

銀合歡移除及栽植作業對現地保留原生木本植物之短期影響-以墾丁海岸林復舊地為例

王相華¹，陳芬蕙^{1,2}

¹林業試驗所福山研究中心； ²通訊作者(fhchen@tfri.gov.tw)

[摘要] 墾丁國家公園內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。試驗地作業前為農耕地廢棄後遭銀合歡入侵之林地，成(幼)樹(DBH \geq 1cm)的密度為7,645株/ha，其中銀合歡占72%。試驗地分為12 m與6 m兩種寬度之銀合歡移除帶，移除帶之間有3 m之保留帶，以達遮蔭及防風效果。銀合歡於2008年梅雨季前移除，並於作業前後進行現地保留原生木本植物之調查。結果顯示銀合歡移除及栽植作業不會減少成(幼)樹的密度及物種數，但會降低其樹冠面積，此外10月時冠幅的大幅下降則導因於颱風干擾。相對的，移除作業會明顯降低稚樹(DBH<1 cm，高度 \geq 50 cm)及幼苗(高度<50 cm)的密度及物種數，且12 m移除帶的受害情形多比6 m顯著，密度減少約1/3。整體來說，銀合歡移除作業對幼小木本植物衝擊較大，移除帶越寬植生受到的影響也越大。但本研究結果顯示，多數受擾動的植生可在一個生長季內經由幼苗庫與種子庫等更新材料快速補充恢復，但未來植生更新之速度與方向，則需要進一步的監測研究。

關鍵字：銀合歡、外來種、入侵種、復舊、植生動態

Short-Term Effects of *Leucaena leucocephala* Removal and Restoration Planting to Remaining Native Woody Plants in A Kenting Coastal Forest Restoration Site

Hsiang-Hua Wang¹ and Fen-Hui Chen^{1,2}

¹ Fu-Shan Research Center, Taiwan Forestry Research Institute, ² Corresponding author (fhchen@tfri.gov.tw)

ABSTRACT *Leucaena leucocephala* is a widely-spread exotic invasive species that has seriously threatened the natural ecosystem in Kenting National Park. Therefore, *L. leucocephala* removal and native vegetation restoration are urgent issues to be addressed. A 2.2-ha experimental site, an abandoned farm, was dominated by *L. leucocephala* before treatment. Density of all trees with DBH \geq 1cm was 7,645 trees/ha, with 72% being *L. leucocephala*. There were two widths of removal zone, 12-m and 6-m, respectively, and a 3-m preservation zone (no *L. leucocephala* removal) between the removal zones. Woody plant surveys were conducted before and after removal of *L. leucocephala* prior to the rainy season in May 2008. Our results showed that *L. leucocephala* removal and restoration planting did not affect trees with DBH \geq 1 cm in terms of density and species richness, but canopy area of trees was reduced, especially in the 12-m removal zone. Furthermore, considerable canopy area was reduced in October as a result of typhoon disturbance. In contrast, removal of *L. leucocephala*

significantly decreased the density and species richness of saplings (DBH<1 cm and height \geq 50 cm) and seedlings (height<50 cm), especially in the 12- removal zone. Average density of saplings and seedlings was reduced by 1/3. Overall, *L. leucocephala* removal had more impact on smaller trees. Vegetation was affected slightly more in wider removal zones. However, most of the disturbed vegetations would recover after a growing season through various regeneration sources, such as seedling bank and seed bank. Long-term monitoring is suggested to fully understand the effects of *L. leucocephala* removal on subsequent vegetation regeneration.

Keywords: *Leucaena leucocephala*, exotic species, invasive species, restoration, vegetation dynamics

前言

入侵外來種植物在過去數十年來已成爲研究的焦點，因爲其對原生種之生存與生態系之完整性的威脅日益嚴重(Loope 1993, Vitousek et al. 1996, Denslow 2007)。其中，原產於中美洲的銀合歡(*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit)被IUCN列名爲世界百大嚴重危害生態之外來入侵生物(GISD 2006)，其在台灣不僅分布範圍廣泛，蔣慕琰等(2003)更將之列爲台灣危害力最高之20種外來侵略性植物。銀合歡在墾丁國家公園範圍入侵情形嚴重(呂福原、陳民安 2002, 鍾玉龍、呂明倫 2006, 呂明倫、鍾玉龍 2007)，尤其以墾丁國家公園西海岸最爲嚴重(呂福原、陳民安 2002)，甚至有部份形成接近純林的優勢社會。由於銀合歡對入侵地生態系及生物多樣性造成很大的衝擊(王相華、洪聖峰 2005, 呂福原、陳民安 2002)，已成爲國家公園內急需解決的生態問題。因此，銀合歡防治及原生植被復育等相關研究及試驗的進行有其必要性與急迫性。

銀合歡一旦入侵便難以全面移除，尤其它的萌蘖能力強、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，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(呂福原、陳民安 2002, Kennedy et al. 2002, Walton 2003)，然對於已被銀合歡入侵之區域，則往往需要採取復舊處理以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

