(B)物種數的變化

圖 1-1.4 (1 transect=120 m²)

圖 1-1.5 註：成(幼)樹及稚樹的取樣面積為幼苗的 20 倍，詳見材料與方法
(資料來源：本研究)

圖 1-1.6

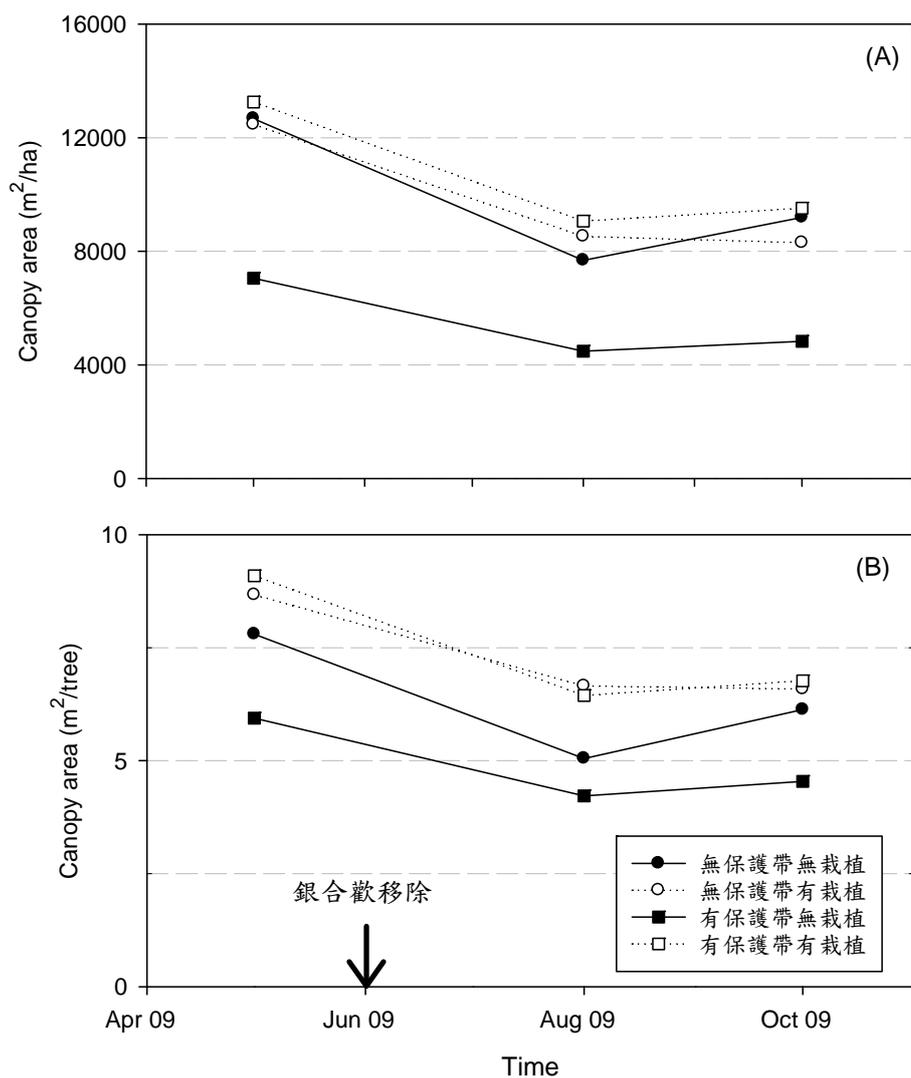


圖 2-2.8 大圓山試驗地原生成(幼)樹之平均(A)平均冠幅總面積及(B)平均單株冠幅面積的變化

(資料來源：本研究)

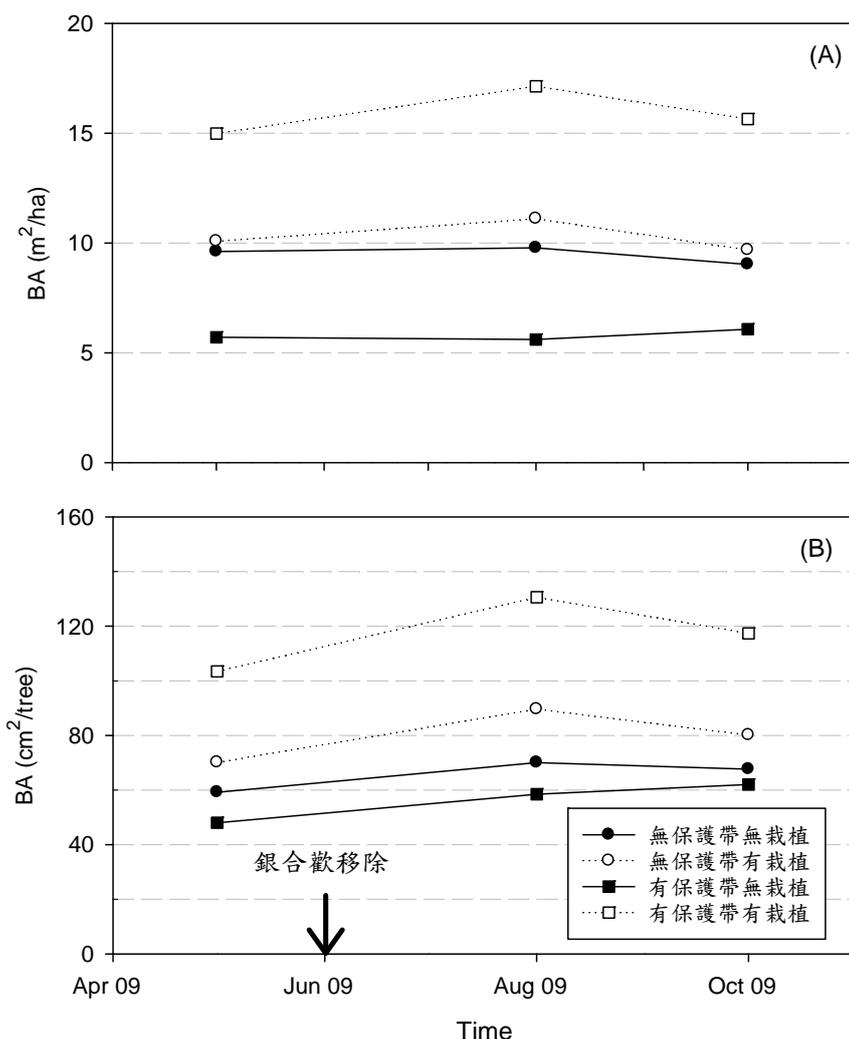


圖 2-2.9 大圓山試驗地原生成(幼)樹之平均(A)總胸高斷面積及(B)平均單株胸高斷面積的變化

(資料來源：本研究)

圖 1-1.7

然而較小的木本植物(稚樹與幼苗)在銀合歡移除作業後的變化大。稚樹受銀合歡移除作業的破壞顯著(圖 2-2.10)，密度在無保護帶受到破壞似乎較有保護帶明顯，物種數則不受不同處理影響。大圓山的幼苗與其它試驗地的結果不同，除了在無保護帶有栽植的處理下幼苗變化少(圖 2-2.11)，其餘處理中幼苗的密度與物種數皆在銀合歡移除後明顯增加。10月時稚樹在無栽植處理區域的密度有大量恢復，但在有栽植處理的密度反而有下降的趨勢，這可能是受到栽植作業時的干擾。而幼苗不論密度或物種數則在10月時恢復至作業前(5月)的水準。

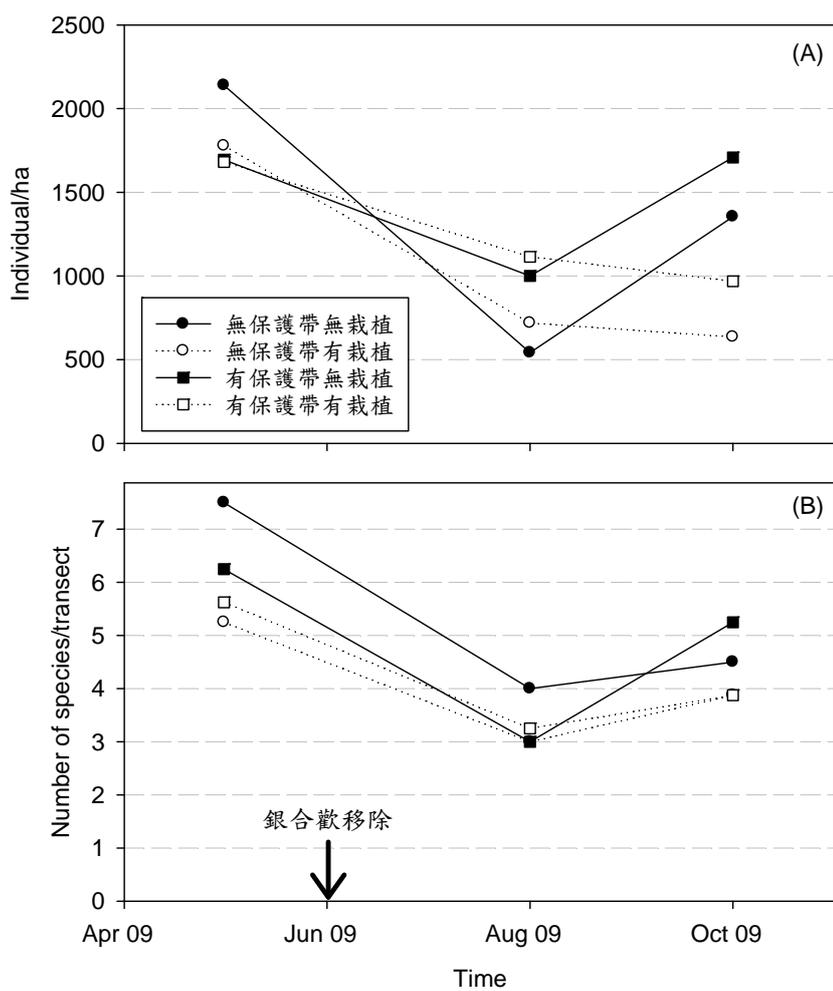


圖 2-2.10 大圓山試驗地原生稚樹之平均(A)密度及(B)物種數的變化
 (1 transect=120 m²) (資料來源：本研究)

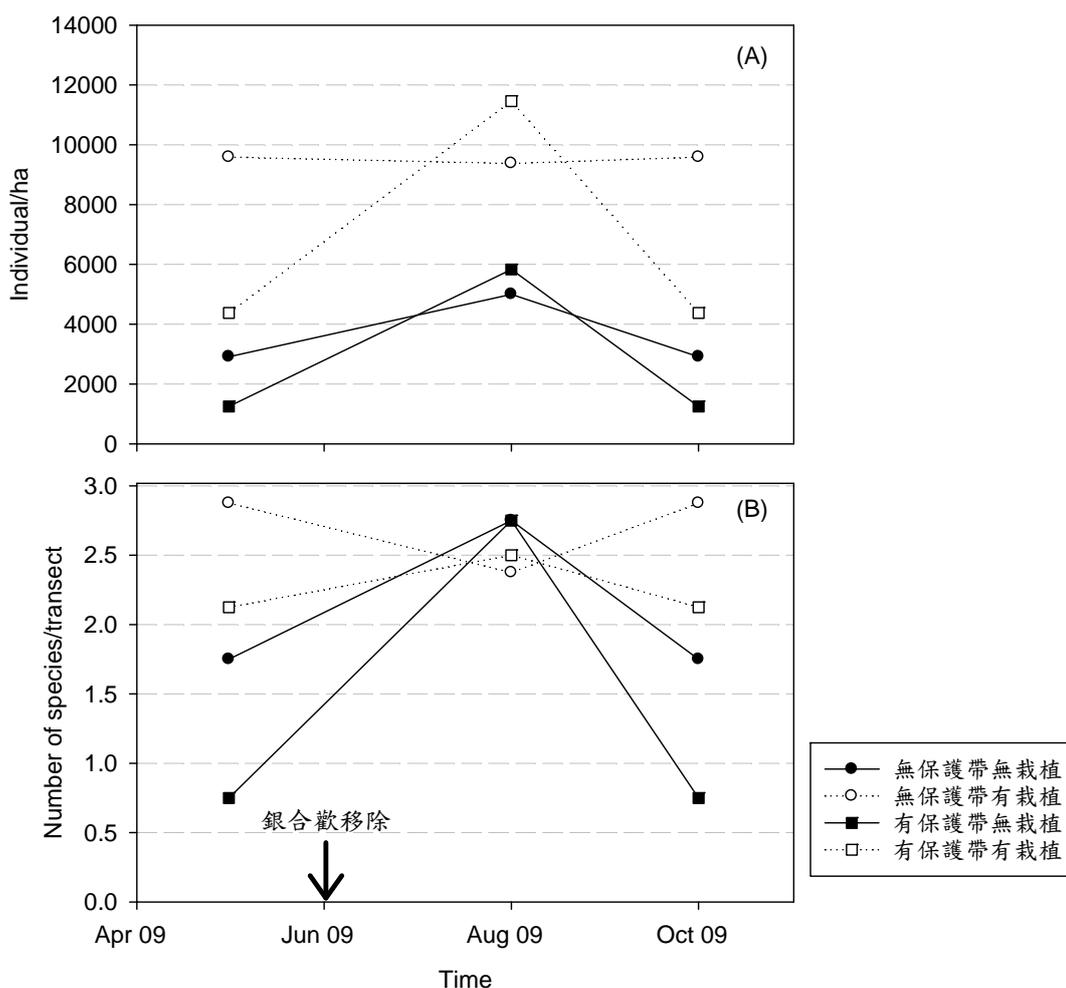


圖 2-2.11 大圓山試驗地原生幼苗之平均(A)密度及(B)物種數的變化
(1 transect=120 m²)(資料來源：本研究)

與石株試驗地的結果相似，銀合歡的移除作業不會減少草本植物，相反的草本植物隨著時間而逐漸增加(圖 2-2.12)，不同處理間無顯著差異。總覆蓋度第一年持續增加並於 10 月到達最高，主要是增加黑果馬廐兒(*Zehneria mucronata* (Blume) Miq.)及毛西番蓮(*Passiflora foetida* L.)等藤本。

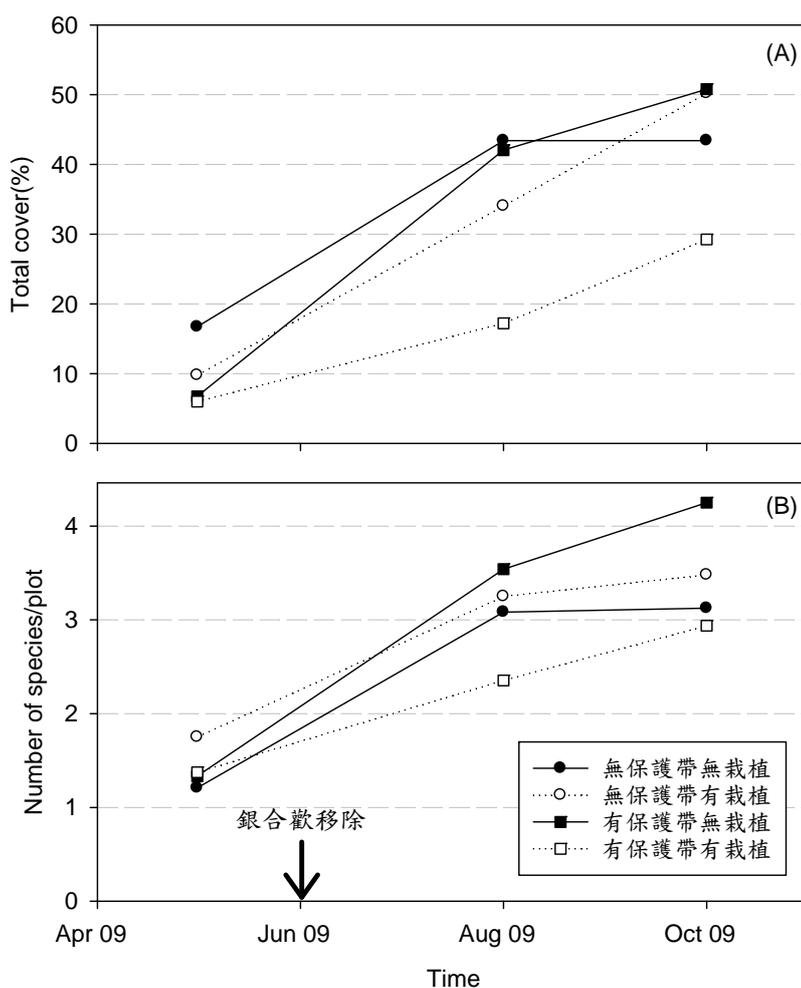


圖 2-2.12 大圓山試驗地草本植物之平均(A)總覆蓋度及(B)物種數的變化
 (1 plot=1 m²)(資料來源：本研究)

(3) 龜山試驗地

由於銀合歡移除前龜山的植被以銀合歡為主(表 2-2.1)，約占密度的 96%，所以其餘樹種的數量與種類皆少，平均約只有 500 株/ha 之 $DBH \geq 1cm$ 的原生木本植物，共記錄到 14 種 $DBH \geq 1cm$ 之原生成(幼)樹，其中超過一半的數量為小刺山柑(*Capparis micracantha* DC. var. *henryi* (Matsum.) Jacobs)。

銀合歡移除作業對 $DBH \geq 1cm$ 的木本植物密度與物種數的影響不明顯(圖 2-2.13 及圖 2-2.14)，有無栽植苗木處理的結果相似。與其它兩個試驗區的結果相似，冠幅面積會受到銀合歡移除作業明顯的破壞(圖 2-2.15)，胸高斷面積則是有稍微增加的趨勢。除了可發現冠幅有緩慢恢復，7 月到 10 月之間成(幼)樹的各項調查項目變化不大。

不論密度或物種數，稚樹與幼苗也較其他兩試驗地少，並且都明顯受到銀合歡移除作業的破壞(圖 2-2.13 及圖 2-2.14)，其中無栽植苗木處理的幼苗降低的程度較大一些。10 月時幼苗的密度與物種數已恢復至作業前(5 月)的狀況，稚樹則只有少許恢復。

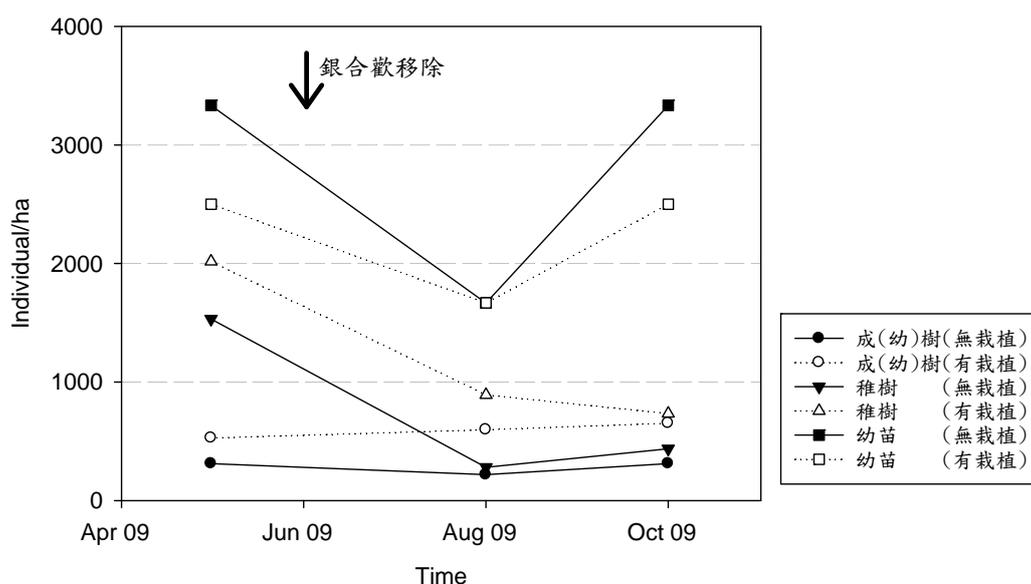


圖 2-2.13 龜山試驗地原生木本植物之平均密度變化
(資料來源：本研究)

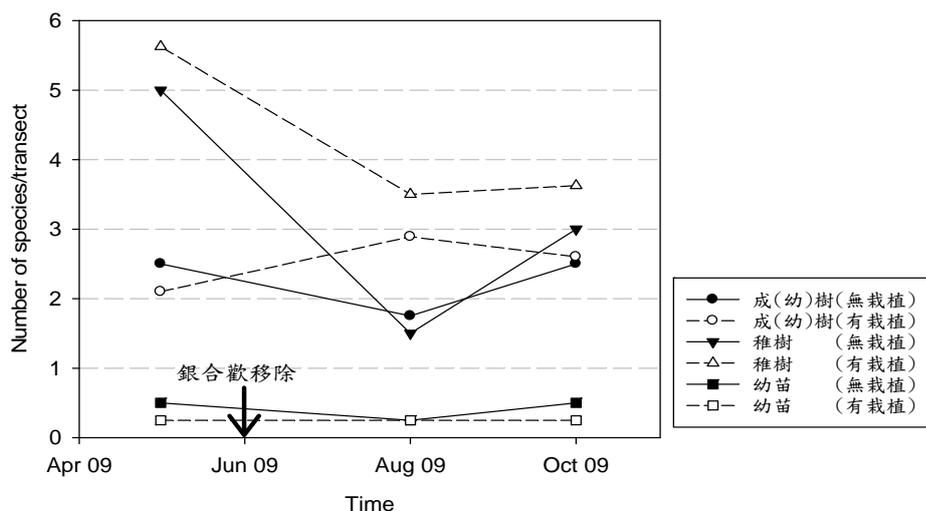


圖 2-2.14 龜山試驗地原生木本植物之平均物種數變化
 (1 transect=80 m²)

圖 1-1.8 註：成(幼)樹及稚樹的取樣面積為幼苗的 20 倍，詳見材料與方法
 (資料來源：本研究)

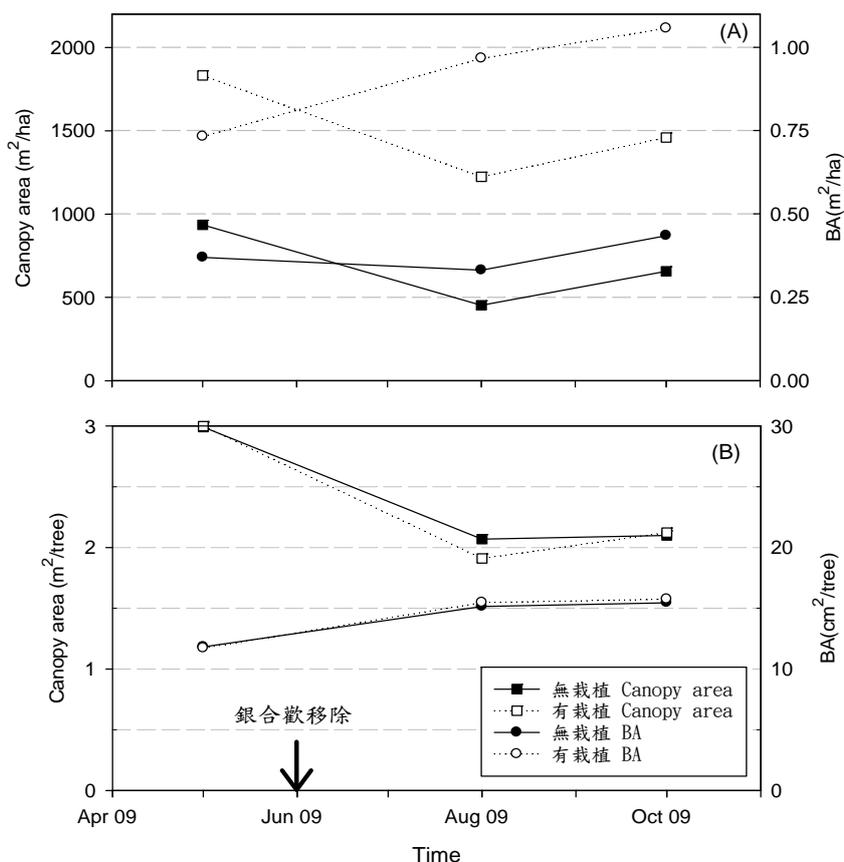


圖 2-2.15 龜山試驗地原生成(幼)樹(DBH ≥ 1cm)之(A)平均冠幅總面積及總胸高斷面積與(B)平均單株冠幅面積及胸高斷面積的變化

(資料來源：本研究)

地被草本共記錄到 13 種，銀合歡的移除前以槍刀菜數量最多。與其他兩個試驗地的結果相似，銀合歡移除後，草本植物隨著時間逐漸增加(圖 2-2.16)，不同處理間無顯著差異。總覆蓋度第一年持續增加，10 月時平均已接近 80%，主要是增加紅花野牽牛(*Ipomoea triloba* L.)等爬藤。

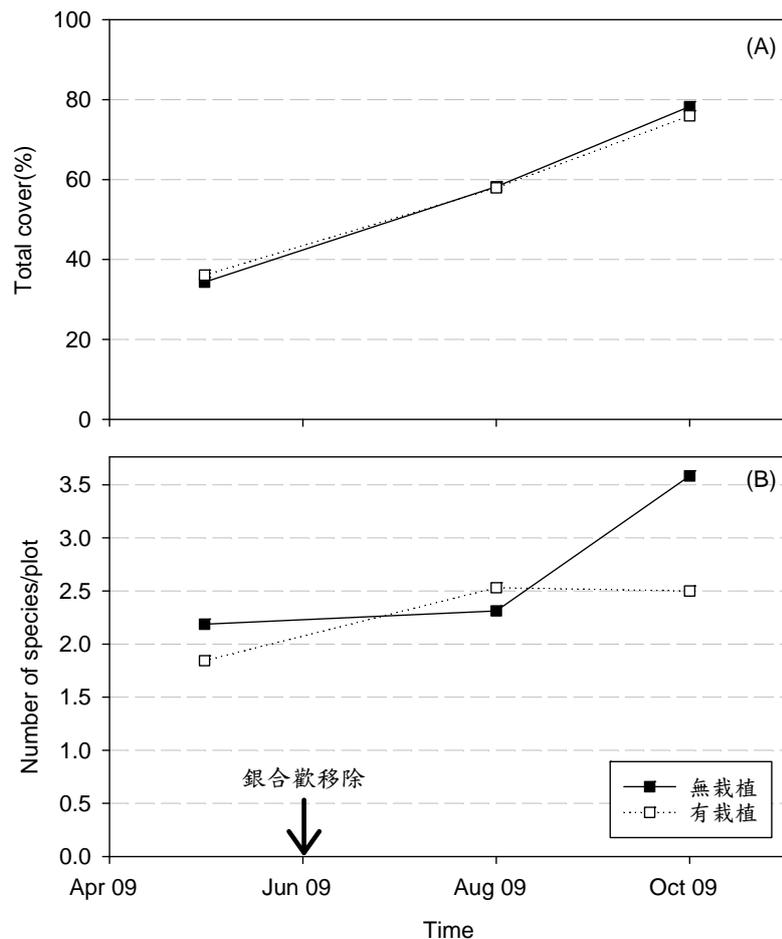


圖 2-2.16 龜山試驗地草本植物之平均(A)總覆蓋度及(B)物種數的變化
(1 plot=1 m²)(資料來源：本研究)

2. 栽植苗

(1) 石株試驗地

栽植的 17 種苗木在第一年生長季末時(10 月)整體平均有 95%之存活率(表 2-2.4)，除草海桐(*Scaevola taccada* (Gaertner) Roxb.)其餘存活率皆高於 90%，雀榕(*F. superba* (Miq.) Miq. var. *japonica* Miq.)甚至達 100%，而到第二年 5 月時平均存活率降為 75%，其中有 11 種的存活率超過 75%，並以海欖果(*Cerbera manghas* L.)、雀榕與繖楊(*Thespesia populnea* (L.) Solad ex Correa)的存活率最高，達 95%以上，最低者為存活率不到五成的欖仁。到第二年 10 月栽植 16 個月後，整體平均存活率降為 56%，剩下繖楊、海欖果與紅柴(*Aglaia formosana* (Hayata) Hayata)的存活率仍維持在 75%，繖楊更維持在 90%以上。欖仁、白榕(*F. benjamina* L.)及蓮葉桐的存活率已下降至低於四成。如與上次調查比較，死亡比例增加最高者則包括稜果榕(*Ficus septica* Burm. F)、雀榕、水黃皮(*Pongamia pinnata* (L.) Pierre ex Merr)與蓮葉桐(*Hernandia nymphaeifolia* (Presl) Kubitzki)。現場觀察發現欖仁與一些其它樹種之死亡導因於乾季鼠類的啃咬。

表2-2.4 石珠試驗地各栽植苗樹種之存活率

種類	樹種	97.07 調查株數	存活率(%)		
			97.10 (4個月)	98.05 (11個月)	98.10 (16個月)
速生	繖楊	281	97.9	96.8	90.7
	黃槿	397	97.0	78.3	53.9
	血桐	293	92.5	72.0	50.5
	稜果榕	387	96.1	80.9	40.3
	欖仁	425	96.9	41.6	38.4
其它種	海檬果	128	98.4	96.9	88.3
	紅柴	141	96.5	87.9	75.2
	林投	134	94.8	82.1	74.6
	瓊崖海棠	149	94.0	81.9	73.8
	雀榕	127	100.0	95.3	64.6
	台灣海桐	133	91.0	83.5	63.9
	樹青	120	95.8	80.8	58.3
	臭娘子	138	92.0	78.3	52.2
	草海桐	137	81.8	63.5	48.2
	水黃皮	158	93.7	89.9	46.2
	白榕	116	94.0	64.7	38.8
	蓮葉桐	98	92.9	68.4	34.7
	平均		95.0	74.8	56.3

(資料來源：本研究)

栽植 11 個月後整體相對高生長之平均為 42%(表 2-2.5)，栽植 16 個月後平均增為 78%，其中以速生種的稜果榕及非速生種的台灣海桐(*Pittosporum pentandrum* (Blanco) Merr.)與的表現最佳，在第一年與第二年的相對高生長皆高於其它種，三者在第二年 10 月時的相對高生長約超過 130%，而相對高生長最差者為紅柴 (*Aglaia formosana* (Hayata) Hayata)與樹青(*Planchonella obovata* (R. Br.) Pierre)，兩者皆為非速生種，相對高生長低於 23%。

表2-2.5 石珠試驗地各栽植苗樹種之相對高生長

種類	樹種	原始高度 (97.07) (cm)	相對高生長(%)		
			97.10 (4 個月)	98.05 (11 個月)	98.10 (16 個月)
速生	稜果榕	45.1	62.3	91.3	148.9
	繖楊	52.0	37.7	53.4	108.3
	血桐	58.2	23.3	42.8	91.5
	黃槿	50.5	30.5	33.9	74.4
	欖仁	72.0	16.5	12.5	39.3
其它種	台灣海桐	39.6	30.5	87.3	177.5
	水黃皮	55.9	40.1	92.7	131.2
	臭娘子	61.8	28.4	33.5	74.2
	瓊崖海棠	47.2	15.8	30.1	69.2
	林投	46.6	14.6	21.6	66.5
	蓮葉桐	41.3	6.2	21.6	64.2
	草海桐	58.4	8.4	21.4	53.5
	白榕	41.1	17.8	27.7	46.3
	雀榕	81.0	19.3	24.1	38.9
	海欖果	65.3	8.4	13.4	37.8
	紅柴	55.9	-1.8	4.9	22.5
	樹青	59.2	-0.8	-0.9	15.9
	平均	55.4	25.6	41.7	78.2

(資料來源：本研究)

當比較不同處理間的差別，則發現只栽植速生種的區域中，苗木在第二年的平均死亡率較混種 17 種為高(圖 2-2.17)，在生長季時的平均高度增加較快(圖 2-2.17)，其中 12m 移除帶的平均高度增加有高於 6m 移除帶的傾向。如比較栽植 16 個月後 5 種速生種在不同寬度移除帶的表現，可發現血桐、黃槿(*Hibiscus tiliaceus* L.)與稜果榕在 12m 移除帶中的相對高生長大於 6m 移除帶(圖 2-2.18)，其餘兩種在不同寬度移除帶的表現較接近。

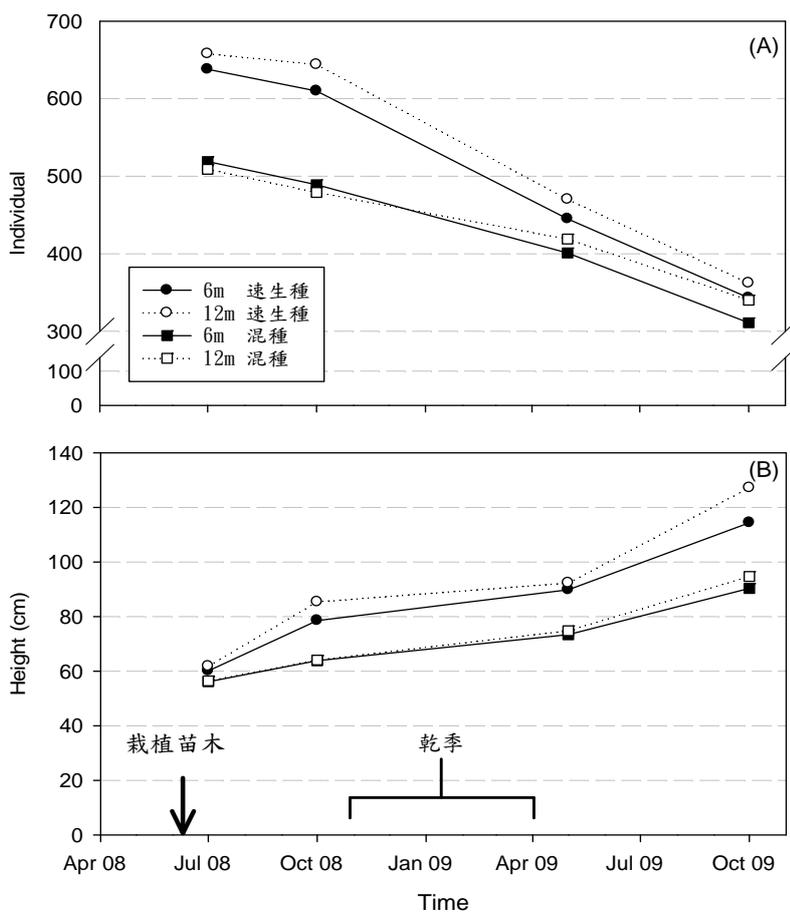


圖 2-2.17 石珠試驗地栽植苗在不同處理中之(A)調查存活株數及(B)平均高度的變化
(資料來源：本研究)

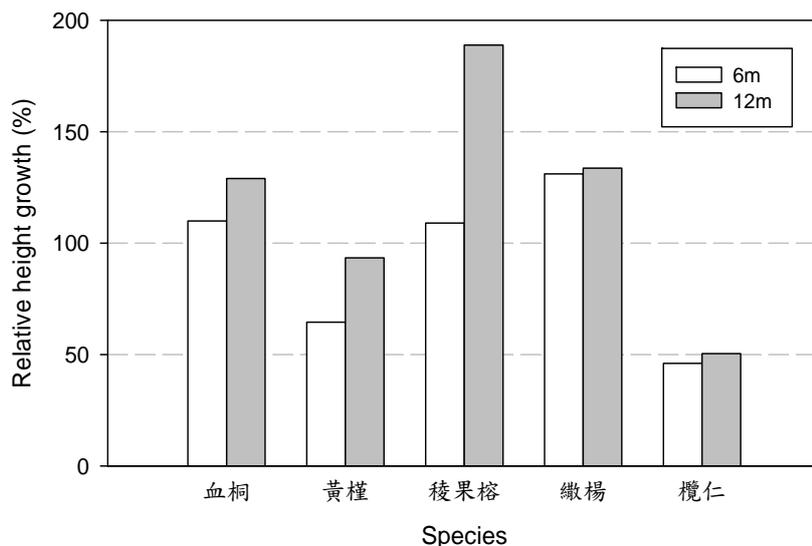


圖 2-2.18 98 年 10 月時石珠試驗地 5 種速生種栽植苗於不同移除寬度之平均相對高生長
(資料來源：本研究)

(2) 大圓山試驗地

到第一年 10 月時有 76% 的苗木存活率(表 2-2.6)，由於栽植後約兩星期有莫拉克颱風來襲，大浪將鄰近海岸線的一些苗木沖走，造成苗木存活率降低。栽植的 24 種苗木中，紅柴與白水木(*Messerschmidia argentea* (L.) Jahnston) 的存活率最低，不到 60%，有 11 種樹種存活率超過 80%。相對高生長則以速生種的構樹及黃槿最高，其它種則以破布烏 (*Ehretia dicksonii* Hance) 最高。當比較各種處理間的不同，可發現苗木在無保留帶的區域死亡個體較有保留帶者為高(圖 2-2.19)，尤其是 7 月到 8 月這段剛種植的時間內，但平均高度則無此發現。

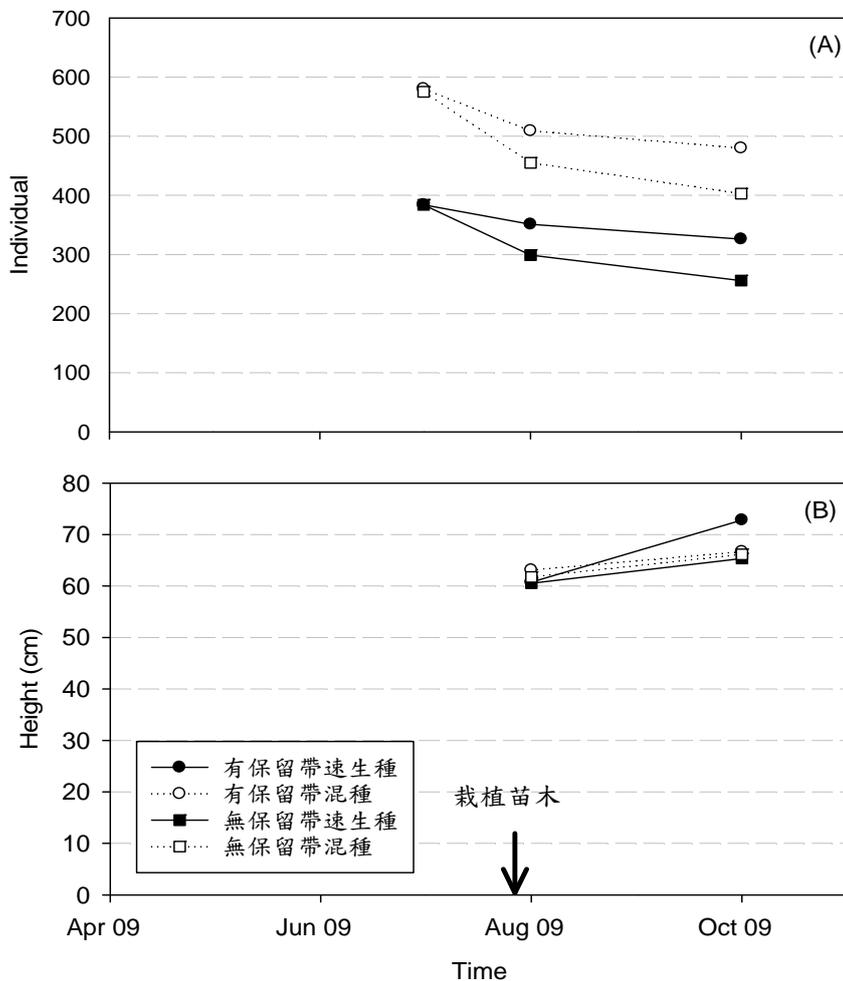


圖 2-2.19 大圓山試驗地栽植苗在不同處理中之(A)調查存活株數及(B)平均高度的變化

(資料來源：本研究)

表2-2.6 大圓山試驗地各栽植苗樹種之存活率與相對高生長

種類	樹種	98.7 調查 株數	存活率(%)		原始高度 (98.8) (cm)	相對高生長(%)
			98.8 (1個 月)	98.10 (3個 月)		98.10 (3個月)
速生種	欖仁	176	90.34	84.66	52.08	19.69
	黃槿	176	86.36	82.39	54.66	26.89
	海欖果	176	89.77	82.39	69.97	3.12
	稜果榕	176	85.80	78.41	42.23	10.21
	構樹	176	77.71	68.57	63.79	45.10
	血桐	176	77.27	65.91	85.52	4.23
其它種	繖楊	48	95.83	89.58	66.09	9.81
	草海桐	48	91.67	89.58	71.40	6.62
	瓊崖海棠	48	97.92	89.58	64.56	3.50
	棋盤腳	48	91.67	87.50	87.47	5.22
	林投	48	97.92	85.42	52.21	-3.76
	樹青	48	82.98	82.98	64.28	5.13
	茄冬	48	87.50	81.25	49.39	9.00
	土沉香	48	87.50	81.25	64.05	0.37
	水黃皮	48	91.67	79.17	66.79	0.96
	皮孫木	48	85.42	79.17	65.86	-0.95
	雀榕	48	83.33	77.08	63.70	6.83
	臭娘子	48	77.08	70.83	55.47	9.52
	白肉榕	48	72.92	64.58	56.94	-9.58
	破布烏	48	70.21	63.83	75.10	20.86
	蓮葉桐	48	77.08	62.50	61.47	-4.48
	恆春厚殼樹	48	70.83	60.42	71.72	6.65
	紅柴	48	64.58	54.17	43.54	12.46
白水木	48	68.75	50.00	44.44	13.20	
平均			83.88	76.11	61.68	12.27

(資料來源：本研究)

(3) 龜山試驗地

栽植的 12 種苗木中，到第一年 10 月時苗木存活率約為八成 (表 2-2.7)，其中欖仁與樹青調查的苗木全部存活，存活率不到 70% 的有蟲屎、破布烏、紅柴及恆春山枇杷(*Eriobotrya deflexa* f. *koshunensis* (Keneh. & Sasaki) Li)，其中以 55% 存活的恆春山枇杷最低。相對高生長則以速生種的構樹最高，在 2 個月內迅速生長至接近兩倍高，但其它速生種的相對高生長則沒有特別高(10~20%)，而其它樹種則以恆春厚殼樹與黃荊(*Vitex negundo* L.)最高。如比較速生種 4 種與混植 12 種的結果，則發現以混植栽植的苗木高度增加稍快一些(圖 2-2.20)，株數方面則兩者間無明顯差別。

表2-2.7 龜山試驗地各栽植苗樹種之存活率與相對高生長

種類	樹種	98.7 調查株數	存活率(%)		原始高度相對高生長(%)	
			98.8 (1 個月)	98.10 (3 個月)	(98.8) (m)	98.10 (3 個月)
速生種	稜果榕	74	94.59	93.24	71.68	17.00
	構樹	77	97.40	88.31	64.74	94.82
	雀榕	75	92.00	78.67	56.15	10.92
	蟲屎	77	89.61	62.34	65.34	13.70
其它種	欖仁	18	100.00	100.00	71.68	26.16
	樹青	18	100.00	100.00	64.74	2.84
	恆春厚殼樹	19	100.00	94.74	56.15	31.75
	黃荊	19	89.47	89.47	65.34	34.76
	白榕	19	89.47	89.47	71.68	26.43
	破布烏	21	85.71	66.67	64.74	15.04
	紅柴	21	61.90	61.90	56.15	-0.52
	恆春山枇杷	20	65.00	55.00	65.34	6.72
平均		90.83	80.79	60.72	30.45	

(資料來源：本研究)

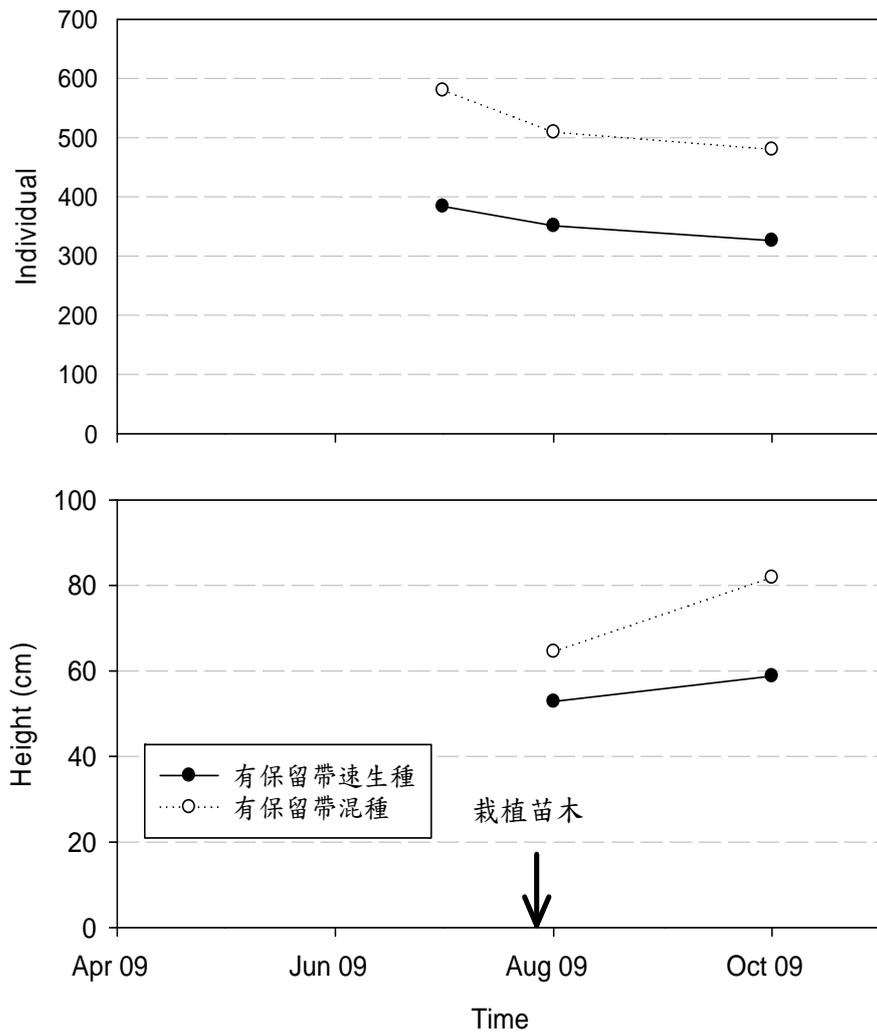


圖 2-2.20 龜山試驗地栽植苗在不同處理中之(A)調查存活株數及(B)平均高度的變化
(資料來源：本研究)

第三節 熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測

一、摘要

以螞蟻與陸蟹為主要目標種，自 2008 年底起進行墾丁地區香蕉灣熱帶海岸林、大圓山與石珠試驗區的逐月定點監測，以了解入侵種銀合歡移除試驗地復舊的動物相變化。總計採獲屬於針蟻亞科 (*Ponerinae*)、家蟻亞科 (*Myrmicinae*)、山蟻亞科 (*Formicinae*)、琉璃蟻亞科 (*Dolichoderinae*) 等 4 個亞科 32 種螞蟻。陸蟹則記錄到包括地蟹科 (*Gecarcinidae*)、方蟹科 (*Grapsidae*)、相手蟹科 (*Sesarmidae*)、溪蟹科 (*Potamidae*) 及陸寄居蟹科 (*Coenobitidae*) 等 5 科 19 種陸蟹。地棲動物採樣同時採取到的共獲物，包括鞘翅目 21 科 36 形態種，蜘蛛 12 科 35 形態種。地棲動物群聚顯示香蕉灣原始林的動物種類與數量皆遠大於復舊樣區，未來在棲地逐漸復原後，可以比對不同區域的動物相，以了解動物是否回復利用復舊跡地。

關鍵詞：監測、螞蟻群聚、陸蟹、墾丁

二、前言

當我們想要了解某個地區的物種分佈以及族群動態狀況時，全面性的普查是不可行的，因為必須耗費大量的人力與經費。受限於分類專家的不足，分類群的研究不夠，普查經常曠日費時，無法迅速有效的反應生態系的變化。因此基於不同的目標，我們需要標準化方法進行標的物種分類群 (target taxa) 的監測。

在無脊椎動物的監測中，常見方法包括：穿越線調查 (line transect)、掃網 (sweeping net)、燈光誘集 (light trap)、掉落式陷阱 (pit fall trap)、樹冠噴霧 (canopy fogging)、吸蟲取樣 (vacuum sampling)、馬氏網 (Malaise trap)、窗式陷阱 (window trap)、費洛蒙誘捕 (pheromone trap)、彩色水盤、土壤採樣等。

穿越線調查常使用在畫間的大型昆蟲如蝴蝶或蜻蛉目；掃網法常見於草原和樹林的植食性昆蟲；燈光誘集吸引夜間昆蟲；掉落式陷阱採集地面活動的節肢動物；樹幹噴霧法採集樹幹活動的節肢動物；吸蟲取樣法適用於微小的活動性昆蟲；

馬氏網和窗式陷阱較為廣泛的採集飛行昆蟲；費洛蒙誘捕在田間針對如雙翅目、鞘翅目等目標種類的效果不錯；彩色水盤針對昆蟲進行視覺誘引；土壤採集法採集土壤中的節肢動物。

在眾多的監測方法中，掉落式陷阱是昆蟲界使用成熟的技術，所要採集的無脊椎動物目標群包括膜翅目、鞘翅目、等翅目、多足綱、蜘蛛綱等，由於掉落式陷阱首先在溫帶區域發展出來，因此在亞熱帶區域不同的國家，針對不同的目標群，掉落式陷阱的設置仍有修正的必要。掉落式陷阱通常以一個到多個杯型陷阱為一組，陷阱內的液體可以是水、酒精或抗凍劑，依實驗設計可以採取不同間距，放置不同時間長度，掉落式陷阱因此成為監測技術門檻低，可行性高的方法。

過去本研究團隊曾經在宜蘭縣福山、南投縣楠梓仙溪、宜蘭縣南湖大山、以及大小金門島進行過掉落式陷阱的監測 (山等, 2008; 葛等, 2009)，經由統一的標準化監測調查法，可以系統性的探討不同地區的目標種群聚，使我們可以獲得同質性的資料，以監測及評估不同地區生態系的變化，西太平洋暨亞洲國際生物多樣性網絡 (The International Network for DIVERSITAS in the Western Pacific and Asia: DIWPA) 於 2001 至 2003 國際生物多樣性觀察年 (International Biodiversity Observation Year: IBOY) 間曾以標準統一的方法，在西太平洋暨亞洲的研究地點進行全球生物多樣性監測，同時本所保護組亦曾與日本及哥斯大黎加團隊合作，在福山選擇掉落式陷阱法，收集地棲昆蟲以進行生物多樣性的探討，因此在台灣是可行性高的監測方法。

螞蟻屬於昆蟲綱 (Insecta)、膜翅目 (Hymenoptera)、胡蜂總科 (Vespoidea) 的蟻科 (Formicidae)，其生物量極高，就豐富度及生物功能上都扮演了極重要的角色，因為具有高度的分化，可分別適存於不同棲所環境，因此遍佈全球。螞蟻的生態功能群以及生活形式高度特化以適應不同的棲地環境，在地球生物相中佔有舉足輕重的地位，同時也是陸域節肢動物中生物量最高的物種；在亞馬遜熱帶雨林中，螞蟻佔動物總生物量的 15% 以上；在印尼熱帶雨林中，螞蟻佔每公頃

42,000,000 種昆蟲的半數以上；在巴西，螞蟻亦佔節肢動物總數的一半以上，且具有 30% 以上的動物生物量。全世界已記錄螞蟻 10,000 種以上，據估計應有 20,000 以上種類 (Pan, 2002)。

由於螞蟻具備不同的食性、生態功能，加上螞蟻是廣佈種，對環境變化敏感性高且採集容易，許多學者認為經由系統性的定量取樣調查，螞蟻不但是研究生物多樣性的好題材，更可以是監測方法簡單，環境代表性高的生物指標，經由比對不同棲地的螞蟻群聚，解析螞蟻的不同功能群，可以協助我們探討生態系內的環境改變與物種交互作用。螞蟻是極具潛力的生物指標 (bioindicator)，藉此可進一步明瞭生態系內的各種交互作用 (Majer, 1983)，目前以螞蟻作為環境生態的相關研究結果顯示，螞蟻群聚組成與棲所環境狀態之間有很大的關連性。

大多數的螞蟻是機會主義者，較傾向雜食性，誘餌採集法所得因而與實際螞蟻相具有偏差；有別於誘餌陷阱對螞蟻的主動誘引，掉落式陷阱通常僅在地表挖一個足以放置陷阱的洞穴後，就以守株待兔的方法等待螞蟻掉落陷阱中，所獲得的螞蟻種類則較為逢機，儘管掉落式陷阱只能捕捉到地面的種類，而且抓到的數量可能會因為陷阱位置與蟻巢距離，導致巢區附近的同種螞蟻大量被捕捉，然而就長期的監測來說，掉落式陷阱仍然是人為誤差較小、較容易標準化、較省工有效的螞蟻監測方法，也因此掉落式陷阱在全世界各地廣受採用，很容易檢索到不同區域的螞蟻調查資料，成為監測上普遍且較具長期性與比較性的方法。

因此，藉由使用掉落式陷阱，每月收集墾丁熱帶海岸林內螞蟻種類資料，同時亦分類掉落式陷阱內共獲物的鞘翅目與蜘蛛，經由地棲生物的鑑定與計數，進而探討墾丁熱帶海岸林內地棲性昆蟲多樣性及群聚結構。

由於本次計畫地處海岸，除了各種陸域動物外，陸蟹亦是海岸林動物的重要組成份子。故在本研究中亦加入陸蟹的研究部分。陸蟹顧名思義是指生活在陸地上的蟹類。廣義的陸蟹定義涵蓋所有能在陸地上維持一定活力的螃蟹 (Burggren & McMahon, 1988)，依此定義涵括之螃蟹種類繁多，幾乎所有棲息於潮間帶、溪

流及陸地上的螃蟹都可列入。陸蟹在蟹類中所佔的比例雖然不高，但由於陸蟹是提供研究生物從水生環境演化到陸地生活的絕佳題材 (Burggren & McMahon, 1988)，許多大型種類是熱帶地區居民重要的蛋白質及經濟來源 (Wolcott, 1988)，又陸蟹在許多熱帶島嶼具有龐大的族群，例如澳洲聖誕島的大型紅色陸蟹 (*Gecarcoidea natalis*)，在一百三十五平方公里的小島上具有一億二千萬隻的龐大族群 (Hicks, 1985)，因此陸蟹吸引眾多的研究。由於陸蟹在海岸林內的豐富種類與數量，對海岸林的物種組成與物質分解速率都產生重大影響，也是海岸林的重要指標生物。

選取以上地棲類群進行監測，可助於釐清棲地的差異。

三、材料及方法

1. 樣區劃分：

依據本計畫之研究設計，在石珠試驗區、龜山試驗區、大圓山試驗區三處共同樣區進行採樣監測，另外選擇香蕉灣熱帶海岸進行監測，茲為原始林地之對照。其中龜山試驗區由於在計畫監測之後劃設，缺乏前期資料作為參考基準，僅進行處理前後之比較。

2. 取樣方法：

監測螞蟻以及陸蟹，採用不同的陷阱：

螞蟻取樣參考國際為監測生物多樣性所採行的方法 Tropical Ecology, Assessment and Monitoring protocol (TEAM, 2005) 及 (Agosti et al., 2000) 的螞蟻監測方法，採用掉落式陷阱 (pitfall) 調查法，並在樣區進行現場調查試驗，修正方法至適合在樣區實地操作。取 4 根大小為 50 ml 透明塑膠離心管 ($\phi 3\text{cm} \times 11.3\text{cm}$)，將每根離心管注入 30 ml 的 75% 酒精，使蟲體浸入及保存防腐，在每個樣點取 1 點為中心，劃設邊長為 1m 的正方型區域，在此區域 4 個角落分別埋入離心管 (圖 2-3.1)，管口與地面齊平，放置 1 天後回收，攜回實驗室後，將每組 4 管合併成 1 管，並將管內的標本倒入覆上濾網的漏斗中，使用酒精沖洗標本將泥

沙等雜質去除，之後將留在濾網上的標本，倒入培養皿中，進行篩選目標種的工作，將目標物種螞蟻以及共獲物的蜘蛛與鞘翅目，以標本瓶保存，並放入標籤。

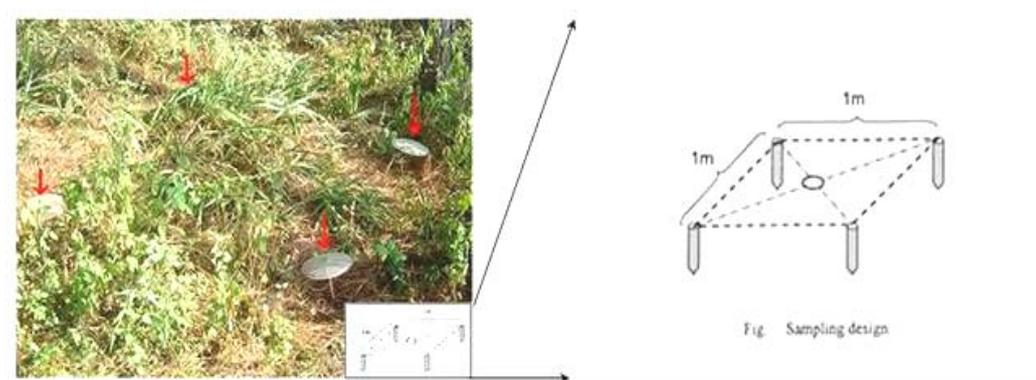


圖 2-3.1 螞蟻掉落式陷阱設置圖

(資料來源：本研究)

陸蟹取樣，由於陸蟹的生活習性通常僅在雨後才出洞活動，部分種類一般只在活動洞口附近活動，因此在設置陷阱期間，若天氣乾燥不下雨，將導致捕捉效果不佳。而設置的陷阱若非距離其洞穴很近，亦將導致部分種類（例如 *Epigrapsus notatus*, *E. politus*）的採集效率不佳。由於棲息在海岸林下的陸蟹在繁殖時所有的抱卵雌蟹均需前往海邊釋放幼蟲，故可於這些陸蟹的繁殖期間，於各種陸蟹的幼蟲釋放期間，於各樣區外海岸計算調查抱卵降海釋幼的母蟹種類及數量，可最精確的確認各植群樣區內的陸蟹種類及數量。

3. 取樣頻度：

螞蟻每月乙次，採樣組的設置於每次採樣日上午完成，再於次日同一時間回收樣本。

陸蟹除每月一次以蝦籠捕捉外，於農曆 7 月、8 月 15-18, 25-27 等 7 天，9 月 15-21 日、9 月 25-27 等 10 天（共 24 天）陸蟹抱卵母蟹前往海邊釋幼期間，進行陸蟹的種類及族群數量調查。農曆 15-21 日期間於太陽下山後兩個小時，25-27 日為凌晨 3-5 點，於樣區外海岸反覆巡邏調查 2 個小時，統計降海釋幼的陸蟹種

類及數量。

4.物種鑑定：

依據既有分類資料 (Yang et al., 1986, 1987; Lin,1998; Tsai, 1998; Lu, 2001; Pan, 2002)，採集到的昆蟲攜回實驗室進行初步分類，區分出蜘蛛、螞蟻、鞘翅目等大類後，分別送請該領域分類學者鑑定，螞蟻鑑定者為彰化師大林宗岐教授、鞘翅目鑑定者為農試所李奇峰博士、蜘蛛鑑定者為師大陳世煌教授。

四、結果

1.螞蟻

螞蟻部分已經完成 2009 年 5 月至 11 月的資料收集與鑑定。期間採獲的螞蟻共計 4 個亞科 32 種，2790 隻。依次為家蟻亞科 (*Myrmicinae*) 20 種占全部種類數的 65%、山蟻亞科 (*Formicinae*) 7 種占全部種類數的 23%、針蟻亞科 (*Ponerinae*) 3 種占全部種類數的 10%、琉璃蟻亞科 (*Dolichoderinae*) 1 種占全部種類數的 3% (圖 2-3.2)。依據各物種被捕獲數量降序排列，優勢的前 7 種數量總合即占有總合的 90%。排序前 5 種的優勢種螞蟻，優勢種的組成比例在復舊計畫樣區內的試驗區間的出現排名並不相同，由於龜山樣區與其他三個區域採樣頻度不一致，種類數量過少並不適宜真正進行比對，下表表 2-3.1 仍列出優勢排名順序：

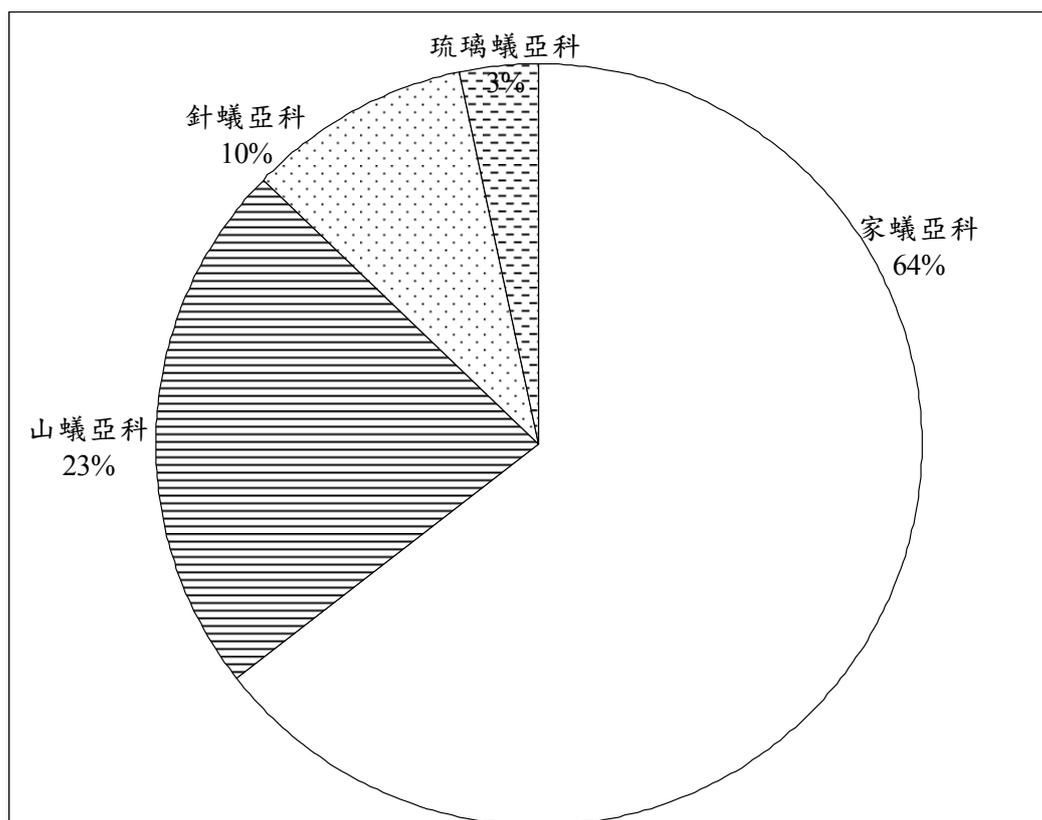


圖 2-3.2 墾丁熱帶海岸林樣區的蟻總科組成圖

(資料來源：本研究)

表 2-3.1 墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種螞蟻

樣區	香蕉灣試驗區	大圓山試驗區	石珠試驗區	龜山試驗區
1	多樣擬大頭家蟻	多樣擬大頭家蟻	熱帶火家蟻	熱帶火家蟻
2	大林大頭家蟻	熱帶火家蟻	變斑巨山蟻	長角黃山蟻
3	黃足粗針蟻	黃足粗針蟻	長角黃山蟻	長腳捷山蟻
4	褐大頭家蟻	相似皺家蟻	爪哇粗針蟻	墾丁瘤突家蟻
5	日本皺家蟻	爪哇粗針蟻	黑頭慌琉璃蟻	黑頭慌琉璃蟻

(資料來源：本研究)

若依據不同試驗區，2009 年 5 月至 11 月各試驗地逐月捕獲的螞蟻種類，所有月份香蕉灣均大於其他樣區，香蕉灣共調查到 25 種螞蟻；其次是大圓山 17 種，石珠 14 種，而龜山 7 種居末，然而大圓山與石珠在不同月份種類數略有差異。由於逐月資料未包含冬季，各樣區種類數的變化並不劇烈（圖 2-3.3）。

有別於台灣其他地區冬季螞蟻種類變少，墾丁區域全年似乎螞蟻都會出現，種類最多的香蕉灣，秋季螞蟻仍有夏季一半的種類。5 月份時三個試驗樣區進行了銀合歡移除作業，然而 6 月份的採樣未見物種劇烈變化。

幾乎四個樣區的蟻種皆屬於開闊地類型的蟻種，雜食性居多。儘管如此，香蕉灣在種類與數量上皆超越其他樣區。顯示該區有較佳的棲地或食物，因此儘管面積不大，種類組成較為豐富，未來監測蟻種建議以監測整個群聚組成，期待其他復舊樣區能回復到與香蕉灣近似。

以逐月總隻數討論不同地區變化（圖 2-3.4），螞蟻捕獲總數以香蕉灣試驗區的 1991 隻最多，石珠的 433 隻居次，大圓山的 376 隻最少。大圓山試驗區自 2009 年 2 月起呈現逐月減少，香蕉灣在所有月份均遠多於其他進行銀合歡移除的區域。同時，受到優勢種多樣擬大頭家蟻 (*Pheidologeton diversus*) 的影響，香蕉灣區域秋季時總隻數甚至高於夏季。而 5 月份銀合歡移除後，6 月份並未有太大的螞蟻數量變化，反而是原始的香蕉灣地區蟻種減少。

將不同樣區逐月的螞蟻群聚資料製作 MDS 散佈圖（圖 2-3.5），如圖可見三個棲地各自形成群聚 ($p < 0.05$)，其中香蕉灣海岸林（代號 A）與其他樣區的群聚差異顯著，大圓山（代號 B）則與石珠（代號 C）有類似群聚組成。

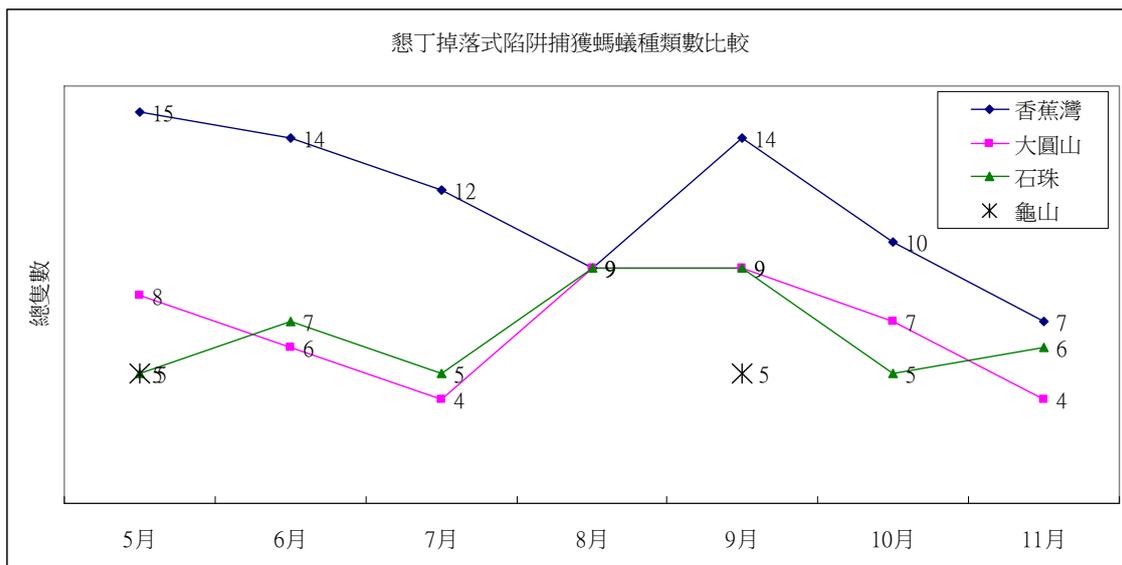


圖 2-3.3 墾丁熱帶海岸林螞蟻捕獲種類數逐月折線圖

(資料來源：本研究)

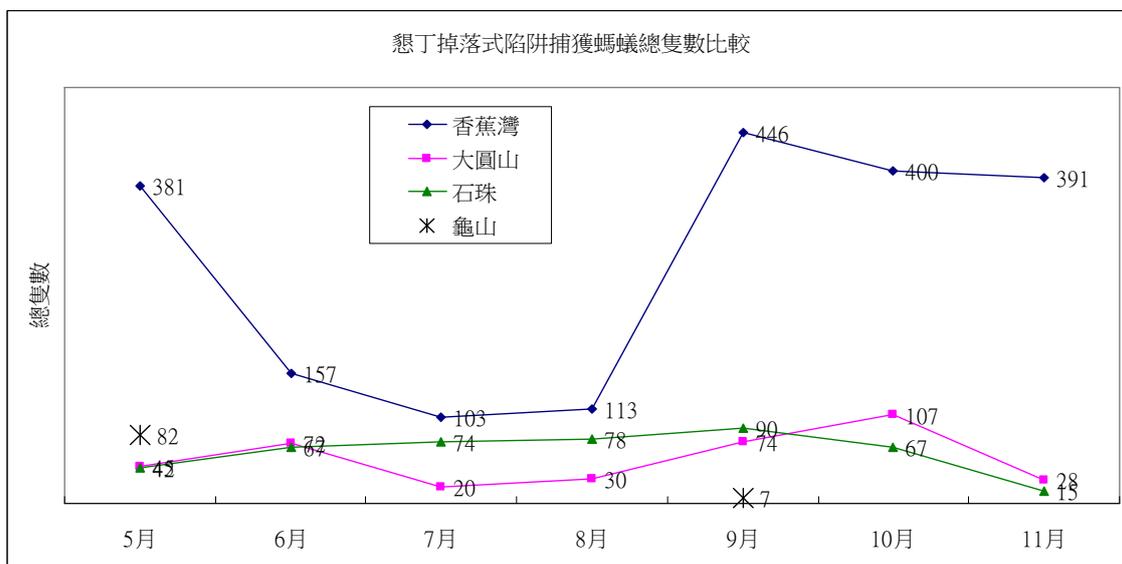


圖 2-3.4 墾丁熱帶海岸林螞蟻捕獲總隻數逐月折線圖

(資料來源：本研究)

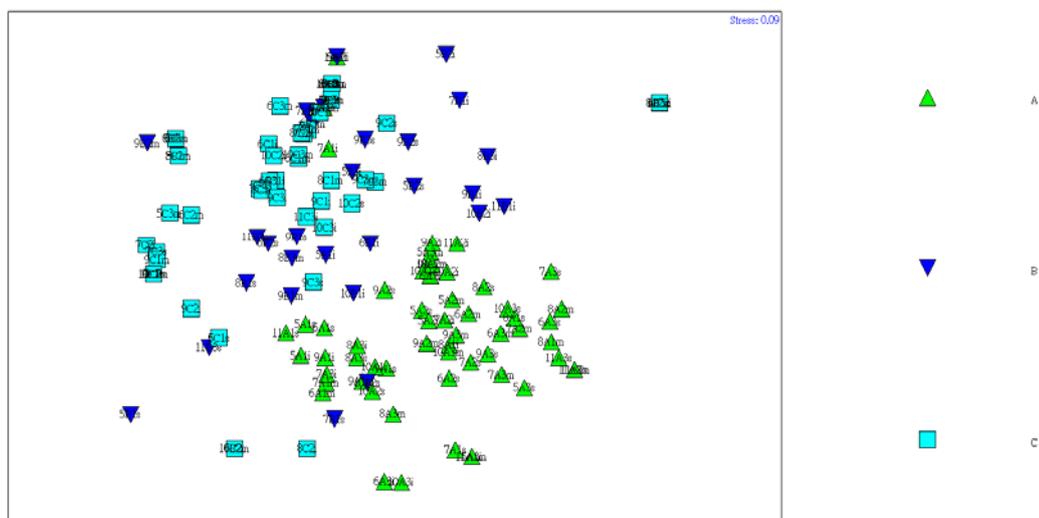


圖 2-3.5 墾丁不同樣區螞蟻 MDS 群聚散佈圖

(資料來源：本研究)

經由 cluster 分群，製作樹狀圖 (圖 2-3.6)，可以更清楚三個樣區間的關連性，香蕉灣 (A) 的群聚組成之多樣性與豐度均較其他地區高，由於樣區內取樣點位置分設於離海遠、中、近各三處，經分析螞蟻的捕獲種類與樣線離海岸的距離無顯著關聯。

三個試驗區內的大多數蟻種皆屬於開闊地的種類，活躍且移動能力強唯獨香蕉灣有較侷限稀少的蟻種，比如只出現在香蕉灣樣區的家蟻亞科的台灣角瘤家蟻 (*Pyramica Formosa*) 是一種稀有物種，而同一個樣區捕獲 *Pyramica* 角瘤家蟻屬另一個目前尚未描述的新種，這些稀有種後續值得繼續關注。

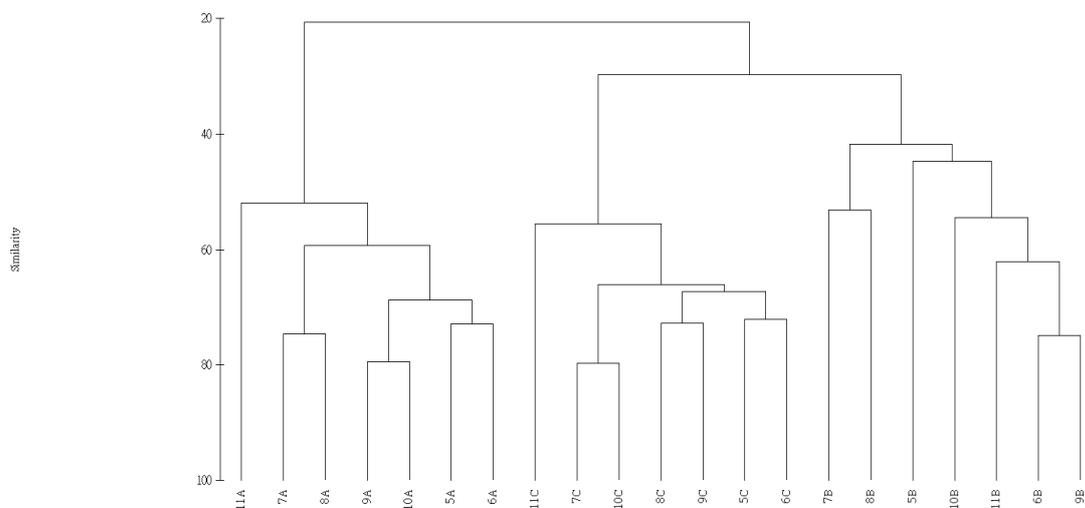


圖 2-3.6 墾丁不同樣區螞蟻群聚分析圖

(資料來源：本研究)

2. 陸蟹

陸蟹部分自 2008 年 6 月至 2009 年 9 月，研究期間在墾丁地區的四個樣區共記錄到陸蟹 5 科 19 種（附錄二），分別屬於地蟹科（Gecarcinidae）、相手蟹科（Sesarmidae）、陸寄居蟹科（Coenobitidae）、方蟹科（Grapsidae）與溪蟹科（Potamidae），其種類與數量皆以香蕉灣海岸林樣區最高，大圓山樣區次之，石珠樣區第三（表 2-3.2），截至目前為止，龜山樣區並未捕獲到任何陸蟹。

表 2-3.2 墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種陸蟹

樣區	香蕉灣試驗區	大圓山試驗區	石珠試驗區	龜山試驗區
1	奧氏後相手蟹	奧氏後相手蟹	紫地蟹	
2	紫地蟹	毛足圓軸蟹	奧氏後相手蟹	
3	短掌陸寄居蟹	紫地蟹	短腕陸寄居蟹	
4	肥胖後相手蟹	短掌陸寄居蟹		
5	圓形圓軸蟹	格雷陸方蟹		

(資料來源：本研究)

香蕉灣海岸林樣區由於位處東部地區，降雨較多故濕度較高，提供陸蟹的棲地環境較佳，微棲地的類型也較多，因此在陸蟹的種類與數量上均為四個樣區之冠。大圓山樣區雖亦位處東部地區，與香蕉灣海岸林相隔不遠，降雨量較高，但因海岸林組成以銀合歡為主，林下基質以較不保水的砂質土壤為主，因此林下的相對濕度較低，棲息的陸蟹以陸寄居蟹科 (*Coenobita*)、紫地蟹 (*Gecarcoidea lalandii*)、格雷陸方蟹 (*Geograpsus grayi*)、奧氏後相手蟹 (*Metasesarma aubryi*) 等陸生性較強，較為耐旱的種類為主。石珠樣區則由於位處西部海岸，秋冬季節東北季風開始吹拂後少有降雨，因此在樣區中最為乾旱，陸蟹的種類亦是只有短掌陸寄居蟹、紫地蟹與奧氏後相手蟹三種耐旱的種類，而且其族群數量也最為稀少。龜山樣區沒有採集到陸蟹的原因，除了只有兩次的取樣外，加上位於高凸的丘陵區，以及過程中一直有造林復舊的人為干擾，可能使得陸蟹尚未遷入新棲地。

若僅就掉落式陷阱探討不同取樣時間的樣區變化 (圖 2-3.7)，香蕉灣除了冬季都可以調查到陸蟹，種類數量皆較高，但此方法採集到的種類及數量均不多，難以進一步討論樣區的差異，因此我們加入海岸線釋幼抱卵母蟹的調查結果來討論。

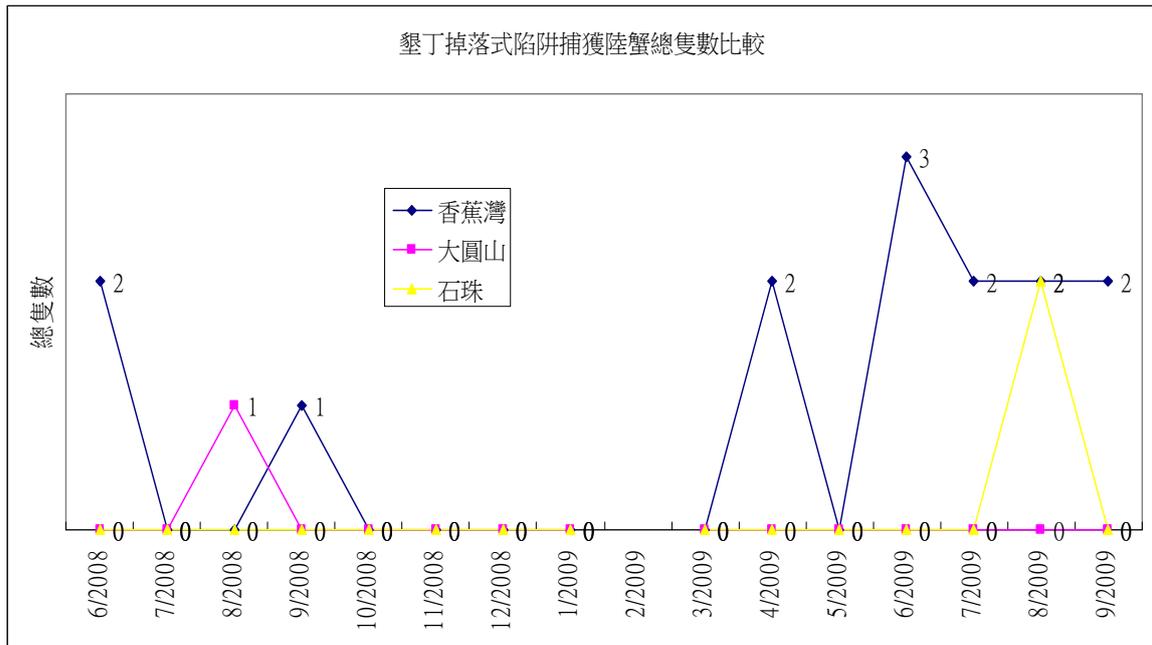


圖 2-3.7 陸蟹掉落式陷阱逐月捕獲數

(資料來源：本研究)

就總調查數量而言 (圖 2-3.8), 香蕉灣海岸林樣區目前記錄到的降海繁殖抱卵母蟹共有 5 科 19 種, 總計 1884 隻, 2009 年陷阱只捕捉到陸蟹 4 種 11 隻, 二者共有陸蟹 1895 隻。其中地蟹科 *Gecarcinidae* 蟹類 6 種, 以紫地蟹 (*Gecarcoidea lalandii*) 及圓形原軸蟹 (*Cardisoma rotundum*) 2 種數量較多。方蟹科 *Grapsidae* 則只有格雷陸方蟹 (*Geograpsus grayi*) 1 種, 數量亦不多。相手蟹科 *Sesarmidae* 則有 7 種, 總類最多, 其中奧氏後相手蟹 (*Metasesarma aubryi*) 是樣區內族群數量最大的種類。溪蟹科 *Potamidae* 則只有黃灰澤蟹 (*Geothelphusa albogilva*) 1 種。陸寄居蟹科 *Coenobitidae* 則包括有椰子蟹 (*Birgus latro*) 等 4 種, 其中椰子蟹 (*Birgus latro*) 是屬於保育類野生動物。

大圓山試驗區僅有 5 種, 計 890 隻, 都是降海繁殖的抱卵母蟹, 2009 年陷阱在此樣區沒有捕捉到任何陸蟹。抱卵母蟹中最佔優勢的是奧氏後相手蟹 (*Metasesarma aubryi*), 佔了 878 隻。石珠試驗區至目前只記錄到 3 種共 15 隻, 紫地蟹 (*Gecarcoidea lalandii*) 有 10 隻, 奧氏後相手蟹 (*Metasesarma aubryi*) 2 隻與

短掌陸寄居蟹 (*Coenobita brevipanusa*) 3 隻，其中前兩種是降海釋幼的抱卵母蟹，短掌陸寄居蟹 (*Coenobita brevipanusa*) 是以掉落式陷阱採集到的物種。

由於上述的調查結果主要是前往海邊釋放幼蟲的抱卵母蟹數量，僅佔該地族群的一部分，因此加上雄蟹及未成年個體之數量，各樣區內的陸蟹族群應該較實際調查到的數值更大。

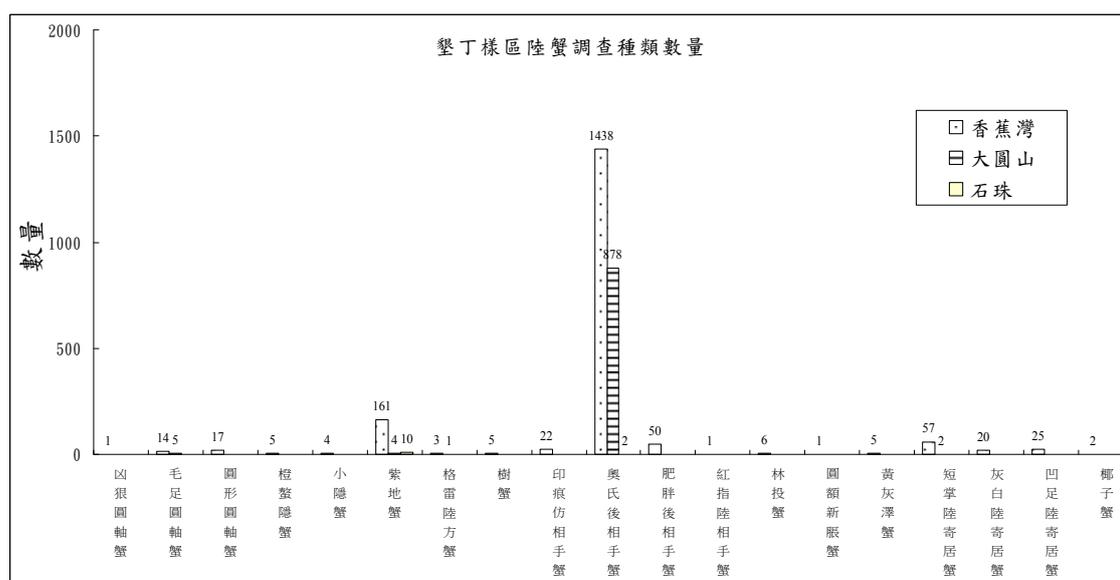


圖 2-3.8 墾丁樣區陸蟹調查種類數量

(資料來源：本研究)

陸蟹由於棲息在海岸林下，並以海岸林下的落葉與植物花果為主食，對海岸林產生重大影響 (Green et al., 1997; Sherman, 2002)。陸蟹的體型、族群大小及生物量在海岸林內動物相中佔顯著地位，以陸蟹做為海岸林復育之指標動物有其特殊之意義。例如澳洲聖誕島上的紅地蟹 (*Gecarcoidea natalis*) 在海岸林下的生物量平均每公頃高達 1137 公斤，超過亞馬遜河熱帶雨林的底棲無脊椎動物生物量的五倍 (Green, 1997)。而陸蟹食用過的種子在經過其消化系統後即喪失發芽能力，並且常攝食植物幼苗 (Green et al., 1997)，對海岸林組成與演替可能產生重大影響。但陸蟹之生長與繁衍速率較慢，因此調查之時間應以年為單位進行長時間的

研究調查較佳，此以年為單位的調查頻率亦符合海岸林之演替速率。故我們於陸蟹每年的繁殖期間進行一次陸蟹的物種與族群數量調查即可，不需每月進行調查，即能有效呈現海岸林下陸蟹相隨時間的變化情形。

目前在石珠樣區調查所得的陸蟹物種，應該可做為石珠樣區在進行海岸林復育之陸蟹相代表。這些都是之前即居住在樣區內的陸蟹，因為即便海岸林復育後有新的陸蟹物種加入新的復育後海岸林，依陸蟹的生長速率與性成熟所需時間，這些陸蟹在短短的一年多的時間都還未達繁殖年齡。海岸林復育的動物相的短期變化監測以昆蟲等壽命較短，變化速率較顯著的物種較佳。陸蟹則適合做長時間的指標物種。

目前世界上並無研究陸蟹相隨著海岸林演替變化過程產生演替變化情形的研究報告，因此目前只能夠依據本研究團隊對過去對陸蟹的瞭解來進行一些推估。根據目前研究結果顯示，石珠樣區現在出現的陸蟹物種都是較耐旱的種類，與其原本相對乾旱的環境相符。另外，因為樣區內並無淡水水源，因此日常生活需要淡水環境及需在水中脫殼的物種，例如印痕仿相手蟹 (*Sesarmops impressum*)、圓額新脹蟹 (*Neosarmatium rotundifrons*) 及紅指陸相手蟹 (*Geosesarma hednon*) 等，未來亦將不會出現在石珠樣區棲地中。但隨著海岸林的發展日趨成熟，林下相對濕度提高，我們推測紫地蟹 (*Gecarcoidea lalandii*)、奧氏後相手蟹 (*Metasesarma aubryi*) 等耐旱陸蟹的族群數量將隨之增加，而下一步可能出現之物種則可能為地蟹科的圓形圓軸蟹 (*Cardisoma rotundum*)、橙螯隱蟹 (*Epigrapsus notatus*) 及小隱蟹 (*Epigrapsus politus*)，方蟹科的格雷陸方蟹 (*Geograpsus grayi*)、相手蟹科的肥胖後相手蟹 (*Metasesarma obesum*) 等種類。因為這幾種陸蟹一方面不需要生活在淡水水源附近，脫殼也可在水外完成，故能長期生存在缺乏淡水水源之環境。當然，確切的變化情形需要實際針對石珠海岸林進行長期的陸蟹相變化監測，才可知道真正的變化情形為何。

在所有棲息於海岸林下的陸蟹中，最具有海岸林復育成功指標意義的物種為

樹蟹 (*Labuanium scandens*) 及林投蟹 (*Scandarma lintou*) 兩種，這兩種陸蟹都屬於樹棲性陸蟹，可做為海岸林復育成功與否的重要指標。林投蟹是在水外脫殼的物種，棲息在濕度較高的海岸林下灌叢中。因此林投蟹的出現顯示出海岸林已具備有林下之灌叢，其相對濕度亦較高，是較為早期階段的海岸林。至於樹蟹則是中等體型大小的樹棲性蟹類，需要有積水樹洞做為其脫殼與補充水分的場所，因此樹蟹能夠出現的海岸林必須擁有較大的樹種，是屬於演替階段晚期的海岸林，至於其它種類的陸蟹亦可依其棲息及脫殼時對水分依賴的程度，推測其在海岸林復育過程中出現的階段。

目前墾丁國家公園內的陸蟹多樣性極高，但族群數量則相對較小。以香蕉灣海岸林為例，其陸蟹多樣性極高，但每種陸蟹的族群數量均不大。2002 年的研究顯示在香蕉灣漁港南邊的 100 公尺海岸範圍內的橙螯隱蟹僅有降海釋幼母蟹 215 隻 (Liu and Jeng, 2005)，而 2002 與 2003 年的研究顯示紫地蟹抱卵母蟹只有 500 隻 (Liu and Jeng, 2007)。陸蟹的族群數量不多香蕉灣海岸林下地表仍有繁多落葉與地表植物，仍能維持興盛的原因。然而在今年的研究調查顯示，這些陸蟹的族群數量變得更小。在香蕉灣漁港南北兩岸的 300 公尺範圍海岸；在繁殖季的七、八月只有發現 178 隻紫地蟹抱卵母蟹，釋幼的高峰日見到的紫地蟹抱卵母蟹只有 2003 年的一半，顯示香蕉灣海岸林的陸蟹族群正在迅速的萎縮，值得特別的注意。

就目前數據來說，陸蟹種類與數量在不同樣區內有極大的差異，香蕉灣海岸林位居演替的後期，種類數量皆較多，大圓山由於距離的效應，僅有五種陸蟹，石珠更只有三種，在移除銀合歡後，期待這兩個陸蟹種類較少的樣區能逐漸出現香蕉灣海岸林的種類與數量。

3. 共獲物

掉落式陷阱中同時採得若干數量的鞘翅目與蜘蛛，我們亦依照同樣的方法進行排序。

鞘翅目部份，由於林地底層的鞘翅目已經進行的分類研究有限，僅能區分形態種，本次取樣過程共區分出 21 科 36 種，其中種類數量最多的細堅蟲科 (Colydiidae) 和隱翅蟲科 (Staphylinidae)，主要分布在開闊地的銀合歡林內，數量較高的出尾蟲科 (Nitidulidae) 出尾蕈蟲亞科 (Scaphidiinae) 亦屬於熱帶林下的常見鞘翅目。所有棲地中，種類與數量最低的樣區在香蕉灣。這符合已知的情形，林地底的小型鞘翅目在開發的開闊區域數量比較高。

排名前五大的優勢科群如表 2-3.3 所示。然而由於多數的形態種類、行為、生態學均不詳，因此很難進行下一步討論。

表 2-3.3 墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種科群鞘翅目

樣區	香蕉灣試驗區	大圓山試驗區	石珠試驗區	龜山試驗區
1	出尾蟲科	細堅蟲科	細堅蟲科	出尾蕈蟲亞科
2	出尾蕈蟲亞科	隱翅蟲科	隱翅蟲科	出尾蟲科
3	細堅蟲科	出尾蟲科	出尾蕈蟲亞科	隱翅蟲科
4	小蠹蟲科	小蠹蟲科	出尾蟲科	細堅蟲科
5	吸木蟲科	吸根蟲科	瑣微蟲科	小蠹蟲科

(資料來源：本研究)

蜘蛛部份，共鑑定出 12 科 35 種，皿蛛科 (Linyphiidae) 的種類與數量均最高，姬蛛科 (Theridiidae)、狼蛛科 (Lycosidae) 與管蛛科 (Corinnidae) 也有超過 10 隻的捕獲紀錄。依序排出樣區內的優勢種 (表 2-3.4)，但種類與數量不多，目前尚無法討論。

將三個區域的四種物種進行的加總比較，就種類數而言，除了鞘翅目以外，香蕉灣均大於大圓山，石珠的種類最少 (圖 2-3.9)，這除了反應棲地狀況外，可能也因為大圓山距離香蕉灣較近，物種比較容易由香蕉灣遷入，大圓山因此種類僅次於香蕉灣。

表 2-3.4 墾丁熱帶海岸林試驗區內前 5 名優勢種蜘蛛目

樣區	香蕉灣試驗區	大圓山試驗區	石珠試驗區	龜山試驗區
1	姬蛛科	皿蛛科	狼蛛科	姬蛛科
2	皿蛛科	姬蛛科	管蛛科	蠅虎科
3	管蛛科	卵蛛科	蠅虎科	擬平腹蛛科
4	花皮蛛科	輝蛛科	皿蛛科	
5	櫛蛛科	花皮蛛科	鷲蛛科	

(資料來源：本研究)

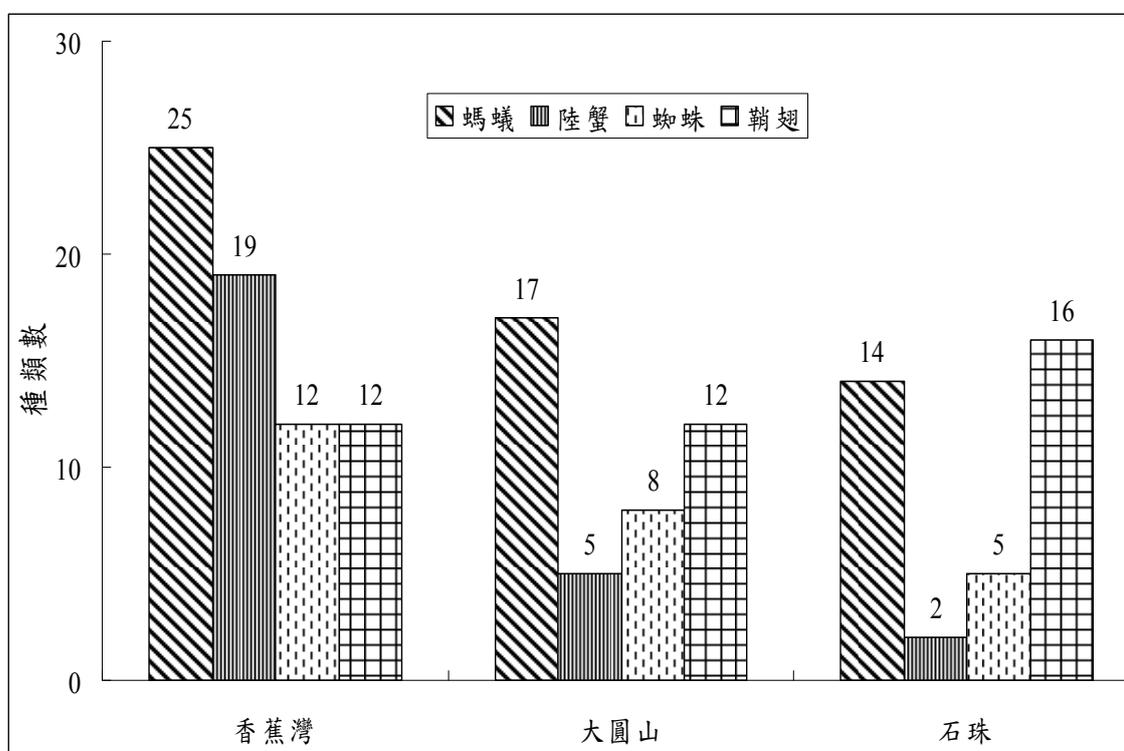


圖 2-3.9 墾丁熱帶海岸總種類調查數量

(資料來源：本研究)

就總捕獲數量來說，除了鞘翅目類群以外，都呈現與種類近似的排名趨勢，香蕉灣多於大圓山，石珠較少，唯獨石珠的螞蟻量高於大圓山 (圖 2-3.10)，但這些螞蟻屬於開闊地的類群，較沒有棲地的忠誠度。

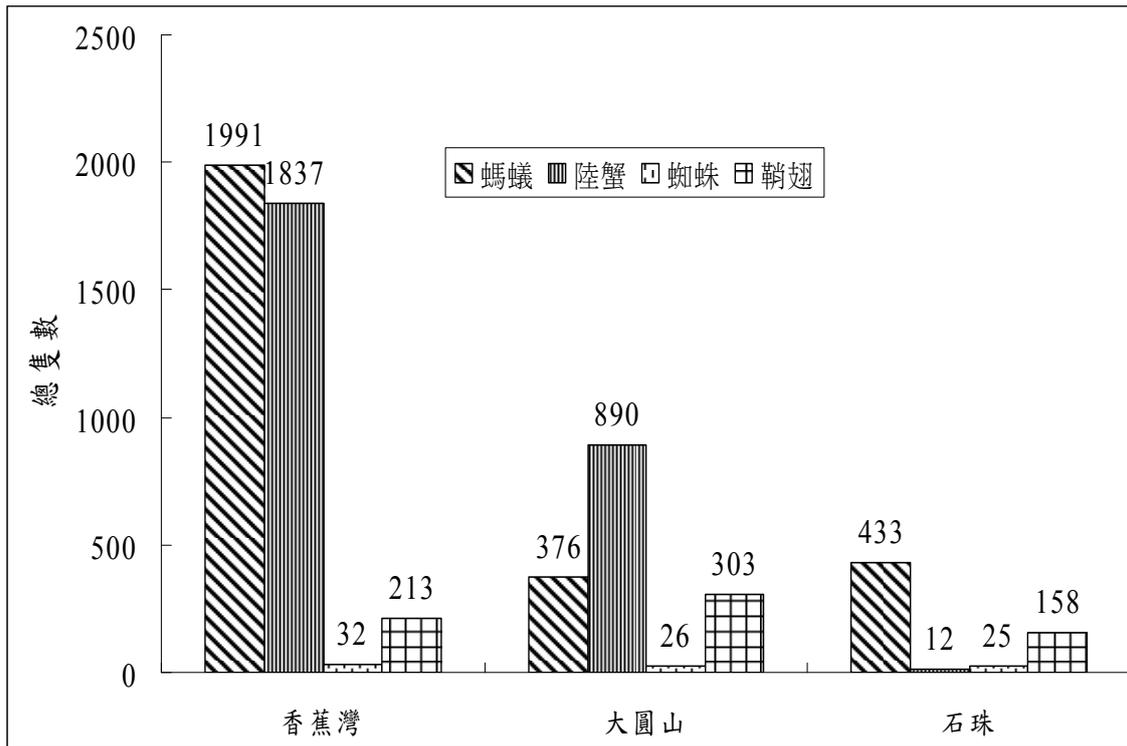


圖 2-3.10 墾丁熱帶海岸總隻數調查數量

(資料來源：本研究)

綜上所述，香蕉灣試驗區地棲的陸蟹、螞蟻、蜘蛛資料不論是種類或是數量都較其他區域高，可望作為復育地動物群聚的基礎資料。經過數年的演替時間後，再進行調查，比對銀合歡移除樣區與香蕉灣的差異，可以明瞭復舊造林後，棲地是否能逐漸被陸蟹與地棲昆蟲接受，而讓復舊跡地進入演替末期的原生林後，若能有健全的動物群聚組成，才是棲地健康的證據。

第四節 熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究

一、摘要

本研究目標為瞭解恆春地區外來入侵樹種-銀合歡的生活史性狀及生態生理學特性，提供管理此入侵植物所需之基礎知識。此外，也探討恆春海岸銀合歡林分處理後，可供生態復育之用的原生樹種的生態生理學性狀。在恆春海岸銀合歡的光飽和光合作用率極高，可達 $27 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，與原生種構樹的光合作用潛力類似。雨季開始後，銀合歡林內可長出 $90\sim 140$ 株 m^{-2} 種子苗，並調查到土壤種子庫中有 $650\sim 2000$ 粒 m^{-2} 銀合歡種子，以未經擾動的林分種子密度較高。銀合歡砍伐後萌蘖能力極強，每個月砍除一次，經過 12 次的砍伐仍無法抑制萌蘖產生。將銀合歡樹幹環剝 20 cm，雖可使環剝處上方樹幹枝葉死亡，但環剝處下方會長出約 15 枝的萌蘖，與自地表砍除成熟樹木的情況類似。然而，將樹幹鑽孔注射 3 ml 的除草劑年年春，在 7 天內可令銀合歡全株落葉。本研究也探討恆春海岸林 18 種原生樹種的耐陰性及光合作用光反應，發現黃槿、構樹、血桐、繖楊、欖仁及草海桐在全光環境有極高的光合作用潛力與生長表現，實施生態復育時可適用於空曠無遮陰環境，棋盤腳、蓮葉桐、瓊崖海棠可使用在光量較低的遮陰環境，其餘 9 種如稜果榕、止宮樹、樹青等可適用於小幅度遮陰的環境。為達到將恆春海岸銀合歡林轉變為以原生樹種為主，且具物種多樣性高、生態功能健全的目標，今後仍須研究如何以生態友善的方法抑制銀合歡族群，建立符合生態原則的復育作業程序。

關鍵詞：外來入侵植物、銀合歡、生態復育、原生樹種、光合作用潛力、環剝

二、前言

銀合歡(*Leucaena leucocephala*)為含羞草科小喬木或大灌木，原產於中美洲，可能是 17 世紀由葡萄牙人或荷蘭人引入台灣的。數十年前當台灣經濟尚未發達

時，鄉下居民以銀合歡嫩葉餵食牲畜，並以樹枝當薪材，銀合歡因可被利用，使其族群量受限而不會過度擴展。然而，在 1980 年代台灣南部土地利用形態有所改變，許多牧地及農地不再使用，形成荒廢地，因此銀合歡族群數量急速增加，尤其是在瓊麻廢耕地形成大面積純林狀林相，澎湖各島亦如此。銀合歡在墾丁國家公園範圍入侵情形嚴重，且分布範圍廣泛(呂明倫、鍾玉龍 2007, 呂福原、陳民安 2002, 鍾玉龍、呂明倫 2006)，尤其以墾丁國家公園西海岸最為嚴重。銀合歡易入侵不再經營的荒廢農地及牧地，一旦入侵該處即難再恢復成原有的植群，需要完善的生態知識與經驗來從事銀合歡入侵林地的復育工作(王相華等 2009)。為能有效的完成此項工作，讓恆春熱帶海岸林恢復成以原有樹種為優勢的林相，我們需要對銀合歡本身，以及眾多海岸林原生樹種的生態生理學特性加以研究，以獲得必要的知識。

三、材料與方法

1. 銀合歡之生態生理學性狀及防治試驗

(1) 銀合歡萌蘗光合作用性狀

於 2009 年 4 月在恆春半島西海岸屏 153 線道旁石珠試區，測定 6 株銀合歡成樹砍伐後新生萌蘗的光合作用光反應，使用儀器為可控制環境的攜帶式光合作用測定系統(LI-6400, LI-COR, USA)，測定時 CO₂ 濃度控制在 400 $\mu\text{l L}^{-1}$ ，相對濕度 60~80%，葉溫 28~30°C，光量則分為 9 個等級。

(2) 銀合歡天然更新種子苗密度調查

於 2009 年 7-9 月在恆春半島西海岸 4 處銀合歡林下，各設 10~15 個 20 × 25 cm 樣區，計算 6 月雨季開始後，樣區內新生之銀合歡天然更新種子苗株數及密度，並量測小苗高度。

(3) 土壤種子庫銀合歡種子數量及密度調查

於 2009 年 7 月 9 日在恆春西海岸龜山、大圓山、石珠、山海村、水坑仔、檳榔坑、後灣等 7 處的銀合歡林，蒐集林地表面 10 cm×10 cm 的凋落物層，並掘取該面積 5 cm 深之土層，每處 10 個取樣小區，共計 50 個小區。取回後以水洗及篩

網過篩的方式將銀合歡種子取出，計算兩土層銀合歡種子數量及密度。

(4) 不同砍除次數抑制銀合歡萌蘖之試驗

於 2008 年 8 月 21 日在石珠試區砍伐銀合歡，8 月 27 日將 30 個根株切口塗以年年春(glyphosate, 34%)原液，另以 30 個根株供對照組。另一處理為 30 個銀合歡根株樣木每月砍一次萌蘖，觀察不同時期銀合歡萌蘖生長高度及萌蘖再生枝數。

(5) 銀合歡樹皮環剝試驗

於 2009 年 5 月 19 日於恆春鎮龍鑾潭解說中心北方銀合歡林分，選取 5 處樣區，進行銀合歡植株環剝處理試驗。該處銀合歡為薩爾瓦多品系，胸徑較大者可達 25~30 cm。環剝試驗分成四種處理，a. 於地表 120~140 cm 處將銀合歡樹幹環剝 20 cm；b. 環剝後立即塗除草劑年年春；c. 於銀合歡樹幹 120 cm 處鋸三角型切口，再塗以除草劑年年春；d. 不環剝對照組。本試驗使用的年年春濃度為原液的。在該試驗地 5 個樣區內逢機選取 20 株直徑大於 6 cm 的銀合歡，依序施以上述四種處理，每種處理重覆 5 株，因此各處理共有 25 株樣木。各樣木均量測樹高及胸徑。於同年 5 月 23 日，另於恆春西海岸山海村北方，屏 153 號公路 10.5 km 處西面向海，夏威夷品系銀合歡林地，以相同四種處理方法進行環剝試驗，每種處理重覆 20 株。所有樣木均記錄樹高及胸徑。

(6) 銀合歡注射化學藥劑

於龍鑾潭自然教育中心附近檳榔坑公路旁，分別選擇胸徑大於或小於 7 cm 的銀合歡各 15 株，於 2009 年 9 月下旬以充電式電鑽在離地 100~120 cm 處樹幹鑽洞，每個洞以市售塑膠注射筒注入 2 ml 除草劑年年春(41%)，大於 7 cm 者鑽 4 個孔共注入 8 ml 藥劑，小於 7 cm 者樹幹鑽 3 個孔，注入 6 ml，之後以矽膠覆蓋鑽孔表面，防止雨水流入沖失藥劑。另於 2009 年 10 月中旬在相同地點，以鑽孔注射藥劑方式，分別在銀合歡樹幹施用 3 ml 的年年春或巴拉刈(paraguat, 21%)，各重複 12 株。處理後觀察樹冠葉片凋萎掉落情形，並記錄植株是否枯死或有新生葉等性狀。

2. 海岸林原生樹種之生態生理學性狀研究

(1) 海岸林原生樹種光合作用潛力測定

於恆春半島西海岸屏 153 線道旁石珠試區，測定黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)、蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa*)、血桐(*Macaranga tanarius*)、白樹仔(*Gelonium aequoreum*)、構樹(*Broussonetia papyrifera*)、臭娘子(*Premna serratifolia*)、紅柴(*Aglaia formosana*)、恆春厚殼樹(*Ehretia resinosa*)、山柚仔(*Champereia manillana*)共 9 種，每種 5 株稚樹。所使用的儀器為可控制環境條件的攜帶式光合作用系統(LI-6400, LI-COR, USA)。測定時在控制 CO₂ 濃度 400 μl L⁻¹，相對濕度 60~80%，葉溫 28~30°C，在上午 7:30 至 11:00 內完成各樹種所有樣木光合作用光反應的測定。由各樹種的光飽和光合作用率，可判斷該樹種對強光的利用效率，並可藉此評估其耐陰性及適於生長的光環境及生長潛力。

(2) 海岸林原生樹種耐陰性試驗

於屏科大森林系苗圃，將血桐、繖楊(*Thespesia populnea*)、白肉榕(*Ficus virgata*)、稜果榕(*Ficus septica*)、止宮樹(*Allophylus timorensis*)、欖仁(*Terminalia catappa*)、棋盤腳(*Barringtonia asiatica*)、蓮葉桐(*Hernandia nymphiifolia*)、瓊崖海棠(*Calophyllum inophyllum*)及過山香(*Clausena excavata*)等 10 種樹苗，以栽植方式種在土中，周圍設置高 180 cm 框架，上方分別覆蓋不同層數的針織網，透光率分別為 20 及 7%，對照組不遮陰，相對光量為 100%。各樹種在此三種光環境分別栽植 6 株樹苗，觀察在不同光環境下的生長表現 8 個月。

四、結果

1. 銀合歡之生態生理學性狀及防治試驗

(1) 銀合歡萌蘖之光合作用性狀

在恆春西海岸石珠地區測得高度約 60 cm 的銀合歡萌蘖的光合作用光反應曲線(圖 2-4.1)，得知其光合作用能力很高，光飽和點為 1610 μmol m⁻² s⁻¹，光飽和光合作用率高達 27.1 μmol m⁻² s⁻¹ (表 2-4.1)，此數值雖稍低於鄰近伴生的黃槿(30.0

$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)，但高於其他典型的次生林先驅樹種如構樹、蟲屎、血桐及臭娘子等(表 2-4.5)。銀合歡的光合作用光補償點為 $25.2 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，暗呼吸率為 $2.91 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，與恆春西海岸原生的陽性樹種類似。因為銀合歡萌蘗有很高的光合作用潛力，將銀合歡成株砍伐後，一個月內新生萌蘗可長高至 50 cm，此萌蘗上新長出的葉片可有效的進行光合作用，製造光合產物供應植株生長所需的原料，因此在抑制銀合歡萌蘗時，應縮短砍除萌蘗時間或設法減弱光量，使萌蘗無法得到充分的光能，降低其光合產物的合成速率。在屏科大苗圃測定 2 m 高的銀合歡實生稚樹，發現其光飽和光合作用率為 $23.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，較萌蘗植株低，但光合作用光補償點及光飽和點則與萌蘗植株類似(表 2-4.1)。

表 2-4.1 銀合歡萌蘗(恆春海岸)及實生稚樹(屏科大)光合作用性狀

光合作用性狀	恆春海岸林萌蘗 (2009 年 4 月)	屏科大苗圃稚樹 (2009 年 10 月)
暗呼吸率($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	2.9 ± 0.5	2.2 ± 0.1
光補償點($\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	25.2 ± 2.1	29.3 ± 1.8
光飽和點($\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	1610 ± 60	1630 ± 86
光飽和光合作用率($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	27.1 ± 0.7	23.5 ± 0.7

(資料來源：本研究)

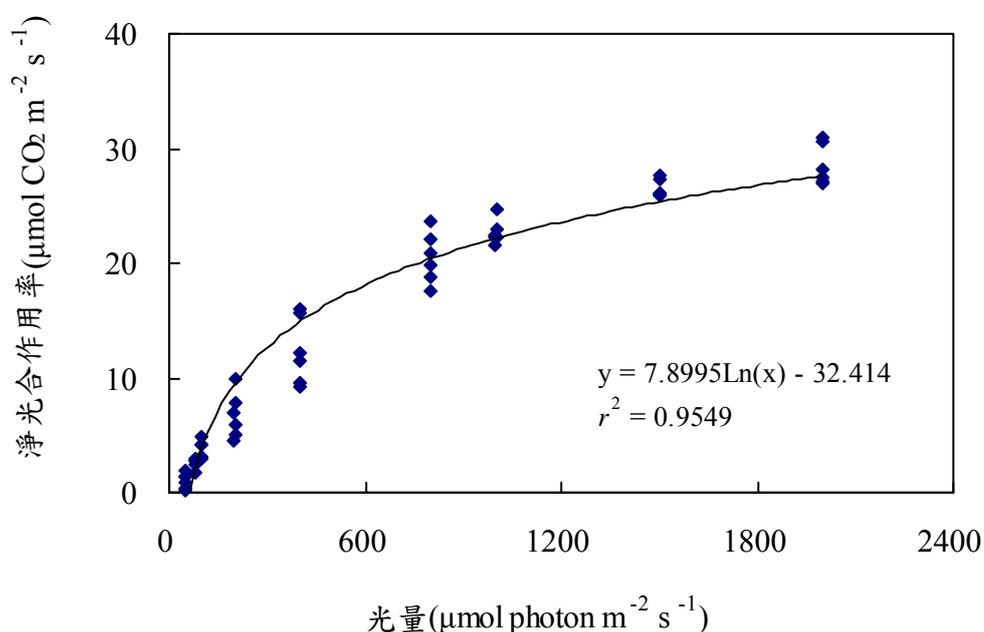


圖 2-4.1 銀合歡萌蘗的光合作用光反應曲線

(資料來源：本研究)

(2) 銀合歡種子苗密度

龜山、石珠、山海村及檳榔坑 4 處的銀合歡林下天然更新苗密度，每 m^2 面積分別有 108、136、94 及 139 株，2009 年 7 月 1 日調查時時苗木高度在 4~5 cm 範圍，經過 1 個月提高到 9~15 cm (表 2-4.2)。2009 年 8 月 6~10 日莫拉克颱風帶來的鹽霧對沿岸的植群造成傷害，銀合歡天然更新苗密度及高生長皆受到負面影響。然而恆春西海岸雨季開始後土壤種子庫，種子發芽長出的苗木密度高達約 100 株 m^{-2} ，可知要管理銀合歡族群需注意防範其有性繁殖能力，應避免樹冠層破空，儘可能降低入射林內的光資源，使種子苗沒有有足夠的能量供後續生長。

(3) 土壤種子庫內銀合歡種子密度

調查恆春西海岸及南海岸共7處，每處10個小區的銀合歡土壤種子庫種子數量，結果發現未經人為擾動的龜山、石珠、山海村、水坑仔、檳榔坑及大圓山6處林分內，於土壤表面每 m^2 可有260~950粒，平均555粒的銀合歡種子；土深5 cm範圍每 m^2 有280~1020粒，平均497粒的銀合歡種子，兩層合計種子密度達1052粒 m^{-2} (表2-4.3)。然而林分已砍伐近2年的後灣地區，土表及5 cm深土壤內的銀合歡種子密度分別只有40及70粒 m^{-2} ，兩層合計只有110粒 m^{-2} ，種子密度比仍有銀合歡上木的林分減少甚多，為上述6處平均值的10.5%。銀合歡上木砍伐後，林地光量顯著提高，土壤種子庫的銀合歡種子有機會大量萌發形成種子苗，因此土壤種子庫內的銀合歡種子密度，較樹冠層仍完整的林分減少甚多。

表 2-4.2 恆春西海岸雨季開始後銀合歡種子苗密度(株 m^{-2})及高度(cm)的變化 (n=10-15)

2009 年	龜山	石珠	山海村	檳榔坑
7 月				
密度	108±42 ^{ab}		94±39 ^b	139±39 ^a
高度	4.5±0.1 ^c		4.0±0.3 ^b	5.3±0.1 ^a
8 月				
密度	84±11	136±18	114±10	133±14
高度	9.1±0.9	14.7±0.8	9.8±0.6	8.9±0.3
9 月				
密度	64±1.3	122±21	76±16	116±12
高度	11.6±1.6	11.1±1.2	9.7±1.1	11.2±0.4

(資料來源：本研究)

表 2-4.3 銀合歡林內表面及 5 cm 深度所含銀合歡種子密度(粒 m⁻²) (n=10)

土層	龜山	大圓山	石珠	山海村	水坑仔	檳榔坑	後灣
地表	330±98	620±212	370±168	800±241	260±119	950±178	40±16
5 cm	430±107	310±114	280±204	530±226	410±212	1020±136	70±30
合計	760	930	670	1330	650	1970	110

*同一土層不同地區具有不同英文字者，具顯著差異(p<0.05)

(資料來源：本研究)

(4) 銀合歡萌蘗砍除試驗

於 2008 年 8 月砍伐石珠試區銀合歡成樹後，所標定的 30 株銀合歡於 9 月開始，每月量測完萌蘗數及最長 3 個萌枝後即將原有萌蘗剪除，除了 2009 年 1 月未進行處理外，每月均重複進行量測及剪除事項。經過 12 次的剪枝處理，至 2009 年 9 月的結果如圖 2-4.2 所顯示。在萌枝數量方面，處理第一及第二個月，每個單株平均有高達近 20 枝的萌蘗，在 2009 年 9 月以後降至 10 枝(圖 2-4.2)。在萌蘗長度方面，最長 3 枝萌蘗的平均長度在第二次剪枝時(2008 年 10 月)最長，一個月內可長近 75 cm，在 2009 年 2 月時一個月萌枝長度生長最少，僅 29 cm，但在 2009 年 6 月雨季來臨後又可恢復到每月淨高生長 60~80 cm 的情況(圖 2-4.2)。由上述數據顯示，藉每月剪除萌蘗的方式是無法令銀合歡喪失生命力，其可能原因為銀合歡根系仍儲存有大量的碳水化合物，可提供能量供萌蘗生長；另一方面為萌蘗一但長出，新生葉片的光合作用能力甚強(表 2-4.1)，可藉新固定的碳水化合物補充產生萌蘗所需的能量支出。在實際作業上若目的為令銀合歡致死，則可能需要在萌蘗一長出即要砍除，不讓萌蘗葉部有進行光合作用，合成碳水化合物的機會，如此才可能耗盡根系原先儲存的碳水化合物，令銀合歡死亡。

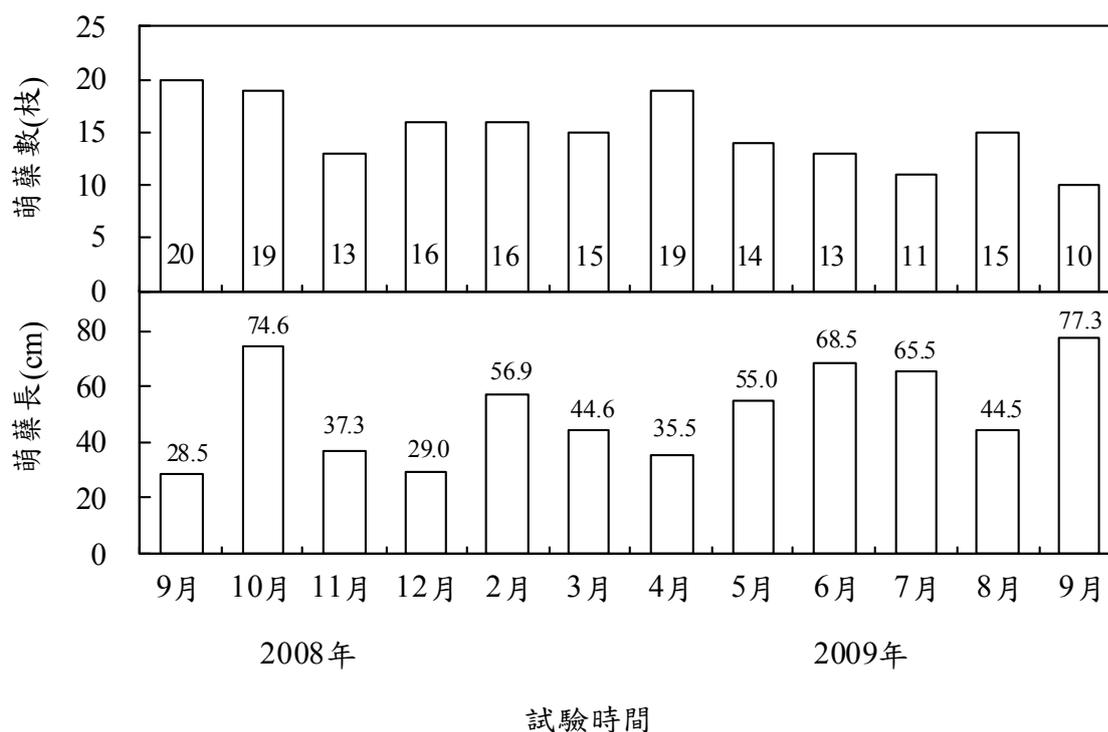


圖 2-4.2 銀合歡萌蘗砍除試驗不同月份單株萌蘗數量及萌蘗長度

(資料來源：本研究)

(5) 銀合歡樹皮環剝試驗

本試驗所選定的龍鑾潭試區，銀合歡樣木為薩爾瓦多品系，100 株樣木平均樹高 7.5 m，平均胸徑為 7.8 cm。本試驗另一個試區在山海村，為夏威夷品系之銀合歡，植株形體較小，樣木平均樹高為 6.2 m 平均胸徑僅 5.4 cm。於 2009 年 5 月 19 日進行環剝處理，之後 3 個月的試驗結果如表 2-4.4。在龍鑾潭試區將銀合歡樹幹環剝 20 cm 寬的處理，經一個月後環剝處上方樹冠層僅有 1 株完全枯萎，有 20 株完全無受害徵狀，但處理後 2、3 個月，上木完全枯死的植株分別有 17 及 18 株，枯死株數比例分別為 71%及 75%。該環剝處理雖可令大多數上木枯死，但環剝處下緣處理後立即長出許多萌蘗枝條，處理一個月後平均每株長出 15 個新枝條，長度平均為 76 cm，最長者可達 145 cm；處理 2 個月後最長的萌枝可達 230 cm。山海村試區的夏威夷品系銀合歡，以同樣的環剝方式處理 1、2、3 個月後，分別有 1、16 及 17 株上木葉片完全枯落，枯死率可達試驗樣木株數的 85%，但

環剝處下方同樣也長出新的萌蘗，平均單株也可有 15 枝萌蘗(處理 3 個月後)。上述結果表示，此兩種品系銀合歡在樹幹 120 cm 高之處予以環剝樹皮，雖可使 75~85%樣木環剝處上方枯死，但下方仍會產生大量新的萌蘗枝條，並無法令植株完全死亡。本試驗環剝處理在實際操作時頗為費時，薩爾瓦多型銀合歡胸徑 7 cm 的植株大約要費時 20 分鐘才能完成環剝作業；山海村的夏威夷型銀合歡，胸徑約 5~6 cm，但環剝一株也需約 5~10 分鐘，在大面積操作時環剝並不實用。

表 2-4.4 銀合歡環剝處理後上木枯損及下部萌蘗狀況的動態變化(98.5.19 處理)

	龍鑾潭試區(Salvador type)			山海村試區(Hawaii type)		
	環剝	環剝加 年年春	割傷加 年年春	環剝	環剝加 年年春	割傷加 年年春
樣木株數	24	25	25	20	20	20
樹高(m)	7.5±0.4	7.5±0.4	7.4±0.3	6.3±0.1	6.1±0.1	6.2±0.1
胸徑(cm)	8.0±0.7	7.7±0.6	7.4±0.6	5.3±0.2	5.5±0.3	5.5±0.3
處理一個月後						
上木枯死株數	1	21	0	1	19	3
未受害(部分受害)株數	20(3)	2(2)	22(3)	17(2)	0(1)	14(3)
單株萌蘗數	15±1	16±2	1	11±1	6±2	0
萌蘗長度(cm)	76±6	61±9	3	22±2	15±5	0
處理二個月後						
上木枯死株數	17	18	—	16	20	0
未受害(部分受害)株數	5(2)	6(0)	—	2(2)	0(0)	16(4)
單株萌蘗數	19±2	23±3	—	14±2	10±2	—
萌蘗長度(cm)	107±13	85±11	—	71±10	47±10	—
處理三個月後						
上木枯死株數	18	19	19	17	19	5
未受害(部分受害)株數	1(5)	0(5)	16(7)	3(0)	0(1)	6(9)
單株萌蘗數	16±1	22±3	—	15±2	13±1	—

(資料來源：本研究)

本試驗第二個處理方式為將銀合歡樹幹環剝 20 cm 寬之後，在環剝處塗以未經稀釋的年年春藥劑。龍鑾潭試區 25 株樣木中，在處理後第一個月即有 21 株上

木完全落葉，但也有 2 株葉片保持完整未掉落；處理後第 3 個月，上木完全枯死的株數為 19 株(79%)，另外 5 株則為部分落葉狀態。然而，所有試驗樣木在環剝處下方都有萌蘗發生，平均一株可長出 22 個萌枝。山海村試區的樣木施以環剝加藥劑處理後，20 株樣木中有 19 株上木完全落葉，僅有 1 株為部分落葉，但處理處下方在 3 個月後平均一個單株可產生 13 個萌枝。此種處理雖然可令 95%的株數上木完全沒有存活的枝葉，但對處理處下方的萌蘗並無抑制作用。

本試驗第三個處理是在銀合歡樹幹離地 120 cm 處以鋸子鋸出一個三角型缺角，並在該處塗上年年春。此種處理經過 1 個月後，龍鑾潭試區 25 株樣木只有 3 株的葉片受損，有 22 株完全未受損；3 個月後只有 2 株的上木完全落葉，7 株部分落葉，有 16 株無任何損傷徵狀，且樣木樹幹甚少有萌蘗產生。山海村的試驗結果也類似，處理 3 個月後有 25%的株數(5 株)上木完全落葉，45%的株數(9 株)葉片部分受害，30%的株數(6 株)上木樹冠層完全未受害。此區的樣木處理後也沒有新萌蘗產生。

由上述 3 種處理結果，我們認為環剝、環剝加年年春、割傷加年年春藥劑，此三種處理都無法令兩種品系的銀合歡致死，最多僅能令處理處上方枝幹落葉。銀合歡環剝處理處下方會在長出 15~20 個萌蘗，且生長速度甚為快速，處理 2 個月後最長者即可達約 2 m，再經幾個月的生長即可達樹冠層原來的高度。

(6) 銀合歡注射藥劑試驗

於 2009 年 9 月 25 日針對不同直徑級的銀合歡共 30 株，以鑽孔注射方式分別施以 6 或 8 ml 年年春除草劑，經過一週後發現所有處理之樣木均全數落葉，三週後再次勘查發現所有銀合歡樹幹均無新生葉芽發生，無萌蘗產生，顯示 6 ml 的年年春可快速令銀合歡葉片枯萎掉落(表 2-4.5)，但植株尚未死亡。此結果與王相華及洪聖峰(2005)，以及 Chen et al. (2008)在恆春地區以年年春注射防除銀合歡的效果相同。此外，在同年 10 月 15 日另一試驗在銀合歡樹幹鑽洞，注射 3 ml 的年年春後，隔天即發現處理之 12 棵樣木樹冠層出現小葉閉合，整個羽狀複葉有萎凋徵狀；處理後 3 天樣木樹冠葉片均呈現明顯凋萎現象，其中有 4 株葉片枯萎率達 100%，另有 7 株枯萎率達冠層的 50%以上，另 1 株為 30~40%枯萎。處理後 22 天再次觀察，所有 12 株施以年年春的銀合歡均無葉(表 2-4.5)，但檢查樹皮內側發現植株並未死亡。本次試驗另採用除草劑巴拉刈進行注射 3 ml 處理，3 天後 12 株樣木只有 2 株的冠層有 50%的葉片枯萎，其餘 10 株均無葉片枯萎現象，處理

22 天後所有植株樹冠層葉都仍健在，並無明顯受害現象(表 2-4.5)。上述結果顯示，於秋季將年年春藥劑 3 ml 施打在銀合歡樹幹，施用第 2 天即可令銀合歡葉片產生凋萎現象，一週內即可令大部分樣木全株葉片凋萎並掉落。本研究使用的除草劑巴拉刈，曾有報導指出以噴灑方式對銀合歡小苗的防治效果甚佳(Hwang et al. 2008)，但以注射方式對銀合歡成株並無防治效果，與年年春的作用差異極為顯著。

於 2009 年 10 月 18 日在石珠試區另選取經砍伐上木留存的銀合歡根株，以電鑽鑽孔後分別施以 2 或 4 ml 的年年春，各 8 個根株。同年 11 月 6 日觀察結果，發現所有施藥處理的根株均無存活萌蘖(表 2-4.5)，而對照組長出約 15 個，長約 20 cm 的萌蘖。此結果顯示年年春施用在根株亦有防治效用。

過去的研究發現嘉塞磷(glyphosate，商品名年年春)注射到銀合歡樹幹內的致死效果，會因樹木的形體大小及藥劑施用劑量而有不同表現。銀合歡胸高直徑每公分注射藥劑 1 ml 及 1.5 ml 的致死率，分別為 67%及 100%，劑量越高致死率越大(王相華、洪聖峰 2005)。本研究第一項注射處理發現，胸徑 8~12 cm 的銀合歡施以 8 ml 可有 100%的凋萎率，胸徑 3.5~7.5 cm 者施以 6 ml 的年年春亦有 100%的凋萎率(表 2-4.5)。第二項注射處理顯示僅施以 3 ml 的年年春即可顯著令銀合歡落葉，處理效果快且顯著。此藥劑目前在國外亦被廣泛使用在木本植物的防治，且注射到銀合歡樹幹後，殘留在植株韌皮部、木質部，以及林地土壤的劑量均會快速消退，尤其在高溫多雨的季節消退更快(Chen et al. 2008)，可視為對環境友善的化學藥劑。

表 2-4.5 銀合歡樹幹或根株鑽孔後施用不同劑量除草劑致樹冠葉片凋萎之效用

處理劑量	樣本數	全株落葉株數及比例(%)	
		處理後一週	處理後三週
樹幹鑽孔			
年年春 3 ml	12 株		12 株(100%)
6 ml	15 株	15 株(100%)	15 株(100%)
8 ml	15 株	15 株(100%)	15 株(100%)
巴拉刈 3 ml	12 株		0 株(0%)
根株鑽孔			
年年春 2 ml	8 株		8 株(100%)
4 ml	8 株		8 株(100%)

(資料來源：本研究)

2. 恆春海岸林原生樹種之生態生理學性狀研究

(1) 恆春海岸林九種天然更新樹種光合作用性狀

在恆春西海岸石珠試區測定九種海岸林天然更新樹種的光合作用性狀(表 2-4.6)，結果發現黃槿的光飽和光合作用率(A_{sat})高達 $30.0 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ，蟲屎、草海桐、血桐及構樹的 A_{sat} 分別亦可高達 25.4、23.6、23.3 及 $22.9 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ，顯示此 5 種樹種是典型陽性樹種，其光飽和點亦均可達 $1500 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 以上，生理特性適合栽植在強光生育地。樹青(*Planchonella obovata*)、雀榕(*Ficus superba* var. *japonica*)、白榕(*Ficus benjamina*)、台灣海桐(*Pittosporum pentandrum*)及臭娘子等 5 種樹種的 A_{sat} 介於 $14.9\sim 20.0 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 之間，此 6 種樹種的光飽和點在 $1300\sim 1900 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 範圍，同樣是具有類似陽性樹種的特性。白樹仔及紅柴的 A_{sat} 約 $12.0 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ，光飽和點在 $1100\sim 1300 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 之間，較不能利用高光資源。恆春厚殼樹及山柚仔的光合作用潛力為供試樹種中最低的兩種，其 A_{sat} 僅 $6\sim 7 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 。顯示此兩樹種為耐陰性林木。在測定光合作用性狀時，發現白樹仔、紅柴及恆春厚殼在照強光時，其生理活動常有光抑制的表現，顯示上述 3 樹種不應栽植在強光環境。

在光合作用光補償點及暗呼吸率方面，此 9 種供試樹種中，構樹、白樹仔、紅柴、恆春厚殼樹及山柚仔等 5 樹種皆具較低的光補償點，分別介於 $10\sim 19 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ，其暗呼吸率介於 $-0.6\sim -0.9 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ，也是較低的數值。其餘 4 種樹種黃槿、蟲屎、血桐及臭娘子具較高的光補償點，介於 $24\sim 39 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 之間，暗呼吸率則介於 $-1.4\sim -2.7 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 間，此兩性狀顯示陽性樹種的特性。構樹的光補償點及暗呼吸率低，但光飽和光合作用率與光飽和點顯現陽性樹種的特性，這是較特殊的現象。

表 2-4.6 恆春西海岸九種原生樹種的光合作用性狀及比葉重
 (mean±SE, n=5)

物種	光飽和光 合作用率	暗呼吸率	光飽和點	光補償點	比葉重
	($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$)		($\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)		(mg cm^{-2})
黃槿	30.0±0.9	-2.6±0.1	1699±10	25±1	8.7±0.4
蟲屎	25.4±3.2	-2.7±0.2	1602±43	26±1	3.6±0.2
構樹	22.9±1.1	-0.8±0.2	1562±47	14±1	2.9±0.2
血桐	23.3±0.5	-1.4±0.1	1585±54	24±3	6.6±0.6
臭娘子	15.5±1.2	-2.0±0.3	1901±139	36±4	7.7±0.3
白樹仔	12.3±1.8	-0.9±0.2	1103±178	11±1	10.2±0.9
紅柴	12.1±0.5	-0.7±0.1	1270±137	15±2	8.2±0.1
恆春厚殼樹	7.3±1.1	-0.7±0.1	859±92	13±2	7.1±0.6
山柚仔	6.1±0.5	-0.6±0.1	1539±55	10±1	7.8±0.3

(資料來源：本研究)

(2) 恆春海岸林原生樹種在不同光量下之生長表現

供試 10 種樹種中有 6 種的樹高在全光與 20%相對光量兩處理無顯著差異，表示光量由 25%提高到 100%並不能顯著增加此 6 種樹種苗的高生長，而繖楊、白肉榕、瓊崖海棠及欖仁此 4 樹種在全光環境的植株高度顯著高於培育在 25%的植株(表 2-4.7 及表 2-4.8)。就實際高度而言，繖楊、血桐及稜果榕樹苗在全光及 25%光量兩處理的植株經過 4~6 個月的生長，樹高即可達到 160 cm 以上，尤其是生長在全光的繖楊，平均高度可達 240 cm，高生長甚為快速；血桐經過 4 個月的處理，樹高可由原先的 40 cm 長高至將近 2 m，(表 2-4.7)。此外，在全光環境的稜果榕及止宮樹植株高度也多超過 160 cm(表 2-4.7)，高生長很快速。上述 5 種樹種因高生長快，在銀合歡佔據的林分改種原生樹種的生態復育作業時可發揮高生長的優勢，在短時間內形成上層樹冠，可將銀合歡種子苗或萌蘖枝遮蔽，抑制其生長。王相華等(2009)報導恆春西海岸栽植黃槿及稜果榕 2 個月後苗高淨生長分別可達 134 及 200 cm，可供生態復育主要樹種之用，而天然更新的構樹及血桐同一時期淨高生長亦超過 210 cm，且有超過 3.5 m 的樹冠幅，此四種在恆春海岸林快速生長的表現與本研究栽植在屏科大苗圃的表現類似，均是在強光處進行生態復育優良的樹種。

在地徑及葉片數方面，所有 10 種供試樹種生長在全光處植株與比另兩遮陰處理的植株顯著較大，尤其是全光植株的單株葉片數比遮陰較多的 7%光量植株多

出數倍至數十倍(表 2-4.7, 表 2-4.8)。在單株葉乾重及莖乾重方面, 有 8 種供試樹種以全光處理顯著高於另兩遮陰處理, 蓮葉桐全光與 20% 光量兩處理植株在葉、莖及地上部乾重三項均無顯著差異, 但全光植株生物量會顯著高於 7% 光量的處理(表 2-4.7)。除了蓮葉桐之外, 另 9 種供試樹種的地上部生物量都是以全光處理植株顯著大於培育在 25% 光量的植株, 表示在全光環境各樹種苗木可較 20% 光量植株累積較多生物量在地上部。

比較不同樹種在全光環境植株地上部生物量的差異, 發現血桐地上部生物量為所有樹種中最高者, 可達 812 g, 其次依序為止宮樹(632 g)、繖楊(423 g)、欖仁(374 g)、棋盤腳(211 g), 其餘有 4 種樹種在 100 g~200 g 之間, 而瓊崖海棠僅有 78 g 最低(表 2-4.7, 表 2-4.8)。在試驗過程發現瓊崖海棠及欖仁在春、夏季植株葉片受病蟲害而捲曲, 影響植株生長。欖仁在全光的植株於 8 月過後即恢復正常生長, 但在遮陰環境的植株卻不能恢復, 生長極差。

綜合兩年對 18 種原生樹種遮陰試驗的結果, 發現有 9 種樹種生長在 20% 光量的植株, 其地上部生物量僅為全光區植株的 10~20%, 包括構樹、血桐、止宮樹、草海桐、繖楊、黃槿、雀榕、白肉榕及欖仁(圖 2-4.3), 顯示此 9 種樹種的生物量在遮陰環境有大幅度的降低, 耐陰能力較低。相反的, 生長 20% 光量植株地上部生物量仍可達全光區植株 50% 以上的有 3 種樹種: 蓮葉桐、棋盤腳及稜果榕(圖 2-4.3)。此結果表示這 3 樹種在 20% 光量即可有良好的生長表現, 不必依賴高光資源, 耐陰能力高。過山香、樹青、瓊崖海棠、林投、台灣海桐及白榕等 6 種, 在 20% 光量的地上部生物量只有全光區同種植株的 20~47%, 屬中等耐陰的樹種。若考慮在 7% 低光環境的生物量累積能力, 棋盤腳及蓮葉桐兩樹種可維持全光區植株的 20~40% 生物量, 耐陰能力最高, 瓊崖海棠、樹青、稜果榕、白榕則可維持全光區的 12~18%, 在低光下累積生物量的能力僅次於棋盤腳及蓮葉桐。

表 2-4.7 繖楊、血桐、稜果榕、白肉榕、止宮樹遮陰處理後生長性狀比較
 (mean ±SE, n=6)

樹種	生長性狀	光環境		
		全光	20%	7%
繖楊	高度(cm)	241±11 ^{a 1)}	160±17 ^b	98±4 ^c
	地徑(mm)	28±2 ^a	15±1 ^b	10±1 ^c
	葉片數	328±35 ^a	63±14 ^b	23±2 ^b
	葉乾重(g)	162±30 ^a	29±4 ^b	9±1 ^b
	莖乾重(g)	261±53 ^a	44±8 ^b	12±1 ^b
	地上部重(g)	423±82 ^a	73±12 ^b	22±2 ^b
血桐	高度(cm)	197±10 ^a	197±2 ^a	123±6 ^b
	地徑(mm)	38±1 ^a	18±2 ^b	13±1 ^c
	葉片數	57±6 ^a	15±1 ^b	16±2 ^b
	葉乾重(g)	274±20 ^a	30±4 ^b	20±2 ^b
	莖乾重(g)	538±37 ^a	61±6 ^b	26±3 ^b
	地上部重(g)	812±50 ^a	91±10 ^b	46±5 ^b
稜果榕	高度(cm)	175±13 ^a	160±8 ^a	99±5 ^b
	地徑(mm)	24±2 ^a	17±2 ^b	13±1 ^b
	葉片數	131±11 ^a	87±15 ^b	34±3 ^c
	葉乾重(g)	78±11 ^a	45±7 ^b	14±4 ^c
	莖乾重(g)	111±19 ^a	56±8 ^b	16±2 ^c
	地上部重(g)	189±30 ^a	101±15 ^b	30±6 ^c
白肉榕	高度(cm)	135±5 ^a	78±4 ^b	46±4 ^c
	地徑(mm)	21±2 ^a	8±1 ^b	5±1 ^b
	葉片數	208±36 ^a	32±4 ^b	14±3 ^b
	葉乾重(g)	52±8 ^a	6±1 ^b	3±1 ^b
	莖乾重(g)	51±6 ^a	5±1 ^b	3±1 ^b
	地上部重(g)	103±15 ^a	12±1 ^b	6±2 ^b
止宮樹	高度(cm)	163±4 ^a	135±20 ^a	71±10 ^b
	地徑(mm)	30±1 ^a	11±1 ^b	8±0 ^b
	葉片數	831±100 ^a	84±33 ^b	26±2 ^b
	葉乾重(g)	284±19 ^a	38±11 ^b	12±4 ^b
	莖乾重(g)	348±53 ^a	39±13 ^b	9±3 ^b
	地上部重(g)	632±69 ^a	76±23 ^b	21±7 ^b

¹⁾ 同一樹種同一性狀在不同光環境下有不同英文字母者，具顯著差異($p < 0.05$)

(資料來源：本研究)

表 2-4.8 瓊崖海棠、蓮葉桐、棋盤腳、欖仁、過山香遮陰處理後生長性狀比較
(mean ±SE, n=6)

樹種	生長性狀	光環境		
		全光	20%	7%
瓊崖海棠	高度(cm)	84±3 ^{a 1)}	66±7 ^b	43±2 ^c
	地徑(mm)	14±1 ^a	8±1 ^b	8±1 ^b
	葉片數	110±11 ^a	26±2 ^b	22±2 ^b
	葉乾重(g)	47±4 ^a	14±2 ^b	8±1 ^b
	莖乾重(g)	31±3 ^a	11±2 ^b	5±1 ^b
	地上部重(g)	78±8 ^a	24±3 ^b	13±2 ^b
蓮葉桐	高度(cm)	147±14 ^a	150±9 ^a	92±10 ^b
	地徑(mm)	29±2 ^a	21±1 ^b	15±1 ^c
	葉片數	62±12 ^a	25±6 ^b	19±3 ^b
	葉乾重(g)	57±14 ^a	38±9 ^{ab}	18±4 ^b
	莖乾重(g)	108±26 ^a	70±10 ^{ab}	21±7 ^b
	地上部重(g)	165±40 ^a	108±18 ^{ab}	39±11 ^b
棋盤腳	高度(cm)	108±4 ^{ab}	114±4 ^a	99±4 ^b
	地徑(mm)	25±1 ^a	21±1 ^b	20±1 ^b
	葉片數	50±8 ^a	31±3 ^b	21±2 ^b
	葉乾重(g)	113±20 ^a	71±15 ^{ab}	42±9 ^b
	莖乾重(g)	98±8 ^a	67±9 ^b	37±9 ^c
	地上部重(g)	211±28 ^a	138±22 ^b	80±15 ^b
欖仁	高度(cm)	157±4 ^a	61±8 ^b	46±4 ^b
	地徑(mm)	26±1 ^a	7±1 ^b	7±1 ^b
	葉片數	165±18 ^a	22±5 ^b	18±4 ^b
	葉乾重(g)	207±23 ^a	4±1 ^b	4±1 ^b
	莖乾重(g)	166±22 ^a	2±1 ^b	3±1 ^b
	地上部重(g)	374±44 ^a	6±2 ^b	7±1 ^b
過山香	高度(cm)	129±7 ^a	145±14 ^a	74±5 ^b
	地徑(mm)	19±1 ^a	12±1 ^b	7±1 ^c
	葉片數	308±8 ^a	80±11 ^b	36±5 ^c
	葉乾重(g)	58±8 ^a	33±5 ^b	8±2 ^c
	莖乾重(g)	106±14 ^a	44±9 ^b	7±2 ^c
	地上部重(g)	164±21 ^a	77±12 ^b	15±3 ^c

¹⁾ 同一樹種同一性狀在不同光環境下有不同英文字母者，具顯著差異($p < 0.05$)

(資料來源：本研究)

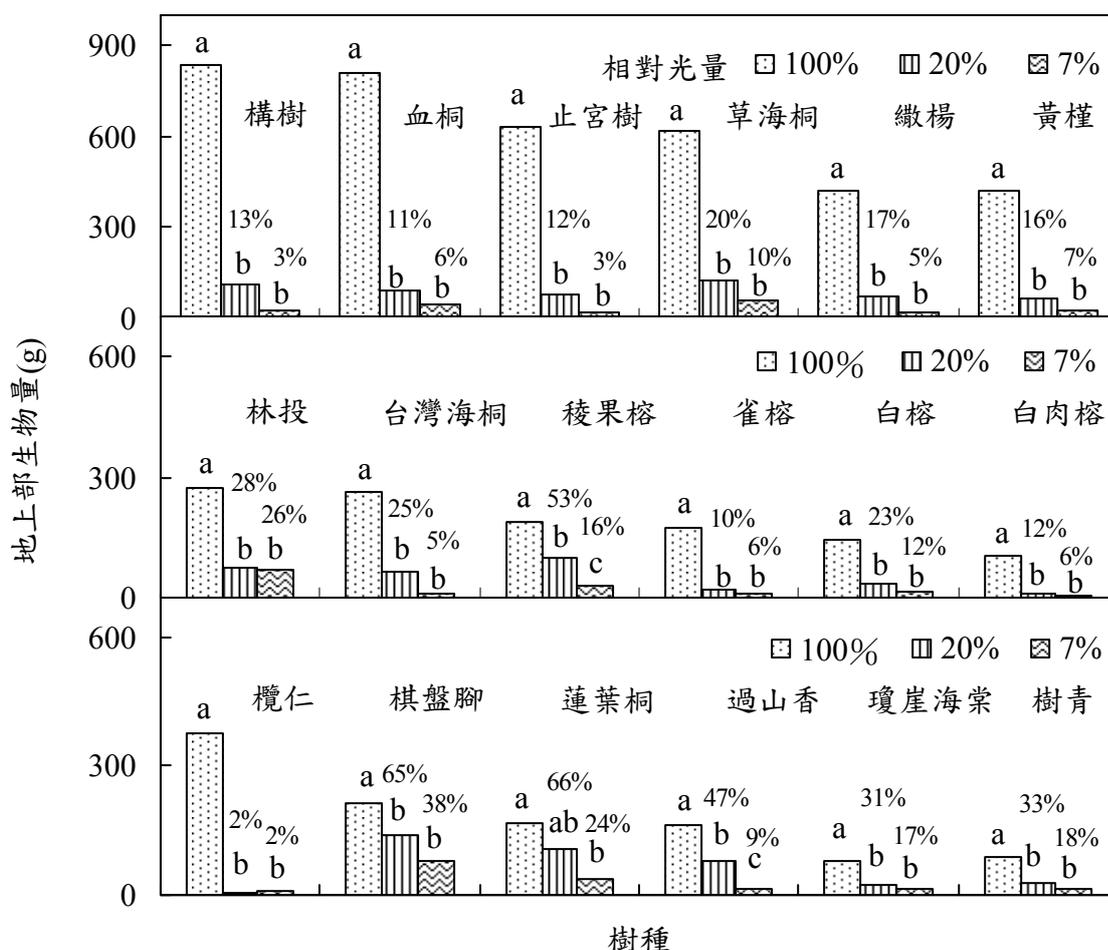


圖 2-4.3 供試 18 種恆春海岸原生樹種在三種光環境地上部生物量比較。圖中數字為遮陰處理植株生物量相對於全光區植株的比例。

(資料來源：本研究)

(3) 光合作用性狀

將種植在屏科大苗圃全光區恆春海岸林原生樹種的光合作用光反應測定結果列如表 2-4.9。原本兩年度共 18 種供試樹種中的林投(*Pandanus odoratissimus*)，因肉質葉中肋凹陷，所使用儀器之葉箱無法將葉片夾緊，有漏氣現象，因而無測定值。將剩餘 17 種培育在全光處植株的光合作用特性，依光飽和光合作用率(A_{sat})由大到小排列，發現黃槿、構樹、繖楊、血桐及草海桐等 6 種的 A_{sat} 在 $23.0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 以上，屬光合作用潛力極高的陽性樹種，其中黃槿的 A_{sat} 高達 $33.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，是台灣原生樹種中 A_{sat} 最高的幾種樹種之一(郭耀綸等 2004)。稜果榕、欖仁、雀榕及白肉榕的 A_{sat} 在 $19\sim 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 之間，台灣海桐、止宮樹及白榕則在

17~19 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 的範圍(表 2-4.8)。上述樹種的光合作用潛力都屬較高的範圍，且光合作用光飽和點都在 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 以上，可利用較高的光資源。供試 17 樹種中的樹青、蓮葉桐、棋盤腳、過山香及瓊崖海棠等 5 種的 A_{sat} 較低，在 11~15 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 之間，屬於中等耐陰樹種的表現，其中棋盤腳及過山香的光飽和點都低於 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 。過山香的 A_{sat} 及光飽和點測得的數據都很低，此結果出乎預料之外。因為在恆春半島路邊及空曠地常發現過山香的族群，現實棲位屬非耐陰性植物的情況，然而其生理表現並不像構樹、欖仁般有很高的光合潛力。不過從苗圃遮陰試驗結果，過山香在相對光量 20% 的環境植株高度與全光區植株類似，且地上部生物量為全光區植株的 47%，此種生長樣式與耐陰樹種蓮葉桐及棋盤腳相同(表 2-4.8，圖 2-4.3)，因此可推論過山香也可健康的生長在部分遮陰的環境。

綜合遮陰試驗及光合作用光反應兩項測定結果，我們建議在恆春地區以更新造林(reforestation)法進行海岸林生態復育(Ecological restoration)時，若是在砍伐銀合歡上木有直射陽光且無前生樹存在的生育地，作業開始時可栽植光合潛力及生長潛力均高的黃槿、構樹、繖楊、血桐及草海桐等樹種；在有少量遮陰，例如相對光量 75% 以上的生育地，可再加入光合潛力次高的樹種，包括稜果榕、欖仁、雀榕、白肉榕、台灣海桐、止宮樹及白榕；在前生樹密度較高，相對光量小於 50% 的生育地，可加入耐陰能力較高的樹青、蓮葉桐、棋盤腳、過山香及瓊崖海棠，可增加樹種多樣性，且縮短森林演替的時間。

表 2-4.9 十七種海岸林原生樹種培育在全光植株的光合作用性狀(mean±SE, n=4)

樹種	光飽和光合作用率	暗呼吸率	光飽和點	光補償點
	($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$)		($\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	
黃槿	33.3±1.5	-2.6±0.3	1810±56	36±5
構樹	27.8±1.2	-1.9±0.2	1770±67	28±2
繖楊	23.8±0.8	-2.4±0.3	1440±46	34±3
血桐	23.7±0.6	-1.1±0.2	1660±83	26±1
草海桐	23.6±0.5	-1.6±0.2	1700±60	19±1
稜果榕	21.4±0.8	-0.9±0.1	1140±47	15±1
欖仁	20.3±0.6	-1.6±0.1	1410±15	24±1
雀榕	19.8±0.7	-2.1±0.1	1370±31	27±3
白肉榕	19.3±0.6	-2.0±0.1	1210±99	34±2
台灣海桐	18.5±0.9	-1.4±0.3	1330±24	24±2
止宮樹	17.7±1.2	-1.0±0.1	1120±54	21±1
白榕	17.4±0.9	-2.9±0.2	1630±89	39±1
樹青	14.9±1.0	-2.4±0.2	1480±170	32±4
蓮葉桐	13.8±0.7	-1.5±0.1	1230±18	20±1
棋盤腳	13.3±0.1	-1.3±0.1	990±171	21±3
過山香	13.1±0.5	-0.6±0.1	800±96	17±1
瓊崖海棠	11.6±0.5	-0.6±0.1	1070±61	11±2

(資料來源：本研究)

第五節 熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測

一、摘要

本研究在恆春半島南海岸之大圓山及西海岸之龜山兩地試驗區進行銀合歡入侵棲地與植物養分狀態有關之土壤特性分析，並分析試驗地中銀合歡之菌根分析，以了解土壤特性對海岸林苗木植栽之影響，提出適地適栽之土壤管理策略。研究結果指出，墾丁地區海岸林土層淺薄，均在 50 cm 以內，且部分區域更不及 20 cm，顯示海岸林由珊瑚礁碎屑構成後，長期遭受海浪與雨水沖刷，土壤生成不易，同時珊瑚礁碎屑等含石量多。總體密度偏高，土壤構造緊密、通氣不佳，質地等級多為中質地之黏質壤土。整體而言土壤 pH 值均在 5.5 以上，並不會構成海岸林復舊之限制因子。大圓山與龜山土壤有機碳最低不到 1.0%，但最高可達 6.0% 以上，不過香蕉灣地區都明顯高於已遭銀合歡入侵之試區。墾丁雖位處濱海地區，但本計畫所有試區土壤之電導度(EC)都在 1.0 dS/m 以下，因此將來植栽復育時可不需考慮土壤鹽害問題。另外，就土壤所含巨量養分三要素之氮、磷、鉀而言，建議未來植栽時並不需要再另外補充化學肥料。

關鍵字：土壤肥力、海岸林、復舊、銀合歡

二、前言

許正一等人(2004)曾於墾丁地區進行土壤調查研究，發現位在墾丁森林遊樂區之高位珊瑚礁自然保留區土壤其碳酸鈣自珊瑚礁母質溶解後，在土體中並無發生再沉澱作用，在高溫多雨之森林覆蓋環境中，土壤呈弱酸性。然而，鵝鑾鼻礫石層之紅土是墾丁地區酸性最強且土層較厚之土壤(劉禎祺，1992)。至於香蕉灣海岸林生態保護區，其土壤母質為濱相砂丘或珊瑚礁碎屑，土層淺薄、酸鹼值偏高(pH>7.5)，且質地粗糙而鹽度大。上述不同區域或母質土壤之特性，均是導致不同植被分佈之重要環境因素之一。

Liu and Chen (1993)曾研究墾丁地區之紅壤，按美國土壤分類系統(Soil Taxonomy)區分，將墾丁公園土壤分類為淋餘土(Alfisol)，而社頂公園土壤則分類為極育土(Ultisol)，兩者主要的化育作用皆以碳酸鈣之溶解淋洗作用、粘粒洗入作用及游離鐵的移動為主，但極育土的淋洗作用較為強烈，因此鹽基飽和度均低於35%。國外有關珊瑚礁母質土壤方面的研究並不多，Simonson (1994)探討日本琉球群島之海階土壤，發現其為質地粘重且交換性鹽基含量豐富之高鹽基淡色弱育土(Eutrochrept)。Woodroffe and Morrison (2001)分析太平洋中 Kiribati 島附近 16 個珊瑚環礁土壤時指出，由於珊瑚環礁形成年代不遠，都在 3,000 年內，因此各個土壤的剖面發育與化學性質差異並不大。

另外，恆春半島西海岸石珠原生植物復舊試驗地，其土壤厚度隨著離海岸線距離增加而變大，土壤化育程度逐漸成熟，而南海岸香蕉灣生態保護區土壤完全由珊瑚礁碎屑與海砂所組成，土層僅約 20 cm。石珠試驗地之植栽區土壤構造呈中度角塊狀，可能與過去有墾植行為而造成壓實作用有關。在土壤 pH 值方面，所有土壤均介於弱酸性至弱鹼性之間，而石珠試驗地有隨離海距離增加而減少。香蕉灣土樣其 pH 值均在 8.0 以上，稍高於石珠。至於有效氮的部分，在石珠試驗地中以植栽區含量最高，這可能與本區曾經墾植而施肥有關，同時有效氮有隨離海較近而遞減的趨勢。香蕉灣地區其有效氮均明顯高於石珠試驗地。有效磷的空間變異較大，不過表土略高於裡土，值得注意的是，若與台灣農田土壤相較，不論是石珠或香蕉灣之土壤有效磷都是較高的(許正一、張焜標，2009)。

三、材料及方法

1. 環境資料分析

恆春半島地質主要有第四紀更新世時代的石灰岩層，約 32 至 12 萬年前。覆蓋在石灰岩層上方之地層為以紅土礫石為主之鵝鑾鼻層，而下方則為由泥岩與頁岩構成之墾丁層或馬鞍層，地層間常可見到不整合面(Ho, 1975)。

本研究區乾濕季節明顯，依據中央氣象局恆春測候站 1971-2008 年之資料，本研究區之年平均降雨量約 1,691 mm，夏季的颱風帶來豐沛的降雨，使 75 % 的降雨多集中於 5 至 9 月，10 月至翌年 4 月為東北季風(俗稱為落山風)最旺盛的乾旱季節。年平均氣溫約 25.2°C，1 月份最低，平均氣溫 17.5 °C，8 月份最高，平均 26.4 °C，在季節性的變化上呈冬乾夏濕的狀態，若依科本氏氣候分類可將本研究區域分類為乾濕熱帶氣候(wet-dry tropical climate)。平均相對濕度全年變化約為 85%。

2. 調查區域及土壤採樣

在土壤性質及肥力調查方面，主要針對南海岸之大圓山及西海岸之龜山兩地試驗區進行調查分析，以了解各區環境之土壤物理、化學及生物等性質，探討並評估其土壤肥力特性，擬定海岸林復舊之土壤管理策略，改良土壤並達到適地適栽之目的，以有效的完成墾丁國家公園海岸林的生態復育工作。

在大圓山部分，乃就總計畫主持人所規劃之四區，進行 4 個土壤剖面挖掘及隨機表(0-15 m)、裡(15-30 cm)土採樣，計 30 個土樣，而龜山為其規劃之兩區，進行 1 個土壤剖面挖掘及隨機表、裡土採樣，計 16 個土樣。總計本計畫共採取 46 個土樣進行實驗室分析。

3. 實驗室分析方法

除總體密度係以現地採取土環方式測得(Blake and Harthe, 1986)外，餘所有土樣經風乾、磨碎與過篩(<2 mm)後，進行質地、pH 值、有機碳、電導度、有效氮、有效磷、有效鉀等項目之分析。分析方法如下：

(1) 質地分析

秤取約 12 g 的土壤於 500 mL 的燒杯中，加入少量的蒸餾水濕潤後，加入 30 mL 的 35 % 雙氧水(H_2O_2)，並在加熱板上以 70~80 °C 溫度加熱去除有機質，期間適度攪拌以防泡沫溢出，直到土壤溶液中無氣泡產生，煮乾過多 H_2O_2 ，接著加入約 200 mL 0.3 M 的檸檬酸鈉(sodium citrate)溶液，25 mL 1 M 的碳酸氫鈉(bicarbonate, $NaHCO_3$)，2 g 的連二亞硫酸鈉(dithionite, $Na_2S_2O_4$)於土壤中，置入 80°C 水浴中加熱以去除游離鐵，並時而攪拌約 15 分鐘後土壤溶液成灰白色時取用，若未成灰白色則重複此步驟。靜置後將土壤混合液以 1100×g 之轉速離心 10 分鐘，以除去上清液(加入純水再次離心以完全去除 DCB 所殘留之液體)，最後將剩餘土壤用純水洗入燒杯中，置入烘箱以 105 °C 烘乾，再秤取約 10 g 的烘乾土壤放入攪拌杯中，加入蒸餾水和 10 mL 的分散劑偏磷酸鈉(sodium hexametaphosphate)，攪拌速度中等，攪拌約 10 分鐘後取出，過 320-325 mesh 的篩子(<0.05 mm)進行濕篩，將粉粒和黏粒洗入 1000 mL 的沉降筒中，留在篩上的砂粒經洗出、烘乾，在乾篩分為極細砂(2-1 mm)、粗砂(1-0.5 mm)、中砂(0.5-0.25 mm)、細砂(0.25-0.1 mm)、極細砂(0.1-0.05 mm)，洗入沉降筒的溶液加水定量到 1000 mL，再以攪拌棒充分攪拌後，依 Stoke 定律計算沉降 10 公分時所需的時間，再以 25 mL 的玻璃吸管於 10 cm 處吸取 25 mL 黏粒懸浮溶液(<2 μ m)，烘乾後秤重，其值乘以 40 即為黏粒含量，最後以總重量減去砂力與黏粒重量即為粉粒重

量。質地分級則依美國農業部土壤調查手冊質地三角圖求得(Gee and Bauder, 1986)。

(2) pH 值

以玻璃電極法進行(McLean, 1982)，利用土壤與去離子水，以 1:1 (w/v) 比例混合製成懸浮液，充分攪拌後，靜置一小時(期間每 30 分鐘攪拌一次)後，以玻璃電極測定之(McLean, 1982)。

(3) 有機碳

以 Walkley-Black 濕式氧化法進行(Nelson and Sommer, 1982)，將土壤過 0.5 mm 的篩子，並秤取土樣 0.25 g 置入 500 mL 的三角瓶中，加入 10 mL 1 N $K_2Cr_2O_7$ ，充分震盪後，迅速加入 20 mL 濃硫酸，再次搖勻，靜置 30 分鐘等待溶液冷卻，若溶液成綠色，則重複上述二個步驟，另作空白試驗(不加土樣且相同步驟)，在靜置後加入 200 mL 蒸餾水及 10 mL 85 % 磷酸，加入 2-3 滴 O-phenanthroline 指示劑，並以配置之 1 N 硫酸亞鐵銨(ferrous ammonium sulfate) 滴定，待其顏色變暗(顏色變化為:暗褐-濁藍-鮮明藍-綠-濁綠)，此時為滴定點紀錄此點的硫酸亞鐵銨體積，依下列公式計算有機物含量:

$$\text{有機碳(OC, \%)} = \text{Oxi} (1 - V_s/V_b) \times 1.0 \times (12/4000) \div 0.77 \times (100/\text{烘乾土重})$$

Oxi: 重鉻酸鉀添加體積(mL)

Vs: 土壤滴定 1 N 硫酸亞鐵銨之體積(mL)

Vb: 空白試驗 1 N 硫酸亞鐵銨之體積(mL)

(4) 電導度

取 150 g 土壤放入燒杯中，滴加蒸餾水於土中，並用玻璃棒或藥匙不時攪拌，直至土壤中全部孔隙充滿水為止，此時土面有反光現象，但並無多餘之水淹蓋土面，用手輕轉燒杯時，杯內濕土能稍流動，此時即成為飽和土糊(saturated soil paste)，記錄所加水分。靜置 10~15 分鐘，將土糊倒入布氏漏斗(Buchner funnel)中，抽氣收集濾液，取定量濾液(即飽和抽出液，Saturated extract)，測定其導電度(Thomas, 1982)。

(5) 有效氮

取 10g 土壤於 250mL 的三角瓶中，加入 100 mL 2M KCl 溶液，搖晃一小時，將懸浮液通過 Whatman No.42 濾紙。取 10 mL 之濾液放入蒸氣瓶中，加入少量 Devarda-alloy 及 10mL 10N NaOH，以蒸氣蒸餾機蒸餾五分鐘後，可使硼酸指示劑由暗紅色轉變成綠色，而後以 0.005NH₂SO₄ 滴定至出現原先之暗紅色，計算滴定之硫酸當量數，可算出土壤之有效氮含量(Keeney and Nelson, 1982)。

(6)有效磷

以 Bray NO.1 方法(Olsen and Sommer, 1982)測定，秤取 1 g 試樣於試管中，加入 10 mL 萃取液(為 2.5M 硫酸 50 mL、鉬酸鉍溶液 15mL、維他命 C 溶液 30 mL 及酒石酸銻鉀 5 mL 混合而成，宜當日現配現用)後震盪 40 秒，使其通過 Whatman NO.42 濾紙，取其濾液 5 mL 並加入 5 滴鉬酸溶液及 5 滴還原劑，充分搖晃後靜置 30 分鐘，以分光光度計(spectrophotometer) (Hitachi U-2001, Japan)650nm 波長測其透光度。

(7)有效鉀

取 10 g 土壤置於塑膠瓶中，並加入 100 mL 之 1 M 醋酸氨溶液，震盪 30 min 後以 Whatman NO.42 號濾紙過濾，其濾液以火焰原子吸收光譜儀(FAAS)測定(Thomas, 1982)。

4. 菌根菌調查分析

分別大圓山及龜山共 6 區設置採樣樣區 3-5 個，選擇代表性植物如銀合歡進行根系(營養根)及根圈土壤採樣。採集之根系先以封口袋保存，攜回實驗室後立即沖洗土壤並將洗淨根系以 FAA 固定液保存，日後選取營養根系進行菌根染色，利用錐蟲藍染色法，將染色之根斷以甘油酯包埋製成玻片保存及置於光學顯微鏡下進行菌根形態觀察。土樣採集以根圈附近表土 15cm 為主，每一樣點約採集 1 kg 土壤，攜回實驗室後利用濕篩傾倒法，取 100 g 土壤置於 5 L 塑膠量筒，以水充分攪拌後將懸浮液傾倒於 2mm、250、125、50 μ m 不銹鋼分析篩網，分別收集 250、125、50 μ m 篩網上的殘土，再以糖液離心法萃取所需菌根菌孢子，於解剖顯微鏡下鏡檢並計數孢子數量，以每 100g 土壤所含孢子個數代表土壤中菌根菌的族群數量。菌根菌調查分析於雨季(6 月份)及乾季(10 月份)進行採樣分析共計 2 次。

四、結果

1. 土壤形態特徵

各試區之土壤剖面如圖 2-5.1 與圖 2-5.2 所示。其共同特徵是土層淺薄，均在 50 cm 以內，且部分區域更不及 20 cm，顯示海岸林由珊瑚礁碎屑構成後，長期遭受海浪與雨水沖刷，土壤生成不易。土色偏灰，雖能呈現良好的土壤構造但因水分含量過低，以致於結持非常緊密，同時珊瑚礁碎屑等含石量多(表 2-5.1)。



第 1 區



第 2 區



第 3 區



第 4 區

圖 2-5.1 大圓山各試區土壤剖面照片

(資料來源：本研究)



圖 2-5.2 龜山地區土壤剖面照片
(資料來源：本研究)

本計畫如與石珠離海 30 m、80m 及 120m 之試驗地比較的話，可發現在石珠離海 30 m 處土壤亦淺薄，幾乎均為珊瑚礁碎屑與海砂所構成，土壤顏色為極暗灰棕色(10YR 3/2)，但呈現弱的團粒狀構造，且含石量大於 50%。石珠離海約 80 m 處，土層漸厚，但亦僅 30 cm，0-15 cm 之表土顏色為淡橄欖棕色(2.5Y 5/3)，土壤構造為弱的亞稜塊狀，含石量為 30%。石珠試驗地之離海 120 m 處為一復舊試驗地，土層約 45 cm，10 cm 以下之土壤構造卻為中度角塊狀，可能與過去有墾植行為而造成壓實作用有關。

香蕉灣海岸林生態保護區主要植被為茂密的棋盤腳，土壤母質幾乎由珊瑚礁碎屑與海砂所組成，土層僅 20 cm 左右。0-10 cm 與 10-20 cm 之土色為極暗灰棕色(10YR 3/2)，且為弱的團粒狀構造，含石量高達 90%以上。香蕉灣海岸林生態保護區的土壤形態特徵顯示，該海岸林在未受人為開發或其他破壞之前提下，土壤來源純為珊瑚礁碎屑與海砂所風化而成，干擾較小，在原生植被條件下，化育作用速率較緩。

因此，綜合對照香蕉灣海岸林生態保護區、石珠、大圓山與龜山均可發現，墾丁海岸林土壤化育程度不高、土層淺薄且形態特徵仍深受珊瑚礁母質所影響。

表 2-5.1 各區之土壤形態特徵

	剖面代號	深度 (cm)	顏色	構造	含石量	
大圓山	1	0-10	10YR 3/2	弱的團粒	40%	
		10-20	10yr 3/3	弱的團粒	60%	
	2	0-20	2.5Y 5/3	強的亞稜塊狀	30%	
		20-40	2.5Y 5/6	強的亞稜塊狀	30%	
	3	0-10	2.5Y 5/3	弱的團粒	20%	
	4	0-20	2.5Y 5/3	強的亞稜塊狀	30%	
		20-40	2.5Y 5/6	強的亞稜塊狀	30%	
		40-50	2.5yr 5/7	強的稜塊狀	50%	
	龜山	D	0-15	10YR 3/2	弱的亞稜塊狀	70%
			15-30	10YR 3/3	弱的亞稜塊狀	70%

(資料來源：本研究)

2. 土壤物理性質

視各區面積大小隨機採取表裡土樣品加以分析(表 2-5.2 及表 2-5.3)，樣品代碼中以 DYS 表示大圓山，KS 為龜山，字母後之數字為試驗分區，”-“後之數字為該區樣點，而以 0-15cm 及 125-30 cm 區隔表裡土。例如 DYS1-1 大圓山第 1 試區之第 1 樣點。

分析結果顯示，總體密度偏高，一般適合農耕之土壤其總體密度值應在 1.3Mg/m^3 以較利於植物幼苗的生長。大圓山與龜山兩處之測值幾乎都在 1.5

Mg/m³ 以上(表 2-5.2 及表 2-5.3)，甚至在龜山已有測值達 1.7 Mg/m³，顯示土壤緊密、孔隙率可能都低於 50%，通氣不佳。

在粒徑分析部分，大圓山與龜山兩處之多數土樣其砂粒(sand)、粉粒(silt)與粘粒(clay)之重量百分比相當(表 2-5.2 及表 2-5.3)，因此質地等級(texture class)多為中質地之黏質壤土(clay loam)，少數則為砂質粘壤土(sandy clay loam)或粉質粘壤土(silty clay loam)等。而香蕉灣與石珠地區均以砂粒為主(表 2-5.4)，且粘粒含量幾乎都在 30%以下，質地等級為壤質砂土或砂質壤土，因此大圓山與龜山之質地稍粘，此可能與香蕉灣與石珠地區較少受到墾丁泥岩層所影響。雖然在質地方面有所差異，但整體而言，石珠、大圓山與龜山總體密度均在 1.5 Mg/m³ 以上，都是透氣不良的土壤。

表 2-5.2 大圓山之土壤物理性質

Code	Depth (cm)	BD (Mg/m ³)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Texture class
DYS1-1	0-15	1.5	34	37	29	Clay loam
	15-30	1.4	23	45	32	Clay loam
DYS1-2	0-15	1.5	21	43	35	Clay loam
	15-30	1.5	27	39	34	Clay loam
DYS1-3	0-15	1.6	16	51	33	Silty clay loam
	15-30	1.5	20	48	32	Clay loam
DYS1-4	0-15	1.5	25	44	31	Clay loam
	15-30	1.6	18	52	30	Silty clay loam
DYS2-1	0-15	1.4	21	48	30	Clay loam
DYS2-2	0-15	1.5	27	38	35	Clay loam
DYS2-3	0-15	1.5	22	47	31	Clay loam
DYS2-4	0-15	1.4	27	38	35	Clay loam
DYS2-5	0-15	1.6	28	35	37	Clay loam
DYS2-6	0-15	1.4	40	30	29	Loam
DYS2-7	0-15	1.6	20	49	31	Clay loam
DYS2-8	0-15	1.5	33	39	28	Clay loam
DYS3-1	0-15	1.5	27	44	29	Clay loam
	15-30	1.5	30	37	33	Clay loam
DYS3-2	0-15	1.4	29	40	31	Clay loam
	15-30	1.4	27	40	33	Clay loam
DYS3-3	0-15	1.6	35	37	28	Clay loam
	15-30	1.7	25	42	33	Clay loam
DYS3-4	0-15	1.5	25	43	32	Clay loam
	15-30	1.5	10	52	38	Silty clay loam
DYS4-1	0-15	1.5	39	23	38	Clay loam
	15-30	1.5	63	16	21	Sandy clay loam
DYS4-2	0-15	1.4	21	39	40	Clay loam
	15-30	1.6	26	35	39	Clay loam
DYS4-3	0-15	1.6	28	33	39	Clay loam
	15-30	1.6	54	18	28	Sandy clay loam

(資料來源：本研究)

表 2-5.3 龜山之土壤物理性質

Code	Depth (cm)	BD (Mg/m ³)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Texture class
KS1-1	0-15	1.4	39	30	31	Clay loam
	15-30	1.4	48	24	28	Sandy clay loam
KS1-2	0-15	1.6	43	30	27	Clay loam
	15-30	1.7	44	28	28	Clay loam
KS1-3	0-15	1.5	44	26	30	Clay loam
	15-30	1.5	41	43	16	Loam
KS1-4	0-15	1.5	47	25	28	Sandy clay loam
	15-30	1.5	55	17	28	Sandy clay loam
KS2-1	0-15	1.5	40	28	32	Clay loam
	15-30	1.6	36	27	36	Clay loam
KS2-2	0-15	1.5	41	24	36	Clay loam
	15-30	1.5	52	14	34	Sandy clay loam
KS2-3	0-15	1.6	38	36	26	Clay loam
	15-30	1.4	46	24	30	Sandy clay loam
KS2-4	0-15	1.5	43	24	33	Clay loam
	15-30	1.5	42	25	33	Clay loam

(資料來源：本研究)

表 2-5.4 香蕉灣與石珠地區土壤粒徑分析

	剖面代號	深度 (cm)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
石珠	A	0-10	35	35	30
	B	0-15	50	27	23
		15-30	29	27	44
	B1	0-15	58	25	18
		15-30	48	29	23
	B2	0-15	57	21	21
		15-30	52	26	22
	C	0-10	68	19	13
		10-25	28	38	33
		25-45	31	37	32
	C1	0-15	67	17	16
		15-30	66	15	19
	C2	0-15	72	16	12
		15-30	67	18	15
	C3	0-15	76	14	10
		15-30	74	15	11
	C4	0-15	73	16	11
		15-30	72	17	11
	C5	0-15	63	16	21
	15-30	63	20	17	
香蕉灣	D	0-10	35	40	25
		10-20	35	42	23
	D1	0-10	61	24	15
		10-20	61	26	13
	D2	0-10	54	22	24
		10-20	60	20	20

(資料來源：許正一、張焜標，2009)

3. 化學性質

大圓山與龜山之土壤 pH 值幾乎都在 7.0 以下，甚至有些測值低於 6.0(表 2-5.5 及表 2-5.6)，石珠地區離海最近者(A 區)會受鹽基類離子影響較大故 pH 值可高達 7.66，而 C 區則因離海最遠因此 pH 值可在 6.0 以下(表 2-5.7)。至於香蕉灣的 4 個土樣其 pH 值均在 8.0 以上，如與石珠、相較，兩者均離海在 50 m 內，且同為珊瑚礁碎屑土壤，但香蕉灣土壤 pH 值卻稍高於其他地區，可見得由銀合歡所分泌的毒他物質可能會使土壤酸化，不過因牛隻排洩物的干擾使土壤 pH 值出現極大變異，故不易在所有土樣中看出此一土壤酸化趨勢，但整體而言土壤 pH 值均可在 5.5 以上，意即土壤酸度不會構成海岸林復舊之限制因子。

在有機碳(OC)部分，大圓山與龜山土樣最低不到 1.0%，但最高可達 6.0%以上(表 5、6)。不過，香蕉灣地區(表 2-5.7)都明顯高於其他地區，可見得在銀合歡入侵前，如能像香蕉灣地區一樣能保有茂密的植被，可增加海岸林的碳吸存能力，亦即銀合歡入侵後會加速土壤有機碳的流失，不過這一點有待進一步研究才能確認。台灣地區農田土壤的 OC 值約在 2.0%左右，而理想的農作物耕作土壤應保持在 5.0%以上，但石珠地區有些土樣甚至未及 1.0%，因此石珠試驗區應補充有機質以利於原生植物的復育，而大圓山與龜山則建議不需另行補充有機質。

一般植物在土壤電導度(EC)為 2.0 dS/m 以上時即有滲透壓過高而產生土壤鹽害的疑慮，不過墾丁雖位處濱海地區，但所有 EC 測值都在 1.0 dS/m 以下(表 2-5.7)，因此將來植栽復育時可不需考慮來自土壤的鹽害問題。值得一提的是，香蕉灣地區的 EC 值變異較小且測值稍高於其他地區，可能是銀合歡入侵後土壤逐漸酸化，可溶性鹽類亦隨之流失。

至於有效氮的部分，石珠、大圓山、龜山土樣幾乎都在 200 mg/kg 以上(表 2-5.7)，遠高於台灣一般農田土壤，此一現象與銀合歡根部之固氮作用有關。有效磷的空間變異較大，不過表土略高於裡土，值得注意的是，若與台灣農田土壤相較，則不論是石珠、大圓山、龜山或香蕉灣之土壤有效磷都是較高的。在台灣地區，合理的農田土壤有效鉀含量應在 100 mg/kg 以上，而石珠、大圓山、龜山雖然變異大，但有效鉀含量實屬充足。故就肥料三要素(氮、磷、鉀)而言，未來植栽時並不需要再另外增加化學肥料。

表 2-5.5 大圓山之土壤化學性質

Code	Depth (cm)	pH	OC (%)	EC (dS/m)	AN (mg/kg)	AP (mg/kg)	AK (mg/kg)
DYS1-1	0-15	5.47	2.22	0.68	231	27.7	56.8
	15-30	5.98	1.20	0.21	414	35.2	50.0
DYS1-2	0-15	5.55	1.66	0.81	448	24.6	172
	15-30	5.87	3.39	0.66	405	31.0	66.0
DYS1-3	0-15	5.73	1.02	0.91	363	35.3	78.0
	15-30	5.87	0.94	1.61	840	38.3	95.2
DYS1-4	0-15	5.76	5.72	1.16	1020	27.7	126
	15-30	5.97	2.18	0.49	380	43.1	78.0
DYS2-1	0-15	5.92	5.65	0.96	900	21.5	69.8
DYS2-2	0-15	5.84	7.11	1.15	569	32.2	326
DYS2-3	0-15	6.14	4.44	1.06	183	21.1	268
DYS2-4	0-15	6.22	6.06	0.81	371	27.5	224
DYS2-5	0-15	6.26	4.03	0.79	354	32.3	276
DYS2-6	0-15	6.05	5.65	1.64	537	20.9	280
DYS2-7	0-15	6.44	3.50	0.89	408	34.4	182
DYS2-8	0-15	6.16	5.72	1.21	612	20.8	174
DYS3-1	0-15	6.51	2.48	0.64	317	17.8	72.0
	15-30	6.67	2.33	0.31	360	33.8	734
DYS3-2	0-15	6.36	3.73	1.38	596	18.7	200
	15-30	6.73	2.60	0.59	548	30.3	118
DYS3-3	0-15	6.58	1.62	0.96	346	26.4	152
	15-30	6.94	2.97	0.27	250	35.1	73.6
DYS3-4	0-15	6.82	2.22	0.31	344	31.0	72.4
	15-30	6.87	4.10	0.49	201	34.0	63.6
DYS4-1	0-15	6.78	5.65	0.97	518	28.1	142
	15-30	7.04	3.46	0.37	419	31.7	102
DYS4-2	0-15	6.66	6.14	1.51	620	42.4	278
	15-30	6.87	5.08	0.92	505	44.3	168
DYS4-3	0-15	6.65	7.87	1.50	623	22.8	238
	15-30	7.03	3.35	0.57	521	27.4	56.0

*OC organic carbon; EC electrical conductivity; AN available nitrogen; AP available phosphorus; AK available potassium.

(資料來源：本研究)

表 2-5.6 龜山之土壤化學性質

Code	Depth (cm)	pH	OC (%)	EC (dS/m)	AN (mg/kg)	AP (mg/kg)	AK (mg/kg)
KS1-1	0-15	6.91	3.58	0.45	311	48.5	282
	15-30	7.10	2.00	0.17	341	66.7	98.2
KS1-2	0-15	6.76	3.73	0.65	454	47.2	1050
	15-30	7.04	2.41	0.36	250	51.5	358
KS1-3	0-15	6.73	4.93	1.05	537	51.8	326
	15-30	6.69	3.12	0.76	585	57.5	214
KS1-4	0-15	6.88	3.54	0.70	674	58.0	176
	15-30	7.17	1.69	0.29	228	76.9	94.0
KS2-1	0-15	6.87	2.33	0.73	599	67.0	292
	15-30	7.13	1.73	0.25	346	74.7	99.0
KS2-2	0-15	6.63	6.29	1.20	593	70.4	368
	15-30	6.89	4.52	0.46	822	66.7	168
KS2-3	0-15	6.66	2.75	0.78	580	74.3	250
	15-30	6.74	2.79	0.46	612	40.5	178
KS2-4	0-15	6.69	2.71	0.85	577	69.0	370
	15-30	6.81	1.66	0.35	521	73.4	564

*OC organic carbon; EC electrical conductivity; AN available nitrogen; AP available phosphorus; AK available potassium.

(資料來源：本研究)

表 2-5.7 石珠與香蕉灣土壤化學性質

	剖面代號	深度 (cm)	pH	EC (dS/m)	OC (%)	有效氮 (mg/kg)	有效磷 (mg/kg)	有效鉀 (mg/kg)
石珠	A	0-10	7.66	0.9	5.9	88.3	3.52	83.0
	B	0-15	6.73	0.3	2.2	156	14.5	106
		15-30	6.61	0.2	0.9	101	12.9	74.0
	B1	0-15	7.09	0.3	1.6	99.3	14.0	90.0
		15-30	7.56	0.1	0.8	114	16.1	60.0
	B2	0-15	6.20	0.3	3.3	142	17.0	114
		15-30	6.76	0.1	1.1	241	19.9	38.0
	C	0-10	7.06	0.4	0.8	143	12.9	48.0
		10-25	6.56	0.1	0.5	179	19.3	44.0
		25-45	6.75	0.1	0.7	137	13.5	33.8
	C1	0-15	6.25	0.2	1.3	132	19.6	96.0
		15-30	6.03	0.2	0.9	219	20.4	32.0
	C2	0-15	6.22	0.2	1.4	171	18.6	128
		15-30	6.33	0.1	1.1	205	18.0	88.0
	C3	0-15	6.44	0.2	1.3	299	18.1	128
		15-30	5.75	0.1	0.4	174	15.2	112
	C4	0-15	6.48	0.2	1.1	247	23.7	92.0
		15-30	5.85	0.1	0.4	250	20.4	58.0
	C5	0-15	6.86	0.2	1.2	96.5	21.9	130
		15-30	6.66	0.1	0.5	207	23.5	122
香蕉灣	D	0-10	8.07	0.5	5.7	196	7.36	138
		10-20	8.30	0.4	3.6	343	9.38	70.0
	D1	0-10	8.06	0.4	13	138	2.05	114
		10-20	8.14	0.5	9.7	301	0.54	108
	D2	0-10	8.02	0.5	5.0	234	28.9	112
		10-20	8.17	0.6	3.2	241	7.88	110

(資料來源：許正一、張焜標，2009)

4. 菌根菌

2009年7月開始進行銀合歡海岸林的樣點探勘，7月中旬採集第一批雨季樣土，和在11月上旬採集第二批旱季樣土。以海洋博物館附近龜山試驗區，依林試所試驗區分為4樣區(樣區1至樣區4)，每樣區採集3點的表土層樣土並記錄附近之植生種類(圖2-5.3)。另在墾丁大圓山試驗區設置4樣區，並以相同方法採樣，但每樣區僅各採2點的表土層樣土並記錄附近之植生種類(圖2-5.4)。

以上各樣點均貼近植物根圈深約5-15cm的土壤3份混合成土樣。野外採集各種植物根域的土壤樣本攜回實驗室後暫存於冷藏櫃，秤取100g土樣後，以濕篩傾倒法(Gerdeman and Trappe 1974)和糖液離心法(Daniels and Skipper 1982)分離孢子後，置於解剖顯微鏡下計算孢子數量並挑取孢子照相後鑑定。各種樣區各種植物根域土壤中，濕季與乾季內生菌根菌孢子數幾無差異，而濕季篩出之每100g內生菌根菌孢子數量如表2-5.8及表2-5.9所示。



圖 2-5.3 龜山試驗區小刺山柑小苗

(資料來源：本研究)



圖 2-5.4 大圓山試驗區過山香小苗

(資料來源：本研究)

表 2-5.8 龜山試驗區雨季土壤菌根菌孢子平均數量(Spore no./100g soil)

樣點 1	孢子數量	樣點 2	孢子數量	樣點 3	孢子數量	樣點 4	孢子數量
羅膚木	75	臭娘仔	44	羅膚木	82	銀合歡	58
過山香	43	羅膚木	86	山柚仔	58	山柚仔	73
山柚仔	13	銀合歡	77	過山香	63	過山香	79

(資料來源：本研究)

表 2-5.9 大圓山試驗區雨季土壤菌根菌孢子平均數量 (spore no./100g soil)

樣點 1	孢子數量	樣點 2	孢子數量	樣點 3	孢子數量	樣點 4	孢子數量
月橘	67	月橘	53	山棕	24	臭娘仔	14
瑪瑙珠	39	蟲屎	47	林投	64	過山香	53

(資料來源：本研究)

龜山試驗區位於龜山之山麓斜坡，由於靠海且遭受長達半年風害，當地植物種類以銀合歡為優勢種，其餘多為小型灌木如山柚仔、山柑、臭娘仔、過山香等矮小灌木。由表 1 所篩選龜山地區表層土的內生菌根孢子，每 100g 土壤約有 13 至 86 個孢子。

大圓山試驗區位於墾丁小灣之南靠海邊的環境，原本植群種類多屬入侵銀合歡，而林下則有台灣樹蘭、林投、蟲屎、臭娘子、山棕、月橘等幼齡木伴生。因為靠海土壤鹽分較高，由表 2 所篩選表層土的內生菌根孢子，每 100g 土壤約有 14 至 67 個孢子。

綜合各樣區所篩出之孢子數量均少於 100 個，顯示孢子數不多。孢子種類，初步鑑定結果包括繡球菌屬(*Glomus*)之 *Gl. etunicatum* (圖 2-5.5) 與盾蓋孢子屬 *Scutellspora pellucida* 菌種(圖 2-5.6)為主。



圖 2-5.5 *Glomus etunicatum* 孢子形態

(資料來源：本研究)

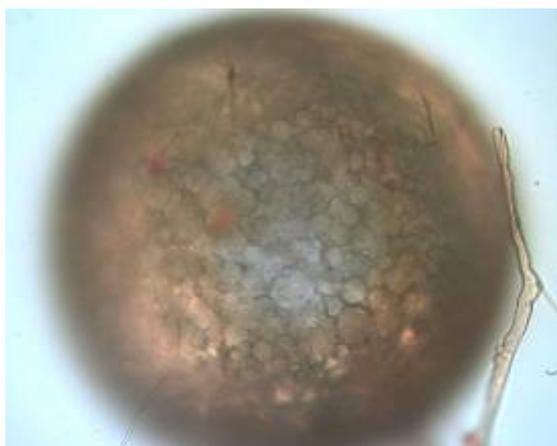


圖 2-5.6 *Scutellispora pellucida* 孢子形態

(資料來源：本研究)

內生菌根菌對植物之反應常被發現在土壤養分很貧瘠的狀態下，此一效應歸因於菌根菌的體外菌絲可以協助促進養分之吸收(Moose, 1973)。但根據 Moose et al. 1981 之研究，許多環境及土壤因子會影響根系菌根之感染與發育，其中最重要者為土壤及植物之磷，土壤磷含量高時常抑制感染。銀合歡長期以來生長之試區，已建立非常多的生質量，養分足供試區內各種熱帶先驅樹種生存，不太需要依賴內生菌根共生，一如原生海岸林，沒有人為干擾，植物可自行更新，土壤中存在的孢子數量可供需要時之利用。研究建議在干擾程度較大的區域或土壤養分貧瘠環境行皆伐造林時，仍可考慮應用內生菌根菌孢子以促進苗木之生長及成活率。

第三章 銀合歡利用技術之研究

第一節 銀合歡木材製炭技術之研究

一、摘要

本研究以墾丁國家公園管理處為了熱帶海岸林復舊所伐除之銀合歡為原料，利用自行建造之土窯燒製木炭藉以達到資源化與碳保存之目的。木炭燒製時以K型熱電偶測定窯內炭化溫度與煙囪溫度等共10處，出窯後秤取木炭重量並計算收炭率，又由土窯內取不同炭化溫度之銀合歡木炭進行性質測試，試驗項目為表面電阻、pH、含碳量與真密度，最後由木材與木炭之含碳量計算碳保存率。

由試驗結果得知土窯內炭化溫度曲線之變化依各測定點高度而明顯不同，窯內上層之溫度上升較下層者早且快速，窯內最高炭化溫度達750°C以上。本試驗之收炭率為29.97%，又由性質測試結果得知銀合歡木炭之表面電阻隨炭化溫度升高而明顯降低，pH值受炭化溫度之影響不明顯，含碳量與真密度隨炭化溫度升高而明顯增大。利用土窯燒製銀合歡木炭之碳保留率為46.10%。

關鍵詞：銀合歡，炭化，木炭，收炭率，碳保存

二、前言

在人類之生活中，木炭之使用已有相當長久之歷史，在1960年代以前，以燃料為主要之用途，燃料以外之用途幾乎鮮為人知，同時由於1960年代石化工業與家電產業之發展，在日常生活中化石燃料與電力取代了木炭，而造成全球木炭產業之沒落，以木炭為主要生產與消費之日本而言，1957年之全年生產量超過200萬噸，至1984年之全年生產量降低至3萬餘噸，僅為最盛期之1.50%(岸本定吉，1998)。近二、三十年來，木炭不僅只作為燃料用，而利用木炭之機能性在環境保護、飲食居住、保健美容與農林漁牧產業等各方面開發出新用途，並已有多種之產品問世，因此生活在二十一世紀之現代人，除了應正視都市叢林對人體健康危害之嚴重性外，對木炭之新用途、新產品與新資訊亦應有充分之認識。

根據林務局(2007)統計，台灣地區國有林事業區之人工林面積為46.7萬公頃，佔國有林總面積之30.35%，蓄積量為6,812萬m³，佔國有林總蓄積之24.35

%。以國內人工林之主要造林樹種之柳杉而言，林地面積約 62,500 ha，早期大都以 2,000 株/ha 之密度進行單一樹種造林，其中 30 年生之林地面積超過 2,300 ha，蓄積量近 400 萬 m³，由於栽植密度高，在經營管理上急需進行疏伐或間伐，其間所生產之中小徑木可供利用，並可提高國內木材之自給率(陳阿興，2002)。然而若以疏伐度 30%與伐木材積為立木材積之 70%計算，30 年生之柳杉人工林若進行全面疏伐撫育作業，因修枝、除枝與造材等作業將產生近 36 萬 m³ 低利用價值之小徑材、短尺材與枝梢材，為避免該等林地廢材因腐朽而產生二氧化碳並排放至大氣中，林裕仁等 (2008)以林地廢材之柳杉枝梢材為原料，利用土窯燒製成木炭，藉以減少二氧化碳排放，進而達到碳保留之目的。

木質廢棄物之來源除了上述之林地廢材外，尚有木材工廠加工過程中所產生之廢棄物、日常生活廢棄之木器家具等與建築廢棄木料等，洪崇彬(2002)以 6 種木材加工場之木質廢棄物燒製木炭並探討其基本性質與利用。同時近年來日本政府與其國內大型企業共同進行廢棄木質材料燒製木炭之研究計畫，在印尼蘇門達臘、澳洲西部及日本九州南部已有實施成功之案例，不僅達到碳保留與二氧化碳減量之效益，同時亦開拓木炭利用之新領域與創造當地居民之工作機會(Okimori et al., 2003; Ogawa et al., 2006)。

銀合歡於 1645 年由荷蘭人引進，至今達 300 多年，在南台灣大量繁殖，已造成生態入侵而嚴重威脅墾丁國家公園內原生植物的生存，因此銀合歡入侵監測成為墾丁國家公園的重要保育課題(金絮之，2007)。根據研究結果顯示，銀合歡於海拔愈低、距離道路愈近之區域，其所占面積最多，且皆呈現均勻分布，這些區域人為干擾較明顯，可能助長銀合歡的入侵與擴散(呂明倫，2007)。由於銀合歡徑級大都低於 10 cm，在加工利用上受到極大之限制，若砍伐後棄置於林地除了對海岸林復育作業造成妨礙外，亦會因腐朽而分解成二氧化碳並釋放至大氣中，對日益倍受矚目二氧化碳減量之問題而言，可能帶來負面之評價，若能將其燒製成木炭，除了可達到廢棄物資源化與碳保留之目的外，同時木炭具有調濕、除臭與淨化水質等之效果，可作為環保之新資材，亦可開發出各種之新用途，稱之為「新用途木炭」，如作為生活環境資材用、住宅環境資材用、農業用、水處理用與其他用途等(日本木炭新用途協議會，2004)。

本研究配合墾丁國家公園管理處之「熱帶海岸林復舊計畫」，以伐除之銀合歡

為原料，利用自行建造之土窯燒製木炭。試驗中除了檢討窯內炭化溫度上升情形、收炭率與碳保存率外，亦評估土窯炭化溫度對木炭性質之影響。

三、材料與方法

1. 試材備製與測試

以墾丁國家公園管理處伐除之銀合歡(*Leucaena leucocephala*)為材料，將其裁斷成長度 1 m，取直徑 3-10 cm 者供燒製木炭用。以逢機取樣測定試材端部直徑並計算其徑級分布，於進窯時由距離試材端部 10cm 處與中央處，鋸取長度 2cm 之小圓盤，測定其容積比重與含水率。

2. 木炭燒製與炭化溫度測定

(1)木炭燒製係使用自行建造之土窯，主要構造包括燃燒室、炭化室與煙囪，其尺寸與各部名稱，如圖 3-1.1 所示，其中炭化室底部之形狀如扇形，距後方 60 cm 最寬之處為 2.8 m，縱深長度為 2.8 m，窯壁高度 1 m，窯頂成拱形，最高處距地面 1.4 m。進窯時秤取銀合歡之重量後，由窯內後方直立排列緊密，其上方則橫置作為引火材用，完成進窯作業則以耐火磚築砌窯門，如圖 3-1.1 所示，包括燃料口、進氣口與出灰口，又以同批銀合歡作為燃料並秤取重量，以便計算燃料使用量。

(2)木炭燒製時採用 K 型直徑 3.2 mm 之測溫棒，測定窯內與煙囪溫度之變化，測定點如圖 3-1.1 所示共計 10 處，分別於窯內中央位置（如圖 3-1.1 之測溫點 1 與 2）與窯內後方距煙口 50 cm（如圖 3-1.1 之測溫點 3 與 4），離地面 10 cm 與 90 cm 處，而測定煙囪溫度時，為了減少受到煙囪外較冷空氣之影響，其測定點為煙囪口下方 5 cm 之中心處（如圖 3-1.1 之測溫點 5）。為了探討土窯內炭化溫度對木炭性質之影響，本研究另外使用 5 個直徑與高均為 20 cm 之有孔不銹鋼圓筒，其孔徑為 0.5 cm、孔距為 1.5 cm，該等圓筒內置滿長度 20 cm 之銀合歡材，並於炭化室後方距煙口 30 cm 處，將該等圓筒垂直堆疊成高度 1 m(由上而下稱之最上層、第四層、第三層、第二層與最下層)，並以不銹鋼圓條圍繞加以固定，每層圓柱筒之中央位置亦設置測溫棒（如圖 3-1.1 之測溫點 6 至 10）。

(3)完成進窯作業經 3 天之預熱後於燃燒室添加大量燃料並將煙囪敞開，引燃

窯內上層之試材後，利用磚塊將煙囪口部分蓋住，使其適度縮小，約經 4 天炭化作業窯內呈現炙熱之紅光則進行封窯作業。

(4)再經一週之冷卻使窯內溫度下降後，進行出炭作業，將燒製完成之木炭裝入紙箱，秤其重量並計算收炭率。

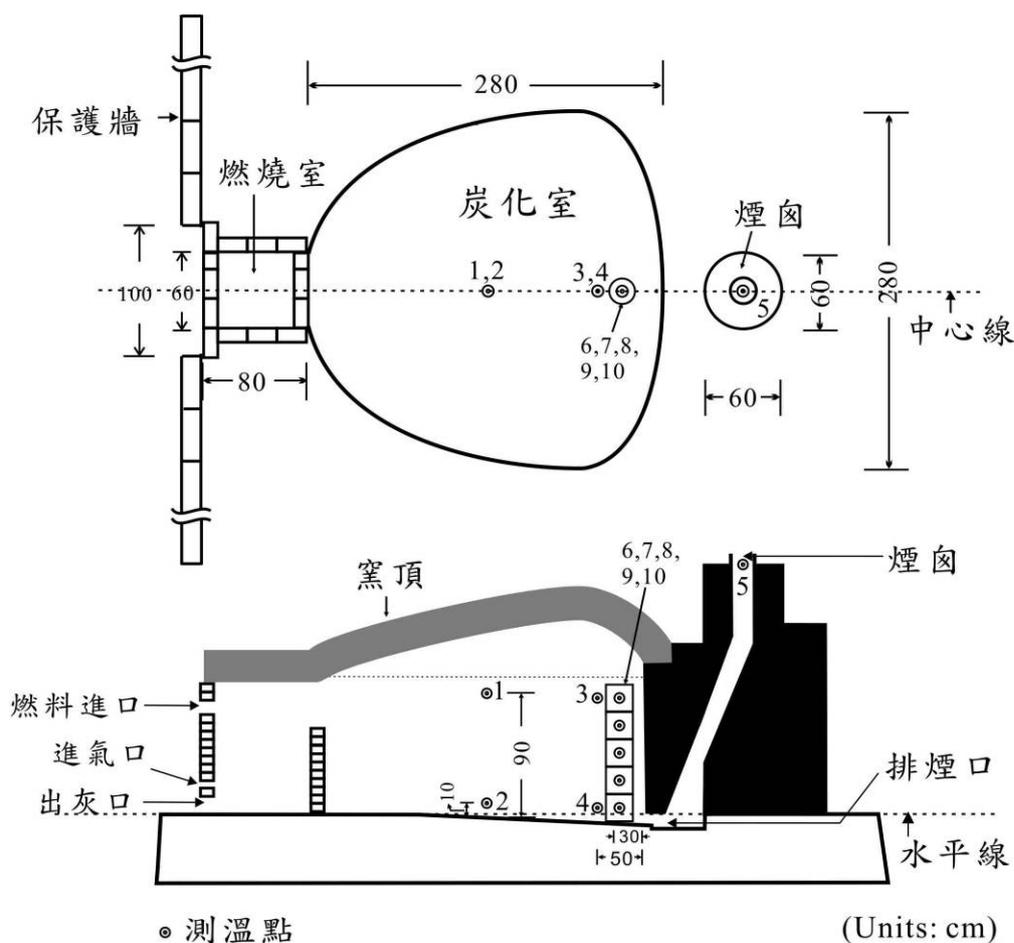


圖 3-1.1 土窯之形狀尺寸與炭化溫度之測定點 (No. 1-10)

(資料來源：本研究)

3. 木炭性質測試

(1) 表面電阻

本項試驗使用 AVO DLRO-10 數字式低電阻計或 AVO BMM-2580 數字式高電阻計兩種，兩測針之距離為 1 cm 直接測定其表面電阻。

(2)pH

將木炭粉碎後，篩取通過 60mesh 之粉末，參照依 CNS5471 酸鹼度試驗方法，使用 Suntex pH 315i 手提式微電腦酸鹼度計進行測試木炭之酸鹼值。

(3)含碳量

將銀合歡木材與木炭分別研磨成 100 mesh 以下之細粒粉末後，秤取 2~4 mg 經絕乾後之試材粉末裝入儀器專用錫盒內，以元素分析儀分別測定其含碳量。

(4)真密度

將木炭粉碎後，篩取粒徑大小為 36 mesh~60mesh 之粉末。以秤量瓶秤取約 5 克重試樣粉末，置入 105°C 烘箱中乾燥 24~48 小時，使其充分乾燥後，置入 Quantachrome ultrapycnometer 1000 之真密度測定儀中量測，測得 5 次數據求其平均真密度值。

四、結果

1. 銀合歡之容積比重、進窯含水率與徑級分布

銀合歡之容積比重與進窯含水率之試驗結果，如表 3-1.1 所示，由表 3-1.1 得知銀合歡之容積比重為 0.54-0.72，平均為 0.61，進窯前含水率為 35.60-53.34%，平均為 43.21%。

表 3-1.1 試材之容積比重與進窯含水率

樹種名稱	容積比重	進窯含水率(%)
銀合歡	0.61	43.21
	(0.54-0.72)	(35.60-53.34)

(資料來源：本研究)

銀合歡試材之徑級分布之測試結果，如表 3-1.2 所示，由表 3-1.2 得知銀合歡試材之徑級以直徑 5-7cm 者居多，其占有率為 66%，而直徑 1cm 與 10cm 者之占有率各為 1%。

表 3-1.2 銀合歡試材之徑級分布

直徑(cm)	3	4	5	6	7	8	9	10
占有率(%)	1	13	21	27	18	12	7	1

(資料來源：本研究)

2. 木炭燒製過程之溫度變化

木炭燒製過程可大分為預熱、炭化與冷卻，預熱時為避免引燃窯內上木而須將煙囪封閉，其目的為使窯體與炭材之溫度上升進而縮短窯內上木之引燃時間與增加收炭率。如上所述，本研究於土窯內共設置 10 處測溫點，燒製木炭時各測溫點之溫度變化，如圖 3-1.2 與圖 3-1.3 所示。圖 3-1.2 所示係測溫點 1-5 之溫度變化，因預熱時須將煙囪封閉，因此由圖 3-1.2 得知雖約經 3 天之預熱過程，窯內距地面 90cm 處之溫度(簡稱上層溫度)僅約 80-90°C，距地面 10cm 處之溫度(簡稱下層溫度)則約為 55°C，而煙囪溫度與下層溫度較為相近。為使窯內上層達到炭化所須之溫度，預熱後將煙囪敞開並於燃燒室添加多量薪材，窯內上層溫度與煙囪溫度因而迅速上升，於煙囪溫度達 85°C 左右時，下層溫度與煙囪溫度相近，而上層溫度達 150°C 以上，則不再添加薪材，並適度縮小煙囪口與封閉窯門之燃料口與出灰口，僅留進氣口調節小量之空氣進入窯內，由於窯內無法獲得充分之空氣而使得窯內之溫度上升較為緩和或略為下降，同時煙囪溫度亦略為下降。其後窯內上層溫度持續上升至 300°C 左右，而下層溫度則維持在 90°C 左右，顯示窯內炭化之進行係由上而下，於煙囪溫度 200°C 左右，下層溫度上升至 300°C 以上時，可推知窯內銀合歡材幾乎完成一次炭化。

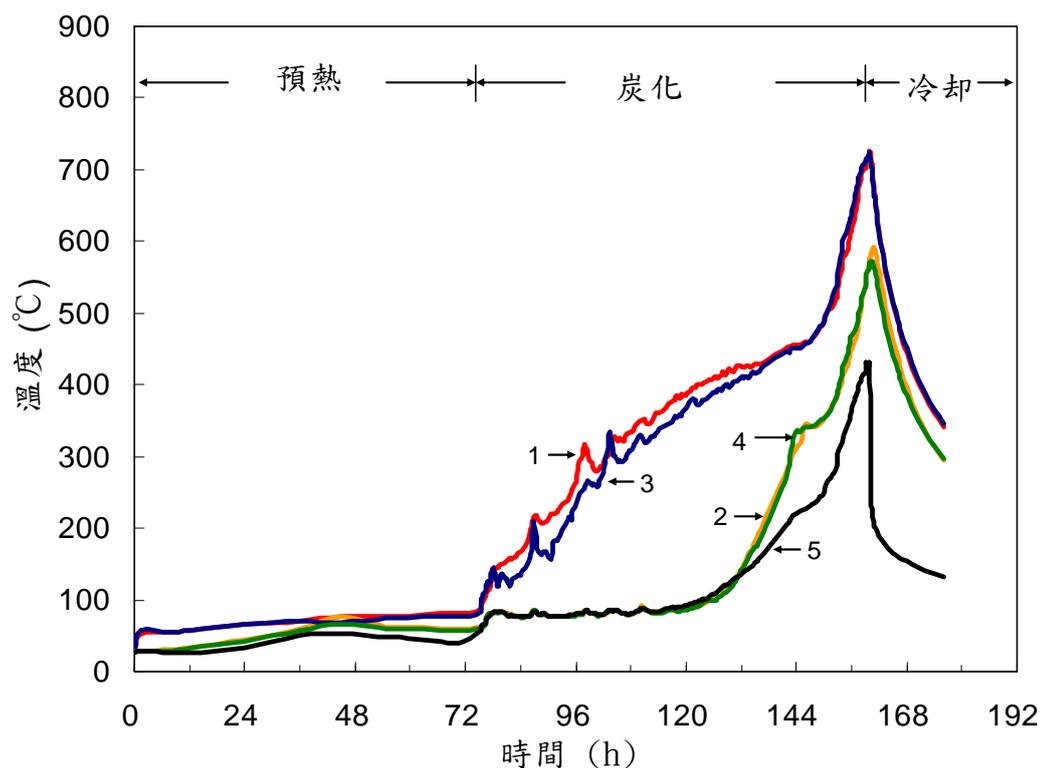


圖 3-1.2 木炭燒製炭化過程之溫度曲線 (測溫點 1-5 如圖 3-1.1 所示)

(資料來源：本研究)

為了提高木炭品質如增加含炭量、增大硬度與降低雜質成分，而須再以較高之溫度進行二次炭化，因此於煙囪溫度 250°C，下層溫度上升近 400°C 時，於窯內完成一次炭化後將煙囪口與進氣口逐漸放大，因較多量之空氣進入窯內而使得溫度急速升高，下層溫度雖快速上升，但仍較上層溫度低，煙囪溫度亦隨之迅速上升至溫度達 430°C 並進行封窯時，測溫點 1 與測溫點 3 之溫度相當接近，均達 750°C 左右，而測溫點 4 之溫度近 400°C 而明顯低於測溫點 4，其原因係與土窯之構造有關，於二次炭化過程所產生之二氧化碳經過窯內後方底部之煙口(如圖 3-1.1 所示)時，產生降溫作用而使得窯內後方下層溫度最低(林裕仁等，2008)。封窯作業係將進氣口與煙囪封閉藉以隔絕窯外空氣，完成後窯內溫度則明顯下降，同時煙囪因無熱氣通過，其溫度下降程度更為明顯。

如上所述，為了探討土窯內炭化溫度對木炭性質之影響，本研究使用 5 個置滿長度 20 cm 之銀合歡材之不銹鋼圓筒，垂直堆疊並置於窯後方之煙口前 30 cm 處，於炭化過程中該等圓筒內之溫度變化，如圖 3-1.3 所示。由圖 3-1.3 可得知距窯內地面 90 cm 之最上層之溫度上升最早，依序為距窯內地面 70 cm 之第四層、

距窯內地面 50 cm 之第三層、距窯內地面 30 cm 之第二層，而距窯內地面 10 cm 之最下層者最慢，亦明顯顯示土窯內炭化過程之熱分解係由上而下，封窯時各層之最高炭化溫度由上而下分別為 767°C、726°C、688°C、636°C、584°C。

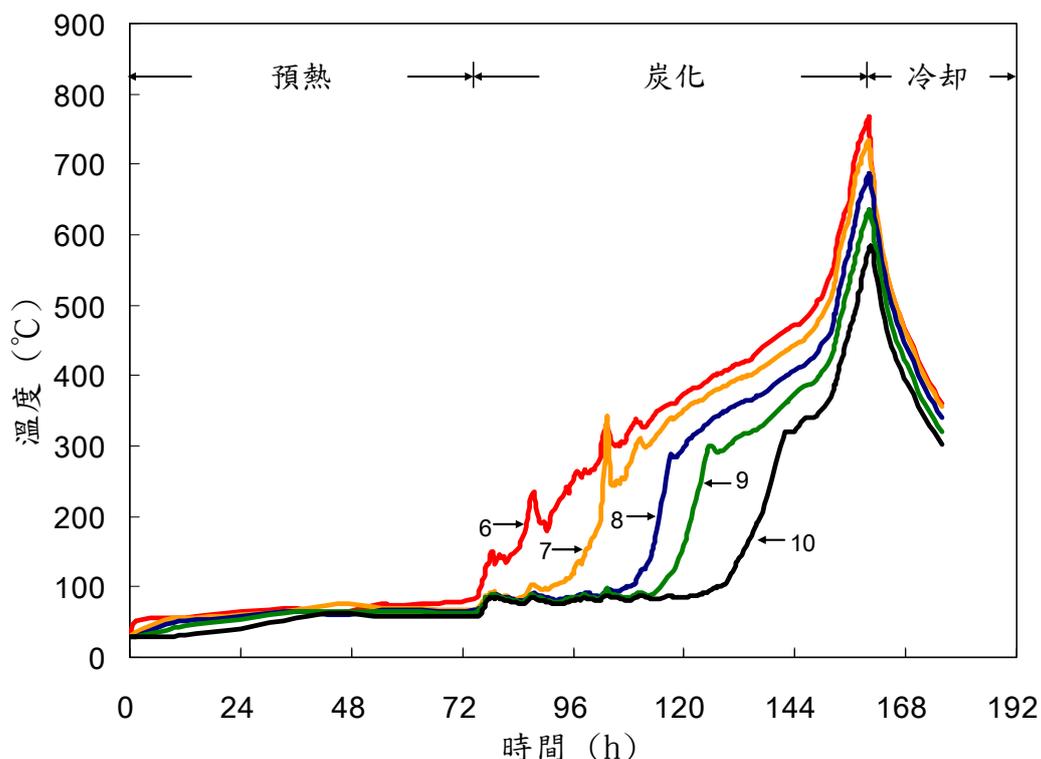


圖 3-1.3 木炭燒製炭化過程之溫度曲線(測溫點 6-10 如圖 3-1.1 所示)

(資料來源：本研究)

3.木炭之收炭率

燒製木炭之進窯重量、燃料重量、木材含水率與出窯重量之試驗結果，如表 3-1.3 所示，同時表 3-1.3 亦顯示燃料使用率與收炭率。由於本所自行建造之土窯於木炭燒製過程中可充分利用木質材料具有自發炭化之特性，於一次炭化與二次炭化均不須藉由外熱，所需之熱源甚少且使用木質系燃料，如表 3-1.3 所示，僅使用 372 kg 之銀合歡作為燃料，約佔銀合歡進窯量 2337 kg 之 15.92%，對節能具有正面之義意，由於不使用煤、天然氣或柴油等化石燃料，同時燒炭時所使用木質系燃料之碳元素係來自大氣中之二氧化碳，作為燒炭之燃料又以二氧化碳回歸至大氣，因此以『碳中立』而言，對減碳即不增加大氣中之二氧化碳亦具有正面之意義。又如表 3-1.3 所示，銀合歡進窯重量為 2337 kg，而燒製完成之出窯重量

為 489kg，出窯重量為進窯重量之 20.92%，可知以土窯生產 1kg 之木炭約須 5kg 之木材，若以進窯量之絕乾重量為基準即扣除木材中 43.21% 之水分，則其收炭率達 29.97%。

表 3-1.3 銀合歡燒製木炭之燃料使用率與收炭率

進窯重量 a, (kg)	燃料重量 b, (kg)	木材含水率 c, (%)	出窯重量 d, (kg)	燃料使用率 e ¹⁾ , (%)	收炭率 f ²⁾ , (%)
2337	372	43.21	489	15.92	29.97

¹⁾ : $e = (b/a) \times 100$; ²⁾ : $f = (d/(a/(1+c)))$

(資料來源：本研究)

4. 木炭之性質

五種不同炭化溫度銀合歡木炭性質之測試結果，如表 3-1.4 所示，由表 3-1.4 得知銀合歡木炭之表面電阻為 $2.1 \times 10^{-1} - 2.2 \times 10^6 \Omega/\text{cm}$ ，隨炭化溫度升高而明顯降低，pH 值介於 9.39-9.80，受炭化溫度之影響不明顯，碳含量為 83.58%-86.96%，隨炭化溫度升高而有增加之趨勢，但炭化溫度於 688°C 以上時，則無明顯增加，真密度為 1.55-1.93 g/cm³，隨炭化溫度升高而明顯增大。

表 3-1.4 不同炭化溫度銀合歡木炭性質之測試結果

炭化溫度(°C)	表面電阻(Ω/cm)	PH 值	碳含量(%)	真密度(g/cm^3)
767	2.1×10^{-1}	9.78	86.96	1.93
726	6.7×10^{-1}	9.80	86.28	1.84
688	7.7×10^0	9.58	86.41	1.74
636	2.0×10^4	9.60	85.28	1.65
584	2.2×10^6	9.39	83.58	1.55

(資料來源：本研究)

5. 碳保存率

銀合歡木材與木炭之含碳量試驗結果，如表 3-1.5 所示，分別為 48.06% 與 85.70%，其中木炭之含碳量係由表 3-1.4 中五種不同炭化溫度者計算而得之平均值。為了計算碳保留率，表 3-1.5 中之木材重量係包括進窯重量與燃料重量，而

木材之碳重以木材絕乾重與木材含碳量之乘積，同樣地木炭之碳重亦由木炭出窯重量與木炭含碳量之乘積，再由木材之碳重與木炭之碳重計算出銀合歡燒製木炭之碳保存率為 46.10%，不過嚴格地說於燒製木炭時仍有少部分之碳元素於熱分解之過程中轉換成木醋液之有機物而應有較高之碳保存率。

表 3-1.5.銀合歡燒製木炭之碳保存率

木材重量 $g^1, (kg)$	木材含碳量 $h, (%)$	木材之碳重 $i^2, (kg)$	木炭含碳量 $j, (%)$	木炭之碳重 $k^3, (kg)^1$	碳保存率 $l^4, (%)$
2709	48.06	909.1	85.70	419.1	46.10

$^1) : g = a + b ; ^2) : i = (g / (1 + c)) \times h ; ^3) : k = d \times j ;$

$^4) : l = (k / i) \times 100 ;$ 其中 a、b、c 與 d 請參照表 3-1.3。

(資料來源：本研究)

第二節 利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究

一、摘要

銀合歡(*Leucaena leucocephala*)屬於豆科植物，由於生長快速，目前已成為恆春半島的強勢樹種，危害到自然生態環境。食用菌菇滋味鮮美，營養豐富又具保健功效，因而受到大眾的喜愛與重視，故其消費量逐年增加。菌菇之栽培需大量木屑作為生長之營養源，如能利用砍伐後之銀合歡，大規模發展食、藥用菌菇產業，不但可減少銀合歡對環境之危害，又得以繁榮地方經濟。本研究先調查已分離純化，妥善保存各菌菇菌種之菌絲體生長最適溫度與 pH 值，繼而將各菌種培養於含有銀合歡之介質中，評估各種菇類利用銀合歡木屑之喜好度。結果顯示七菇種菌絲體之最適生長溫度與酸鹼值分別為：雪菇 24-32 °C 與 pH 7、舞菇 28 °C 與 pH 4、香菇 16-28 °C 與 pH 4、柳松菇 28-32 °C 與 pH 5-8、鴻喜菇 24 °C 與 pH 6-8、葉松茸 28-32 °C 與 pH 5、巴西洋菇 32 °C 與 pH 7。將各菌菇接種至含不同比例之銀合歡木屑 (a. 全銀合歡木屑-醱酵 6 個月。b. 1/2 銀合歡木屑加 1/2 雜木屑。c. 全雜木屑。d. 新銀合歡木屑-醱酵 0 個月)，置於各自最適菌絲生長之溫度下，結果顯示，舞菇、香菇、黃金菇、雪菇、葉松茸、秀珍菇、柳松菇、杏鮑菇及鴻喜菇等 9 種菌菇菌絲體，皆可利用銀合歡木屑生長。將不同醱酵程度之銀合歡木屑與雜木屑進行菌絲體生長試驗，以舞菇、柳松菇、杏鮑菇及葉松茸喜歡利用未醱酵之銀合歡木屑，另鴻喜菇則喜歡雜木屑。且發現不同菌菇對木屑醱酵程度之喜愛度有所不同，目前進度至醱酵 3 個月，試驗仍在進行中。

關鍵詞：銀合歡、栽培、食藥用菌菇、木屑醱酵

二、前言

銀合歡(*Leucaena leucocephala*)快速入侵恆春地區各土地利用類型，已成為部分林地之優勢種，而因銀合歡具有相剋作用的特性，對於森林生態系之生物多樣性將造成影響(李昭宗, 2003)，若在執行砍伐移除時，可利用其木屑在食、

藥用菇類栽培上。菇類-是一種集營養保健和食療美容於一體的美食，含有豐富的蛋白質、維生素、礦物質、微量元素和多種胺基酸，其含量遠高於一般蔬菜和水果。由於栽培技術日益精進，目前已有 80 餘種菇類可人工栽培，而商業化栽培約 20 餘種，其中達工業化規模者有洋菇、金針菇、香菇、鮑魚菇、杏鮑菇、秀珍菇等，由於口感鮮美、營養豐富，成為東、西方飲食文化上特有的美味佳餚。本研究擬利用銀合歡之木屑製成介質，栽培食藥用菌菇類。以下為各種菇類之介紹：

舞菇(*Grifola frondosa*)又名灰樹花或舞茸，在分類學上的地位屬於真菌界、擔子菌亞門、層菌綱、多孔菌科、灰樹花屬，是亞熱帶至溫帶森林中的大型真菌。曾有報導其菌絲體生長適合溫度 24°C (周玲伊, 2007)，子實體發育溫度範圍為 17°C - 19°C (吳寬澤, 2009)。肉質柔嫩，具有獨特的芳香味，是一種高蛋白質、高色氨酸、高維生素E和富含多種礦物質之營養食品(吳, 2007)。舞菇具有抗腫瘤、強化免疫系統、降低血糖、血壓、膽固醇、抗糖尿病和瘦身等效果。另外也有醫學專家研究證實，舞菇抽出物可治療愛滋病，成效良好。美國一些醫院也建議正在接受化療的癌症患者服用舞菇液體萃取物(李, 2007)。舞菇屬中溫型、喜光、好氧性的木生菌，通常生長在闊葉樹幹、樹墩及樹木周圍的土地上，其菌絲體生長發育，均受環境條件之影響，在不同生長環境下，生長速度也相對不同。子實體於活櫟樹或其他闊葉樹根處，由地上長出，可供食用。

巴西洋菇 (*Agaricus blazei* Murill)，又名姬松茸、巴西蘑菇或小松菇。屬於同擔子菌綱，蘑菇目，蘑菇科，蘑菇屬(Hawksworth et al., 1996)。曾有報導其菌絲體的生長溫度範圍在 15°C - 32°C ，最適溫為 22°C - 26°C ，子實體發育溫度範圍為 16°C - 33°C (顏秀真, 2006)，溫度對菌絲體生長及子實體發育的影響顯著(江枝和等, 1996)。在日本近幾年來的研究，發現巴西蘑菇有非常豐富的多醣體，對所有免疫系統失調的疾病都有顯著療效(Chang et al., 2001)。巴西蘑菇的子實體含葡聚糖及聚甘露糖等多醣體，為靈芝的四倍以上，可增強免疫系統、預防癌症及治療各類慢性疾病等，已被醫學界實驗證實可抑制癌細胞及提高免疫力。巴西蘑菇屬於高

經濟價值菇類，營養價值高，栽培不易，且受到生長環境的影響，南投埔里為全省種植巴西蘑菇最大的區域。

香菇 (*Lentinula edodes* Berk.)，英名 Shiitake，屬於傘菌目、口蘑科、香菇屬，別名椎茸、香蕈、香菰，一般原產地在赤道附近森林地帶，曾有報導其菌絲體的生長溫度範圍在 22°C-26°C，子實體發育溫度範圍為 4°C-8°C(施澤榮, 2002)。由於肉質肥厚，味道鮮美，營養價值豐富，富含高蛋白、低脂肪與礦物元素，具有保健的作用(白, 2007)。香菇的子實體內的香菇腺嘌呤(eritadenine)可降低血液中的膽固醇，具有預防動脈硬化的功效。香菇還是干擾素的誘發劑，能增加對病毒的抗體，有抗癌作用。

黃金菇 (*Pleurotus citrinopileatus* Sing.)，屬於傘菌目、口蘑科、側耳屬，別名黃蘑、玉皇菇。為木腐性食用菌，具有較強的分解木質素和纖維素的能力，曾有報導其菌絲體的生長溫度範圍在 7°C-32°C，最適溫為 23°C-27°C，子實體發育溫度範圍為 10°C-28°C(施澤榮, 2002)，在台灣是以人工木屑太空包栽培的方式出菇，出菇率極高，生長速度非常迅速，而且不分季節，都可以出菇。黃金菇的藥用價值很高，可入藥，根據資料記載可治肺氣腫，虛弱肌萎症和痢疾等症，屬高營養、低熱量食品，有滋補強壯和防治胃病的功效，長期食用有降低血壓、膽固醇含量的功能，是老年人心血管疾病和肥胖患者的理想保健食品。

雪菇(*Pleurotus* sp.)屬傘菌目，側耳科，側耳屬，其菌絲體生長和子實體的生長發育，均受栽培環境條件之影響，在不同生長環境下，生長速度也相對不同。為優質可口的食用菇，其菌絲體雪白，菇體大小適中，初期為灰色，後期漸轉為雪白，生長快速，適合台灣南部地區夏季生產。

葉松茸 (*Clitocybe maxima*)，屬傘菌目、口蘑科、杯傘屬，又名酒杯菇、大杯菇、大杯傘及豬肚菇，為一種新興大型食、藥兼用菇，具有抗癌作用。子實體出土時成棒狀，後逐步分化成菌蓋和菌柄，所以又叫筍菇。屬大型肉質傘菌，菌柄中生，菌柄表皮厚且韌，中間肉質，菌蓋平展成傘狀，有菌褶。該菌在八十年代

才被馴化成功，近年來在國內大量栽培，它屬於高溫菇，適合台灣氣候栽培。

秀珍菇(*Pleurotus ostreatus*)，英文俗名 Oyster Mushroom，別稱蠔菇、側耳或平菇。屬傘菌目、側耳科、側耳屬，原產印度。對纖維素、木質素的分解能力強。適宜用木屑、棉籽殼、稻草、麥秸、玉米芯等原料栽培。秀珍菇因其外形悅目、味道鮮美、營養豐富、口感清脆而得名。秀珍菇與杏鮑菇一樣都是低脂、低糖、低鈉、低膽固醇、高纖、高蛋白質的菇類，還具有豐富的維生素 B 群與礦物質，更含有 20 多種胺基酸。

柳松菇(*Agrocybe aegerita*)，別稱茶樹菇、田頭菇、楊樹菇。屬擔子菌綱、傘菌目、糞銹傘科，曾有報導其菌絲體的生長溫度範圍在 4°C-34°C，最適溫為 20°C-27°C，子實體發育溫度範圍為 10°C-18°C(施澤榮, 2002)，為一新興高級食用菇類。含高蛋白、高纖維、低糖及低脂等特性，美味可口和特殊咬感深受消費者之喜愛 (Mau, 1998)。柳松菇富含對人體有益的醣類、礦物質、維他命等營養素，具有降血壓、降膽固醇之功效，是心血管疾病和肥胖症患者的理想食品；此外，由於柳松菇含有大量纖維質，久煮亦不失其脆度、口感良好，可以刺激腸胃蠕動，消除便秘，降低血液中膽固醇含量，強化肝臟功能。有報告指出柳松菇中的維他命 D 含量，是食用菇類中最高者。

杏鮑菇 (*Pleurotus eryngii*)，英名為 King Oyster Mushroom，又稱刺芹菇、刺芹側耳，屬於傘菌目，側耳科，側耳屬，曾有報導其菌絲體的生長最適溫為 18.5°C-21.5°C，子實體發育溫度範圍為 16°C-18°C(陳錦桐, 2005)，。原生於歐洲地中海區域、中東和北非。近年日本醫學界有許多研究認為菇類所含的多醣體，具有防癌抗腫瘤的功能。多醣體可刺激人體抑制癌化細胞增殖、增強淋巴球細胞的活性、強化身體免疫防禦機制、減少體內自由基的產生。它所含的天然抗菌素又可以抑制病毒或細菌的作用，所以成了兼具美味與養生的天然防癌保健食物。

鴻喜菇 (*Hypsizigus marmoreus*)，屬於傘菌目、口蘑科、真姬屬。為國內最近發展之新興菇類，栽培於南投縣一帶。鴻喜菇是一種低溫型的木腐菌，栽培原

料較廣，如木屑、玉米芯、甘蔗渣等都可作為主要原料。其子實體中分離得到的聚合糖酶的活性比其它菇類要高許多，且子實體熱水提取物和有機溶劑提取物有清除體內自由基作用，具有防止便秘、防癌、提高免疫力等功效。是一種低熱量、低脂肪的保健食品。鴻喜菇的營養成分含有有機硒元素、多醣體、蛋白質、且富含氨基酸種類多達 18 種，並含有豐富的鐵、鈣、磷、鉀、鋅、鎂等，為營養價值很高的食用菇類。

三、材料及方法

1. 試驗材料

(1) 供試菇類

將舞菇、巴西洋菇、香菇、黃金菇、雪菇、葉松茸、秀珍菇、柳松菇、杏鮑菇、鴻喜菇等子實體，選擇其健壯無病蟲害者，作為分離之材料，將之分離、純化、培養並保存菌種。

(2) 供試木屑

銀合歡樹幹由墾管處核准自墾丁國家公園內的大圓山、龜山及龍仔埔三個實驗地，採集夏威夷型銀合歡之樹幹，將其採回製成木屑，送至木屑堆積場醱酵，定期澆水及翻堆備用，銀合歡木屑未經醱酵者代號"銀 0"，堆積醱酵六個月者代號"銀 6"。一般慣用雜木屑購自木屑工廠（內含芒果、蓮霧之木屑），雜木屑經堆積醱酵 7 個月者代號"雜 7"，以此類推。

(3) 栽培包介質配方

將堆積醱酵後之銀合歡木屑與雜木屑，以下列 3 種比例混合：

- (a) 100%銀 6 木屑
- (b) 50%銀 6 木屑加 50%雜 7 木屑
- (c) 100%雜 7 木屑

不同比例之木屑分別添加入米糠、碳酸鈣與蔗糖等物質，配製成基礎栽培介質，介質成份如下：木屑 88%、麥麩（米糠）9%、碳酸鈣 1%、蔗糖 1%、石灰 1%、含水量約 55-60%。

2. 試驗方法

(1) 菌種之分離純化與培養

將舞菇、巴西洋菇、香菇、黃金菇、雪菇、葉松茸、秀珍菇、柳松菇、杏鮑菇、鴻喜菇等子實體，選擇其健壯無病蟲害者，作為分離菌種的材料。

以組織分離法分離，切取菇柄尖端組織，培養於馬鈴薯蔗糖洋菜培養基(PSA)，於28°C恆溫箱中培養，當組織塊長出菌絲，即選擇菌絲粗壯、無雜菌感染之菌絲，以移植針切取尖端菌絲體轉接到新的PSA平板培養中。經純化後之菌種，轉接至PSA斜面試管，並標明分離時間及來源品系，即可作為試驗用菌種。

(2) 菌絲體生長最適溫度試驗

將各菌種分別培養於PSA平板培養基上，當菌絲體長到培養皿八分滿時，利用打孔器打孔，取得相同大小、活性相似的菌絲塊，分別放置於新的PSA平板培養基中。將接完菌的培養皿分別放置於16、20、24、28、32、36°C的恆溫生長箱中培養。每種菌菇有六種溫度處理，每處理三重覆，每重複一個培養皿，定期調查菌絲體生長直徑並記錄照相，評估菌絲體生長最適溫度。

(3) 菌絲體生長最適酸鹼度試驗

將各菌種分別培養於PSA平板培養基上，當菌絲體長到培養皿八分滿時，利用打孔器打孔，取得相同大小的菌絲塊。以1N H₂SO₄與1N KOH分別調整PSA培養基酸鹼度至pH4、5、6、7、8、9、10。將菌絲塊分別放置於不同pH的PSA培養基中。將接完菌的培養皿分別放置於各菌種最適合菌絲體生長之溫度中。每種菌菇有七種pH處理，每處理三重覆，定期調查菌絲體生長直徑並記錄照相，評估菌絲體生長最適酸鹼度。

(4) 篩選可利用銀合歡木屑之菌菇種類試驗

本次試驗於6月間取得銀合歡木屑，堆置於木屑場定期澆水翻堆，使自然醱酵。將四種不同比例之木屑(a.銀6、b.1/2銀6、c.全雜7、d.全銀0)，各添加麥麩等製成平板培養基，將各菌種分別接種於四種木屑介質培養基上，分置於各自最適合菌絲體生長溫度之培養箱中，每種菌菇有3種處理，每處理三重覆，定期調查菌絲體生長直徑並記錄照相，評估菌絲體生長之速度，篩選可利用銀合歡木屑之菌菇種類。

(5) 不同比例之木屑與其醱酵程度對菌絲體生長之影響

將醱酵不同時間之銀合歡木屑，或添加半量之雜木屑或全雜木屑，添加定量之麥麩、石灰、蔗糖等配製成平板培養基，接種入各菇類之菌種，放置於各菌菇之最適合菌絲體生長溫度，評估各菇類最適木屑堆積醱酵時間。每種菌種有3種處理，每處理5重覆。木屑醱酵試驗為每個月做一次木屑培養基試驗(醱酵0、1、2、3...個月，各簡稱銀0、銀1、銀2、銀3...)

(6) 銀合歡木屑太空包出菇試驗

將銀合歡木屑介質製作太空包，接種黃金菇與雪菇等菌種，待長滿菌絲體之太空包移置有細粒噴水設施之菇舍，觀察出菇情形，照相紀錄之。

四、結果

1. 菌菇菌絲體生長之最適溫度

將各菌菇接菌至PSA培養基，並放置在不同溫度下培養，觀察各菌菇之菌絲體最適生長溫度，結果如圖3-2.1與表3-2.1所示，巴西洋菇較喜愛高溫，菌絲體在32°C下生長最佳；葉松茸、茶樹菇菌絲體28-32°C下生長最佳；舞菇菌絲體在28°C下生長最佳；雪菇菌絲體在24-32°C下生長最佳；香菇菌絲體在16-28°C下生長均佳；鴻喜菇菌絲體在24°C下生長最佳；

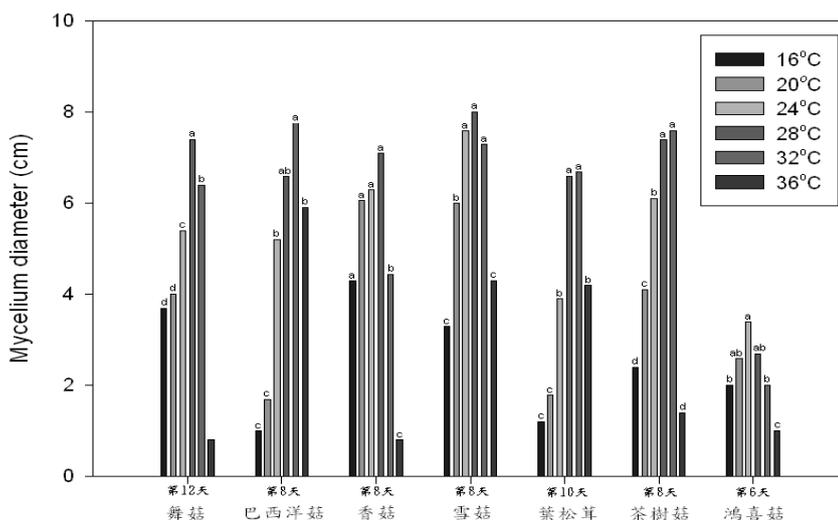


圖3-2.1 不同溫度對7種菌菇菌絲體在在PSA培養基上生長之影響
 (資料來源：本研究)

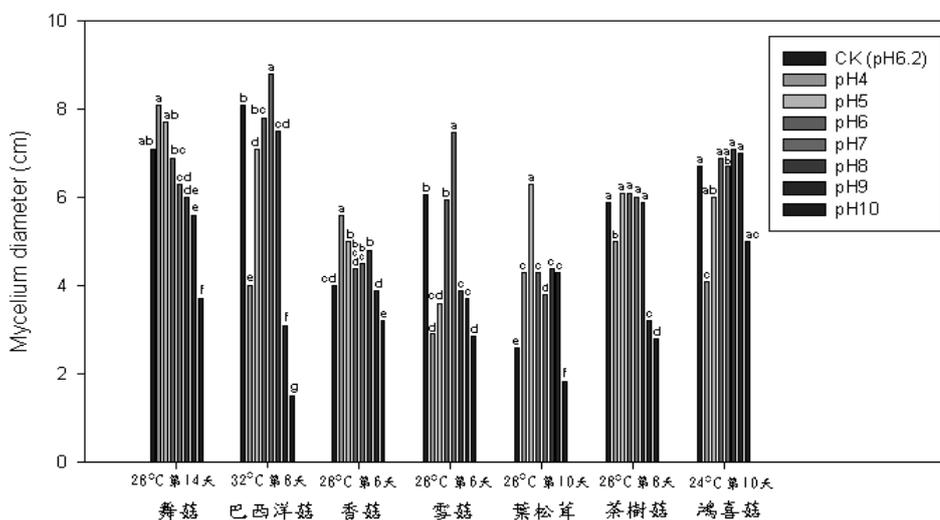


圖3-2.2 不同pH對7種菌菇菌絲體在在PSA培養基上生長之影響
 (資料來源：本研究)

表3-2.1、七種菌菇之最適菌絲體生長溫度與酸鹼值

菌菇種類	最適生長溫度 (°C)	最適生長pH值
舞菇	28	4
巴西洋菇	32	7
香菇	16-28	4
雪菇	24-32	7
葉松茸	28-32	5
茶樹菇	28-32	5-8
鴻喜菇	24	6-8

(資料來源：本研究)

2. 七種菌菇菌絲體生長之最適酸鹼度

將各菌菇接菌至不同pH之PSA培養基培養，觀察各菌菇之菌絲體最適生長酸鹼值，結果如圖3-2.2與表3-2.1所示，舞菇、香菇與葉松茸喜好偏酸，舞菇與香菇菌絲體最適pH值為4，葉松茸為pH5；巴西洋菇、雪菇為pH7；柳松菇pH為5-8；鴻喜菇pH為6-8。

3. 篩選可利用銀合歡木屑之菌菇種類

將未醱酵與醱酵6個月之銀合歡木屑，分別混合不同比例之雜木屑，再混合米糠等製成平版培養基，培養菌菇，觀察菌絲體生長情形。結果如圖3-2.3與表3-2.2所示。有9種菌菇菌絲體皆適合在銀合歡木屑中生長，其生長表現整理如表3-2.2所示：舞菇與秀珍菇菌絲體在醱酵6個月之銀合歡木屑中，生長優於其他木屑處理；杏鮑菇、黃金菇與鴻喜菇較喜歡全雜木屑處理，柳松菇與葉松茸兩者菌絲體，均以在未醱酵之銀合歡木屑中生長較差外，於其他處理下均可生長。

4. 不同比例之木屑與其醱酵程度對菌絲體生長之影響

本試驗於醱酵第0、1、2個月時取木屑製作成不同比例之木屑介質培養菌菇菌絲體，其菌絲體生長情形如圖3-2.5、3-2.6、3-2.7所示，舞菇、香菇、黃金菇、雪菇、葉松茸、秀珍菇、柳松菇、杏鮑菇及鴻喜菇等9種菌菇菌絲體，皆可利用銀合歡木屑生長。以舞菇、杏鮑菇及葉松茸較喜歡利用銀合歡木屑，鴻喜菇則喜歡雜木屑。發現不同菌菇對木屑醱酵程度之喜愛度有所不同，目前進度至醱酵3個月，試驗仍在進行中。

5. 不同醱酵程度之銀合歡木屑對菌絲體生長之影響

以目前結果顯示如圖3-2.8所示，黃金菇、柳松菇及香菇較喜歡銀合歡木屑醱酵1個月和2個月，優於未醱酵；雪菇、秀珍菇及杏鮑菇在3種醱酵程度中，以銀1表現較佳；巴西洋菇在醱酵0-2個月生長皆不佳；舞菇於銀0與銀1表現上優於銀2。

6. 不同比例之木屑與其醱酵程度對太空包出菇之影響

銀合歡木屑製作太空包栽培黃金菇與雪菇，二者菌絲體之生長如圖3-2.9所示，以1/2銀生長較快，約於30天時可長滿太空包，將長滿菌絲體之太空包移置有噴霧設施之菇舍，濕度維持在90%左右，再經過2週後即可看到幼小菇蕾，2天後即可順利出菇（圖3-2.10），採收期約1個月，其他菇類試驗仍在進行中。

表3-2.2 四種不同比例之木屑對於10種菌菇之菌絲體生長之情形（第6天）

菌菇種類	全銀6	1/2銀6加1/2 雜木屑	全雜木屑	全銀0
舞菇	++++*	+++	++	+++
巴西洋菇	-	-	-	-
香菇	-	-	-	-
黃金菇	++	++	++++	++
雪菇	++++	+++	++++	+++
葉松茸	++	++	++	+
秀珍菇	+++	++	+	++
茶樹菇	+	+	+	-
杏鮑菇	+	+	++	-
鴻喜菇	+	-	++	+

* +++++表示生長速率 ≥ 6 cm

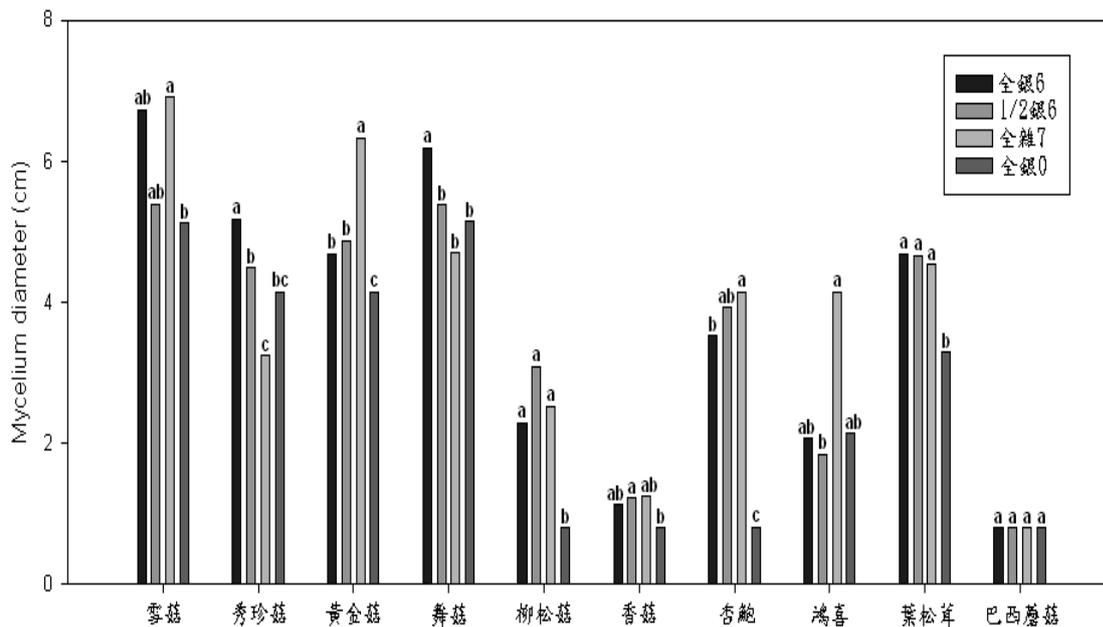
+++表示生長速率 ≥ 5 cm

++表示生長速率 ≥ 4 cm

+表示生長速率 ≥ 2 cm

-表示生長速率 < 2 cm

(資料來源：本研究)



• 全銀6:全部銀合歡木屑醱酵6個月

全雜7:全部雜木屑醱酵7個月

½銀6:1/2銀6+1/2雜7

全銀0:全部銀合歡木屑未醱酵

(資料來源：本研究)

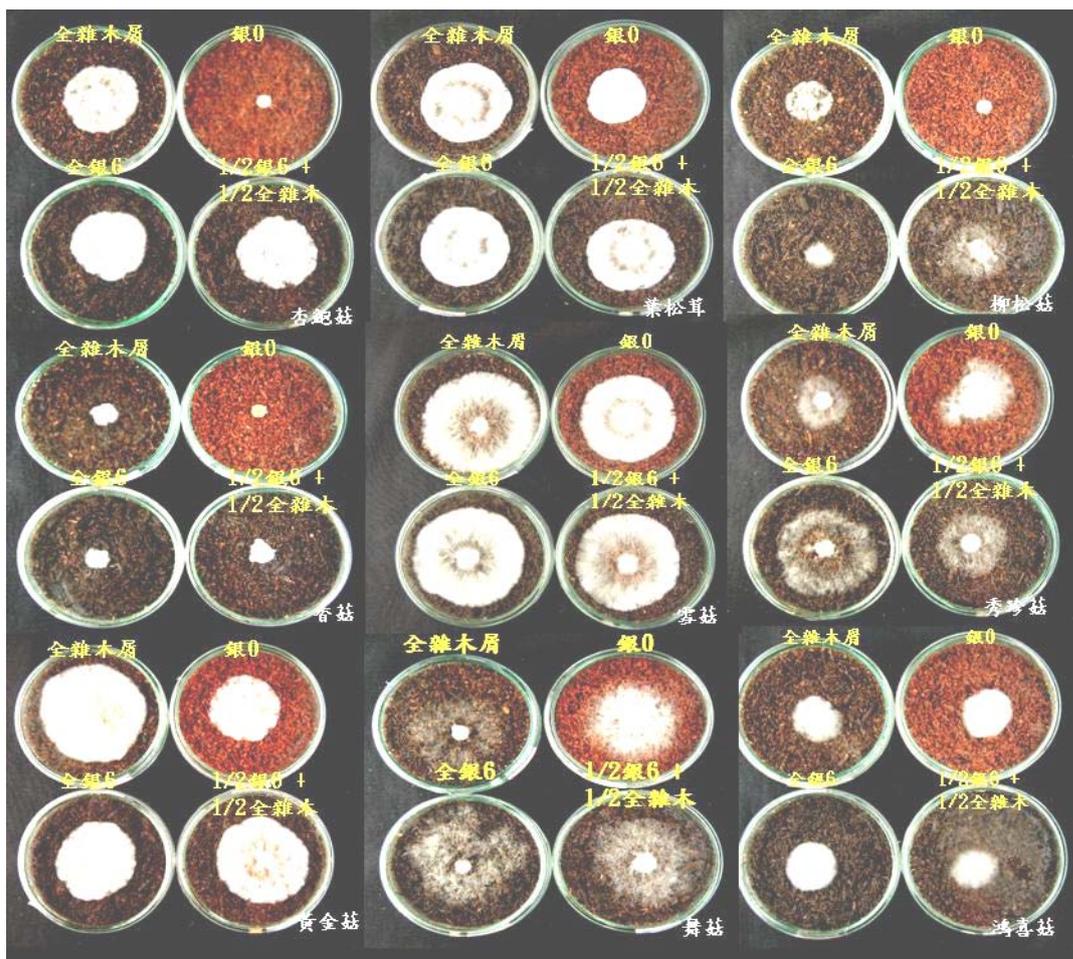


圖3-2.4 四種不同比例之木屑介質對九種菌菇之菌絲體生長情形 (第6天)
 (資料來源：本研究)

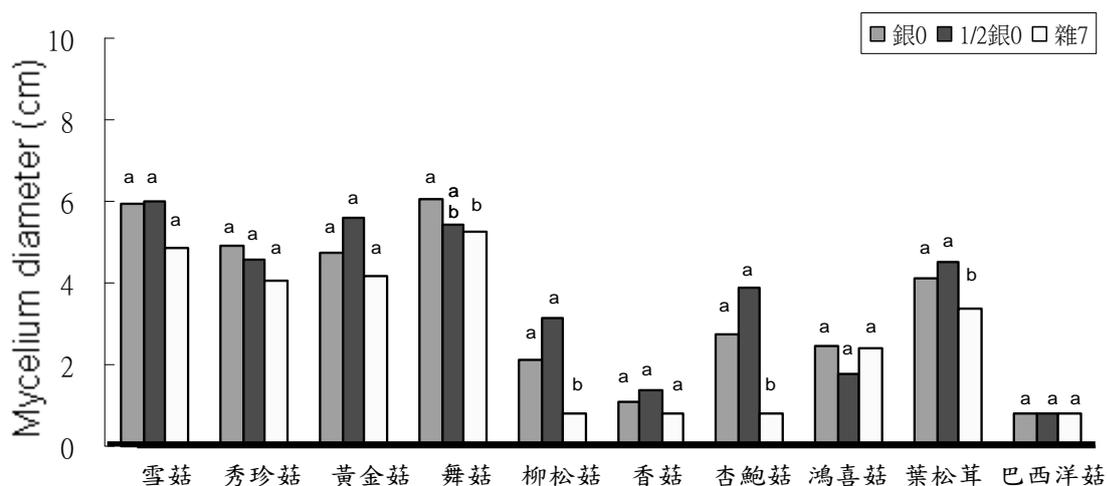


圖3-2.5 不同比例之木屑與醱酵程度 (銀0) 對菌絲體生長之影響(第6天)
 (資料來源：本研究)

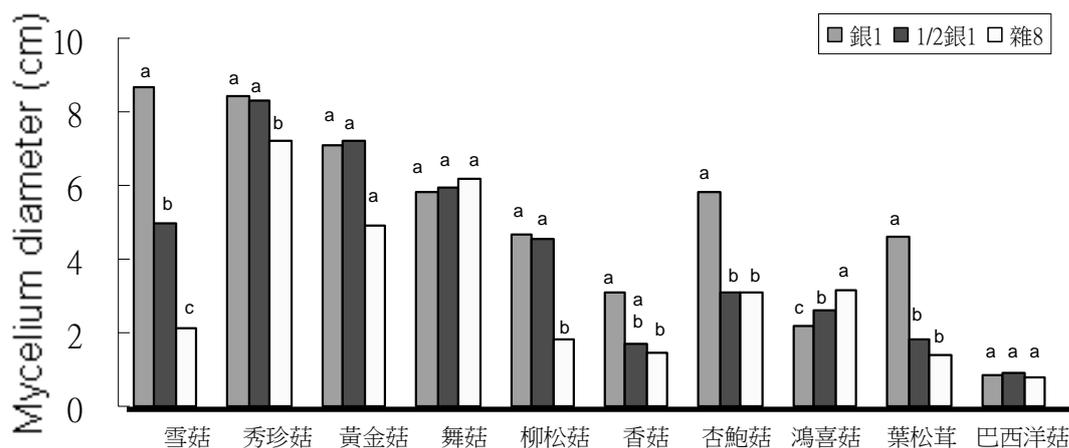


圖3-2.6 不同比例之木屑與醱酵程度（銀1）對菌絲體生長之影響(第6天)

(資料來源：本研究)

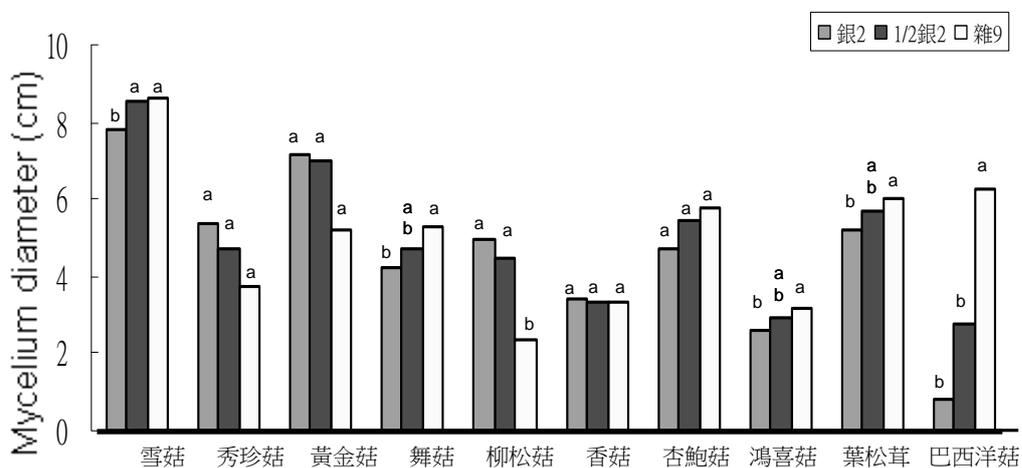


圖3-2.7 不同比例之木屑與醱酵程度（銀2）對菌絲體生長之影響(第6天)。

(資料來源：本研究)

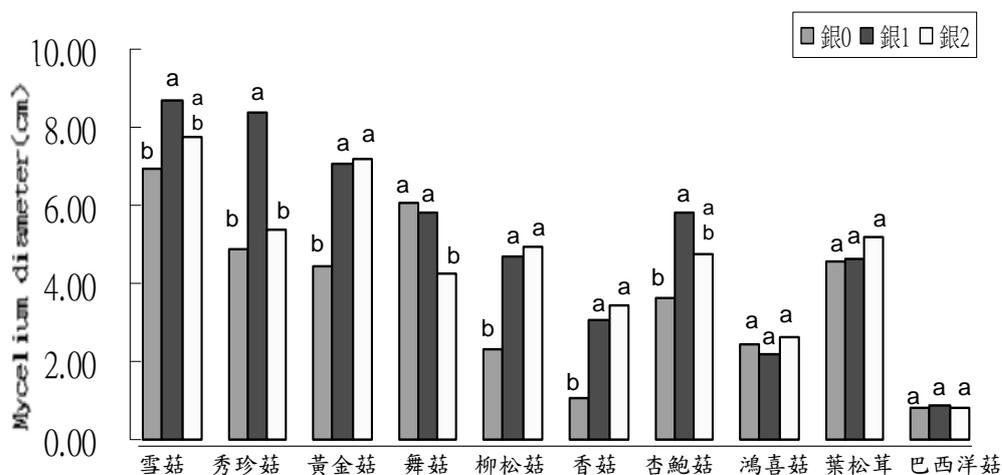


圖3-2.8 不同醱酵程度之銀合歡木屑對菌絲體生長之影響(第6天)。

(資料來源：本研究)



圖3-2.9 三種不同比例之木屑太空包接種黃金菇(a)及雪菇(b)之菌絲體生長情形
(26天)

(資料來源：本研究)



圖3-2.10 銀合歡木屑之太空包接種黃金菇(a)及雪菇(b)之出菇情形

(資料來源：本研究)

第三節 利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究

一、摘要

本研究目的在於以銀合歡做為生質顆粒燃料，提供做為取代煤炭之生質固態燃料資源，並進行原料物理性質如含水率、比重、原料尺寸分布分析與化學組成如 1% NaOH、醇萃萃取物、全纖維素、木質素、灰分含量分析，以提供顆粒燃料性質之對照。再將原料以粉碎機磨碎至 20mesh 以下，藉由盤式造粒機進行造粒，並探討造粒影響因子與顆粒之性質如長徑比、顆粒含水率、顆粒比重、壓縮比、熱值等。所得結果發現生材比重為 1.07、絕乾比重為 0.69、生材含水率為 55.1%、高位熱值為 4354 cal/g、1%NaOH 萃取物含量為 36.5%、醇萃萃取物含量為 4.64%、全纖維素為 62.3%、木質素為 29.6%、灰分為 2.7%。本試驗選用之造粒機為盤式造粒機(鋼模孔徑 10mm、30mm)，其中孔徑 10mm 鋼模在原料：水=25：9 時可以得到最佳製程條件，10mm 鋼模所製造之顆粒其長徑比介於 1.99~2.39 之間，完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率隨著水配比增加而增加，出料最大值為 56.1%(原料：水=25：9)。未乾燥顆粒比重介於 0.82~0.97 之間，絕乾比重介於 0.51~0.92 之間，且顆粒含水率介於 5.27~60.5%之間，容積密度為 0.552。孔徑 10mm 鋼模在原料：水=25：15(麵粉添加 20%)時可以得到最佳製程條件，顆粒其長徑比介於 1.88~2.07 之間，完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率隨著水配比增加而增加，出料最大值為 87.7%(原料：水=25：15 並添加 20%麵粉)。未乾燥顆粒比重介於 0.57~0.68 之間，絕乾比重介於 0.34~0.42 之間，顆粒含水率介於 46.0~67.5%之間，容積密度為 0.263。

【關鍵詞】：銀合歡、顆粒燃料、造粒

二、前言

銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 為豆部含羞草科植物，被世界自然保育聯盟(IUCN)列名為世界 100 種嚴重危害生態之外來入侵植物之一，目前正快速蔓延於太魯閣、澎湖與恆春半島附近。其中薩爾瓦多型與秘魯型銀合歡，過去雖曾為經濟造林樹種之一，然其在台灣地區卻有別於國外生長條件，使得材料性質不佳，故此在過去國內未曾進一步開發利用，加上銀合歡歸化度差，分泌

毒殺其他植物之成分，易成純林，生長強勢而不易控制，進而壓迫了本土樹種生長。行政院於 94 年通過『國土復育條例草案』，規定 1500m 以上原始林不得砍伐，此規定造成木材資源更加匱乏，因此，若能將此不利生態環境的樹種加以有效利用，使產業界能建立生產機制，進而降低其生長強勢性是相當重要的指標。近年政府大力推動生質能源，然卻苦於尋找適當之生質作物，其中林業更受限於環保意識而顯得進退兩難，因此若能以銀合歡作為生質能源的原料，將可具備生態環境與開發相得益彰之效。

生質燃料概分為固、液、氣三態，台灣地區相較於歐美等先進國家顯得偏重於液態能源發展，其實固態能源在未來亦具有發展優勢，主要因為煤炭與石油一樣都有固定蘊藏量，而台灣進口的煤炭有將近 78% 用於火力發電廠，且煤炭燃燒釋出 SO_2 ，導致酸雨的形成。然若以固態生質燃料取代煤炭，將可避免污染的發生，故本研究擬以國產銀合歡製造固態生質燃料，並藉以尋找高熱值生產技術，以期望能提高林業在國內生質燃料推動的成效，更可將銀合歡做進一步利用以抑制其對生態環境之危害。

壓縮成型機械最早是由英國機械工程用於泥煤壓縮而製造加工褐煤與精煤，而後更利用在紙廠廢料之利用。待日本在 1950 年以木屑以生物質螺旋擠壓機生產棒狀木質壓縮燃料，即原子炭，進而推廣至世界各地。1973 年石油危機發生，促使歐美國家研發顆粒(pellet)燃料與磚狀(briquette)燃料以取代燃油，因具備高品質、價格低之優點，於當時替代燃料中具有相當吸引力與優勢，然而石油危機解除後，原油價格大幅降低，致使低價優勢消失，所以使用者大幅減少，工廠與製造商也不再生產。日本則在石油危機後(1982 年)，開始製造木質顆粒燃料，然而卻因製造與燃燒設備不足等原因導致發展有限，而後製造工廠也相繼關閉。90 年代初期，瑞典等歐洲國家因應環保政策如課徵綠稅(green tax)、政府支持設備的推動與補助加上人民對於抗溫室效應知識普及化、能源安全性及原油蘊藏量等議題，促使顆粒燃料再度重返歐美市場(Pellet Club Japan)。

木質壓縮燃料以歐洲瑞典發展最盛，其木質壓縮燃料產量從 1990 的每年 1 萬噸快速增加為 2000 年的 1 百萬噸。有 80% 所製造的顆粒仍使用於大型加熱

之工廠上。瑞典現在居家取暖系統使用的顆粒量超過十萬噸且每年以 30% 穩定地增加當中(Olsson et al., 2003)，光是 2002 年瑞典國內 22 家 pellet 工廠即生產 71.5 萬噸提供出口與國內使用，然而市場卻已超過 100 萬噸需求量(Ståhl et al., 2004)，2006 年瑞典每年製造約 100 萬噸 pellets，製造成本大約在 61 歐元/噸，可提供長期產熱與電力使用(Erlich et al., 2004)。美國 2004~2006 年需求量即從 50 萬噸倍增至 140 萬噸；加拿大在 2007 年產量達到 200 萬噸，僅就卑詩省(British Columbia)而言，預估在 2010 年將生產 300 萬噸木質顆粒燃料；日本近年因應石化能源短缺進而發展木質顆粒製造工業，而提供木質顆粒燃燒的暖爐設備銷量更是年年增加；奧地利在 2007 年產量已超過 75 萬噸，提供國內使用量約為 35 萬噸(林法勤，2007)。預估歐洲 2010 年使用量將超過 1300 萬噸，所以加拿大也計算利潤並積極佈局將國內之木質顆粒出口到歐洲等國(Swaan and Melin, 2008)，中國的生物質資源相當豐富，生物質廢棄物的總量相當於每年的煤炭年開採量之 50% 且具有發展之價值(劉一星、李海朝，2005)。中國政府在 2020 年規劃將生產 5000 萬噸的生物質顆粒燃料，足以見得發展固態生質壓縮燃料具有相當大的潛力(袁振宏等，2005)。

顆粒燃料標準的制定(表 3-3.1)，是為了達到顆粒品質化及顧客購買時能準確取得所需之顆粒商品。為同時因應不同燃燒需求如家用燃燒器或鍋爐、工業用鍋爐之需要。木質顆粒燃料在多國以達產品等級分類化，瑞典將其分為三等級，顆粒直徑之標準為 25mm，較其他國家所訂定之顆粒直徑標準還大。同時與紐西蘭、美國一同以容積密度作為其單位密度標準。美國木質顆粒協會(Pellet Fuels Institute, PFI)將顆粒標準分為四類，主要分別在於含水率與灰分之要求，其中含水率由 6~10%；灰分由 6~0.5% 標準不等。

木本植物大致可分為針、闊葉樹材兩種，針葉樹一般俗稱軟材，比重通常較闊葉樹小，相對造粒時壓縮比較大，可壓縮出較緻密之顆粒。以松木為例，在未加入任何添加劑時，可以直接造粒，且顆粒外觀品質佳，較無破損與不完整顆粒之形成，反觀闊葉樹山毛櫸造粒所需造粒壓大，無法直接造粒，必須與松木混合，且混合率須達 40% 方能造粒，且顆粒外觀常有破裂情形，不完整顆粒比例相對較高，但若混合具有高蛋白質之材料或添加劑，則可以形成完整之

顆粒，且顆粒表面較為平滑(Holm et al., 2006; 2007)。森林廢棄物如樹皮、枝條等伐採廢棄物(logging residues)等可供作為顆粒之原料，概以樹皮、或它種伐採廢棄物混合製造之顆粒具有較高之熱值，但灰分亦較高，例如貯存6個月之60%歐洲雲杉與40%歐洲赤松混合樹皮製造之樹皮顆粒(含20%木材)高達6.94%(Lehtikangas, 2001)。故原料貯存時間亦會影響造粒品質。針對貯存性探討時，以伐採廢棄物所製造之顆粒燃料之貯存性最差，且前兩者之吸濕膨脹性能亦較純木顆粒差，(Lehtikangas, 2000)。造粒時含水率必須界於一定範圍內，否則不但影響造粒品質，更會導致日後燃燒熱值之變化，含水率亦會影響顆粒儲存期間VOC氣體釋放(Arshadi and Gref, 2005)。木材本身具有微量萜烯成分，會因含水率或乾燥而散失。而經乾燥之原料進行造粒後顆粒含水率較不易產生變化，且乾燥後造粒作業與顆粒之VOC釋放較低，因此可以增加木屑含量並降低空氣污染。顆粒即使已緻密化成為高密度燃料，然而卻仍保有木材吸濕之特性，換言之，貯存之環境若為高濕度，則會致使原已緻密化之顆粒燃料因吸濕而蓬鬆，甚至導致破損，因而降低燃燒利用性(Hartley and Wood, 2008)。

表3-3.1 各國木質顆粒燃料訂定標準

國家	標準	等級	直徑 (mm)	長度 (cm)	密度 (kg/m ³)	容積密度 (kg/m ³)	熱值 (MJ/kg)	含水 率(%)	灰分 (%)
歐洲	CEN/TS 14961	-	-	-	-	-	-	10	<0.7
澳洲	O-Norm M 7135	HP1	4~10	2~5	1.12	-	> 18	10	<0.5
德國	DIN 51731	HP5	4~10	5	1.0~1.4	-	17.5~19.5	12	<1.5
德國	DIN Plus	-	4~10	2~5	1.12	-	18	10	<0.5
紐西蘭	AS/NZS 4014.6	-	-	-	-	>640	18~21	8	<0.5
瑞典	SS 18 71 22	Group1	25	10	-	>600	> 16.9	10	<0.7
		Group2	25	12.5	-	>500	> 16.9	10	<1.5
		Group3	25	15	-	>500	>15.1	12	<1.5
美國	PFI	低階	6~8	<3.8	-	570~740	-	10	<6
		標準級	6~8	<3.8	-	610~740	-	8	<2
		優級	6~8	<3.8	-	640~740	-	8	<1
		特優級	6~8	<3.8	-	640~740	-	6	<0.5

(資料來源：林法勤，2007；Bioenergy Association of New Zealand)

三、材料及方法

(一) 物理與化學性質分析

1. 材料備製

本試驗材料取自墾丁國家公園管理處砍伐直徑小於 10cm 之銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 小徑木，隨機將定量木材裁切為 2×2×5cm 大小，作為比重與含水率試驗材料。其餘木料以碎木機製成木屑，再將其以粉碎機粉碎過篩(20 mesh 篩網)。最後篩選 40~60 mesh 木粉進行化學分析試驗，將其放置於大型乾燥機乾燥後貯存。

2. 方法

(1) 物理性質測試

A. 比重試驗法

依據 CNS 451 木材比重試驗法將試片裁取一定體積後，標示量測點並量取其長、寬、厚藉以計算其體積(V)，再秤其重量(M)，以 $D=M/V$ 計算其生材與絕乾密度。

B. 含水率試驗法

依據 CNS 452 木材含水率試驗法將試片量測其乾燥前質量(M_1)置入烘箱內，以 $103\pm 2^\circ\text{C}$ 之溫度乾燥到恆重，再測定乾燥後之質量(M_0)，依照以下公式計算含水率(%)。

$$\text{含水率(\%)} = \frac{M_1 - M_0}{M_0} \times 100$$

M_1 ：試片乾燥前質量(g)

M_0 ：試片乾燥後質量(g)

C. 熱值試驗法

熱值之測定是依據 CNS 10835 固體燃料之總熱值測定法(彈卡計法)及淨熱值之計算量測熱值，即以粉碎後之樣品，稱取約 2 g 置於坩鍋中，置入烘箱以 $105\pm 5^\circ\text{C}$ 烘乾至少 2 小時，取出置於乾燥器中冷卻至室溫後，以分析天平精稱其重 W_1 。將稱重後樣品置入燃燒彈熱卡計內，再置於附有絕熱式燃燒彈夾套之水浴槽中，點火燃燒後，樣品所釋放之燃燒熱，由外圍水浴槽吸收，紀錄水浴槽上昇之溫度(T_U)，利用以下公式即可求得樣品之熱值。

$$H_i = [T_U \times (W_{\text{H}_2\text{O}} + E_W) \times 1 \text{ cal/g}^\circ\text{C} - \Delta K] / W_1$$

H_i ：各類樣品乾基發熱量(kcal/kg)

TU：上升溫度($^{\circ}\text{C}$)

E_w ：水當量(g)

W_{H_2O} ：內圓筒水量(g)

ΔK ：發熱補正值(cal)

W_1 ：樣品重量(g)

(2) 化學性質測試

A. 1% NaOH 萃取物

依據 CNS 4715 標準取絕乾重約 2g 之銀合歡木粉，置於 250ml 燒杯中，加入 $100\pm 1\text{ml}$ 之 1% 氫氧化鈉溶液，以錶玻璃覆蓋後，置於水浴沸騰 1 小時，並於 10、15、25 分鐘時各攪拌一次。一小時後以吸濾方式將燒杯內容物移至已秤重之坩堝型過濾器中過濾，依序以熱水($70\sim 80^{\circ}\text{C}$)100ml、10%醋酸 50ml 及熱水 200ml 充份洗濾，再將盛有內容物之過濾器移入 $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ 烘箱中乾燥至恆重，並移出乾燥器冷卻秤重，即可計算萃取物含量。

B. 醇苯萃取物

依據 CNS 4713 標準將絕乾重約 4g 之木粉放入圓桶濾紙中，桶口以棉花塞住以防止木粉溢出，後將圓桶濾紙放入索氏萃取器中，後取經洗淨與精秤之萃取瓶加入 150ml 醇苯混合液(乙醇：苯=1：2)，並將萃取器與冷凝管架好，以 80°C 熱水浴中使溶液急速沸騰(每小時約產生 6~8 次虹吸)，連續萃取 8 小時。回收瓶中溶劑，將萃取瓶取至 $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ 烘箱中乾燥至恆重後冷卻秤重並計算萃取物含量。

D. 全纖維素

依據亞氯酸鹽法，精確秤取經醇苯萃取之 2g 絕乾脫脂木粉，倒入 250ml 三角瓶中，依次加入 150ml 蒸餾水、0.2ml 冰醋酸與 1g 亞氯酸鈉。將三角瓶置於 $78\sim 80^{\circ}\text{C}$ 水浴中加熱，瓶口上倒置小三角瓶以防止氯氣散出與藥液蒸發。時震盪三角瓶，且每隔 1 小時加入 0.2 ml 冰醋酸及 1g 亞氯酸鈉，持續反應 4 小時後，將三角瓶置於冰水中冷卻，使溶液降至 10°C 以下，以吸濾方式將瓶內全纖維素洗濾至已秤重之坩堝型過濾器中，並以 500ml 蒸餾水充分洗滌後，移

至 $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ 烘箱中乾燥至恆重，即可冷卻秤重並計算全纖維素含量。

E. 木質素

依據 CNS 2721 標準，精秤經醇萃萃取之 1g 絕乾脫脂木粉，倒入 100ml 燒杯中，加入 72% H_2SO_4 溶液 15ml，並置於 15°C 水浴中時時攪拌，使混合物充分膠化。4 小時後，以 560ml 蒸餾水分數次將膠化之混合物全部洗入 1000ml 三角瓶中，於瓶上裝置冷凝管，以加熱裝置使溶液沸騰 4 小時，待溶液冷卻後，以秤重過的坩堝型過濾器將其過濾，並用熱水充分洗滌至呈現中性為止，即可放入 $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ 烘箱中乾燥至恆重，取出冷卻秤重後計算木質素含量。

F. 灰分

依據 CNS 3084 標準，將 3g 木粉加至坩鍋加熱秤重後，開蓋置於蒙煇爐，將溫度控制在 $580\sim 600^{\circ}\text{C}$ ，待溫度達 580°C 時灼燒直到碳素全部逸除後取出(時間 6 小時)，將坩鍋加蓋，置於 $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ 烘箱後達恆重並精稱之，即可計算灰分含量。

(二) 造粒原料預處理與尺寸分布

1. 原料預處理

本試驗原料取自於墾丁國家公園管理處砍伐直徑小於 10cm 之銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 小徑木，經碎木機粉碎成約 1cm 以下之木片(圖 3-3.1)，以大型烘箱將原料進行乾燥，再藉由粉碎機將其粉碎成 20mesh 以下之造粒原料(圖 3-3.2)。



圖 3-3.1 粗原料之外觀

(資料來源：本研究)



圖 3-3.2 造粒原料之外觀

(資料來源：本研究)

2. 尺寸分布分析

經乾燥之原料以震盪篩震盪進行尺寸分析，粗原料分析篩網以 6mesh、8mesh、12mesh、20mesh 分析原料尺寸。造粒原料以 20mesh、40mesh、60mesh 篩網分析其原料尺寸，方法係使用 1kg 木粉放置於震盪篩上，每次震盪時間為 5min，再以電子秤秤其重量，尺寸分布方便讓吾等了解此時原料尺寸形式與尺寸比重分布。

(三) 顆粒之製造

1. 造粒機選用

A. 環式造粒機 (ring die pellet mill)

環式造粒機過去主要用於飼料造粒，需將原料磨至 2mm 以下，投入送料口，此時造粒模環會進行轉動，接著利用滾輪自我轉動將原料壓入環模內(圖 3-3.3)，再經由環模形成顆粒，最後剪切成型。本次選用之環式造粒機為咏明機械工業股份有限公司所生產之型號 YMHP-15，主機馬達 20HP、產能 400~500kg/h、鋼模模孔直徑 1.2mm~10mm、設備重量 850kg 飼料製粒機(圖 3-3.4)，可另行通入蒸氣進行加熱與軟化作業。

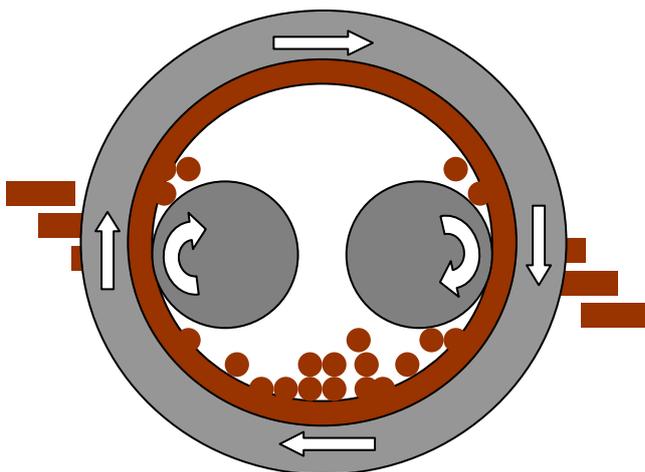


圖 3-3.3 環式造粒機造粒模式
(資料來源：PelHeat Ltd.)



圖 3-3.4 咏明機械 YMHP-15
(資料來源：咏明機械股份有限公司)

B. 盤式造粒機 (flat die pellet mill)

盤式造粒機是利用兩個以上之滾輪進行圓周繞轉擠壓，將原料擠入不動之造粒模盤(圖 3-3.5)，最後下方切刀將擠出之顆粒剪切成型。含水率接受範圍較廣，一般 15~50% 可得顆粒，相較於環式造粒，其不具備加熱系統，目前廣泛用於木材造粒。盤式造粒機選用正久能源股份有限公司所提供之型號 38-780、滾輪直徑 350 mm、寬度 102 mm、滾輪數 4 個、驅動馬達 80~100kW/1500min⁻¹、滾輪轉速 2.6m/s、鋼模直徑為 780mm 並配備有 5~30mm 之模孔直徑、設備重量為 3 噸，產能 2 噸/h 之木屑造粒機(圖 3-3.6)進行造粒，此造粒機之含水率容許值可高達 40%。

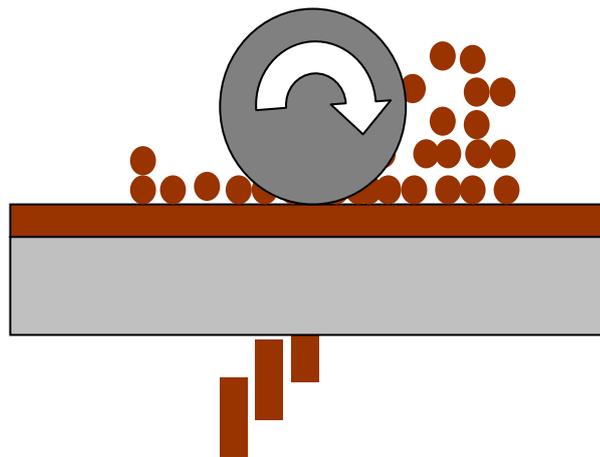


圖 3-3.5 盤式造粒機造粒模式
(資料來源：PelHeat Ltd.)

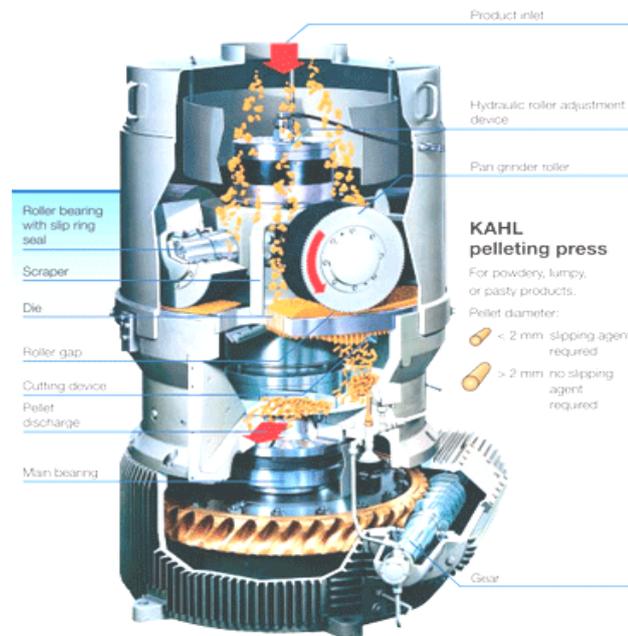


圖 3-3.6 正久能源 38-780 型造粒機
(資料來源：LCI Corporation)

2. 造粒步驟

(1) 造粒機初轉

造粒前先投入約 5kg 原料進行造粒初步轉動，以將先前卡於鋼模之顆粒擠出，並將出料口之顆粒與粉屑清除，並等待造粒機轉速穩定後即可開始造粒。

(2) 造粒機造粒

以穩定之送料速度將約 25kg 原料投入造粒機造粒，再將所造之顆粒進行裝袋，以進行之後之物性量測，本研究之造粒條件分述如下：

A. 造粒鋼模條件

造粒鋼模選用孔徑 10mm、30mm 兩種。

B. 水分配比條件

水分配比是依據木屑與水配比 25：0、25：3、25：6、25：9、25：12、25：15 進行造粒。

C. 添加劑條件

因為 30mm 屬於大直徑之顆粒，製造時無法像 10mm 可以自動擠壓成型，故此使用添加劑，本研究是使用麵粉做為添加劑條件，配比為原料重量之 5%、10%、15%、20% 四條件。

D. 乾燥作業

將所製造之顆粒進行乾燥以方便貯存。

3. 顆粒性質評估

A. 顆粒長徑比

取完整顆粒測量其長度、直徑，代入長徑比公式即可得之。

B. 完整顆粒與粉屑配比

將 10mm 與 30mm 之顆粒以篩選機經 4mesh 篩網分選出不完整顆粒，再將其以 18 mesh 篩去粉屑，並以三種型態進行重量百分比分析，即：

(A) 完整顆粒重/全出料重=完整顆粒百分比

(B) 粉屑重/全出料重=粉屑百分比

C. 比重

依據 CNS 451 木材比重試驗法將顆粒截去不完整之端部，使其達到一個平整面。量取其直徑與厚度藉以計算其體積(V)，再秤其重量(M)，以

$D=M/V$ 計算其生材與絕乾密度。

D. 含水率

依據 CNS 452 木材含水率試驗法量測顆粒其乾燥前質量(M_1)並置入烘箱內，以 $103\pm 2^\circ\text{C}$ 之溫度乾燥到恆重，再測定乾燥後之質量(M_0)，依照以下公式計算含水率(%)。

$$\text{含水率(\%)} = \frac{M_1 - M_0}{M_0} \times 100$$

M_1 ：試片乾燥前質量(g)

M_0 ：試片乾燥後質量(g)

E. 單位容積密度

單位容積密度是用於表示每單位容積可載運之顆粒量，以提供做為運輸成本之依據。其方法是將顆粒倒入一空箱(容積為 $30.5 \times 21.5 \times 25.0\text{cm}$)，並秤其箱子與顆粒之重量後，將顆粒移出，秤量空箱重量，即可計算單位容積密度。

四、結果

(一) 物理性質試驗

比重對造粒品質影響性相當深遠，歐美國家因受緯度影響，原料多半以比重較闊葉樹小的針葉樹為主，故造粒較為簡單，然而闊葉樹造粒首先必須面臨的即是原料本身較為硬重的難題，故目前的研究與造粒市場鮮少以闊葉樹作為造粒原料。本試驗依據 CNS 451 木材密度試驗法試驗結果發現銀合歡生材比重高達 1.07，絕乾比重亦達 0.69，此會使得造粒所需壓力加大，且壓縮比會較針葉樹小，進而形成較為鬆散的顆粒，相對不完全顆粒與粉屑比會較高。含水率直接影響所有原料造粒的難度與顆粒品質，原料生材含水率達 55.1%，故需經乾燥方可作為造粒原料。原料之高位熱值為 4354 cal/g。不同含水率之預估熱值顯示於附錄 3。

(二) 化學性質試驗

1% NaOH 用於萃取一部份油脂、蠟、樹脂、精油、木質素及部分半纖維素。木材腐朽時，其鹼萃取物較多，因此可由此來判定木材腐朽程度。本試驗中 1%NaOH 萃取物含量為 36.5%，與文獻對照其含量為 18.6%(王松永、丁昭

義，1984)，推估因本研究所用之原料採用 10cm 以下無去皮之小徑木，故導致高含量之 1%NaOH 萃取物，再者即是銀合歡本身腐朽因素。

醇苯萃取物中含蠟、脂肪、樹脂、木質橡膠以及部份水溶性物質，本試驗醇苯萃取物含量結果為 4.6%，根據文獻試驗結果指出菲律賓產銀合歡的量為 7.6%(王松永、丁昭義，1984)。

本試驗原料之全纖維素含量為 62.3%、木質素為 29.6%、灰分為 2.7%，其中灰分值較高，推估是受樹皮存在所影響。灰分之多寡，將影響往後顆粒燃燒性質，對照各國顆粒標準，本研究之原料灰分條件僅能符合 PFI 低階顆粒標準，然而，本原料所製出之顆粒主要是用於工業所需之火力發電或汽電共生廠，相對於住家室內燃燒器所需之低灰分要求，是具有較寬廣灰分限定值。

表3-3.2 銀合歡物理與化學性質

試驗項目	Mean	SD
生材比重	1.07	0.24
絕乾比重	0.69	0.16
高位熱值 (cal/g)	4354	-
生材含水率(%)	55.1	5.44
1%NaOH 萃取物(%)	36.5	0.53
醇苯萃取物(%)	4.64	0.36
全纖維素(%)	62.3	0.17
木質素(%)	29.6	0.22
灰分(%)	2.70	0.01

(資料來源：本研究)

(三) 尺寸分布分析

經乾燥之原料以震盪篩震盪進行粗原料與造粒原料分析，其中粗原料是以以 6mesh、8mesh、12mesh、20mesh 篩網分析原料尺寸(圖 3-3.7)，結果得知—6mesh+8mesh 佔 25.8%；—8mesh+10mesh 佔 15%；—10mesh+16mesh 佔 31%；—10mesh+16mesh 佔 31.8%；—16mesh+20mesh 佔 12%，<20mesh 則佔 15.4%。造粒原料以 20mesh、40mesh、60mesh 篩網分析其原料尺寸(圖 3-3.8)，

結果得知 >20mesh 佔 12.4%；-20mesh+40mesh 佔 40.4%；-40mesh+60mesh 佔 15.8%；<60mesh 則佔 33%。由於造粒所需之原料尺寸一般需在 2mm 以下，且吾等所選用之造粒機造粒原料尺寸必須在 20mesh 以下才能得到最佳結果，否則容易造成鋼模卡損等問題，亦間接導致造粒輸出壓力太大，不但使電耗成本增加，更可能導致造粒機壽命減低。

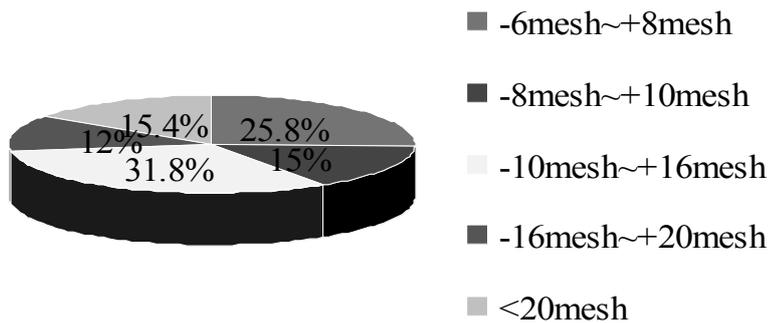


圖 3-3.7 粗原料之尺寸分析

(資料來源：本研究)

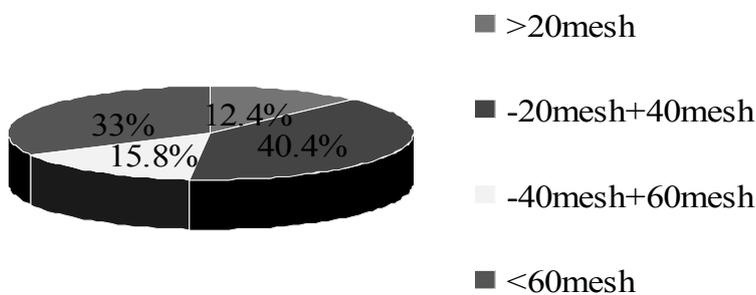


圖 3-3.8 造粒原料之尺寸分析

(資料來源：本研究)

(四) 造粒機選用

環式造粒機過去常用於飼料造粒，銀合歡原料在造粒時，顆粒無法成形，且造成嚴重之鋼模堵塞，環式鋼模的自身轉動，使圓盤鋼模變形，推估乃因原料質地過硬，故在造粒機未改機或增加輸出壓力之情況下，銀合歡不適合以飼料製粒機進行製粒。由於盤式造粒機可成功用於銀合歡，但必須加入水或其他

添加劑，故本研究是以盤式造粒機做為顆粒製造之機械。

(五) 造粒結果

1. 10mm 顆粒燃料

表 3-3.3 顯示盤式造粒機(圖 3-3.9)製造顆粒之結果，鋼模模孔直徑採用 10mm、厚度為 60mm，當 25kg 進料量之原料在不配水的情況下(含水率 8.7~10.3%)，雖可製粒，但粉屑太多，且造粒期間多僅是木屑與滾輪空轉，製粒約 2min 後鋼模阻塞(圖 3-3.10)，推估水分不足導致顆粒卡於鋼模內，當原料與水之配比為 25：3(含水率預估值 13.0~13.2%)時，亦發生同樣情況。調整原料與水之配比為 25：6(含水率預估值 26.1~26.5%)時，造粒機製出粉屑(圖 3-3.11)與不完整顆粒(圖 3-3.12)量多。當提高原料與水之配比達 25：9(含水率預估值 39.1~39.7%)時，即可順利造粒，所得之顆粒具有其平滑之表面，這或許是因為鋼模導角可以有效擠壓木顆粒使其具較佳緻密性。但當原料：水達 25：12(含水率預估值 52.2~52.9%)時，雖可造粒，然而高含水率導致顆粒鬆散易碎，造粒結果與 25：6 條件趨近相同，若 25：15(含水率預估值 65.2~66.2%)時，不完整顆粒相當多，且顆粒易碎。故以 10mm 鋼模造粒時，原料：水=25：9 可得最佳造粒結果。

表3-3.3 10mm孔徑鋼模造粒配比與出料結果

原料：水	含水率(%)	出料結果
25：0	8.7~10.3	可造粒，但運轉一段時間鋼模堵塞、粉屑比高
25：3	*(13.0~13.2)	可造粒，但運轉一段時間鋼模堵塞、粉屑比高
25：6	(26.1~26.5)	可造粒，不完整顆粒高
25：9	(39.1~39.7)	可造粒
25：12	(52.2~52.9)	可造粒、水分高顆粒易碎
25：15	(65.2~66.2)	可造粒、不完整顆粒高、水分高顆粒易碎

*()為推算之含水率預估值

(資料來源：本研究)



圖 3-3.9 造粒設備外觀

(資料來源：本研究)



圖 3-3.10 造粒鋼模堵塞情形

(資料來源：本研究)



圖 3-3.11 造粒機出料之粉屑

(資料來源：本研究)



圖 3-3.12 不完整顆粒

(資料來源：本研究)

2. 30mm 顆粒燃料

表 3-3.4 為 30mm 鋼模造粒之結果，此鋼模之厚度為 100mm，在原料：水為 25：0、25：3、25：6、25：9 情況下無法造粒，或許是因為鋼模孔徑太大，當無水情況下，材料本身並無黏性可言，只是單單將原料藉由滾輪推擠出來，而沒有達到擠壓效果。當原料：水達 25：12(含水率預估值 52.2~52.9)、25：15(含水率預估值 65.2~66.2)時，形成不完整小塊狀顆粒，且粉屑比過高，無法達到造粒之要求。

考慮到在 30mm 鋼模造粒時並無法達高壓力之擠壓行為，故為了給予原料黏性，即採用麵粉與水攪拌添加至原料中，此時原料選用 25：12、25：15 兩

配比，其理由在於趨近於生材之含水率，不需再藉由烘乾即可進行造粒。兩條件在 5% 麵粉使用下，顆粒無法成型，原料與水配比條件為 25：12 時，需添加 20% 麵粉方可成型，在 25：15 條件下，則需 15% 以上之麵粉添加才可以壓出顆粒燃料。

表3-3.4 30mm鋼模造粒配比與出料結果

原料：水	含水率(%)	出料結果
25：0	8.7~10.3	無法造粒
25：3	*(13.0~13.2)	無法造粒
25：6	(26.1~26.5)	無法造粒
25：9	(39.1~39.7)	無法造粒
25：12	(52.2~52.9)	不完整顆粒、粉屑比高
25：15	(65.2~66.2)	不完整顆粒、粉屑比高

*()為推算之含水率預估值

(資料來源：本研究)

表3-3.5 添加劑對於30mm鋼模造粒之出料結果

原料：水	麵粉(%)	出料結果
25：12	5	無法造粒
	10	不完整顆粒、粉屑比高
	15	不完整顆粒、粉屑比高
	20	可造粒
25：15	5	無法造粒
	10	不完整顆粒、粉屑比高
	15	可造粒
	20	可造粒

(資料來源：本研究)

(六) 顆粒性質評估

1. 長徑比

(1) 10mm 顆粒燃料

表 3-3.6 為 10mm 顆粒燃料長徑比。10mm 鋼模所壓製出的顆粒燃料(圖 3-3.13、圖 3-3.14)其直徑平均約在 9.9~10.0mm 之間，長度則介於 20.2~23.8mm 之間。由於 10mm 鋼模可以有效擠壓原料，使得顆粒直徑與鋼模直徑差異不大。

由表 3-3.6 可以觀察到隨著原料：水之配比增加時，長徑比會跟著降低，其原因概是因為較少量的水，可以使得材料較不因水的存在而鬆散。但當水之配比越高時，雖可造粒，然而材料因水之存在而顯得鬆軟。

表3-3.6 10mm顆粒燃料長徑比

原料：水	長度(mm)		直徑(mm)		長徑比	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
25：0	23.8	3.70	10.0	0.10	2.39	0.39
25：3	21.4	3.42	10.0	0.77	2.14	0.37
25：6	20.9	1.97	10.0	0.82	2.09	0.20
25：9	20.4	3.42	9.9	0.88	2.08	0.41
25：12	20.2	2.99	9.9	0.74	2.03	0.23
25：15	19.7	3.97	9.9	0.73	1.99	0.37

(資料來源：本研究)



圖 3-3.13 10mm 顆粒之外觀

(資料來源：本研究)



圖 3-3.14 直角尺下 10mm 顆粒之對照

(資料來源：本研究)

(2) 30mm 顆粒燃料

表 3-3.7 為 30mm 顆粒燃料長徑比。30mm 鋼模所壓製出的顆粒燃料(圖 3-3.15、圖 3-3.16)其直徑平均約在 29.4~29.5mm 之間，長度則介於 55.5~66.8mm 之間，由於 30mm 屬於大直徑之顆粒，故造粒壓相同時，以 30mm 鋼模造粒，其鋼模與顆粒本身相互給予之相對彈性壓力不足，導致較為鬆散之表面，故顆粒本身之直徑無法像 10mm 顆粒標準，且表面較為粗糙。

由表 3-3.7 可以觀察到，隨著水配比增加時，長徑比有降低之趨勢，其原因概與 10mm 之顆粒燃料相同。另外則是在於麵粉添加比率越高時，長徑比也隨之提高，這可能是麵粉本身賦予原料黏度所致。此試驗中可以觀察到最大長徑比出現在原料：水=25：12 並添加 20%麵粉之條件。

表3-3.7 30mm顆粒燃料長徑比

原料：水 (添加劑)	長度(mm)		直徑(mm)		長徑比	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
25：12 (麵粉 20%)	66.8	17.5	29.5	0.12	2.27	0.60
25：15 (麵粉 15%)	55.5	16.9	29.5	0.12	1.88	0.57
25：15 (麵粉 20%)	61.0	23.9	29.4	0.11	2.07	0.81

(資料來源：本研究)



圖 3-3.15 30mm 顆粒之外觀

(資料來源：本研究)



圖 3-3.16 直角尺下 30mm 顆粒之對照

(資料來源：本研究)

2. 完整顆粒與不完整顆粒、粉屑比

(1) 10mm 顆粒

表 3-3.8 顯示為 10mm 造粒鋼模所壓製之完整與不完整顆粒、粉屑之比率，原料：水=25：0 時，由於出料以粉屑較多，且不易計算出完整與不完整顆粒、粉屑比率，故不將其納入討論之中，但可以知道此條件並不適合用於造粒上；當原料：水=25：3 時，造粒過程仍類似於原料：水=25：0 時，但偶有零星之完整顆粒產生，其占 3.89%，不完整顆粒、粉屑高達 96.1%；提高原料：水=25：6 時，完整顆粒比率為 15.6%，不完整顆粒、粉屑為 84.4%；但當條件設定為原料：水=25：9，則完整顆粒比率可提高至 56.1%，不完整顆粒、粉屑則降低為 43.9%，若進一步再提高至 25：12 與 25：15 時，完整顆粒比率開始降低(分別為 49.1%與 43.3%)，不完整顆粒、粉屑比率隨之提高(分別為 50.9%與 57.7%)。

由表 3-3.8 可以得知，原料造粒會受水之影響，且在無添加水時，顆粒無法成型，必須藉由水之添加達到原料之間的結合，這或許可以凡德瓦爾力與氫鍵結合來解釋。然而當水的添加超過一定比例時，反而會導致較鬆散的顆粒產生，再者添加過多的水，容易導致顆粒發霉，故若以製程需要來看，以原料：水=25：9(預估含水率值 39.1~39.7)可得最高顆粒比率，且較符合造粒程序之設計。

表3-3.8 10mm完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率

原料：水	完整顆粒(%)	不完整顆粒、粉屑(%)	SD
	Mean	Mean	
25：0	-	-	-
25：3	3.89	96.1	0.70
25：6	15.6	84.4	3.40
25：9	56.1	43.9	5.06
25：12	49.1	50.9	3.03
25：15	43.3	57.7	6.15

*- 顆粒量太少無法正確量測

(資料來源：本研究)

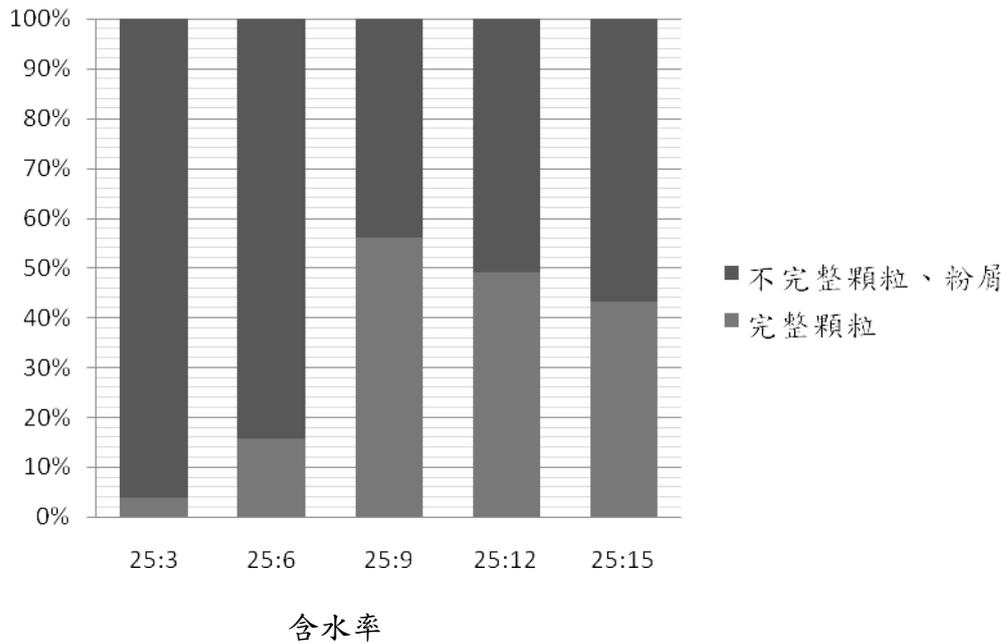


圖 3-3.17 10mm 顆粒之完整與不完整顆粒、粉屑比率
(資料來源：本研究)

(2) 30mm 顆粒

表 3-3.9 為 30mm 鋼模擠壓之完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率，由表中可以得知原料：水=25：12 且添加 20% 麵粉時之完整顆粒率為 47.9%，不完整顆粒、粉屑比率則為 52.1%，其值趨近於 10mm 鋼模所壓製之顆粒。另外，原料：水=25：12 且添加 15% 麵粉之完者顆粒率為 79.1%，不完整顆粒、粉屑比率則為 21.9%；原料：水=25：12 且添加 20% 麵粉之完者顆粒率為 87.7%，不完整顆粒、粉屑比率僅為 12.3%。

由表 3-3.9 可得知，當水與麵粉添加量增加時，完整顆粒率會隨之增加，這或許是水與添加劑之間相互結合，分配到原料裡達到膠合之優點。故此階段之最佳條件出現在原料：水=25：12 且添加 20% 麵粉上。

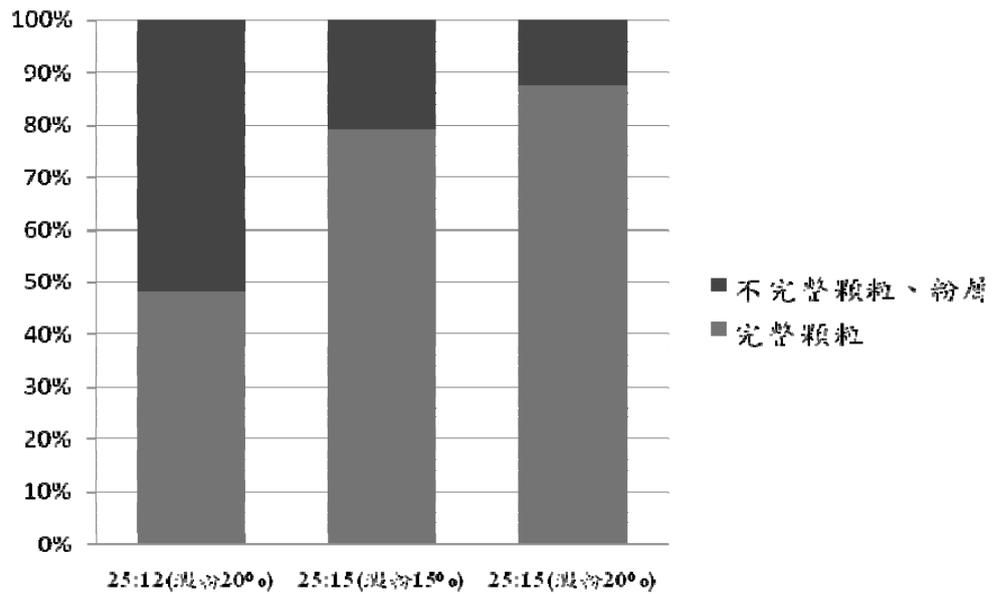


圖 3-3.18 10mm 顆粒之完整與不完整顆粒、粉屑比

(資料來源：本研究)

表3-3.9 30mm完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率

原料：水 (添加劑)	完整顆粒(%)	不完整顆粒、粉屑(%)	SD
	Mean	Mean	
25：12 (麵粉 20%)	47.9	52.1	2.82
25：15 (麵粉 15%)	79.1	21.9	5.83
25：15 (麵粉 20%)	87.7	12.3	4.21

(資料來源：本研究)

3. 顆粒比重

表 3-3.10 為顆粒比重之數據。10mm 之顆粒氣乾比重值介於 1.02~0.82 之間，可以見得，當原料：水之配比为 25：6 時，其顆粒之氣乾比重可得最高值 (1.02)，但由於配水之關係，當水配比提高時，雖無法看見氣乾比重數據之間有顯著差異，然而，當我們比較絕乾比重數據時，可以看到水配比越高，其絕

乾比重越低。故顆粒在高含水率之條件下，雖會得到較佳之顆粒製程，然而，卻使得絕乾比重降低，此代表顆粒之緊密度將因此降低。30mm 之顆粒氣乾比重值介於 0.57~0.68 之間，其中可觀察到當水之配比提高時，氣乾比重會隨之提高，但絕乾比重會隨之降低，麵粉之添加量增加時，亦會提高氣乾與絕乾比重。

由以上結果可以得知，10mm 鋼模所壓製之顆粒比重會高於 30mm 鋼模所壓製之顆粒，其原因在於相同壓力下，小孔徑之鋼模供給原料較大之造粒壓，使得材料本身緊密度較佳，故比重也會隨之提高。

4. 顆粒含水率

表 3-3.11 顯示顆粒含水率數據，由於銀合歡本身屬於高比重之木材，故在製程裡配水變成不可缺少之步驟，當配水比越高，顆粒含水率相對提高，此時影響的將會是造粒過程出料率、同時亦影響顆粒本身條件，如比重、熱值等，故監控含水率是相當重要的，當造粒時，由於機械運轉產生的摩擦熱會導致水分喪失，故顆粒含水率一般都低於造粒原料含水率，然而當配水比增加時，顆粒水分的喪失會較為趨緩，因為水會冷卻造粒磨擦之熱能，故當水配比太高時，顆粒成型不易，常導致不完整顆粒出現，或粉屑比較高之情況。

5. 單位容積密度

本研究之單位容積密度是以乾燥後之顆粒，放置於同一容積內秤其重量，其 10mm 鋼模所壓制之顆粒單位容積密度值為 0.552；30mm 鋼模所壓制之顆粒單位容積密度值為 0.263，可以見得，小尺寸顆粒在同一容積內可以載運量較大，大尺寸顆粒則較小，然而做為燃料，顆粒之引火能力仍必須考慮進去。

表3-3.10 顆粒比重

10mm 顆粒				
原料：水	未乾燥比重		絕乾比重	
	Mean	SD	Mean	SD
25：0	0.97	0.16	0.92	0.22
25：3	0.93	0.12	0.84	0.17
25：6	1.02	0.09	0.79	0.06
25：9	0.96	0.10	0.71	0.12
25：12	0.99	0.14	0.66	0.24
25：15	0.82	0.07	0.51	0.13
30mm 顆粒				
原料：水	Mean	SD	Mean	SD
25：12 (麵粉 20%)	0.59	0.04	0.42	0.11
25：15 (麵粉 15%)	0.57	0.12	0.34	0.07
25：15 (麵粉 20%)	0.68	0.09	0.40	0.14

(資料來源：本研究)

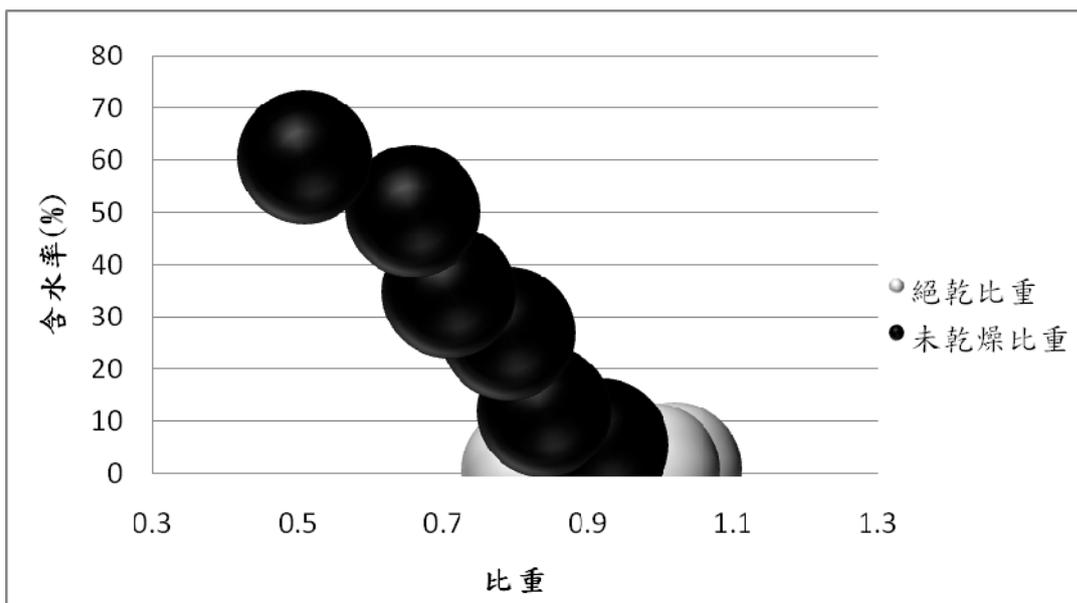


圖 3-3.19 含水率對氣乾比重與絕乾比重之關係

(資料來源：本研究)

表3-3.11 顆粒含水率(%)

10mm 顆粒		
原料：水	Mean	SD
25：0	5.27	0.96
25：3	11.9	3.73
25：6	26.8	2.34
25：9	34.7	4.55
25：12	50.2	5.97
25：15	60.5	7.44
30mm 顆粒		
原料：水	Mean	SD
25：12 (麵粉 20%)	46.0	3.51
25：15 (麵粉 15%)	64.3	4.88
25：15 (麵粉 20%)	67.5	3.94

(資料來源：本研究)

第四節 銀合歡葉子及果實高附加價值生物活性成分之分離與應用

一、摘要

本試驗主要目的為評估墾丁國家公園內銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 之綠葉、種子、褐色莢及綠色莢粗萃取物之抗氧化活性，並進一步地分離出主成分。試驗結果顯示，銀合歡種子及褐色莢之甲醇粗萃物有較佳之抗氧化性。再經過分離純化後，從種子鑑定出 β -sitosterol 及 Linoleic acid 等 2 種化合物，褐色莢則鑑定出 Linoleic acid、Lupeol、 β -sitostenone、1, 3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol 及 $5\alpha, 8\alpha$ -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol 等 5 種化合物，綠葉則鑑定出 Pheophorbide a methyl ester、Pheophytin-a mixture、Aristopyll-C、13²-Hydroxy-(13²-S)-pheophytin-a 及 Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)-pheophorbide b 等 5 種化合物，綠色莢則鑑定出 Linoleic acid、Pheophorbide a methyl ester 及 1, 3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol 等 3 種化合物。這些純化合物僅有弱的抗氧化活性及抑制酪胺酸酶性能，但有 7 種化合物依文獻資料顯示，具有抑制某些癌細胞生長及藥理功效。

關鍵詞：銀合歡、抗氧化活性、Lupeol

二、前言

銀合歡(*Leucaena leucocephala*)原生育地為中美洲一帶，16 世紀時由荷蘭人引進台灣，分為夏威夷型、薩爾瓦多型與秘魯型三種，主要用途為紙漿用材。台東關山附近曾有近二十公頃的銀合歡造林地，當初雖為經濟造林樹種之一，但因台灣氣溫及土壤的理化性質不同，造成生長限制，進而影響其利用性，經濟價值不如預期，而且木蝨危害嚴重而告荒棄(李明仁與林錫鑫，1988)。銀合歡為豆部含羞草科植物，擁有強勢萌芽更新能力，銀合歡林一年每平方公尺約可產 1.5~2 萬顆種子(陳朝圳，2003)。這些種子在土地上形成種子庫，當條件合適時，即可大量繁衍生長。銀合歡族群數達一定程度時，其分泌之含羞草素會抑制其他植物生長(郭耀綸，1983；1989，Chou and Kou，

1986)。現被世界自然保育聯盟(IUCN)列名為世界 100 種嚴重危害生態之外來入侵物種之一，引進後大量入侵恆春半島、花東地區與澎湖等海岸地區原生林。基於生態保育、維持生物多樣性及國土保安等目的，近年來已進行不同的伐除與整治造林計畫，但效果不佳，造成生態失衡，危及原生植物的生存。

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(Mimosine, β -[N-(3-hydroxy-4-pyridone)]- α -aminopropionic acid)(張慧秋, 2000)、毒酚酸及黃酮類等化合物。前人亦研究指出銀合歡葉子及種子的水萃取物具有降血糖的作用，其所含之黃酮類則具有利尿之作用，生物鹼則具有保肝降酶之作用(李學堅等, 2004; 李學堅, 2005)，但其各別有效成分尚未被分離出，同時目前文獻尚未有抗氧化及美白之研究，植物種類之抗氧化性質在人類健康照護上具有全方位的應用遠景。最近幾年，預防癌症和心血管疾病曾與攝取新鮮水果、蔬菜或茶所含天然抗氧化劑有關(Wang *et al.*, 2000)。而蛋白質是因從葡萄糖經由非酶的糖基化反應而被改變，導致形成進一步之非酶的糖基化最終產物(Advanced glycation end-products, AGEs)，AGEs 造成糖尿病、老化和阿爾茨海默氏病，最近幾年已引起重視，而自由基顯示傾向於 AGEs 之形成(Halliwell, 2001)。曾有報告指示抗氧化劑和自由基清除劑可以抑制這些過程(Nakagawa *et al.*, 2002)。

生物體內具有抗氧化防禦系統以減緩活性氧及自由基的產生，其中包括抗氧化物及抗氧化酵素(Chen and Yen, 1998)。抗氧化物有維生素 E、維生素 C、胡蘿蔔素、尿酸以及其他植物體內的化學物質，包括類黃酮、多酚類、丹寧等都具有抗氧化的作用(Waltzl, 1996)。抗氧化酵素則包括：超氧歧化酶、麩胱甘肽以及過氧化氫酶等，近年來許多的植物萃取物亦發現具有良好的抗氧化性，如相思樹(吳志鴻, 2004)。

位於毛髮、皮膚以及眼睛部位之黑色素形成過程中，酪胺酸酶被視為其合成的第一個速率限制步驟的酵素，藉由催化兩個步驟的反應來合成黑色素前驅物(Strm *et al.*, 1998; Hirobe, 2005)：將 L-酪胺酸行氫氧化反應形成 L-dopa，以及將 L-dopa 行氧化反應形成 dopaquinone，之後參與的是為控制黑色素類型的蛋白質，例如 TRP-1 和 TRP-2；酪胺酸酶的活性取決於活性部

位上結合的兩個銅離子。故此，螯合銅離子即可抑制酪胺酸酶活性(Solano *et al.*, 2006)。近來，酪胺酸酶抑制劑在醫療藥物上的使用以及化粧品產業之應用愈趨重要，目前有許多運用抑制黑色素形成的藥劑來針對皮膚色素沉澱以及色素異常的疾病，而酪胺酸酶抑制劑是一種主要治療過度色素沉澱的有效藥物(Shino *et al.*, 2001)。天然萃取物首先研究於抑制磨菇酪胺酸酶活性，進而影響黑色素形成過程，直到抑制整個黑色素生成。色素過度沈澱，例如高齡的雀斑，黑斑、痣和著色粉刺威脅，是與婦女有關(Tripathi *et al.*, 1992)。處理通常使用含有脫色劑或皮膚美化劑的藥劑或具有藥性的化粧品。酪胺酸酶是已知合成頭髮、皮膚和眼睛所需黑色素的第一限制速率酵素(Strum *et al.*, 1998, Hirobe, 2005)。酪胺酸酶在黑色素合成上催化二個相同的反應：L-酪胺酸到 L-3,4-二羥基苯丙氨酸(L-dopa)的羥基化作用及 L-dopa 到 Dopaguinone 之氧化作用，之微轉化成黑色素產物(Solano *et al.*, 2006)。自由基同時也控制酪胺酸酶的 m-RAN 量，和增加產生具有美學障礙的黑色素。酪胺酸酶抑制劑可能因此在臨床上是有用的，作為處理一些與黑色素著色有關皮膚疾病，及在脫色化粧品的重要性(Shino *et al.*, 2001)。

銀合歡之葉子及果實能萃取出具有特殊效能之成分，以其生物質數量之優勢，必可增加其經濟上的利用性，故本研究擬將銀合歡葉子及果實萃取物分離並鑑定其化學構造，再進行抗氧化試驗、抑制酪胺酸酶活性試驗，以增加銀合歡果實及葉子之附加價值，並期望抑制其族群之擴展，達到生態平衡之目的。

三、材料及方法

1. 銀合歡樣品前處理

由墾丁國家公園內的大圓山、龜山及龍仔埔三個試驗地，採集夏威夷型銀合歡之綠色莢莢、褐色莢莢、綠葉及其種子。其地點如圖 3-4.1、3-4.2 所示。將樣品分開粉碎稱重(W_1)，以甲醇在常溫下萃取，再以減壓濃縮機濃縮，得其粗萃取物(W_0)，並依公式 1 計算其粗萃取率。

$$\text{粗萃取率(\%)} = \frac{\text{粗萃物重}(W_0)}{\text{樣品重}(W_1)} \times 100\% \quad \dots\dots\dots \text{公式 1}$$



圖 3-4.1 大圓山及龍仔埔試驗地

(資料來源：google 地圖網)



圖 3-4.2 龜山試驗地

(資料來源：google 地圖網)

2. 成分分離鑑定

(1) 分離及純化

將綠葉、種子、褐色荳莢及綠色荳莢等甲醇粗萃取物進行成分分離，首先將粗萃取物以 CH_2Cl_2 及 H_2O 兩種溶劑分離出 CH_2Cl_2 可溶部及 H_2O 層，以 n-Hexane/Acetone/MeOH 等溶劑以管柱色層分析(Column chromatography)分離的方式，分離出不同的 Fraction，將不同的 Fraction 依不同的溶劑比例以 TLC 層析出不同成分點，各部位的分離流程如圖 3-4.3、3-4.4、3-4.5、3-4.6。

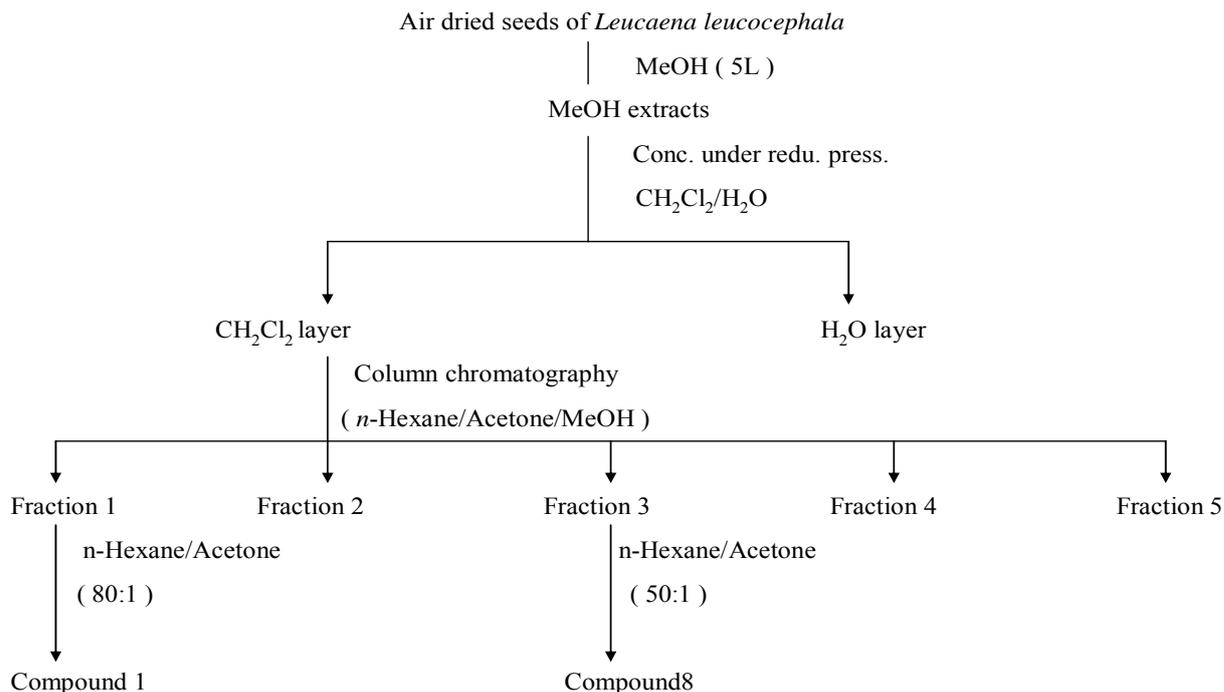


圖 3-4.3 種子成分分離試驗流程

(資料來源：本研究)

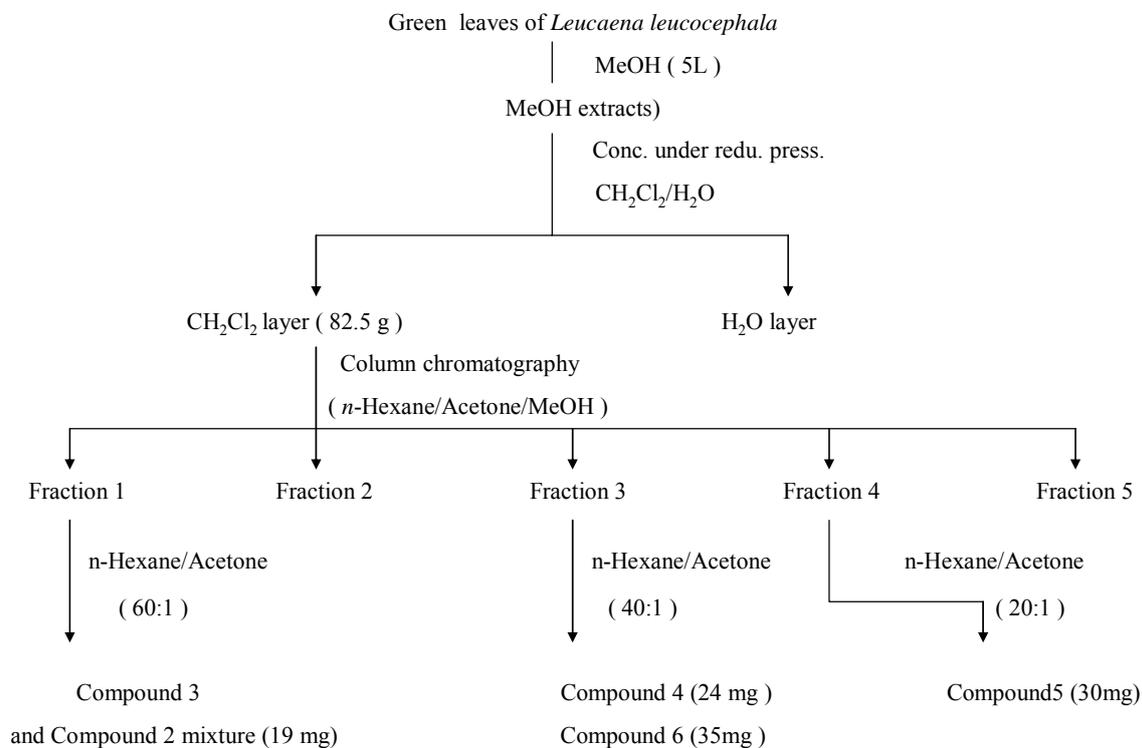


圖 3-4.4 綠葉成分分離試驗流程

(資料來源：本研究)

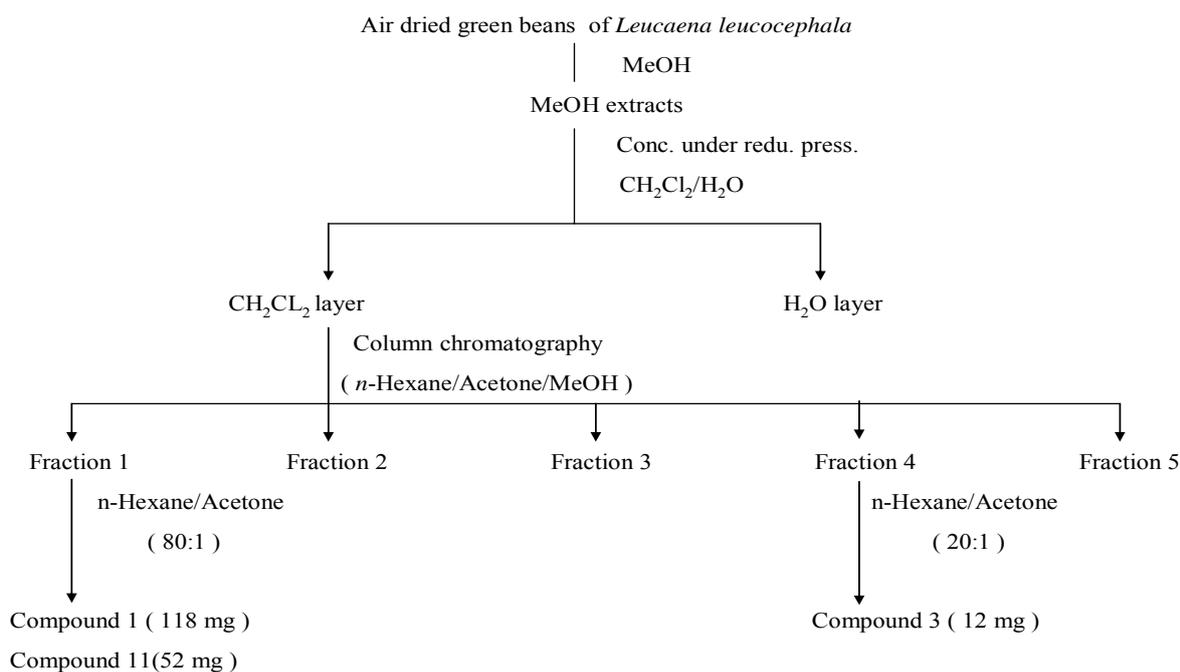


圖 3-4.5 綠色荳莢分分離試驗流程

(資料來源：本研究)

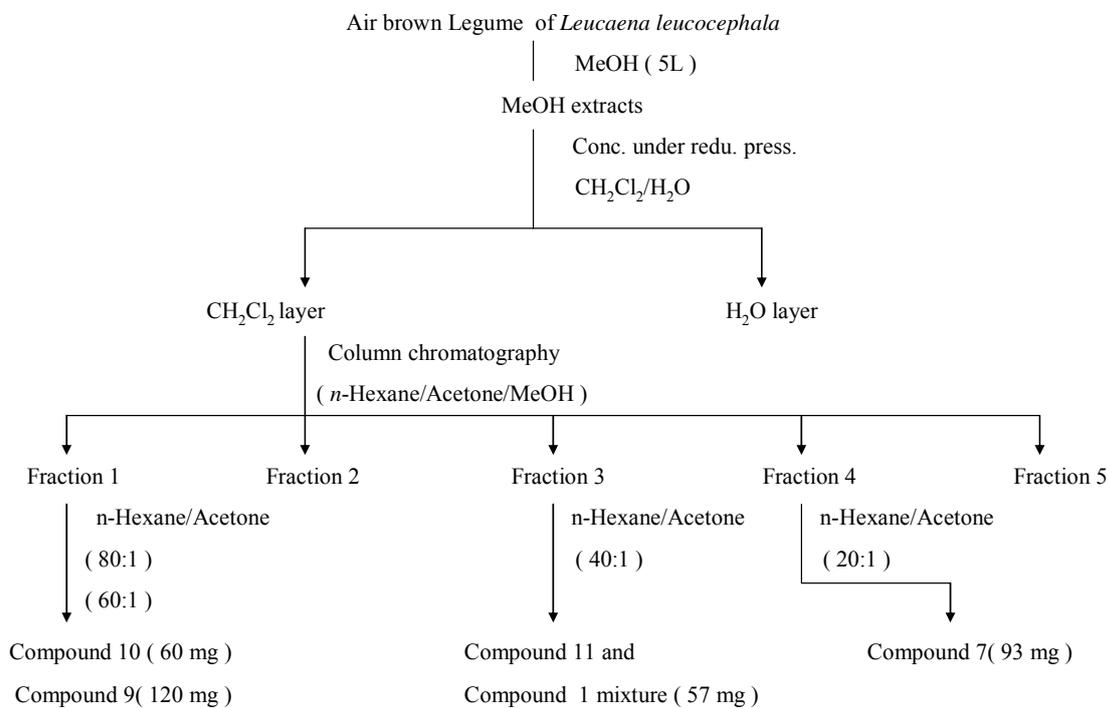


圖 3-4.6 褐色荳莢成分分離試驗流程

(資料來源：本研究)

(2)成分分析

將分離出的 Compound 置入 30ml 的試量瓶中，自然乾燥後加入 CDCl_3 將 Compound 溶解，再吸取該溶液注入核磁共振光譜儀 (Nuclear Magnetic Resonance, NMR) 專用試管中，使用 NMR 進行核磁共振氫譜之 Compound 分析，由 ^1H 譜之吸收及化學位移之訊號資料分析比對文獻得知化合物之結構。

3. 抗氧化活性試驗

(1) DPPH 自由基清除效力測定

在 96well 盤中置入以 100mM 磷酸鈉緩衝液配 100 $\mu\text{M}/\text{ml}$ 之樣品 5 μl ，並加入 100mM 的 DPPH (1, 1-Diphenyl-2-picryl-hydrazyl) 乙醇溶液 100 μl ，均勻混合後，以紫外光/可見光光譜儀測量 517nm 吸光值，並每 5min 測定其吸光值，持續 30min。並依公式 2 計算 DPPH 自由基抑制率，DPPH 自由基抑制率超高代表其抗氧化性越佳。

$$\text{DPPH 自由基抑制率}(\%) = \left(1 - \frac{\text{實驗組吸收值}}{\text{控制組吸收值}}\right) \times 100 \quad \dots\dots\dots \text{公式 2}$$

自由基被清除愈多時，其吸光值會下降的愈多，利用相對於對照組的吸光值減少百分比，可得知各試驗樣品清除 DPPH 自由基能力之強弱。此 DPPH 自由基抑制率之強弱，即可代表該試驗樣品提供氫 (Hydrogen donor) 給予自由基能力之強弱，抗氧化劑與 DPPH 自由基反應之機制，如圖 3-4.7 所示。

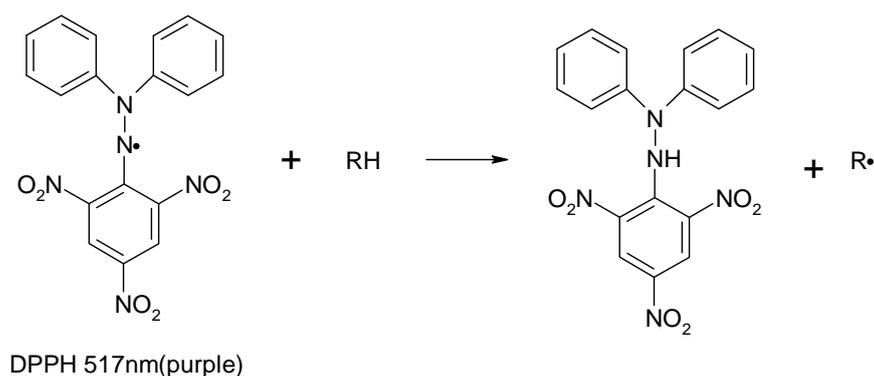


圖 3-4.7 抗氧化劑與 DDPH 自由基反應之機制

(資料來源：Yamaguchi *et al.*, 1998)

(2)螯合亞鐵離子能力測定(Chelating inhibition)

將 1 μ l 100 μ M/ml 樣品(以磷酸鈉緩衝液配製)，置入 96well 盤中，再分別加入 12.5 μ l 2 mM FeCl₂ 及 25 μ l 5Mm ferrozine，均勻混合後，以紫外光/可見光光譜儀測量 562nm 的吸光值，每 5min 測定其吸光值，持續 10min，計算其反應速率，並依公式 4 計算試驗樣品之螯合亞鐵離子能力(%)，螯合亞鐵離子能力超高代表其抗氧化性越佳。

$$\text{DPPH 自由基抑制率(\%)} = \left(1 - \frac{\text{實驗組吸收值}}{\text{控制組吸收值}}\right) \times 100 \quad \dots\dots\dots \text{公式 4}$$

(3)ABTS 自由基清除效率測定

將 2 μ l 100 μ M/ml 樣品，置入 96well 盤中，加入 5 μ l ABTS(Radical cation decolorization assay)、10 μ l 500 μ M H₂O₂ 及 80 μ l 磷酸鈉緩衝液，最後再加入 5 μ l HR Pase，均勻混合後，以紫外光/可見光光譜儀測量 414nm 的吸光值，每 5min 測定其吸光值，持續 10min，計算其反應速率，並依公式 5 計算試驗樣品之 ABTS 自由基清除效率，清除效率超高代表其抗氧化性越佳。

$$\text{螯合亞鐵離子能力(\%)} = \left(1 - \frac{\text{實驗組吸收值}}{\text{控制組吸收值}}\right) \times 100 \quad \dots\dots\dots \text{公式 5}$$

(4)還原力測定

先將 2.5 μ l 100 μ M/ml 試驗樣品、100 μ l 0.2M 磷酸鈉緩衝液(pH6.6)與 2.5 μ l 20% 赤血鹽，於 50 $^{\circ}$ C 均勻混合 20min，然後再加入 160 μ l 10%TCA (Trichloroacetic acid)，並利用離心機離心(3000rpm, 10min)，之後，取 75 μ l 上層之澄清液，置入 96well 盤中，再加入 0.1%FeCl₃ 25 μ l，以紫外光/可見光分光光譜儀測量 700nm 吸收值的變化，每 5min 測定其吸光值，持續 20min，並依公式 3 計算其還原力，還原力吸光值越高表示抗氧化活性越佳。

$$\text{還原力吸光值} = \text{實驗組吸光值} - \text{控制組吸光值} \quad \dots\dots\dots \text{公式 3}$$

4.抑制酪胺酸酶(Mushroom tyrosinase inhibition)

取 40 μ l 1mg/ml 之酪胺酸緩衝溶液(以 0.667 mM 之磷酸鈉緩衝液配製)於 96well 盤，加入 40 μ l 濃度為 100 μ M/ml 之樣品(溶於 5% DMSO)，再加入 80 μ l 0.667mM 磷酸鈉緩衝液，於測試前再加入 40 μ l 濃度為 400unit/ml 之酪胺酸酶水溶液，均勻混合後，於 37 $^{\circ}$ C 下反應 30 分鐘，於波長 475nm 中

進行反應前及反應後之吸光值測定，並依公式 5 計算酪胺酸酶活性抑制率。

$$\text{酪胺酸酶活性抑制率} = \frac{[(Ba - Bb) - (Sc - Sd)]}{Ba - Bb} \times 100\% \quad \dots\dots\dots \text{公式 5}$$

Ba : 控制組反應前之吸光值 Bb: 控制組反應 30min 後之吸光值

Sc : 實驗組反應前之吸光值 Sd: 實驗組反應 30min 後之吸光值

四、結果

1. 甲醇粗萃取率

由表 3-4.1 得知，龜山與大圓山試驗地中種子甲醇粗萃取率為該試驗地最高者，其中又以龜山粗萃取率 38.6%為最高，而龍仔埔之褐色荳莢粗萃取率 6.94%為全部樣品中最低者。

表 3-4.1 不同試驗地銀合歡各部位之甲醇粗萃取率

部位	萃取率(%)		
	龜山	大圓山	龍仔埔
綠色荳莢	28.20	17.70	29.12
褐色荳莢	10.31	18.43	6.94
綠葉	32.00	22.20	34.63
種子	38.60	23.56	21.57

(資料來源：本研究)

2. 萃取物之分離純化

試驗結果得知，大圓山、龜山及龍仔埔三個試驗地之樣品，各相同部份之萃取之化學主要純化物相似，故後續試驗將以龍仔埔樣品進行試驗。銀合歡之種子、褐色荳莢、綠色豆莢、葉子之甲醇粗萃取物，經分離純化後經 ¹H-NMR 分析出所含化學主要成分。種子分離出 Linoleic acid(MW 280, Compound 1)及 β-sitosterol (MW414, Compound 8)二種成分。葉子分離出 Pheophorbide a methyl ester (MW607, Compound 3)、Pheophytin-a (MW871, Compound 2)、Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)- pheophorbide b (MW871, Compound 4)、Aristopyll-C (MW843, Compound 5)、13²-Hydroxy-(13²-S)-pheophytin(MW637, Compound 6)

等 5 個成分。綠色荳莢則分離出 Linoleic acid (MW 280, Compound 1)、Pheophorbide a methyl ester (MW607, Compound 3)、1,3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol (MW 832, Compound 11)等 3 個成分。而褐色荳莢總共鑑定出 5 個 Compound, 依序為 Linoleic acid (MW 280, Compound 1)、5 α , 8 α -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol(MW428, Compound 7)、Lupeol (MW426, Compound 9)、 β -sitostenone (MW421, Compound 10)、1,3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol (MW 832, Compound 11)等 5 個化合物。

(1)Linoleic acid (Compound 1), 其 $^1\text{H-NMR}$ 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.8。

a. colorless oil

b. IR : ν_{max} 3600~2400, 2928, 1710 cm^{-1}

c. $^1\text{H NMR}$ (500 MHz, CDCl_3): δ 0.88 (3H, *t*, $J = 5.8$ Hz, ω -H), 1.31 (14H, *br s*, all CH_2), 1.64 (2H, *br s*, β -H), 2.04 (4H, *m*, H-8, H-14), 2.30 (2H, *t*, $J = 7.4$ Hz, α -H), 2.77 (2H, *t*, $J = 6.4$ Hz, H-11), 5.35 (4H, *m*, $J = 6.4$ Hz)

d. EIMS m/z 280 $[\text{M}]^+$

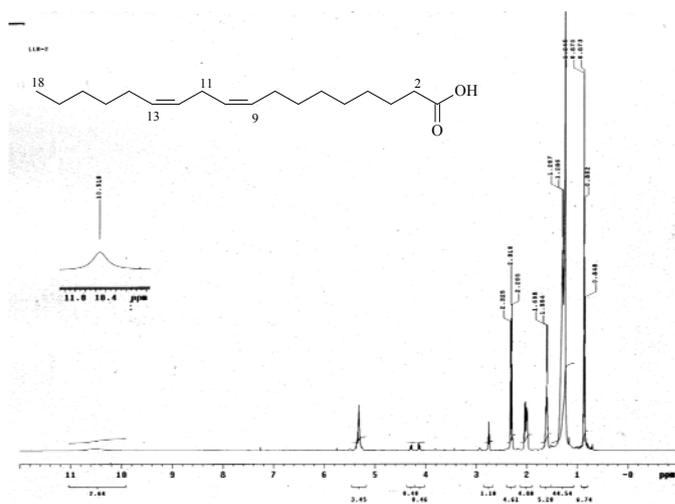


圖 3-4.8 Linoleic acid $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

(2)Pheophytin-a(Compound 2), 其 $^1\text{H-NMR}$ 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.9。

a. deep green needles

b. IR ν_{max} 3400, 1740, 1699, 1619 cm^{-1}

c. $^1\text{H NMR}$ (500 MHz, CDCl_3): δ 0.80, 0.81 (each 3H, *d*, $J = 6.6$ Hz, H-38, 39),

0.86 (6H, *d*, $J = 6.6$ Hz, H-36, 37), 1.60 (3H, *s*, H-40), 1.01~1.90 (21H, *m*, H-24~35), 1.63 (3H, *t*, $J = 7.6$ Hz, H-8''), 2.21 (1H, *m*), 2.35 (1H, *m*), 2.50 (1H, *m*), 2.64 (1H, *m*), 3.22, 3.40 (each 3H, *s*, H-7', 2'), 3.51 (2H, *m*, H-8'), 3.69, 3.89 (each 3H, *s*, H-12', OCH₃), 3.51 (2H, *q*, $J = 7.6$ Hz, H-8'), 4.22 (1H, *m*, H-17), 4.47 (2H, *m*, H-18), 4.48 (1H, *d*, $J = 7.2$ Hz, H-21), 5.14 (1H, *t*, $J = 7.2$ Hz, H-22), 6.17 (1H, *d*, $J = 11.4$ Hz, H-3''), 6.30 (1H, *d*, $J = 17.8$ Hz, H-3''), 6.28 (1H, *s*, H-13''), 8.00 (1H, *dd*, $J = 17.8, 11.4$ Hz, H-3'), 8.57, 9.38, 9.51 (each 1H, *s*, H-20, 5, 10)

d. FAB-MS m/z 871 [M+H]⁺

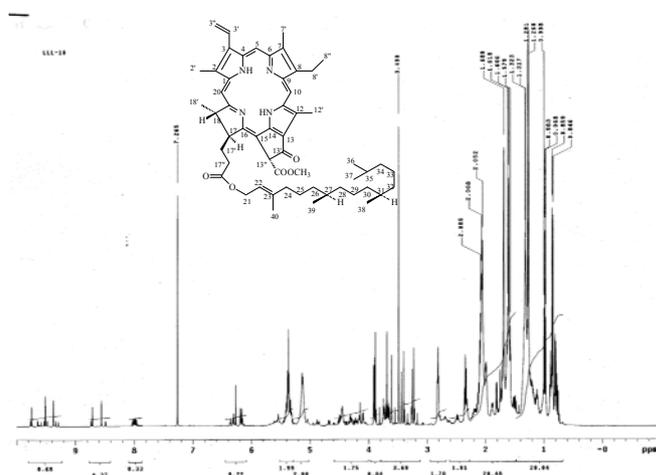


圖 3-4.9 Pheophytin-a ¹H-NMR 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

(3) Pheophorbide a methyl ester (Compound 3), 其 ¹H-NMR 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.10。

a. deep green needles

b. IR ν_{\max} 3400, 1744, 1712, 1617 cm^{-1}

c. ¹H NMR (500 MHz, CDCl₃): δ 1.68 (3H, *t*, $J = 7.2$ Hz, H-8'), 1.81 (3H, *d*, $J = 7.2$ Hz, CH₃-18), 2.29, 2.57 (each 2H, *m*, CH₂ CH₂), 3.23, 3.40, 3.57 (each 3H, *s*, CH₃-7', 2', 12'), 3.68 (2H, *q*, $J = 7.2$ Hz, H-8'), 3.68, 3.88 (each 3H, *s*, COOCH₃), 4.21 (1H, *br d*, $J = 8.8$ Hz, H-17), 4.47 (1H, *qd*, $J = 7.2, 2.0$ Hz,

H-18), 6.16 (1H, *dd*, $J = 11.6, 2.0$ Hz, H-3''), 6.25(1H, *dd*, $J = 17.8, 2.0$ Hz, H-3''), 6.25(1H, *s*, H-13''), 7.98(1H, *dd*, $J = 17.8, 11.6$ Hz, H-3'), 8.57, 9.39, 9.53 (each 1H, *s*, H-20, 5, 10)

d. FAB-MS m/z 607 [M+H]⁺

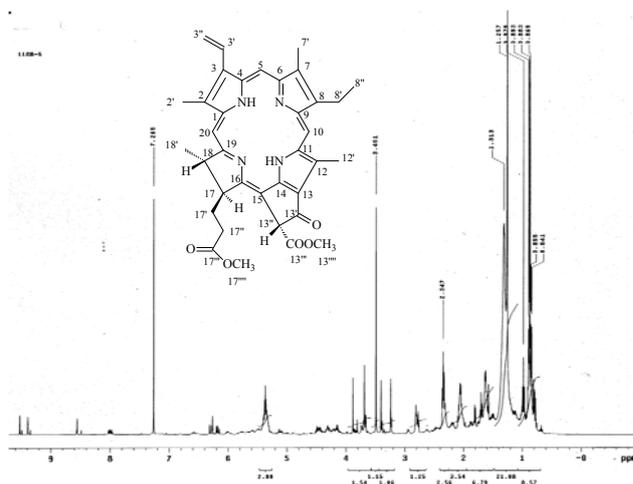


圖 3-4.10 Pheophorbide a methyl ester ¹H-NMR 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

(4)13²-Hydroxy-(13²-S)-pheophytin-a(Compound 4)，其 ¹H-NMR 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.11。

a. deep green needles

b. IR ν_{\max} 3400, 1740, 1699, 1619 cm^{-1}

c. ¹H NMR (500 MHz, CDCl_3): δ 0.77, 0.78 (each 3H, *d*, $J = 6.4$ Hz, H-38, 39), 0.83, 0.86 (each 3H, *d*, $J = 6.4$ Hz, H-36, 37), 1.60 (3H, *s*, H-40), 1.62(3H, *d*, $J = 7.4$ Hz, H-18'), 2.21~2.34 (2H, *m*), 2.56, 2.93(each 1H, *m*), 3.27(3H, *s*, CH_3 -7'), 3.43(3H, *s*, CH_3 -2'), 3.61(3H, *s*, CH_3 -12'), 3.75(3H, *s*, OCH_3 -13''''), 4.16 (1H, *br d*, $J = 7.7$ Hz, H-17), 4.52 (2H, *q*, $J = 7.4$ Hz, H-18), 4.57 (1H, *d*, $J = 7.2$ Hz, H-21), 5.20 (1H, *br t*, $J = 7.2$ Hz, H-22), 6.20 (1H, *dd*, $J = 11.6, 1.6$ Hz, H-3''), 6.30 (1H, *dd*, $J = 17.8, 1.6$ Hz, H-3''), 8.03 (1H, *dd*, $J = 17.8, 1.6$ Hz, H-3'), 8.64, 9.50, 9.63 (each 1H, *s*, H-20, 5, 10)

d. FAB-MS m/z 887 [M+H]⁺

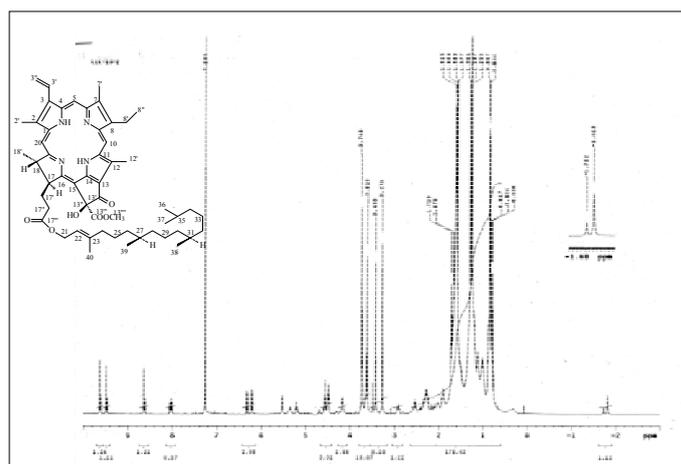


圖 3-4.11 13²-Hydroxy-(13²-S)-pheophytin-a ¹H-NMR 圖譜及結構式
(資料來源：本研究)

(5)Aristophyll-C (Compound 5)，其 ¹H-NMR 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.12。

a. deep green needles

b. IR ν_{\max} 1740, 1730 cm^{-1}

c. ¹H NMR (500 MHz, CDCl_3): δ 0.78, 0.80 (each 3H, *d*, $J = 7.2$ Hz, H-38, 39),
0.84 (6H, *d*, $J = 6.8$ Hz, H-36, 37), 1.60 (3H, *s*, H-40), 1.00~1.60 (21H, *m*),
1.66 (3H, *t*, $J = 7.7$ Hz, H-8''), 1.61 (3H, *s*, H-40), 1.74 (3H, *d*, $J = 7.0$ Hz,
H-18'), 2.04 (1H, *m*, H-17'), 2.44 (2H, *m*, H-17', 17''), 2.72 (3H, *s*, H-17''),
3.16 (3H, *s*, CH_3 -7), 3.34 (3H, *s*, CH_3 -2), 3.62 (2H, *q*, $J = 7.7$ Hz, H-8'), 3.77 (3H,
s, CH_3 -12), 4.38 (1H, *q*, $J = 7.0$ Hz, H-18), 4.50 (2H, *m*, H-21), 5.21 (2H, *m*, H-17,
H-22), 6.19 (1H, *d*, $J = 11.5$ Hz, H-3''), 6.30 (1H, *d*, $J = 18.0$ Hz, H-3''), 7.88 (1H,
dd, $J = 18.0, 11.5$ Hz, H-3'), 8.57, 9.36, 9.58 (each 1H, *s*, H-20, 5, 10)

d. FAB-MS m/z 843 $[\text{M}+\text{H}]^+$

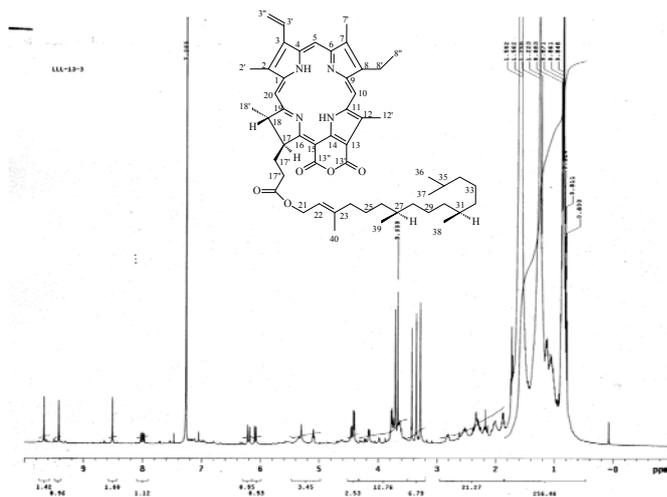


圖 3-4.12 Aristophyll-C ¹H-NMR 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

(6)Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)-pheophorbide-b (Compound 6)，其 ¹H-NMR 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.13。

a. deep green needles

b. IR ν_{\max} 3400, 1740, 1700, 1664, 1621 cm^{-1}

c. ¹H NMR (500 MHz, CDCl_3): δ 1.61(3H, *d*, $J = 7.0$ Hz, H-18'), 1.83(3H, *t*, $J = 7.0$ Hz, H-8'), 2.35, 2.56 (each 2H, *m*, $\text{CH}_2 \text{CH}_2$), 3.40, 3.59, 3.71, 3.89(each 3H, *s*, CH_3 -2', 12', COOCH_3), 4.12(1H, *q*, $J = 7.0$ Hz, H-8'), 4.17 (1H, *m*, H-17), 4.50 (1H, *q*, $J = 7.0$ Hz, H-18), 5.85 (1H, *br s*, OH-13''), 6.22(1H, *dd*, $J = 11.0, 1.3$ Hz, H-3''), 6.33(1H, *dd*, $J = 18.0, 1.3$ Hz, H-3''), 7.93(1H, *dd*, $J = 18.0, 11.0$ Hz, H-3'), 8.63, 9.86, 10.45 (each 1H, *s*, H-20, 5, 10), 11.20(1H, *s*, CHO-7)

d. FAB-MS m/z 637 $[\text{M}+\text{H}]^+$

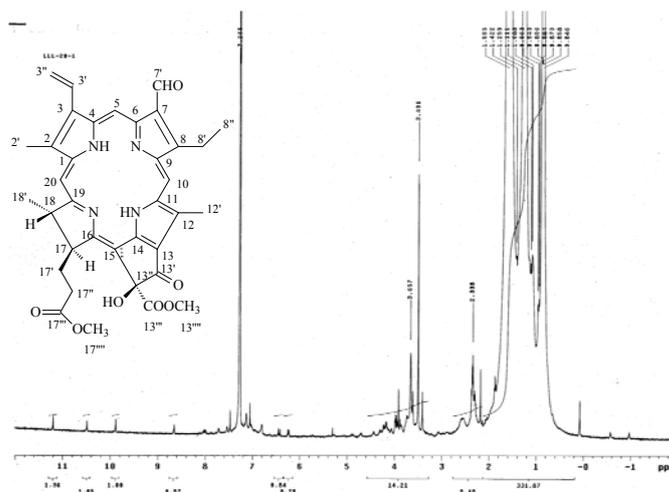


圖 3-4.13 Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)-pheophorbide-b ¹H-NMR 圖譜及結構式
(資料來源：本研究)

(7)5 α , 8 α -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol (Compound 7), 其 ¹H-NMR 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.14。

a. colorless needles

b. IR ν_{\max} 3401, 1605 cm^{-1}

c. ¹H NMR (500 MHz, CDCl_3): δ 0.80 (3H, s, H₃-18), 0.81 (3H, d, J = 6.8 Hz, H₃-27), 0.85 (3H, d, J = 6.8 Hz, H₃-26), 0.88 (3H, s, H₃-19), 0.90 (3H, d, J = 8.0 Hz, H₃-28), 1.00 (3H, d, J = 6.6 Hz, H₃-21), 5.12 (1H, dd, J = 16.0, 7.6 Hz, H-23), 5.19 (1H, dd, J = 16.0, 7.6 Hz, H-22), 6.24 (1H, d, J = 8.4 Hz, H-7), 6.50 (1H, d, J = 8.4 Hz, H-6)

d. EIMS m/z 428 $[\text{M}]^+$

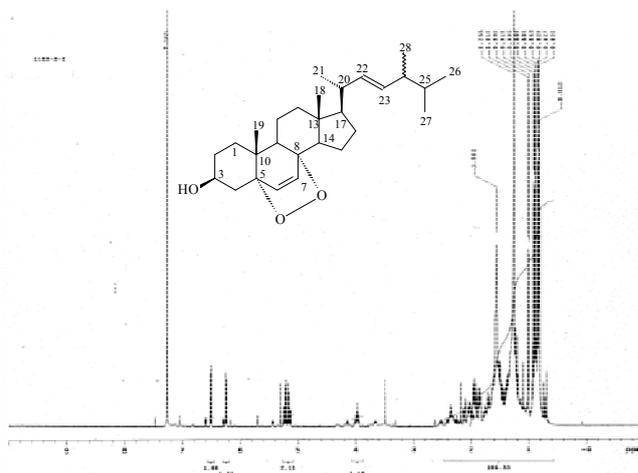


圖 3-4.14 $5\alpha, 8\alpha$ -Epidioxy-(24ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式
(資料來源：本研究)

(8) β -Sitosterol (Compound 8) 在藥理上沒有特別作用，其 $^1\text{H-NMR}$ 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.15。

a. colorless needles

b. IR ν_{max} 3350 cm^{-1}

c. $^1\text{H NMR}$ (500 MHz, CDCl_3): δ 0.68 (3H, *s*, H-18), 0.81 (3H, *d*, $J = 6.5\text{ Hz}$, H-26), 0.83 (3H, *d*, $J = 6.5\text{ Hz}$, H-27), 0.85 (3H, *t*, $J = 7.4\text{ Hz}$, H-29), 1.01 (3H, *s*, H-19), 3.52 (1H, *m*, H-3), 5.35 (1H, *d*, $J = 5.1\text{ Hz}$, H-6)

d. EIMS m/z 414 $[\text{M}]^+$

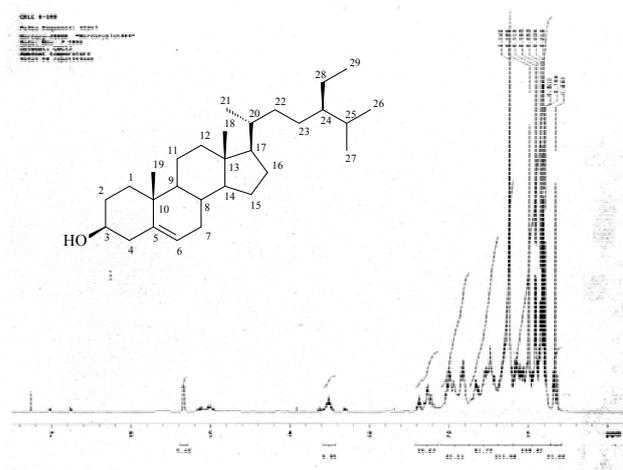


圖 3-4.15 β -Sitosterol $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式
(資料來源：本研究)

(9) Lupeol (Compound 9), 其 $^1\text{H-NMR}$ 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.16。

- colorless needles
- IR ν_{\max} 3349, 1639, 881 cm^{-1}
- $^1\text{H NMR}$ (500 MHz, CDCl_3): δ 0.73, 0.79, 0.83, 0.95, 0.97, 1.03, 1.68 (each 3H, *s*), 2.38 (1H, *ddd*, $J = 5.2, 10.8, 10.8, 10.8$ Hz, H-20 β), 3.19 (1H, *dd*, $J = 5.1, 9.9$ Hz H-3 α), 4.57 (1H, *br s*, H-29b), 4.69 (1H, *br s*, H-29a)
- EIMS m/z 426 $[\text{M}]^+$

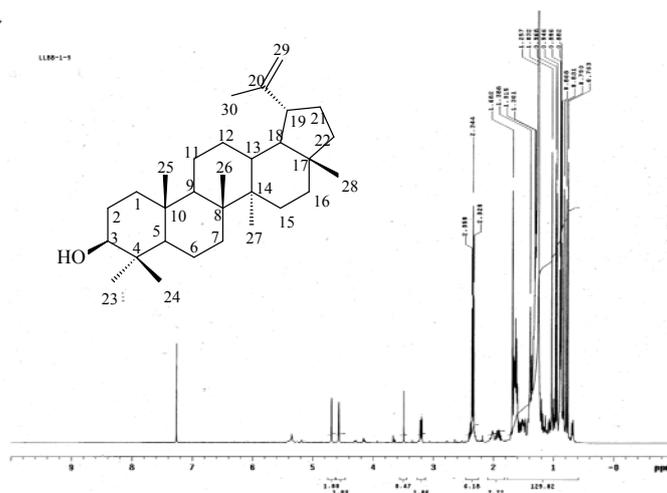


圖 3-4.16 Lupeol $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

(10) β -Sitostenone (Compound 10), 其 $^1\text{H-NMR}$ 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.17。

- white needles
- IR ν_{\max} 1675, 1620, 1460, 1385, 1375 cm^{-1}
- $^1\text{H NMR}$ (500 MHz, CDCl_3): δ 0.68 (3H, *s*, H-18), 0.81 (3H, *d*, $J = 6.5$ Hz, H-26), 0.84 (3H, *s*, H-27), 0.86 (3H, *t*, $J = 7.1$ Hz, H-29), 0.94 (3H, *d*, $J = 6.0$ Hz, H-21), 1.02 (3H, *s*, H-19), 5.02 (1H, *dd*, $J = 16.1, 8.3$ Hz, H-22), 5.12 (1H, *dd*, $J = 16.1, 8.3$ Hz, H-23), 5.72 (1H, *d*, $J = 1.4$ Hz, H-3)
- EIMS m/z 412 $[\text{M}]^+$

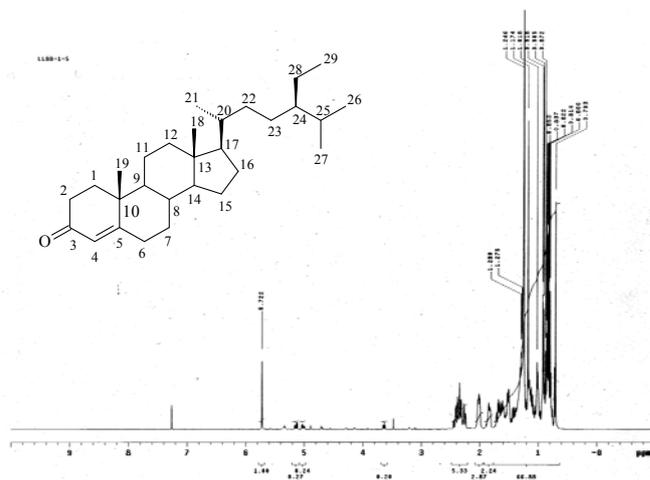


圖 3-4.17 β -Sitostenone $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

(11)1, 3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol(Compound 11)，其 $^1\text{H-NMR}$ 等光譜資料及化學結構如圖 3-4.18。

a. colorless oil

b. IR ν_{max} 2923, 1744, 1167 cm^{-1}

c. $^1\text{H NMR}$ (500 MHz, CDCl_3): δ 0.87 (9H, *m*, ω -H), 1.25 (*br s*, all CH_2), 1.61 (6H, *br s*, β -H), 2.32 (6H, *tt*, $J = 7.6, 2.4 \text{ Hz}$, α -H), 4.20 (2H, *dd*, $J = 4.4, 12.0 \text{ Hz}$, H-1a, H-3a), 4.14 (2H, *dd*, $J = 6.0, 12.0 \text{ Hz}$, H-1b, H-3b), 5.27 (1H, *m*, H-2), 5.35 (2H, *m*, H-9', H-10')

d. EIMS m/z 577 $[\text{M}]^+$

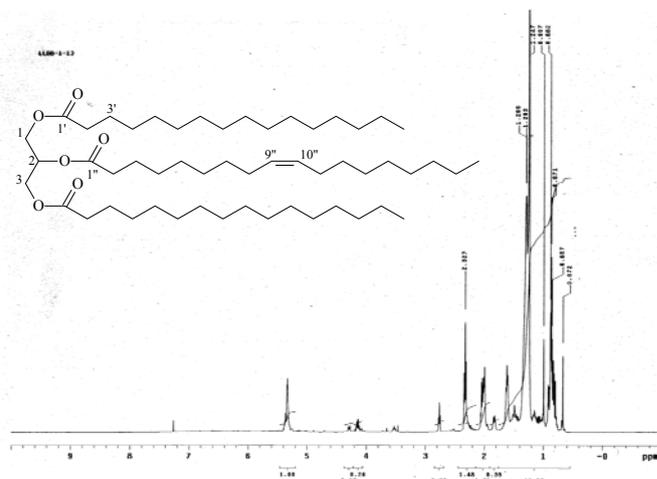


圖 3-4.18 1, 3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol $^1\text{H-NMR}$ 圖譜及結構式

(資料來源：本研究)

3. 抗氧化活性試驗

由表 3-4.2 得知，抑制 DPPH 活性的部份，在 11 種純化物中 β -sitosterol、Lupeol 抑制性較高分別為 10.2% 及 14.7%，但與對照的 Vitamin C，抑制效率仍不佳。而螯合亞鐵離子能力部份 11 種純化物皆明顯抑制性。ABTS 抑制率部份， $5\alpha,8\alpha$ -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol 抑制率為 18.9% 為 11 種純化物中最高者，但與 Vitamin C 97% 比較得其不具有良好抑制效率。另圖 3-4.19 亦顯示出各純化之還原力皆不良。由以上結果得知，銀合歡各部位主要純化物之抗氧化活性皆不良。

4. 抑制酪胺酸酶

由表 3-4.3 得知，11 種純化常中僅 $5\alpha,8\alpha$ -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol 有較佳的抑制酪胺酸酶活性，但其 IC₅₀ 為 560 μ M 在抑制濃度上仍舊偏高，故其銀合歡整體之抑制酪胺酸酶活性仍舊不良。

5. 主要純化物之藥理活性

從文獻資料得知，本試驗從葉 Linoleic acid (Compound 1)、 β -Sitosterol (Compound 8)、 β -Sitostenone (Compound 10) 及 13²-Hydroxy-(13²-S)-pheophytin-a (Compound 4) 在藥理上沒有特別作用。Pheophytin-a (Compound 2) 能使人類舌癌鱗狀細胞 (SCC-4) 產生光損害性 (施炎輝, 2007) 及抑制內毒素刺激之巨噬細胞 Nitric Oxide Synthase-2 合成進而應用於治療敗血症。Pheophorbide a methyl ester (Compound 3) 具有抑制人類子宮頸癌細胞 (HeLa Cell) 存活的能力 (周德榕, 2004)。Aristophyll-C (Compound 5) 具有抑制引發骨炎、關節炎甚至的敗血症的革蘭氏陽性球菌 (*Staphylococcus simulans*) 的效果 (吳筱婷, 2006)。Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)-pheophorbide-b (Compound 6) 具有抑制細胞增殖活性 (Chen *et al.*, 2003)。 $5\alpha, 8\alpha$ -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol (Compound 7) 具抑制乳癌細胞增生的作用 (Ioannoua *et al.*, 2009)。Lupeol (Compound 9) 目前則已被證實具有抑制頭、頸部鱗狀癌細胞轉移 (Lee, 2007)、可誘導前列腺癌細胞的氧

化壓力造成細胞凋亡(Prasad *et al.* , 2008) , 且具降血壓的活性(Salleem , 2003)等藥理作用。

1, 3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol(Compound 11) 此成分文獻記載僅探討其酵素動力學(Smith *et al.* , 2005)及藥物活體代謝試驗(Mortimer *et al.* , 1994) , 尚未有其藥理性質之探討。

表 3-4.2 銀合歡萃取物主成分之抗氧化活性

部位	化合物名稱	inhibition(%)		
		DPPH	Chelating	ABTS
綠色荳莢、種子、 褐色荳莢	Linoleic acid	3.3 (ns)	-	3.6 (ns)
綠葉	Pheophytin-a	1.2 (ns)	8.1 (ns)	7.9 (ns)
綠葉、綠色荳莢	Pheophorbide a methyl ester	3.3 (ns)	9.1 (ns)	2.8 (ns)
綠葉	13 ² -Hydroxy-(13 ² -S)-pheophytin-a	-	-	9.6 (ns)
綠葉	Aristophyll-C	-	-	4.2(ns)
綠葉	Methyl-13 ² -hydroxy-(13 ² -S)- pheophorbide b	-	-	1.8 (ns)
褐色荳莢	5 α ,8 α -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol	1.1 (ns)	6.1 (ns)	18.9
種子	β -sitosterol	10.2	4 (ns)	6.7 (ns)
褐色荳莢	Lupeol	14.7	1 (ns)	-
褐色荳莢	β -sitostenone	-	3 (ns)	1.8 (ns)
綠色荳莢、褐色荳 莢	1,3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol	7.3 (ns)	-	-
對照組	Vitamin C	60	x	97
對照組	Ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA)	x	37.4	x

(-): no inhibition; (ns): no significance. Results are mean values (n = 3)

(資料來源：本研究)

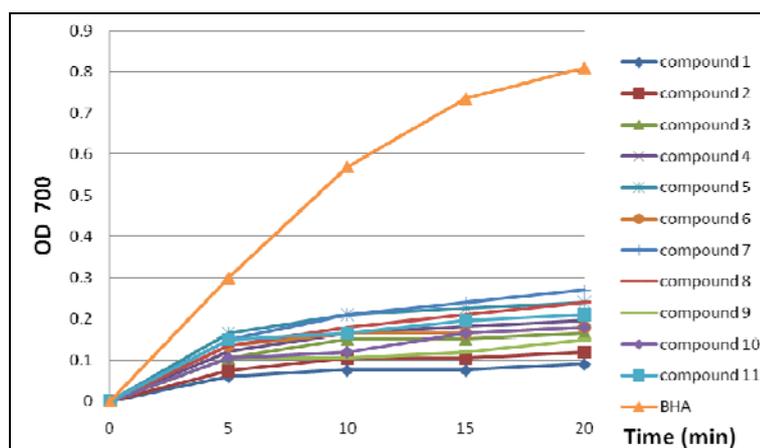


圖 3-4.19 11 種純化物之還原力

註：Compound 1：Linoleic acid。Compound 2：Pheophytin-a。Compound 3：Pheophorbide a methyl ester。Compound 4：13²-Hydroxy-(13²-S)-pheophytin-a。Compound 5：Aristophyll-C。Compound 6：Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)-pheophorbide-b。Compound 7：5 α , 8 α -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol。Compound 8： β -Sitosterol。Compound 9：Lupeol。Compound 10： β -Sitostenone。Compound 11：3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol。
(資料來源：本研究)

表 3-4.3 銀合歡萃取物主成分抑制酪胺酸酶性能

部位	化合物名稱	Mushroom tyrosinase inhibition (%)
綠色荳莢、種子、褐色荳莢	Linoleic acid	-
綠葉	Pheophytin-a	7.5 (ns)
綠葉、綠色荳莢	Pheophorbide a methyl ester	8.3 (ns)
綠葉	13 ² -Hydroxy-(13 ² -S)-pheophytin-a	7.0 (ns)
綠葉	Aristophyll-C	8.6 (ns)
綠葉	Methyl-13 ² -hydroxy-(13 ² -S)- pheophorbide b	-
褐色荳莢	5 α ,8 α -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol	12.3 (very minor) (IC50=560 μ M)
種子	β -sitosterol	-
褐色荳莢	Lupeol	-
褐色荳莢	β -sitostenone	-
綠色荳莢、褐色荳莢	1,3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol	7.0 (ns)
	Kojic acid	100

(-): no inhibition; (ns): no significance. Results are mean values (n = 3)

(資料來源：本研究)

第四章 結論與建議

第一節 結論

一、熱帶海岸林土地使用及植生變遷影像監測

本研究整合航測與遙測技術，監測墾丁熱帶海岸林的土地使用變遷與銀合歡入侵的過程，研究結果顯示，航空照片與高解析衛星影像可辨別銀合歡與其他土地使用類別於影像上的特徵，且易掌握不同時期的空間分佈概況，可提供大規模經營管理的重要基礎，亦有助於評估未來大面積之銀合歡防治與原始生育地復舊工作的成效。經土地使用變遷分析的結果發現，1950 至 1970 年代，因當地特有經濟產業瓊麻之發展，海岸林遭人為破壞或干擾，而栽植許多的瓊麻林，惟 1970 年代至 2008 年，瓊麻產業沒落遭棄置，以及墾丁國家公園成立，禁止濫墾及違法開發行為，致使銀合歡大舉入侵。總體而言，本研究偵測銀合歡入侵墾丁熱帶海岸林之途徑，乃係由原本的海岸林被人工栽植瓊麻取代後，再由銀合歡取代遭遺棄的瓊麻林，因此，人為經營不當之土地成為了銀合歡入侵的主要因素，由此建議管理單位應注意現今長期休耕之農地，亦應減少棄置之狀態，以防止銀合歡範圍的擴張。

二、熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測

復舊作業對現地保留的原生植被的干擾主要來自銀合歡的移除及復舊苗木栽植工作，這些干擾對較大的植物($DBH \geq 1cm$) 除了造成冠幅減少外，其餘的破壞不明顯。對較小的植物(稚數與幼苗)的干擾大，但發現其多可快速透過種子庫等更新來源恢復。對草本植物而言，銀合歡移除後其覆蓋度與物種數會逐漸增加。

速生種栽植苗中與演替中後期的樹種之存活率相差並不多，但速生種在造林初期(本試驗期間)於生長季期間的高度生長通常明顯高過其它樹種，將有利於抑制陽性外來種的生長，當未來樹冠層逐漸鬱閉後，演替中後期的樹種則可逐漸取代速生種，扮演較為重要的角色。栽植 16 個月後，同時考慮存活率與相對高生長，石株試驗地以繖揚的表現最佳。

雖然 12m 移除帶較 6m 移除帶對較小植物的干擾較大，但因恢復亦快，因此長期來看應可忽略 12m 移除帶較大的干擾，當應用於大面積的復舊作業時，較寬的移除帶較為可行。

三、熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測

螞蟻部分已經完成 2009 年 5 月至 11 月的資料收集與鑑定。期間採獲的螞蟻共計 4 個亞科 31 種，2790 隻。分別屬於家蟻亞科 (Myrmicinae)、山蟻亞科 (Formicinae)、針蟻亞科 (Ponerinae) 3 種和琉璃蟻亞科 (Dolichoderinae)。依據各物種被捕獲數量降序排列，優勢的前 7 種數量總合即占有總合的 90%。排序前 5 種的優勢種螞蟻，優勢種的組成比例在復舊計畫樣區內的試驗區間的出現排名並不相同，由於龜山樣區與其他三個區域採樣頻度不一致，種類數量過少，比較資料只能提供參考。

陸蟹部分自 2008 年 6 月至 2009 年 9 月，研究期間在墾丁地區的四個樣區共記錄到陸蟹 5 科 19 種（附錄二），分別屬於地蟹科 (Gecarcinidae)、相手蟹科 (Sesarmidae)、陸寄居蟹科 (Coenobitidae)、方蟹科 (Grapsidae) 與溪蟹科 (Potamidae)。其種類與數量皆以香蕉灣海岸林樣區最高，大圓山樣區次之，石珠樣區第三，龜山樣區並未捕獲到任何陸蟹。

其他陷阱的共獲物中，由於林地底層的鞘翅目已經進行的分類研究有限，僅能區分形態種，本次取樣過程共區分出 21 科 36 形態種；蜘蛛部份，共鑑定出 12 科 35 種，皿蛛科 (Linyphiidae) 的種類與數量均最高，種類與隻數皆以香蕉灣、大圓山、石珠順序排列。

將三個區域的四種物種進行的加總比較，就種類數而言，除了鞘翅目以外，香蕉灣均大於大圓山，石珠的種類最少，這除了反應棲地狀況外，可能也因為大圓山距離香蕉灣較近，物種比較容易由香蕉灣遷入。就總捕獲數量來說，除了鞘翅目類群以外，也呈現與種類近似的趨勢，唯獨石珠的螞蟻量高於大圓山，但這些螞蟻屬於開闊地的類群，較沒有棲地的忠誠度。

整體而言，香蕉灣試驗區地棲的陸蟹、螞蟻、蜘蛛資料不論是種類或是數量都較其他區域高，可望作為復育地動物群聚的基礎資料。經過數年的演替時間後，再進行調查，比對銀合歡移除樣區與香蕉灣的差異，可以明瞭復舊造林後，棲地是否能逐漸被陸蟹與地棲昆蟲接受，而讓復舊跡地進入演替末期的原生林後，若

能有健全的動物群聚組成，才是棲地健康的證據。

四、熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究

經兩年的試驗，發現恆春海岸銀合歡砍伐後的幹基，或環剝處下方均有極強的萌蘗能力，可長出 15~20 根萌蘗，且每月砍萌蘗一次，經過一年仍未能令銀合歡致死。在樹幹鑽孔注射 3 cc 年年春除草劑原液，處理後 3 天內即可令全株落葉，除治效果顯著，但令銀合歡枯死的效應仍待後續觀察。恆春海岸銀合歡林地土壤種子庫內有 650~2000 粒 m^{-2} 銀合歡種子，雨季來臨後光量較高的林地可萌發 200 株 m^{-2} 銀合歡種子苗，其密度會逐月下降。在屏科大苗圃測定 18 種恆春海岸原生樹種的生態生理學性狀，發現黃槿、構樹、血桐、繖楊、欖仁及草海桐在全光環境有極高的光合作用潛力與生長表現，實施生態復育時適用於無遮陰環境；棋盤腳、蓮葉桐、瓊崖海棠可使用在光量較低的遮陰環境，其餘 9 種如稜果榕、止宮樹、樹青等可適用於遮陰程度較低的環境。為達到將恆春海岸銀合歡林轉變為以原生樹種為主，且具物種多樣性高，生態功能健全的目標，今後仍須研究如何以生態友善的方法抑制銀合歡族群，建立符合生態原則的復育作業程序。

五、熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測

墾丁地區海岸林土層淺薄，均在 50 cm 以內，且部分區域更不及 20 cm，顯示海岸林由珊瑚礁碎屑構成後，長期遭受海浪與雨水沖刷，土壤生成不易，同時珊瑚礁碎屑等含石量多。總體密度偏高，土壤構造緊密、通氣不佳，質地等級多為中質地之黏質壤土。整體而言土壤 pH 值均在 5.5 以上，且土壤酸度不會構成海岸林復舊之限制因子。大圓山與龜山土壤有機碳最低不到 1.0%，但最高可達 6.0% 以上，不過香蕉灣地區都明顯高於已遭銀合歡入侵之試區。墾丁雖位處濱海地區，但所有試區土壤 EC 測值都在 1.0 dS/m 以下，因此將來植栽復育時可不需考慮土壤鹽害問題。就肥料三要素(氮、磷、鉀)而言，未來植栽時並不需要再另外增加化學肥料。

六、銀合歡木材製炭技術之研究

1. 利用林試所研發自行建造之土窯燒製木炭時，其一次炭化係利用木質材料自發性炭化之特性，且二次炭化不須藉由外熱，因此所需之熱源甚少，燃料使用率僅為進窯量之 15.92%。
2. 土窯內炭化溫度曲線之變化依各測定點高度而明顯不同，窯內上層之溫度上升較下層者早且快速。窯內之最高溫度達 750°C 以上，生產出含碳量高且具導電性之優質木炭。又由於銀合歡直徑小，於二次炭化即精煉過程時，炭化溫度較易傳導至炭材中心而適合燒製木炭。
3. 本研究以土窯燒製銀合歡木炭，其收炭率達 29.97%，碳保存率為 46.10%
4. 銀合歡木炭之表面電阻隨炭化溫度升高而明顯降低，pH 值受炭化溫度之影響不明顯，含碳量與真密度隨炭化溫度升高而明顯增大。

七、利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究

1. 10 種菌菇菌絲體生長最適溫度分別為：巴西洋菇 32°C、葉松茸與柳松菇為 28-32°C、舞菇為 28°C、雪菇在 24-32°C、香菇在 16-28°C、鴻喜菇為 24°C 下生長最佳。
2. 10 種菌菇菌絲體生長最適 pH 值分別為：舞菇與香菇為 pH4，葉松茸為 pH5，柳松菇為 pH 5-8，鴻喜菇則為 pH6-8，巴西洋菇與雪菇為 pH7。
3. 舞菇、香菇、黃金菇、雪菇、葉松茸、秀珍菇、柳松菇、杏鮑菇及鴻喜菇等 9 種菌菇菌絲體，皆可利用銀合歡木屑生長。將不同醱酵程度之銀合歡木屑與雜木屑進行菌絲體生長試驗，以舞菇、柳松菇、杏鮑菇及葉松茸喜歡利用未醱酵之銀合歡木屑，另鴻喜菇則喜歡雜木屑。且發現不同菌菇對木屑醱酵程度之喜愛度有所不同，目前進度至醱酵 3 個月，試驗仍在進行中。
4. 銀合歡木屑製作太空包栽培黃金菇與雪菇可順利出菇。

八、利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究

本研究之原料其生材比重達 1.07、絕乾比重為 0.69、生材含水率為 55.1%、高位熱值為 4354 cal/g、1% NaOH 萃取物含量為 36.5%、醇萃萃取物含量為 4.6%、全纖維素為 62.3%、木質素為 29.6%、灰分值高達 2.7%，其中 1% NaOH 萃取物含量高出正常值，或許是原料選用 10cm 以下之未去皮小徑木所導致之原因。本研究選用之造粒機為盤式造粒機，以孔徑 10mm、30mm 兩種鋼模壓製顆粒，其中孔徑 10mm 鋼模在原料：水=25：9 時可以得到最佳製程條件，孔徑 10mm 鋼模所製造之顆粒其長徑比介於 1.99~2.39 之間(長度 19.7~23.8mm、直徑 9.9~10.0mm)，完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率隨著水配比增加而增加，值到達出料最大值 56.1%(原料：水=25：9)時開始降低。未乾燥顆粒比重介於 0.82~0.97 之間，絕乾比重介於 0.51~0.92 之間，且隨著水配比增加，絕乾比重會隨之降低，顆粒含水率介於 5.27~60.5%之間，容積密度為 0.552。孔徑 10mm 鋼模在原料：水=25：15(麵粉添加 20%)時可以得到最佳製程條件，孔徑 30mm 鋼模所製造之顆粒其長徑比介於 1.88~2.07 之間(長度 19.7~23.8mm、直徑 29.4~29.5mm)，完整顆粒與不完整顆粒、粉屑率隨著水配比增加而增加，值到達出料最大值 87.7%(原料：水=25：15 並添加 20%麵粉)時開始降低。未乾燥顆粒比重介於 0.57~0.68 之間，絕乾比重介於 0.34~0.42 之間，且隨著水配比增加，絕乾比重會隨之降低，顆粒含水率介於 46.0~67.5%之間，容積密度為 0.263。

九、銀合歡葉子及果實高附加價值生物活性成分之分離與應用

墾丁國家公園的龍仔埔地區所產銀合歡之葉部、種子、綠色莢莢及褐色莢莢，先以甲醇萃取獲得粗萃取物，經色層分析純化所得純化合物，使用 $^1\text{H-NMR}$ 光譜儀，鑑定其化學結構。從試驗結果得知，銀合歡甲醇萃取物所分離出的 11 種主要純化物，雖然僅具弱的抗氧化及抑制酪胺酸酶之活性，但由文獻中發現，Pheophytin-a (Compound 2)、Pheophorbide a methyl ester(Compound 3)、Aristophyll-C (Compound 5)、Methyl-13²-hydroxy-(13²-S)-pheophorbide-b (Compound 6)、5 α , 8 α -Epidioxy-(24 ξ)-ergosta-6, 22-dien-3 β -ol (Compound 7)、Lupeol(Compound 10)、1, 3-Dipalmitoyl-2-oleoylglycerol (Compound 11)等 7 個成分，分別具有良好抑制不同癌細胞生長及藥理的功效，本計畫未來可以朝向抑制

癌細胞及藥理功效進行試驗，期以提高此種生物質非常豐富樹種之經濟利用價值。

第二節 建議

一、熱帶海岸林土地使用及植生變遷影像監測

建議一

立即可行建議

主辦機關：行政院農委會林業試驗所

協辦機關：屏東科技大學森林系

(一) 長期休耕之農地盡量避免棄置之狀態

銀合歡入侵墾丁熱帶海岸林之途徑，乃係由原本的海岸林被人工栽植瓊麻取代後，再由銀合歡取代遭遺棄的瓊麻林。因此，農地因人為的經營不當，即成為了銀合歡入侵的主要因素，由此建議，現今長時間休耕之農地，仍須施予適當的經營管理，並盡量減少棄置之狀態，以防止銀合歡族群範圍的擴張。

(二) 海岸林之復育，應加強觀察曾經栽植過瓊麻之區域

因本區 1970 年代末期瓊麻遭廢耕後，即轉變為銀合歡入侵的基地，至今已歷經近 40 年，在銀合歡長時間佔據的情形下，即便伐除整個銀合歡入侵林，其土壤中仍可能含有許多銀合歡自然更新的潛在因子，如種子庫、萌蘖更新、周圍種子之遷入等。因此，海岸林之復育工作，應加強觀察早期曾經栽植過瓊麻之土地。

建議二

中長期建議

主辦機關：行政院農委會林業試驗所

協辦機關：屏東科技大學森林系

(一) 銀合歡防治之成效，可藉由高解析航測或遙測影像進行評估

由本計畫之結果顯示，航空照片與高解析衛星影像可辨別銀合歡與其他土地使用類別於影像上的特徵，整理如表 2-1.5 所示，因此，未來若有大規模的銀合歡防治與原生地復舊工作的執行，仍可採用最新拍攝的航測或遙測影像來評估成效。

(二) 銀合歡之伐除須先由小規模的試驗與監控來評估成效

本計畫區在早期產業經營與土地使用型態改變後，銀合歡有增長其分佈範圍，且族群擴張機制有偏好於受人為擾動過之處，因此，面對為數可觀的銀合歡林地，在海岸林復舊計畫執行的同時，須規劃好各試驗地的整治策略與目標，並先由小規模的反覆試驗與長期監控來評估成效，以防止林地在大規模擾動後，因不當的處理方法，造成另一波的銀合歡入侵。

二、 熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測

立即可行建議：對於銀合歡入侵嚴重的海岸林地區進行移除與原生種苗木栽植工作

主管機關：墾丁國家公園管理處

協辦機關：林務局

1. 外來種的移除與復舊作業應小心執行，並儘量保留現地的原生種植物，如此不但可以節省栽植作業的人力與經費，亦可抑制外來種的生長，提高復舊之成功率。
2. 復舊栽植的樹種建議可採速生種與演替中後期的樹種混合栽植，以加速復舊成多層次的天然林。栽植的苗木種類因地區而不同，則需慎選合適地環境者。
3. 大面積作業是建議可以使用 12m 寬度的移除帶來取代 6m 移除帶，以達操作時省工之目的。
4. 保護帶可提供遮陰與擋風之效用，建議尤其在銀合歡密度較高之處或落山風盛行之處實施。

中長期建議：監測已復舊之區域及尚未被銀合歡入侵之處

主管機關：墾丁國家公園管理處

協辦機關：林試所、林務局

1. 應持續監測已進行復舊作業的地區，如發現問題應儘速進行復舊作業之補舊及改善工作，以避免復舊作業前功盡棄。
2. 應長期監測國家公園內其餘尚未進行復舊作業之區域，尤其是原生植被仍保存優良之地區(如香蕉灣生態保留區等)或其它植物生態敏感脆弱之處，一發現銀合歡入侵，移儘早採取行動，以達事半功倍之復舊效果。

三、 熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測

立即可行建議：

主辦機關：墾丁國家公園管理處

- (1) 墾丁國家公園復舊試驗地常有遊客進入，由於掉落式陷阱常被好奇的遊客移動，導致某些月份缺失，此外更使我們無法將溫溼度自動紀錄盒放在野外，微環境資料難以描述。未來在復舊完全展開後，可能在這些區域宜封閉管制，以避免又有外來物種在過程中被引入。
- (2) 復舊造林地由於林地干擾，造成淺薄的土石層裸露，開闊地的昆蟲因此增加，但這也可能是干擾過程的短期現象，值得繼續關注其動物群聚變遷，而擇伐後是否影響海域生態，也需要管理處多留意。

中長程建議：

主辦單位：墾丁國家公園管理處

協辦單位：林業試驗所

- (1) 香蕉灣試驗區的物種資料不論是種類或是數量都較其他區域高，但由於多數種類的生態習性尚不明瞭，未來國家公園區域若進行長期監測，最好能以動物群

聚而非單一物種作為復育地復舊監測的基礎資料。

(2)建議在復舊造林三年後進行再次的地棲動物監測調查，以作為後續動物相回復的比較。

(3)至於掉落式陷阱內共獲物的鞘翅目與蜘蛛，分類學者僅能鑑定到科或屬，顯示墾丁區域的動物調查仍需待分類學者，進行分類描述或發表，才能獲得物種的名錄，未來墾丁國家公園可以就上述類群進行委託建立動物名錄，以健全園區內的生物多樣性基礎資料。

四、 熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究

立即可行建議

主辦機關：墾丁國家公園管理處

協辦機關：屏東科技大學、林業試驗所

1. 銀合歡防治及海岸林生態系復育工作，在經林試所、墾管處及屏科大三個單位的多年協同試驗，已有初步經驗與結果。建議墾管處應持續編列整合性計畫經費，讓此項全台灣第一件生態系復育的工作能落實，成為代表台灣從事外來入侵種防治及生態復育工作的典範。

主辦機關：屏東科技大學、林業試驗所、農業試驗所

協辦機關：墾丁國家公園管理處

2. 綜合本研究及其它學者專家的試驗結果，發現將銀合歡樹幹鑽孔，注射生態友善的除草劑年年春，可有效防治銀合歡。此種作業方式可在不砍伐銀合歡的前提下令銀合歡致死，不會產生大量萌蘖的困擾，且以階段方式在不同時期實施，可掌握林地不會立即暴露，不會引誘土壤種子庫內銀合歡種子萌發，對視覺景觀的衝擊也較小。本項工作今後可再加強施用時機及施用劑量的試驗，找出最有利的工作準則。

中長期建議

主辦機關：墾丁國家公園管理處

協辦機關：林業試驗所、林務局、屏東科技大學

1. 恆春海岸林生態系復育的工作已有整合型試驗計畫在進行，然而山坡地仍有大面積銀合歡入侵地，將來也可依循海岸林試驗模式，組織研究團隊進行山坡地銀合歡林地的防治，並研擬生態系復育工作的適當作業程序。
2. 應協調社區民眾及區內民營公司企業，一起參與此生態系復育工作，形成自然資源永續經營的典範。

五、 熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測

1. 由於墾丁地區乾季時土壤水分含量極低，因此建議植栽復舊時需加強灌溉措施。
2. 海岸林土壤厚度不大，植栽復舊時根系是否能充份伸展必需加以考量。
3. 大圓山與龜山土壤建議不需另行補充有機質。
4. 就土壤有效氮、磷、鉀含量而言，植栽復舊之幼苗建議不需額外補充肥料。
5. 建議在干擾程度較大的區域或土壤養分貧瘠環境行皆伐造林時，仍可考慮應用內生菌根菌孢子以促進苗木之生長及成活率。

六、 銀合歡木材製炭技術之研究

立即可行建議

主辦機關：墾丁國家公園管理處

協辦機關：林業試驗所

將銀合歡燒製木炭除了可達到資源有效利用與碳保存之目的外，該等木炭亦具有調濕、除臭與淨化水質等之功能，可作為環保新資材，同時由於土窯所燒製之木炭保持原有之形狀與外觀，可配合墾丁地區之觀光旅遊業並輔導業者加工成高附加價值之炭藝品、裝飾品或紀念品，亦可提高銀合歡之利用價值。林業試驗所目前對土窯建造與木炭燒製等關鍵技術均已充分掌握，可立即進行技術移轉給

相關單位、民間團體或墾丁地區民眾，土窯建造所須之費用30-40萬元，所須之時間2-4週，建窯後須經2個月之試燒期，因此由開始建窯至正式生產須時約3個月。

長期性建議

主辦機關：農業委員會

協辦機關：行政院所屬各機關

以林試所研發自行建造之土窯燒製木炭時，其一次炭化係利用木質材料自發性炭化之特性，且二次炭化不須藉由外熱，因此所需之熱源甚少，燃料使用率僅為進窯量之 15.92%，對節能具有正面之義意，又由於不使用煤、天然氣或柴油等化石燃料，而使用木質燃料之碳元素係來自大氣中之二氧化碳，作為燃料經燃燒後又以二氧化碳回歸至大氣，同時本研究之收炭率與碳保存率，分別為 29.97%與 46.10%，因此以『碳中立』與『碳保存』而言，對減少二氧化碳排放量即減碳亦具有正面之意義。因此今後應配合政府節能減碳之政策加強推廣「新用途木炭」，將其作為生活環境資材用、住宅環境資材用與水處理用等，進而達到碳保存之目的。

七、 利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究

中長期建議：食藥用菌菇為保健食品，如能利用恆春半島銀合歡木屑開發栽培技術，配合觀光產業，與當地農民及農會合作，極有潛力發展為地方特產。

主辦機關：墾丁國家公園管理處。

協辦機關：農業委員會、縣政府 農業局、農會。

八、 利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究

中長期建議：利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究

主辦機關：墾丁國家公園管理處、民間相關組織

顆粒燃料之製造由於高灰分關係未來所製造之顆粒並不適合用於家用鍋爐，但造粒所得之均質化顆粒是可以用於工業鍋爐作為蒸汽製造與火力發電，且此類作業系統因過去所使用之煤炭屬於高灰分原料，故對於灰分之容許值較大，所以未來顆粒燃料之利用可朝此方向進行。由於本試驗之造粒機造粒製程需要的含水率偏高，故比起一般造粒來說可以縮短乾燥時間，然而現階段出料良率仍太低，未來期待以不同之添加劑或機械改裝來改善。由於執行過程發現整體造粒與顆粒之生產在運輸成本上是相對較高的，然而未來計畫與正久能源股份有限公司合作研發移動式造粒機，可於林地直接將木材破碎並進行造粒，此移動式造粒設備，不但可以降低運輸成本，更可以有效處理利用性低之銀合歡中小徑木問題與現今急需解決的漂流木問題。

九、 銀合歡葉子及果實高附加價值生物活性成分之分離與應用

本年度之計畫為國內首度探討銀合歡葉、果實萃取物之主成分及其抗氧化活性，根據研究結果，提出以下具體建議：

1. 台灣地區銀合歡原是引進作為紙漿用材的經濟樹種，後來因為生育地不良無人管理任其荒廢，並大量入侵墾丁國家公園等地區，造成生態失衡，目前尚無具體措施可以防治其蔓延，但此樹種生物量非常豐富，因此若能朝向利用其葉、果實之萃取物或許可抑制它們的繁殖。
2. 銀合歡葉、果實之萃取物若具有生物活性，由於生物量非常多，可提供永續性的原料來源，符合利用應用之經濟性。
3. 本年度從銀合歡葉、果實萃取物中分離並鑑定出 11 種化合物，然抗氧化性及抑制酪胺酸酶效果較弱，但之中有 7 種化合物依文獻資料可知具有抑制癌細胞生長及其他藥理之效果，值得繼續探討。

附錄一、動物物種名錄

附表 1. 螞蟻物種名錄

種名	香蕉灣	大圓山	石珠
山蟻亞科 (<i>Formicinae</i>)			
長腳捷山蟻(<i>Anoplolepis gracilipes</i>)	*	*	
黃腳黃山蟻(<i>Paratrechina flavipes</i>)	*		*
柯氏黃山蟻(<i>Paratrechina kraepelini</i>)		*	
長角黃山蟻(<i>Paratrechina longicornis</i>)	*	*	*
甜蜜巨山蟻(<i>Camponotus variegatus dulcis</i>)	*		
變斑巨山蟻(<i>Camponotus sp. 1</i>)	*	*	*
賴氏巨山蟻(<i>Camponotus lighti</i>)	*	*	
家蟻亞科 (<i>Myrmicinae</i>)			
大林大頭家蟻(<i>Pheidole formosensis</i>)	*		
褐大頭家蟻(<i>Pheidole rinae tipuna</i>)	*		*
駱氏瘤突家蟻(<i>Cardiocondyla wroughtonii</i>)			*
墾丁瘤突家蟻(<i>Cardiocondyla sp. 1</i>)			
勤勉舉尾家蟻(<i>Crematogaster laboriosa</i>)	*	*	
台灣舉尾家蟻(<i>Crematogaster pia taivanae</i>)	*	*	*
懸巢舉尾家蟻(<i>Crematogaster rogenhoferi</i>)	*		
熱帶火家蟻(<i>Solenopsis geminate</i>)	*	*	*
獵食火家蟻(<i>Solenopsis indagatrix</i>)	*	*	*
花居單家蟻(<i>Monomorium floricola</i>)	*		
入侵單家蟻(<i>Monomorium intrudens</i>)	*		
多樣擬大頭家蟻(<i>Pheidologeton diversus</i>)	*	*	
日本皺家蟻(<i>Tetramorium nipponense</i>)	*	*	
太平洋皺家蟻(<i>Tetramorium pacificum</i>)	*		
相似皺家蟻(<i>Tetramorium simillimum</i>)		*	*
小刺皺家蟻(<i>Tetramorium parvispinum</i>)	*	*	*
絨毛皺家蟻(<i>Tetramorium lanuginosum</i>)	*	*	
茂登粗跗家蟻(<i>Rhopalomastix omotoensis</i>)	*		
台灣角瘤家蟻(<i>Pyramica Formosa</i>)	*		
<i>Pysp.1</i> (<i>Pyramica sp. 1</i>)	*		
針蟻亞科(<i>Ponerinae</i>)			
爪哇粗針蟻(<i>Pachycondyla javana</i>)		*	*
黃足粗針蟻(<i>Pachycondyla luteipes</i>)	*	*	*
仲尼細顎針蟻(<i>Leptogenys confucii</i>)	*		*
墾丁顎針蟻(<i>Anochetus sp. 2</i>)		*	
琉璃蟻亞科(<i>Dolichoderinae</i>)			
黑頭慌琉璃蟻(<i>Tapinoma melanocephalum</i>)			*
總計：4 科 32 種			

(資料來源：本研究)

附表 2. 墾丁熱帶海岸林陸蟹名錄

種名	香蕉灣	大圓山	石珠
蟹科 (Gecarcinidae)			
凶狠圓軸蟹(<i>Cardisoma carnifex</i>)	*		
毛足圓軸蟹(<i>Cardisoma hirtipes</i>)	*	*	
圓形圓軸蟹(<i>Cardisoma rotundum</i>)	*		
紫地蟹(<i>Gecarcoidea lalandii</i>)		*	*
橙螯隱蟹(<i>Epigrapsus notatus</i>)	*		
小隱蟹(<i>Epigrapsus politus</i>)	*		
方蟹科 (Grapsidae)			
格雷陸方蟹(<i>Geograpsus grayi</i>)	*	*	
相手蟹科 (Sesarmidae)			
樹蟹(<i>Labuanium scandens</i>)	*		
印痕仿相手蟹(<i>Sesarmops impressum</i>)	*		
奧氏後相手蟹(<i>Metasesarma aubryi</i>)	*	*	*
肥胖後相手蟹(<i>Metasesarma obesum</i>)	*		
紅指陸相手蟹(<i>Geosesarma hednon</i>)	*		
林投蟹(<i>Scandarma lintou</i>)	*		
圓額新脹蟹(<i>Neosarmatium rotundifrons</i>)	*		
溪蟹科 (Potamidae)			
黃灰澤蟹(<i>Geothelphusa albogilva</i>)	*		
陸寄居蟹科 (Coenobitidae)			
短掌陸寄居蟹(<i>Coenobita brevimanus</i>)	*	*	
灰白陸寄居蟹(<i>Coenobita rugosus</i>)	*		
凹足陸寄居蟹(<i>Coenobita cavipes</i>)	*		
椰子蟹(<i>Birgus latro</i>)	*		
總計：5 科 19 種			

(資料來源：本研究)

附表 3. 鞘翅目物種統計表

科名	形態種數	隻數
步行蟲科(Carabidae)	1	4
隱翅蟲科(Staphylinidae)	5	120
出尾蕈蟲亞科(Scaphidiinae)	1	97
球蕈蟲科(Leiodidae)	1	1
球蕈蟲亞科(Cholevinae)	1	1
蘚苔蟲科(Scydmaenidae)	1	6
姬薪蟲科(Lathridiidae)	1	2
閻魔蟲科(Histeridae)	1	2
金龜子科(Scarabaeidae)	3	7
雪隱金龜子科(Geotrupidae)	1	1
姬扁甲科(Laemophloeidae)	1	1
大蕈蟲科(Erotylidae)	1	1
出尾蟲科(Nitidulidae)	7	99
吸根蟲科(Rhizophagidae)	1	17
細堅蟲科(Colydiidae)	2	243
吸木蟲科(Cryptophagidae)	2	15
瑣微蟲科(Corylophidae)	1	13
擬步行蟲科(Tenebrionidae)	1	1
葉蚤亞科(Alticinae)	1	3
小蠹蟲科(Scolytidae)	2	39
象鼻蟲科(Curculionidae)	1	1
總計：21 科 36 種		

(資料來源：本研究)

附表 4. 蜘蛛目物種統計表

科名	形態種數	隻數
皿蛛科(Linyphiidae)	8	16
安蛛科(Anapidae)	1	1
卵蛛科(Oonopidae)	4	5
花皮蛛科(Scytodidae)	2	4
姬蛛科(Theridiidae)	3	15
狼蛛科(Lycosidae)	2	12
高腳蛛科(Sparassidae)	1	1
管蛛科(Corinnidae)	4	11
輝蛛科(Liocranidae)	1	4
櫛蛛科(Ctenidae)	2	2
蠅虎科(Salticidae)	3	8
驚蛛科(Gnaphosidae)	4	4
總計：12 科 35 種		

(資料來源：本研究)

附錄二、培養基配方

一、溫度試驗

馬鈴薯蔗糖培養基(PSA)					
馬鈴薯(potato)	2%	20g	瓊脂(agar)	1.5~2%	15~20g
蔗糖(sucrose)	2%	20g	蒸餾水 (distilled water)		1000ml

(資料來源：本研究)

二、pH 試驗

馬鈴薯蔗糖培養基(PSA)					
馬鈴薯(potato)	2%	20g	瓊脂(agar)	1.5~2%	15~20g
蔗糖(sucrose)	2%	20g	蒸餾水 (distilled water)		1000ml

(資料來源：本研究)

備註：

- 1.用 1N H₂SO₄ 調整為酸性培養基(ex：pH4、5)
- 2.用 1N KOH 調整為鹼性培養基(ex：pH6、7、8、9、10)

三、不同醱酵時間之木屑試驗

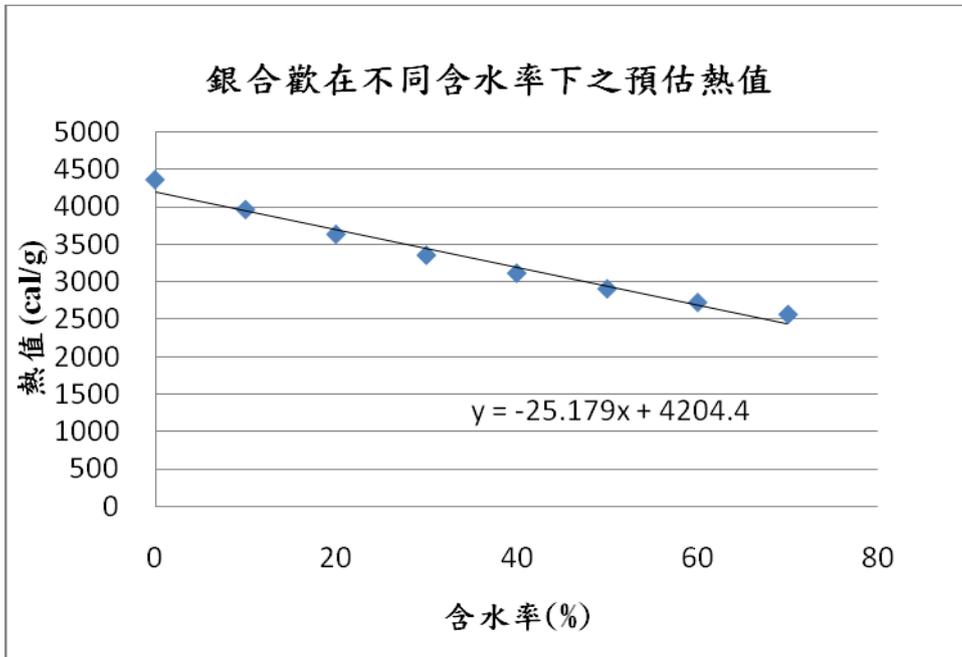
(資料來源：本研究)

太空包配方					
木屑	78%	糖	1%	MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.025%
石灰粉	1%	米糠	20%	KH ₂ PO ₄	0.025%
尿素	0.05%	水	適量		

備註：

以上是製作太空包的比例，而木屑試驗是以培養皿做實驗，所以依以上的比例去調配成培養皿試驗所需的比例。配好後需用滅菌釜高溫滅菌

附錄三、銀合歡熱值預估圖



(資料來源：本研究)

附錄四、評選會議紀錄

98 年度「墾丁熱帶海岸林生態復舊研究及監測計畫」

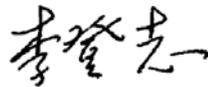
服務企劃書評選會議紀錄

開會日期：中華民國 98 年 02 月 24 日下午 2 時 0 分

記錄：陳玄武

開會地點：墾丁國家公園管理處大型會議室

主持（召集）人：李委員登志



評審委員：

蕭委員英倫



蘇委員中原



何委員東輯

劉委員靜榆



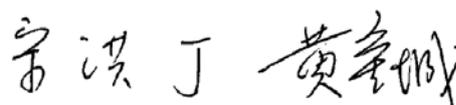
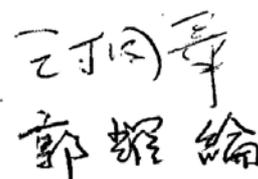
曾委員添丁



簡委員文山

出列席單位及人員：

服務廠商



墾丁國家公園管理處

參選單位簡報：王主任相華簡報（詳如服務建議書）

評審委員提問及參選單位回應：

蕭委員英倫：

銀合歡問題相當嚴重，不止於墾丁國家公園範圍內，像澎湖、金門等地區均已淪陷，目前已是全台的問題，現由國家公園開始，是一件很有意義的事。對於本計畫有幾點淺見：

1. 此為 3-5 年計畫，應將計畫總目標、3 年目標、5 年目標及各分年計畫等，提供予研究團隊，以依預定目標訂定計畫。另本計畫已執行 1 年，建議將部分成果展現，做為未來執行人員之參考。
2. 墾丁熱帶地區是台灣是唯一，海岸林相與其他不同，氣候變化亦不同；影響植物組成及發展，應稍作敘述。
3. 本計畫重點在於銀合歡之剷除，但後面一半的計畫內容為銀合歡利用，若研究團隊研究發現銀合歡利用價值高、產值高，那麼未來銀合歡是否要進行剷除，是一個值得我們思考的問題。
4. 復舊作業主要恢復原有的海岸林植相，那所謂原來海岸林時間點為何？各子計畫之試驗區是否一樣，若是的話，各試驗間是否有相互影響之疑慮，如藥劑處理與動物資源調查；試驗區應詳加規劃。
5. 天然更新在計畫中應為重點或賣點，目前在台灣尚無成功的案例，王主任能在計畫中提出天然更新，值得贊許。透過天然更新，可以節省成本與人工；但必需考量結果與目標是否有差異，瞭解天然更新之機制，若能試驗成功，可做為未來推動力量。
6. 復舊作業包括育苗，所使用介質與現地之土壤性質與是否有差異，若不相同，未來苗木栽植之後是否有所影響。
7. 本計畫執行 3-5 年後，成功研擬一套方法，應進行推廣，並且可與屏東林區管理處及社區結合。

蘇委員中原：

1. 本計畫之重點是復舊，如何達到依賴研究團隊；所謂之前的植相，以何為準？復舊之植物 請說明。
2. 早期植相經長期演變，以及氣候、土壤隨之改變，如何恢復原有的植相？應當要思考的。
3. 放任自然更替減少人為的干擾，比較能符合國家公園的精神，那如何界定原有植物，與目前所規劃的樹種之相關性？
4. 銀合歡利用若為正向，如何向百姓說明要剷除銀合歡，其間是有所矛盾的。這是研究團隊要來做處理的。

劉委員靜榆：

有關本計畫之思考相當完善，從利用、基礎資料調查及復舊作業均含括在內。本計畫重點在於生態復舊，其所設定之時間點為何？採用天然更新方式，選擇稜果榕、黃槿、血桐、瓊崖海棠等，如果時間點再往前推，像紅柴等等則可以採用，但在計畫中未使用。很多地方為銀合歡所占據，如何有效制銀合歡，才能達到計畫目標。另外，指標動物之調查很重要，計畫中要執行林木移除及藥物使用，短期內可能影響其中的動物，若處理不善可能引起環保團體之抨擊。完善的監測資料，方能解除環保人士的疑慮；指標動物可以多些資源。

曾委員添丁：

1. 委託研究應用於施政，但就目前所看的計畫比較偏向研究。思考如何移除銀合歡，能夠實際應用在實務上，以目前執行成效相當有限，若處理不善可能反效果。
2. 分支計畫多，是否有重複性的研究，像試驗區土壤物化，某些區域銀合歡無法入侵，某些區域則全為銀合歡所占據，不同林相之土壤物化影響銀合歡入侵的

程度為何？值得深入探討。

3. 四個樣區如何選定？經濟再利用之計畫偏多偏學術；如生質燃料之利用，國外研究資料若已有則無需重複進行。

王主任相華回應：

1. 原本植物社會到底是什麼，資料的來源以香蕉灣海岸林，目前保存相當完整，且該地區有日據時代資料。西海岸地區與南海岸植相不同，則訪問當地耆老，以瞭解原有之植生種類；另外亦可查詢標本資料。
2. 復舊操作方面非 3-5 年可達成，將以銀合歡優勢之植生，變更為原生林相優勢的植生。栽植造林試驗包括速生樹種與中、後期植生；第一階段先完成原生植被覆蓋，約需 3-5 年可完成，要達到像香蕉灣植相，則需 10 幾年的時間。
3. 試驗設計所選定的樣區，香蕉灣為 base line 的資料，因南海岸與西海岸環境條件不同，所以選定石珠及大圓山試區，另一個原因為該區銀合歡入侵較嚴重，亦較為完整的區域；而龜山樣區之設置，則為未來山坡地操作之範本。
4. 環境已被改變，栽植原生海岸樹種是否符合，復舊作業分 2 階段第一階段為耐旱，應該沒有問題。
5. 有關銀合歡利用之計畫，全台面積大、木材量亦大；以墾丁國家公園的立場，當然不適合推廣銀合歡的利用，但這樣研究成果可以作為其他地區利用之參考，且並非每一個計畫都可以成功。

郭教授耀綸：

蕭委員提本案總目標、分年目標等，墾丁國家公園管理處已有完善的中長期計畫書，本計畫是其中一環。總計畫為墾丁國家公園的銀合歡能夠被抑制，生育地恢復為原有的植相。一開始是砍銀合歡，但不是相標，而要將它恢復國家公園應有的林相。原生林是什麼？需有完整的資料，但目前沒有；有的是香蕉灣，以及當地居民所看，近百年的林相組成，目前設定有 17 種。第 1 步砍除銀合歡，它最大的弱點為”不耐蔭”，所以，砍除後在 3-5 年內讓其他原生樹種樹冠鬱閉，

抑制銀合歡之萌蘗。萌蘗問題利用遮蔽來解決，但初期造林木無法達到遮蔽，銀合歡生長又快速，所以要抑制銀合歡萌蘗的生長。先前採用年年春注射方式，或以塗抹切口方式處理，且不會對環境造成傷害。另嘗試用連續砍除方式，仍無法使銀合歡死亡。這個計畫要成功，第一必需壓制銀合歡，第二步為讓原生樹種長出，其方式為保留殘留的原生樹種。這個計畫的總目標為，將銀合歡林相改變為原生的植相。銀合歡會如此多，是因為人為干擾，有調查發現瓊麻栽植 2 萬多公頃，原生林被清除後，銀合歡才有入侵的機會。將銀合歡林相恢復原有林相，是國家公園重要的工作之一；透過長期研究 不斷累積資料，才能達成總目標。

李委員登志

國家公園管理處長期以來均持續辦理相關的業務，如梅花鹿研究及復育的工作，自成立至今仍持續執行。銀合歡部分管理處預計投入預算，進行相關的研究，透過研究團隊的努力，把銀合歡相關的資訊科學化，作為未來執行及在地化的依據，從科學化到在地化是管理處要努力的方向。

蕭委員英倫：

銀合歡利用仍然相當重要，未來台灣將推動綠色能源，銀合歡對國家公園來講或許是一個必需消除的對象，以符合國家公園維護自然生態的精神；但在其他地區，或許能透過這個計畫，發揮銀合歡的潛力。

會議決議：本案評審結果：合格，俟簽核後辦理議價事宜。

散會時間：98 年 2 月 24 日下午 16 時 00 分。

附錄五、期中報告審查會議紀錄

98 年度「墾丁熱帶海岸林生態復舊研究及監測計畫」

期中審查會議紀錄

開會日期：中華民國 98 年 7 月 29 日下午 2 時 0 分 記錄：陳玄武

開會地點：墾丁國家公園管理處大型會議室

主持人：林處長青

評審委員：

蕭副處長英倫		曾課長添丁	
蘇副處長中原		簡主任文山	
何組長東輯			
劉助理研究員靜榆			

出席單位及人員：

服務廠商

內政部營建營

墾丁國家公園管理處

受委託單位簡報第 1 部分：王主任相華等簡報（詳如期中報告書）

評審委員提問及受委託單位回應：

何委員東輯：

1. 試驗區速生樹種不統一，種類是否為原生，是否能適應當地環境，建議栽植用原生植物。
2. 第 63 頁第 1 次出現樹種應列學名。
3. 指標物種提及樹蟹會出現於生態完整的棲地，是否可以指定樹蟹為指標物標，或是選擇比較優勢的物種—奧氏後相手蟹。
4. 有關郭老師執行部分，環剝與環剝加藥劑之死亡率差不多，是否就採用環剝處理即可？另外是否可以將環剝降至地面？

蘇委員中原：

1. 設置 6 公尺、12 公尺清除帶之依據為何？在監測方面環境因子是否調查，各個樣區之環境是否一致？
2. 指標動物—陸蟹出現的量或是種類，而不是單純的出現與否，整個計畫有那些陸蟹的量超過某一數字，可代表此一地區的生態，如此對於復舊工作有所參考。
3. 第 5 個子計畫有關土壤肥力的調查，建議用樹種與土壤交叉比較，選出較優或適宜的樹種。
4. 本計畫的精神在於復舊過程中，可以明確告知採用的方法，期末建議將各子計畫整合，因應不同環境提出採用的方法。

劉委員靜榆：

1. 本計畫之思考相當完善，贊賞採用陸蟹作為監測，經過仔細的調查，可以解決未來在環境因子、時間軸等面向。
2. 樹種部分可選擇耐鹽的樹種，因為銀合歡不耐鹽，就個人經驗檫樹耐鹽性不錯，可以考慮使用。
3. 土壤對照組是否包括香蕉灣？
4. 銀合歡砍除後，可以考慮套用塑膠袋，以抑制萌蘗。
5. 航空照片是否能判釋較細微的部分，如紅柴及銀合歡否能夠分辨。

林主任文敏：

1. 樹蟹是否會對樹種有選擇性？
2. 依據 1950、1980 年之航空照片，依報告提銀合歡鬱閉高很高，是不是表示當時銀合歡就很多。

王主任相華回應：

1. 植栽樹種以恆春地區原生樹種為主；學名之出現未統一，係因編排之故。
2. 整地方式為何採 6m 及 12m，係參考國外研究報告及林務局進行復舊造林的方式，但林務局以設置防風竹籬笆的方式，成本較高且亦天然災害所損害，而本計畫設置保留帶，作為保護帶。初步結果 12 公尺之傷害較大，但原生植被復原快。
3. 環境因子監測：恆春半島環境差異大，南岸、西岸及東海岸及龜山環境不盡相同；龜山部分則考量未來進行山坡地的復舊所需。有光度測量、土壤監測，土壤水部分則考慮未來可進行。
4. 樹種之耐鹽性，所選擇樹種若經鹽霧傷害，會進行相關調查，由於今年已完成植栽，故無法將委員所建議的檉樹納入，若明年有新樣區設立，可考慮加入檉樹。

許教授正一

1. 香蕉灣部分去年有進行調查，但未列入對照組，期末將納入。
2. 初步認為土壤物理性是比較大的限制因子，如水分、土壤緊密度；根系之生長將與郭老師討論與建議，未來如何改善而不是變更樹種。

鍾教授玉龍

1. 航空照片是否可判釋紅柴與銀合歡，其影像比衛星影像之解析度好，是可以分辨。最後用 2008 年衛星資料與 1950、1980 年比對，因 1950、1980 年航照之解析度是比衛星影像好。
2. 銀合歡之判釋，在組織上較細緻，其他則較粗糙，所以分為銀合歡、非銀合歡及裸露地等 3 類。
3. 審查時委員提多少鬱閉度的銀合歡，才能稱之為銀合歡棲地；目前判釋用 3*3 網格，約 6*6 公尺，若銀合歡占 50 以上，則列為銀合歡的棲地。

劉教授烘昌

1. 樹蟹在有大樹的棲地才會出現，目前計畫之執行，需要 20-30 年的時間，才可能達到海岸林極盛相，所以不是本計畫最好的指標，本計畫先用種類與數量。
2. 指標物種就螞蟻群聚與陸蟹恰好相反，螞蟻取樣是採取破壞性的取樣方法，目前發現香蕉灣的螞蟻不管是種類與數量，均比大圓山及石珠試驗地來得多，但大圓山與石珠試驗地之優勢種有所不同，如熱帶火家螞蟻與光度有關，故未來復舊有成後，樹冠鬱閉光度減少，螞蟻種類的優勢種之變化，可作為復舊之指標；另外發現不同的月份，螞蟻的組成有所差異俟累積更多資料，將在期末呈現全

年的變動。

郭教授耀綸：

1. 環剝加藥劑的話，大約 1 星期就開始枯萎，沒有塗藥的話，則要 1 個月。環剝位置目前為 1.2 公尺處，如果降低推測其效果應相同。
2. 銀合歡砍除後套塑膠袋，去年已試驗過，萌蘗仍從根部長出。
3. 用藥劑注射，不會有萌蘗，等到周邊雜草或血桐、構樹等陽性樹種產生鬱閉，銀合歡就受到抑制。
4. 環境因子方面，未來將比較原生樹種乾季雨季之生長表現，經觀察下兩天大雨之後 3 天就長出萌蘗，追蹤銀合歡生長之變化。

受委託單位簡報第 2 部分：黃組長國雄等簡報（詳如期中報告書）

評審委員提問及受委託單位回應：

何委員東輯

1. 銀合歡木炭有除濕除臭的功效，可以輔導業者製作高附加價的產品，是否為本計畫所要執行的？
2. 以銀合歡木屑太空包培育菇類，其成本是否會比其他樹種價格來得大或差不多。

蘇委員中原

附加價值太高是否會變成移除銀合歡的阻力？是必需要考量的，無其他意見。

劉委員靜榆

1. 木炭部分是否會比相思樹之品質來的好，以及其成本是否較低？
2. 太空包與實木之效果如何？與楓香之比較為何？
3. 粒化是否加添加物，是否產生環境污染的問題？
4. 不同地點的銀合歡，其效能及產能之比較。

林主任文敏

1. 銀合歡木炭與市售木炭木之品質及取代性如何？
2. 菇類生產若輔導當地居民，其生產期需要多久？
3. 銀合歡是否含有精油？當燃料其熱能轉化效能如何？
4. 開發利用之成本分析，希望能於期末提出。

王教授均琍：

1. 製作成本目前因應特殊管道是比較高，開放給業者後，其收集木材的成本會比較低。

2. 實木栽培使用楓香，品質應不錯但成本較高；木屑及雜木屑比較好，銀合歡木屑種植菇類效果不錯，將來種菇類會不錯。
3. 由於技術性較高，輔導農民進行的話較為困難，可由農會執行上游的部分，下游再交由農民。生產期大約 2 個月就可收成。

黃組長國雄

1. 工藝品之開發只是建議，居家裝飾、除濕及除臭之功效良好；產品售價約 50-60 元，成本約 2-30 元，未來亦可開發木炭枕頭。竹炭與木炭相比，要用相同的溫度來比較。目前成本約每公斤 100-120 元，未來可降至每公斤 50 元，目前市售炭烤用的木炭每公斤約 20-30 元，其燒炭之溫度較低，煙味較多。未來不希望銀合歡木炭作為烤肉用，可開發新木炭用途，像除臭、淨化水質等。
2. 先前曾利用柳杉製作木炭，品質亦不錯，作為燃料大都使用品質差價格低，因此應發展機能性。

黃教授金城

1. 查閱文獻銀合歡之樹幹無毒性，本計畫目的在於開發銀合歡種子或莢果的利用價值，未來可供利用以減少銀合歡土壤種子庫，若要商品化可能要花幾年的時間。
2. 銀合歡木材的精油含量低，且對人的皮膚有過敏性，故不適宜發展。
3. 成本方面於期末報告可展示，多少材料可以萃取出有效成份。

宋教授丁洪

1. 有關成本的問題與王老師相同，目前成品偏高，為何造木粒片，因木粒片在北歐可供取暖、發電等，且不構成污染；添加物是否有毒，會考慮對人體的影響。

會議決論：本案審查結果：通過。

散會時間：98 年 7 月 29 日下午 16 時 50 分。

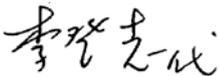
附錄六、期末報告審查會議紀錄

98 年度「墾丁熱帶海岸林生態復舊研究及監測計畫」

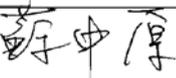
期末審查會議紀錄

開會日期：中華民國 98 年 11 月 17 日下午 1 時 30 分 記錄：陳玄武

開會地點：墾丁國家公園管理處大型會議室

主持人：林處長青 

審查委員：

蕭副處長英倫	請假	曾課長添丁	
蘇副處長中原		簡主任文山	
何組長東輯	請假		
劉助理研究員靜榆			

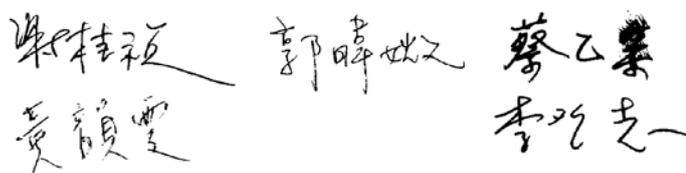
出席單位及人員：

受委託單位

葉國雄	王同平	鄧耀紛	黃國雄
王均燦	陳名蕙	鐘小語	
	如星	李添丁	
	浦士濤	黃爭城	

內政部營建營

墾丁國家公園管理處



受委託單位簡報第 1 部分：王主任相華等簡報（詳如期末報告書）

評審委員提問及受委託單位回應：

蘇委員中原：

1. 郭教授所做的研究發現土壤 5 公分內的銀合歡種子數量很多，而且會發芽生長，這樣的情形如何處理？
2. 銀合歡本身具固氮作用，所以有效氮較多，初期所選的樹種適合，但隨著時間的改變，土壤性質亦隨之改變，樹種是否就較不適應？砍伐之後土壤的變化將如何？監測計畫應要持續進行。
3. 期中、期末報告審查，應該將委員提問資料製作成對應表。
4. 銀合歡注射藥劑後，是否仍可以利用，如栽培菇類。

劉委員靜榆：

1. 有關種子庫的問題，3 公尺保留帶，是否成母樹下種，以及現有種子移除是否可行性？

陳技士玄武：

1. 植生復舊樹種的選擇與各海岸樹種生理及土壤性狀，可嘗試連結，選出最佳的樹種。
2. 螞蟻的調查是否有砍伐前後的資料，以及石珠地區變化為何？
3. 在遙測方面，所謂非植生是否包括草生地；銀合歡植生與其他樹種混生時如何判定，以及植生面積如何計算？

鍾教授玉龍

1. 有關草生地部分於報告書第 11 頁，天然草生地納入海岸植生之中。
2. 混雜地部分的判釋，銀合歡比率達 70% 以上，可判定為銀合歡植生；30% 以下則判定為其他類型。
3. 利用馬可夫模式預測，環境無大改變情況下，再經 20 年後銀合歡面積將達 400 公頃。

董博士景生

1. 未將去年資料納入，因為後來調整樣區，並無比較好的統計資料；至於移除前後之差異性，目前發現並無太大的差異。

簡士濠

1. 依據栽植樹種的調查結果，發現植被生長不見得與土壤相關，反而是其他的干擾如動物；土壤與植被有效性利用之相關，未來可進行相關的試驗工作，測試不同樹種之有效性利用等，實驗結果可選擇較佳適合生長的樹種。

郭教授耀綸：

1. 種子萌芽後由撫育作業來配合，小苗長出後會砍除。
2. 用藥劑注射後，最好不要再拿來利用。若要利用木材則先砍除，再於樹頭注射藥劑，以達防治之效果。
3. 有關保留帶所產生種子庫問題，目前尚無法解決；發現有樹冠層覆蓋，種子不會發芽，所以比較不擔心，反而是砍伐帶應避免空曠。
4. 如何結合生理選擇適宜的樹種，依據目前遮蔭試驗結果，讓人跌破眼鏡，如過山香一直認為它是陽性樹種，試驗結果卻可以耐蔭。依據試驗結果，可以修正先前的資訊，找出有潛力的樹種，並與土壤結合需進行現地試栽試驗等，目前來看，土壤養分不是主要的問題，尚有其他影響因子如塩霧的影響等；土壤與樹種選擇目前尚無明顯的 pattern，且非限制因子。

王主任相華回應：

1. 種子庫的問題，種子發芽需陽光及水分，目前處理方式為採不全面除草，僅進行植穴除草，主因草可以抑制種子的萌芽，且冬季乾燥，若保留地被則有較佳的保護效果，所以撫育作業不應全面除草。
2. 有關 3 公尺的保留帶是否成為天然下種母樹，保留帶可以省工及保護效果，種子庫問題以撫育方式及雜草、苗木的競爭，抑制種子發芽的問題。保留帶第 2 階段需移除，是否栽植則視未來情況而定。植物調查、植物生理、土壤整合是

本計畫的特色，選出最好樹種及其配置。選擇銀合歡入侵比率不同，研究成果可供不同環境，很難有一套標準作業，需因地制宜，僅做相關的建議。土壤必需要做的是沿海岸梯度變化的情形，以做為未來樹種選擇及相關作業的依據。

受委託單位簡報第 2 部分：黃組長國雄等簡報（詳如期末報告書）

評審委員提問及受委託單位回應：

蘇委員中原

有關菇類栽培部分，不同木屑發酵對菇類的產量是否改變？。研究時間為期一年是否足夠？

劉委員靜榆

1. 銀合歡木炭部分：木醋液未進行成分及成本分析，建議與竹醋液比較及市場接受程度。
2. 目前菇類栽培以太空包，是否考慮用實木以及其效果如何？

陳技士玄武

1. 未來建造土窯其使用年限約多久？
2. 燒置各類木炭每一種之溫度是否相同？如果相同為何每次需測定？
3. 各種菌類最適的條件，是否有其他相關研究？為何本研究需進行測試，與後續添加物有關？
4. 為何銀 2 與雜 9 進行比較，而不是採用銀 2 與雜 2。
5. 高熱質生質燃料部分：造粒加水比率以 25：9 最佳，與原木含水率差異多少。含水率比較高，是否需再進行乾燥。不同的銀合歡木材直徑大小，是否有所差別？
6. 銀合歡有效成分部分：進行粗萃取有區分為不同的地區，請問是否有區分不同的單株？本研究所獲得 17 種主要成分，其藥理性質方面為本研究成果或是其他研究所得？

黃組長國雄

1. 竹醋液 80%是水分、10%是醋酸，其他為有機物等；可以做為保濕、昆蟲忌避劑等，所以利用極廣，目前研究很少；竹醋液與木醋液成分有所差異，此部分預定下階段進行。
2. 燒製木炭時放置溫度感應器測溫度，只要目的為瞭解內部溫度的變化情形，主要觀察煙囪溫度，做為燒製木炭作業的參考。每個窯的情形不同，所以測量其溫度變化至穩定。窯頂用土來蓋，目前則有用磚與建，可用 10、20 年。

王教授均琍：

1. 木屑不同的醱酵程度對菇類生長確有影響，有些菌類喜歡吃木質素，所以醱酵久的木屑生長好；但喜歡吃纖維素的菌類，則是未醱酵的木屑生長較好，因此，要去測試出最好的狀態。研究時間的問題，當然還有需進行後續觀察與研究。
2. 實木的價格比價高，所以目前大都使用木屑，因使用量很大有部分採進口。
3. 溫度與 PH 資料已有，但不見得有系統，其他研究成果見得適合本地使用，因微小的差異結果就不相同會有所差異，依研究結果給予最適的生長環境。
4. 用銀 2 與雜 9 進行比較，因為雜 9 是現有市場上的貨品。

黃教授金城

1. 加水比率以 25：9 其含水率約比生材低一點；造粒後需再乾燥，主要目的是提高熱質。
2. 粒徑需考慮造粒大小，粒徑愈小表面積愈大，亦考慮磨碎成本較高；歐美地區選擇粒徑大都在 20mesh 以下。

宋教授丁洪

1. 未進行單株比較，主要因最少量為 5 公斤，單一株實無法達到，故僅做產地收益之比較，產地之間其化學組成無差異。

2. 報告書所列藥理是從文獻發現，以後可以探討其他功能，如殺菌或殺蟲等。

會議決議：本案審查結果：通過。

散會時間：98年11月17日下午17時10分。

參考書目

一、熱帶海岸林土地使用及植生變遷影像監測

- 王相華、張惠珠、徐國士、洪州玄、高瑞卿。2007。先驅外來樹種入侵墾丁國家公園香蕉灣海岸林生態保護區。國家公園學報 17: 1~13。
- 陳永寬、吳守從。2002。結合航測資訊與地景指數探討南仁山生態保護區之干擾因子。航測及遙測學刊 7: 3~22。
- 陳朝圳、鍾玉龍。2003。應用 IKONOS 衛星影像於墾丁國家公園植群圖繪製之研究。國家公園學報 13: 85-102。
- 黃國楨、鍾玉龍、林美雲、李久先。2004。航空照片應用於大鵬灣土地利用變遷之研究。航測及遙測學刊 9: 35-46。
- 鍾玉龍、呂明倫。2006。綠島地景動態之研究。特有生物研究 8: 87~96。
- 鍾玉龍、呂明倫。2006。衝擊指標應用於保安林地人為衝擊之研究。遙感學報 10: 538-543。
- 鍾玉龍、陳朝圳、呂明倫。2005。地景異質性演變之研究：以南仁山生態保護區為例。特有生物研究 7: 51-61。
- Aldos CL, B Pueyo, O Barrantes, L Giner and AB Robles. 2004. Variation in landscape patterns and vegetation cover between 1957 and 1994 in a semiarid Mediterranean ecosystem. *Landscape Ecology* 19: 543-559.
- Chou CH and YL Kuo. 1986. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. *Journal of Chemical Ecology* 12: 1431-1448.
- Mertens B and EF Lambin. 2000. Land-cover-change trajectories in southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers* 90: 467-495.
- Mouillot F, JR Ratte, R Joffre, D Mouillot and S Rambal. 2005. Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). *Landscape Ecology* 20: 101-112.
- Rocchini D, GLW Perry, M Salerno, S Maccherini and A Chiarucci. 2006. Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve. *Landscape and Urban Planning* 77: 167-177.
- Shalaby A and R Tateishi. 2007. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring

land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography* 27: 28-41.

Smith BE, PL. Marks and S Gardescu. 1993. Two hundreds years of forest cover changes in Tompkins county, New York. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120: 229-247.

Southworth J, H Nagendra, LA Carlson and C Tucker. 2004. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. *Applied Geography* 24: 303-322.

Yoshida K and S Oka. 2004. Invasion of *Leucaena leucocephala* and its Effects on the Native Plant Community in the Ogasawara (Bonin) Islands. *Weed Technology* 18: 1371-1375.

二、熱帶海岸林復舊作業技術及植生變化監測

甘偉航、胡大維。1987。海岸防風林破壞跡地林下栽植更新試驗。林業試驗所研究報告季刊 2。1。：1-15。

王相華、洪聖峰、郭耀綸、陳芬蕙。2009。復舊苗木在墾丁熱帶海岸林銀合歡防除地之初期生長。國家公園學報 19。1。：9-22。

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。內政部營建署墾丁國家公園管理處。47 頁。

何坤益。2006。台灣海岸林造林之撫育管理。臺灣林業 32。1。：40-43。

許正一。2009。墾丁熱帶海岸林天然更新復舊潛力評估:土壤特性及其對苗木栽植之影響。行政院農業委員會林務局委託辦理計畫系列編號 97-00-5-32。國立屏東科技大學。34 頁。

郭幸榮。2005。森林生態復育之理論與實例。臺灣林業 31。1。：46-54。

蕭祺暉。2002。海岸林鹽沫為害與復育造林。臺灣林業 28。6。：27-28。

Blakesley, D., Hardwick, K., and Elliott, S. 2002. Research needs for restoring tropical forests in Southeast Asia for wildlife conservation: framework species selection and seed propagation. *New Forests* 2(4): 165-174.

Chou, C.H., and Kuo, Y.L. 1986. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. *Journal of Chemical Ecology* 12(6): 1431-1448.

Diaz, S., Symstad, A.J., Chapin, F.S., Wardle, D.A., and Huenneke, L.F. 2003.

- Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology & Evolution* 18(3): 140-146.
- Florentine, S.K., and Westbrooke, M.E. 2004. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia *Land Degradation & Development* 15(1): 1-13.
- Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D., and Reich, P. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417688(9): 636-638.
- Lamb, D., Erskine, P.D., and Parrotta, J.A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310575(4): 1628-1632.
- Ostertag, R., Cordell, S., Michaud, J., Cole, T.C., Schulten, J.R., Publico, K.M., and Enoka, J.H. 2009. Ecosystem and Restoration Consequences of Invasive Woody Species Removal in Hawaiian Lowland Wet Forest. *Ecosystems* 12(3): 503-515.
- Shono, K., Cadaweng, E.A., and Durst, P.B. 2007. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620-626.
- Walton, C. 2003. *Leucaena leucocephala*. in Queensland. In Pest Status Review Series, Queensland: Department of Natural Resources and Mines, pp 51.
- 三、熱帶海岸林指標動物組成及復舊過程變化監測**
- 葛兆年、陳一銘、莊玲木、董景生。2009。福山試驗林鳥類群聚之棲地及季節分布。中華林學季刊 42(3)： 447-457。
- 山馥嫻、董景生、許嘉錦、陳世煌、楊平世。2008。金門地區動物群聚監測方法初探。台大實驗林研究報告 21(3)： 207-227。
- Borgelt, A. & New, T. R. 2006. Pitfall trapping for ants (Hymenoptera, Formicidae) in mesic Australia: what is the best trapping period? *Journal of insect conservation*. 10: 75-77.
- Burggren, W. W. & McMahon, B. R. 1988. Introduction. In: *Biology of the land crabs*. eds. W. W. Burggren & B. R. McMahon, pp.1-10, Academic Press, Cambridge.
- Pan, C. A. 2002. Comparison of ant community composition on the ground of two types of habitat in Fushan experimental forest, Graduate Institute of Entomology, National Taiwan University, Master Thesis, 159pp.
- Lin, C. C. 1998. Systematic and Zoogeographic Studies on the Ant Subfamily

- Myrmicinae in Taiwan (Hymenoptera: Formicidae), Graduate Institute of Plant Pathology and Entomology, National Taiwan University, Doctoral Dissertation, 748pp.
- Lu C. H. 2001. The Ant Fauna in Fushan Botanical Garden, Graduate Institute of Entomology, National Taiwan University, Master Thesis, 155pp.
- Agosti, D. Majer, J. D, Alonso, L. E, & Schultz, R T. 2000. Ants, Standard methods for measuring and monitoring biodiversity, Smithsonian Institution press.
- Green, P. T. 1997. Red crabs in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: activity patterns, density and biomass: *Journal of Tropical Ecology*, 13:17-38.
- Green, P. T. O'Dowd, D. J. & Lake, P. S. 1997. Control of seedling recruitment by land crabs in rain forest on a remote oceanic island: *Ecology*, 78: 2474-2486.
- Hicks, J. W. 1985. The breeding behaviour and migrations of the terrestrial crab *Gecarcoidea natalis* (Decapoda: Brachyura). *Australia Journal of Zoology*, 33: 127-142.
- Lin, Z. T. Ma, F. G. & Chang, N. H. 1995. The study of vegetation and natural regeneration in Fushan Experimental Forest. In: Horng FW, editor. Proceedings of the symposium at the centenary celebration of Taiwan Forestry Research Institute; 1995 Jan 4-6; Taipei, Taiwan. p 71-81. [in Chinese].
- Liu, H. C. & Jeng, M. S. 2005. The population and reproduction of *Epigrapsus notatus* (Brachyura: Gecarcinidae) from Taiwan. *Journal of Crustacean Biology*, 25: 135-140.
- Liu, H. C. & Jeng, M. S. 2007. Some reproductive aspects of *Gecarcoidea lalandii* (Brachyura: Gecarcinidae) in Taiwan. *Zoological Studies*, 46: 347-354.
- Majer, J. D. 1983. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environ. Manag.* 7: 375-383.
- Yang, P. S. Wu, W. J. & Hsu T. C. 1986. The Insect Fauna in Ha-Pan Areas (I), Council of Agriculture, Executive Yuan.
- Yang, P. S. Wu, W. J. & Hsu T. C. 1987. The Insect Fauna in Ha-Pan Areas (II), Council of Agriculture, Executive Yuan.
- Puja, B. 2005. Tropical ecology, assessment, and monitoring (TEAM) initiative ant monitoring protocol.
- Sherman, P. M. 2002. Effects of land crabs on seedling densities and distributions in a

mainland neotropical rain forest: *Journal of Tropical Ecology*, 18:67-89.

- Tsai, W. H. 1998. Taxonomic Study on the genera *Anochetus*, *Odontomachus* and *Leptogenys* (Hymenoptera: Formicidae) in Taiwan, Graduate Institute of Plant Pathology and Entomology, National Taiwan University, Master Thesis, 89pp.
- Wolcott, T. G. 1988. Ecology. In: *Biology of the land crabs*, eds. W. W. Burggren & B. R. McMahon, pp.55-96, Academic Press, Cambridge.

四、熱帶海岸林原生樹種及銀合歡之生態生理學特性研究

- 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、洪聖峰、郭耀綸、陳芬蕙。2009。復舊苗木在墾丁熱帶海岸林銀合歡防除地之初期生長。國家公園學報 19(1): 9~22。
- 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第 112 號，共 47 頁。
- 呂明倫、鍾玉龍。2007。墾丁國家公園銀合歡空間分布特徵之研究。特有生物研究 9(2): 7~18。
- 郭耀綸、范開翔、黃慈薇、李彥屏、吳惠綸、蔡瑞芬。2004。台灣三十種闊葉樹陽葉氣體交換潛力之研究。台灣林業科學 19(4): 375~386。
- 鍾玉龍、李明倫。2006。SPOT 衛星影像於墾丁國家公園銀合歡入侵分布之繪製。台灣林業科學 21: 167~177。
- Chen, R. F., H. H. Wang and C. Y. Wang. 2008. Dissipation of Glyphosate Injected into the Lead Tree (*Leucaena leucocephala*) in Different Seasons in Taiwan. *Taiwan J For Sci* 23(4): 287-299.
- Hwang, T. Y., L. M. Hsu and C. Y. Wang. 2009. A Study on the Control of Lead Tree [*Leucaena leucocephala* (Lamark) de Wit] by Herbicides. *Crop, Environ Bioinform.* 6(3): 157-163.

五、熱帶海岸林土壤性質、肥力及復舊過程變化監測

- 許正一、王相華、伍淑惠、張英琇。2004。墾丁高位珊瑚礁自然保留區土壤之化育作用與分類。台灣林業科學 19(2):147-158。

許正一、張焜標。2009。墾丁熱帶海岸林天然更新復舊潛力評估:土壤特性及其對苗木栽植之影響。行政院農業委員會林務局委託辦理計畫系列編號 97-00-5-32。34 頁。

劉禎祺。1992。墾丁地區土壤之形態特性、化育作用與分類探討。國立台灣大學農業化學研究所碩士論文。

Blake, G. R., and Hartge, K. H., 1986, Bulk density, pp. 363-375. In A. Klute (ed). Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr.9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Danieks, B.A., and Skipper, H.D., 1982. Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. In: Methods and principles of mycorrhizal research, 29-35. Amer. Phytopathol. Soc.

Gee, G.W., and Bauder, J.W., 1986. Particle-size analysis. p. 383-411. In A. Klute (ed.) Methods of Soil Analysis, Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.

Ho, C.S., 1975. An introduction to the geology of Taiwan. Taipei, Taiwan: Central Geological Survey, Ministry of Economic Affairs. 192-195.

Keeney, D.R., and Nelson, D.W., 1982. Nitrogen: inorganic forms. p. 643-698. In A. L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.

Liu J.C., and Z.S. Chen. 1993. Ultisols and Alfisols of Kenting area, south Taiwan: morphology, properties and classification. Chinese Agri Chem Soc J 31:274-85.

McLean, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. p. 199-224. In A. L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, USA

Moose, B., 1973. Advances in the study of vesicular-arbuscular mycorrhiza. IV. In soil given additional phosphate. New Phytol. 72, 127-36.

Moose, B., D. P. Stribley and F. Letacon. 1981. Ecology of mycorrhizae and mycorrhizal fungi. In: M. Alexander ed., Advance in Microbial Ecology. Plenum Press, London. p.137-210.

Nelson, D. W., and L. E. Sommers. 1982. Total carbon, OC, and organic matter. p. 539-577. In A. L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.

- Olsen, S., R., and Sommers, L. E., 1982. Phosphorus. p: 403-427. In A. L. Page. (ed.)
 Methods of soil analysis, Part 2. American Society of Agronomy, Soil Science of
 America, Madison, Wisconsin, USA.
- Simonson R.W., 1994. Morphology and composition of specimen soils, Okinawa.
 Geoderma 63:19-42.
- Thomas, G. W., 1982. Exchangeable cation. p. 159-165. In A. L. Page et al. (eds.)
 Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and ASSS,
 Madison, WI, USA.
- Woodroffe C.D., and R.J. Morrison. 2001. Reef-island accretion and soil development
 on Makin, Kiribati, central Pacific. Catena 44:245-61.

六、銀合歡木材製炭技術之研究

- 呂明倫、鍾玉龍。2007。墾丁國家公園銀合歡空間分布特徵之研究。特有生物研
 究 9(2)：7-18。
- 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 期 P.41-51。
- 林裕仁、何振隆、余欣怡、黃國雄。2008。土窯燒製柳杉枝梢材木炭之研究。中
 華林學季刊 41(4):549-558。
- 林務局。2007。林業統計電子書。林務局出版。
- 洪崇彬。2002。木質廢棄物製造之炭化材基本性質與利用。國立台灣大學森林學
 研究所博士論文。
- 陳阿興。2002。台灣柳杉人工林之現況。綠色矽島系列研討會—柳杉人工林經營研
 討會論文集。台北。第 9-16 頁。
- 日本木炭新用途協議會。2007。木炭の新しい使い方—新用途木炭の用途別基準。
 社団法人全国燃料協會。
- 岸本定吉。1998。炭。創森社 P.22-24。
- Ogawa M, Y Okimori and, F Takahashi. 2006. Carbon Sequestration by Carbonization
 of Biomass and Forestation: Three Case Studies. *J. Mitigation and Adaptation
 Strategies for Global Change* 11(2): 421-436.
- Okimori, Y, M Ogawa and F Takahashi. 2003. Potential of CO₂ emission reductions by

carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in South Sumatra, Indonesia. *J. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 8(3):261-280.

七、利用銀合歡木屑栽培食用菇類之研究

水野卓、川合正允（賴慶亮譯）。1997。菇類的化學、生化學。國立編譯館。

王次男。2005。有待馴化或開發之珍貴菇類。農業世界。257：33-37。

王伯徽、陳啟楨、華傑。1998。食藥用菇類的培養與應用。食品工業研究所：第 M-87-019 號，新竹，台灣，187 頁。

王伯徽。1992。認識食藥用菇。食品工業 24（12）：8-15。

王伯徽。2000。具開發潛力食藥用菇介紹。食品工業 32（5）：1-17

王伯徽。2005。食藥用菇菌類保健食品產業發展彙編（上）。食品工業研究所。

王均琍、林琬婷。2008。乾燥溫度對粉紅玫瑰菇與柳松菇抗氧化活性之影響（1）中華真菌學會 97 年會海報張貼。台中。

王均琍、張雅婷。2008。乾燥溫度對數種菇類抗氧化活性之影響（2）中華真菌學會 97 年會海報張貼。台中。

王均琍、黃玉如。2005。巴西蘑菇（*Agaricus blazei* Murill）菌絲體液態培養與乾燥方式之抗氧化能力比較。中華真菌學會 94 年會海報張貼。台中。

王均琍、蔡玫慧。2007。酒杯菇菌絲體生長與出菇條件之研究。2007 大型真菌研討會。彰化。

王均琍。2005。「原住民保留地食（藥）用菇栽培試驗計畫」栽培管理技術與實務報告書。台東縣政府委託。

王義善、蔡青園、鄭秋桂、王均琍。2008。台灣鮮食菇類產業關鍵成功因素之探討。台灣銀行季刊。59（3）222-239

白嵐。2007。香菇某些營養成分與藥用成份的分析。周口師範學院學報 24（5）：101-102。

江枝和、朱丹、楊佩玉。1999。姬松茸的栽培技術。食用菌學報 6（1）：33-38。

吳靜宜、邱金如、黃絲恩、蘇欣渝。2007。影響菇類菌絲體多醣體生成的培養條件研究。

- 吳寬澤。2001。巴西洋菇木屑栽培。農業試驗所技術服務 3：18-20。
- 施澤榮、朱萍。2002。食用菌培育法。中國林業出版。
- 吳寬澤。2003。台灣重要之菌菇-巴西蘑菇。永續農業 19：33-35。
- 吳寬澤。2005。巴西蘑菇。社團法人台灣食藥用菇菌類生技協會 41-45。
- 吳寬澤。2007。舞菇環控瓶栽生產技術之研發與技轉。農科新世紀 36(9)：38-42。
- 林秉濤(P. C. Lin)、張松疇(S. T. Chang)、周新添(S. T. Chow)。1956。飼料蛋白質資源調查研究 (第三報) 銀合歡飼料化試驗(I)。中華農業研究 6 卷 2 期 (1956/08) 15-22。
- 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 期 (2007/12) 41-51
- 張慧秋。2000。探討銀合歡種子內含成份 mimosine 的抗癌作用之分子機制。高雄醫學大學/醫學研究所。
- 梁志欽。2000。金頂側耳之栽培。農業世界 204：71-73。
- 莊苓萍。1996。食用菌的營養價值。食品工業 28：30-38。
- 莊苓萍。1996。食用菌的營養價值。食品工業 28 (9)：30-38。
- 陳淑芳。2001。面對面接觸保健菇-走訪過內保健菇產業。農業世界雜誌 216：84-88。
- 陳裕鏞、張鴻民。2004。菇類食品的免疫調節能力。科學發展 384：30-37。
- 陳德明。2001。食用菌生產技術手冊。上海科學技術出版社。
- 黃進發。2000。食藥用菇的抗氧化 SOD 之研發與利用。食品工業月刊 32：43-53
- 黃毅蓉。2004。柳松菇子實體與菌絲體之成分分析及黃耆藥材品質之評價。國立屏東科技大學碩士論文。共 122 頁。
- 董仲國、劉振偉。2007。灰樹花高產栽培技術。現代農業科技 2007 (10)：35-35。
- 詹天助。2003。新社鄉香菇農場經營之財務分析。碩士論文。台中：國立中興大學應用經濟學研究所。
- 蒙家嬋。2006。香菇保鮮與菌絲生長生長期間香菇太空包內氣體組成之變化。碩士論文。台中：國立中興大學園藝學系。
- 顏秀真。2006。影響巴西蘑菇菌絲體生長及產菇因子之探討。
- 嚴滄涼。2004。香菇生產成本簡要分析。農業世界雜誌 204：64-66。

- Banik, S., and R. Nandi,. 2004. Effect of supplementation of rice straw with biogas residual slurry manure on the yield, protein and mineral contents of oyster mushroom. *Industrial Crops and Products* 20: 311-319.
- Breen, A. and F. L. Singleton .1999. Fungi in lignocellulose breakdown and biopulping. *Curr. Opin. Biotechnol.* 10:252-258.
- Chang, H.L., G. R. Chao, C. C. Chen, and J. L. Mau . 2001. Non-volatile taste components of *Agaricus blazei*, *Antrodia camphorata* and *Cordyceps militaris* mycelia. *Food Chem.* 74: 203-207.
- Dong, Q., J. Yao, X. T. Yang, and J. N. Fang. 2002. Structural characterization of a water-soluble β -D-glucan from fruiting bodies of *Agaricus blazei* Murril. *Carbohydrate Res.* 337: 1417-1421.
- Griensven, L. J. L. D. 1988. The cultivation of mushrooms. Mushroom Experimental Station. Netherlands. 495 pp.
- Hyun, J.W., C. K. Kim, C. H. Park, J. M. Yoon, M. J. Shion, C. Y. Kang, E. C. Choi, and B. K. Kim .1996. Antitumor components of *Agrocybe cylindracea*. *Archives of Pharmacological Research* (Seoul) 19 : 207-212.
- Lee Y.L., S.Y. Jian, P.Y. Lian and J.L. Mau .2008. Antioxidant properties of extracts from a white mutant of the mushroom *Hypsizygus marmoreus* . *Journal of Food Composition and Analysis.* 21 : 116-127.
- Park, S. and J. S. Lee .1990. Optimization of sawdust media composition and culture conditions for the mycelial growth and primordia of formation of *Agrocybe cylindracea*. *Korean J. Mycol* 18 : 198-200.

八、利用銀合歡發展高熱值生質燃料之研究

- 王松永、丁昭義。1984。林產學，台灣商務印書館，p.439。
- 呂福原、蔡昆煌、莊純合、張義雄。1997。台灣商用木材圖鑑，p.15。
- 林法勤。2007。國產木質顆粒燃料研發與應用－各國木質顆粒燃料發展現況，行政院農業委員會林務局 96 年委託計畫結案報告，pp.3~18。
- 袁振宏、吳創之、馬隆龍。2005。生物質能源利用原理與技術，化學工業出版社，p.3, pp.149~170。
- 劉一星、李海朝。2005。木質廢棄物再生循環利用技術，化學工業出版社，pp.87

~109。

- Arshadi, M., R. Gref. 2005. Emission of volatile organic compounds from softwood pellets during storage. *Forest product Journal* 55.12.132-135.
- Erlich, C., E. Björnbom, D. Bolado, M. Giner, T. H. Fransson . 2006. Pyrolysis and Gasification of Pellets from Sugar Cane Bagasse and Wood. *Fuel* 85:1535~1540.
- Hartley, I.D., L. J. Wood. 2008. Hygroscopic properties of densified softwood pellets. *32: 90-93.*
- Holm, J. K., U. B. Henriksen, J. E. Hustad, L. H. Sørensen. 2006. Toward an understanding of controlling parameters in softwood and hardwood pellet production. *Energy & Fuels* 20: 2686-2694.
- Holm, J. K., U.B. Henriksen, K. Wand, J. E. Hustad, D. Posselt. 2007. *Energy & Fuels* 21: 2446-2449.
- Lehtikangas, P. 2000. Storage effects on pelletised sawdust, logging residues and bark. *Biomass and Bioenergy* 19:287-293.
- Lehtikangas, P. 2001. Quality properties of pelletised sawdust, logging residues and bark. *Biomass and Bioenergy* 20:351-360.
- Olsson, M., J. Kjällstrand, G. Petersson . 2003. Specific chimney emissions and biofuel characteristics of softwood pellets for residential heating in Sweden. *Biomass & Bioenergy*. 24:51-57.
- Ståhl, M., K. Granström , J. Berghel, R. Renström. 2004. Industrial processes for biomass drying and their effects on the quality properties of wood pellets. *Biomass and Bioenergy* 27.6): 621-628.
- Swaan, J., S. Melin . 2008. Wood pellet expert history-opportunity's-challenges pp.9-12.
- <http://www.bioenergy.org.nz/> Bioenergy Association of New Zealand.
- <http://www.biomasspelletmill.com/>, PelHeat Ltd..
- <http://www.pelletclub.jp/en/pellet/history.html>, Pellet Club Japan.
- http://www.lcicorp.com/Granulation/pellet_mill.html, LCI Corporation.

九、銀合歡葉子及果實高附加價值生物活性成分之分離與應用

- 李明仁、林錫鑫(1988)木蝨對銀合歡固氮作用之影響。嘉義農專學報 17:67-77。
- 李學堅、鄧家剛、覃振林(2004)銀合歡葉提取物降血糖作用的實驗研究。天然

產物研究與開發 16(1)：41-43。

李學堅 (2005)銀合歡葉總黃酮抑菌、利尿的實驗研究。廣西中醫學院學報 8(3)：13-14。

李學堅、鄧家剛、覃振林(2006)銀合歡葉總生物鹼保肝降酶作用的實驗研究。中國中醫藥科技 13(3)：164-165。

呂福原、陳民安(2002)墾丁國家公園外來種植物對原生植物之影響---以銀合歡為例。內政部營建署墾管處研究報告第 112 號。

吳筱婷(2006)木賊對 *Staphylococcus simulans* 之抗菌活性研究。台北醫學大學生藥學研究所碩士論文。

吳志鴻 (2004) 相思樹心材具抗氧化及抗發炎成分之分析與鑑定。國立台灣大學森林學系研究所博士班論文。191 pp。

林俊祐(2009) Pheophytin a 抑制內毒素刺激之巨噬細胞 Nitric Oxide Synthase-2 合成。高雄醫學大學醫學碩士論文。

周德榕(2004)李棟山桑寄生之活性成分研究。長庚大學天然藥物研究所碩士論文。98 頁。

施炎輝(2007)葉綠素衍生物光動力治療誘發人類舌癌 SCC-4 細胞死亡之機制探討。中原大學醫學工程研究所碩士論文。

陳朝圳(2003)劣化生態系復育-外來樹種入侵對生態系之影響(銀合歡入侵調查)，行政院農委會林務局委託研究計畫系列。

郭耀綸(1983)銀合歡之植物相剋潛能研究。國立臺灣大學森林研究所碩士論文。

張慧秋(2000)探討銀合歡種子內含成份 mimosine 在試管內與活體動物抗癌作用之分子機制。高雄醫學大學醫學研究所博士論文。

Chen, S. C., L. L. Hong, C.Y. Chang, C. J. Chen, M. H. Hsu, Y. C. Huang, T. H. Huang and S. C. Kuo (2003)Antiproliferative Constituents from *Gynura divaricata subsp. Formosana*. The Chinese Pharmaceutical Journal 55 : 109-119.

Chou, C.H. and Y.L. Kuo (1986) Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. III. Allelopathic exclusion of understory by *Leucaena leucocephala*

- (Lam.) de Wit. *Journal of Chem. Ecol.* 12:1431-1448.
- Halliwell, B. (2001) Role of free radicals in the neurodegenerative diseases: therapeutic implications for antioxidant treatment. *Drugs and Aging* 18 : 685–716.
- Hirobe, T. (2005) Role of keratinocyte-derived factors involved in regulating the proliferation and differentiation of mammalian epidermal melanocytes. *Pigment Cell Research* 18 : 2-12.
- Ioannou, E., A. F. Abdel-Razika, M. Zervouc, D. Christofidisa, X. Alexid, C. Vagiassa, M. N. Alexisd and V. Roussisa (2009) 5 α , 8 α - Epidioxysterols from the gorgonian *Eunicella cavolini* and the ascidian *Trididemnum inarmatum*: Isolation and evaluation of their antiproliferative activity. *Steroids* 74 : 73-80.
- Kuo, Y.L., C.Y. Chiu and C.H. Chou (1989) Comparative allelopathic dominance of tropical vegetation in the Hengchun peninsula of southern Taiwan. In: *Phytochemical Ecology: Allelochemicals, Mycotoxins, and Insect Pheromones and Allomones*. Institute of Botany, Academia Sinica Monograph Series No. 9.
- Lee, T. K., R. T.P. Poon, J. Y. Wo, S. Ma , X..Y. Guan , J. N. Myers , P. Altevogt, and A. P.W. Yuen. (2007) Lupeol suppresses cisplatin-induced nuclear factor- κ B activation in head and neck squamous cell carcinoma and inhibits local invasion and nodal metastasis in an orthotopic nude mouse model. *Cancer Res* 67(18) : 8800-8809.
- Nakagawa, T., T. Yokozawa, K. Terasawa, S. Shu and L.R. Juneja (2002) Protective activity of green tea against free radical- and glucose-mediated protein damage. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50 : 2418–2422.
- Mortimer, B.C., D.J. Holthouse, I.J. Martins, R.V. Stick and T.G. Redgrave(1994) Effects of triacylglycerol-saturated acyl chains on the clearance of chylomicron-like emulsions from the plasma of the rat. *Biochim Biophys Acta* 1211(2) : 171-80.
- Prasad, S., N. Kalra, M. Singh and Y. Shukla (2008) Protective effects of lupeol and mango extract against androgen induced oxidative stress in Swiss albino

- mice. *Asian. J. Androl* 10(2) : 313–318.
- Salleem, R., S. I. Ahamad, M. Ahmed, Z. Faizi, Sa. Zikr-Ur-Rehman, M. ALI and S. FAIZI (2003) Hypotensive activity and toxicology of constituents from *Bombax ceiba* stem bark. *Biol. Pharm. Bull.* 26(1) : 41-46.
- Shiino, M., Y. Watanabe and W. Umezawa (2001) Synthesis of N-substituted N-nitrosohydroxylamines as inhibitors of mushroom tyrosinase. *Bioorganic and Medicinal Chemistry* 9 : 1233.
- Solano, F., S. Briganti, M. Picardo and G. Ghanem (2006) Hypopigmenting agents: an updated review on biological, chemical and clinical aspects. *Pigment Cell Res* 19 : 550-571.
- Smith, K.W., F.W. Cain, G. Talbot (2005) Kinetic analysis of nonisothermal differential scanning calorimetry of 1,3-dipalmitoyl-2-oleoylglycerol. *J Agric Food Chem.* 53(8) : 3031-40.
- Sturm, R.A., N.F. Box and M. Ramsay (1998) Human pigmentation genetics: The difference is only skin deep. *BioEssays* 20 : 712–721.
- Tripathi, R. K., V. J. Hearing, K. Urabe, P. Aroca and R. A. Spritz (1992) Mutational mapping of the catalytic activities of human tyrosinase. *Journal of Biological Chemistry* 267 : 23707–23712.
- Wang, D.F., J. Li, C.H. Wang, G.W. Zhao, Y. Jin, D.D. Chen and S. Ye (2000) Study on the component and immune activity of polysaccharides from tea. *Journal of Tea Science* 20 : 45-50.
- Yamaguchi, T., H. Takamura, T. Matoba and J. Terao (1998) HPLC method for evaluation of the free radical-scavenging activity of foods by using 1,1-Diphenyl-2-picrylhydrazyl. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry* 62(6) : 1201-1204.