括外來種移除後及原生植被的重建兩部分(Blakesley et al. 2002, Florentine and Westbrooke 2004, Lamb et al. 2005, 郭幸榮 2005)，其中有關外來種移除的方法很多(Biggerstaff and Beck 2007, Simmons et al. 2007, Flory and Clay 2009)，但不論移除方法爲何，因爲移除過程時的干擾、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物的生長(Diaz et al. 2003, Mason and French 2007, Ostertag et al. 2009)。然有關原生植被受到移除作業影響的探討卻明顯不足，而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，但木本植物移除作業對環境的擾動強度與影響與草本植物移除作業不同(Ostertag et al. 2009)，實有需要進行相關試驗予以釐清。

爲將銀合歡入侵地復舊爲原生植被之林地，本實驗利用機械切除方式將銀合歡移除後，除儘量保留當地天然更新的原生植物外，並實施原生樹苗混植造林，試驗區分爲兩種寬度的移除帶。另爲避免大面積銀合歡砍伐造成的環境衝擊，銀合歡移除帶之間皆留存有3m的保留帶，可達遮蔭及防風等保護效果(Feyera et al. 2002)。本研究經由銀合歡移除前後的植被監測調查比較(5-7月)，及生長季末期(10月)植被的恢復情形調查，以及不同寬度銀合歡移除帶對植被的影響，探討銀合歡移除作業對試驗地原有植被的短期影響，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爲多層次、多樹種、高生物多樣性之林地。

材料與方法

一、試驗地區概述

本試驗地面積約2.2ha，位於屏東縣恆春鎮山海里之石珠地區，鄰近墾丁國家公園內之西海岸景觀公路(圖 1)。此區域有明顯的乾季(11-4月，月平均降雨量低於70 mm)與濕季(5-10月，月平均降雨量高於100 mm)，附近的恆春氣象站記錄之平均年降雨量為2001.7mm(中央氣象局恆春氣象站1989-2008年氣象資料)。

原為以果樹及農作栽培為主之農耕地，棄耕後始有銀合歡入侵，試驗前以銀合歡占優勢，其中夾雜殘餘果樹，如可可椰子(*Cocos nucifera* L.)、芒果(*Mangifera indica* L.)等。土壤為壤質砂土或砂質壤土，介於弱酸性至弱鹼性之間，土壤厚度隨著離海岸線距離增加而變大(許正一 2009)。試驗區內成(幼)樹(DBH \geq 1cm)的植物平均密度為7,645株/ha，胸高斷面積為18.4 m²/ha，其中銀合歡密度為

5,504株/ha(占72%)，胸高斷面積為8.6 m²/ha(占47%)。銀合歡以外之原生種以構樹(*Broussonetia papyrifera* (L.) L'Herit. ex Vent.)為主，也包括蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa* (Reinw.) Reich. f. & Zoll.)、血桐(*Macaranga tanarius* (L.) Muell.-Arg.)、破布烏(*Ehretia dicksonii* Hance)與恆春厚殼樹(*Ehretia resinosa* Hance)等樹種。

二、銀合歡移除作業

銀合歡的移除工作於2008年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。殘株分為兩種處理方式：1.樹幹直徑小於3cm者，留置於原地；2.樹幹直徑大於3cm者，將伐除之銀合歡置於保留帶邊緣。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，研究期間(2008年5-10月)共進行二次銀合歡根株萌蘖及幼苗之砍除作業。

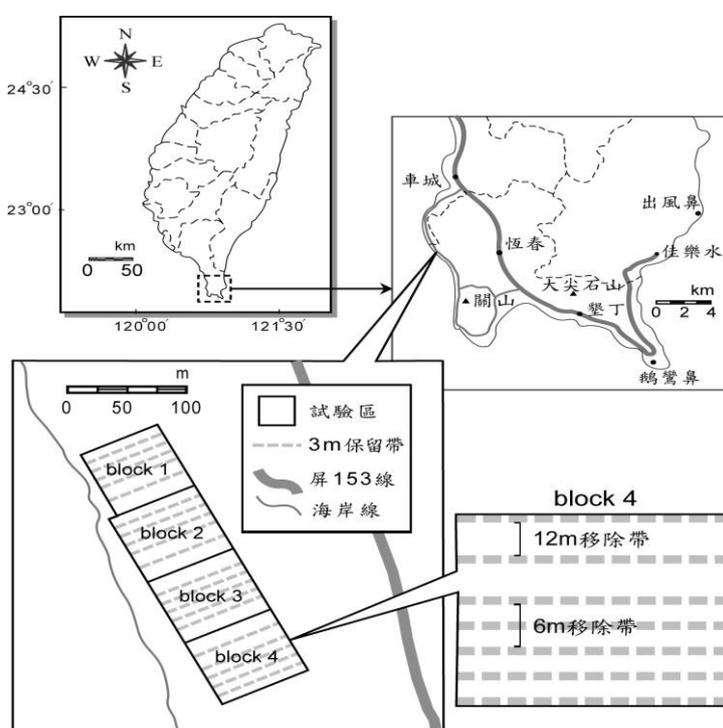


圖 1. 試驗地位置及配置圖

三、試驗設計

本試驗採逢機完全區集設計，共有四個區集，除區集1因地形關係為70m長，其餘區集皆為80m長。區集內銀合歡移除帶分為12m與6m兩種寬度(圖1)，而每個區集內有2條12m及4條6m之移除帶，移除帶內除了將銀合歡移除外，其它樹種全部保留。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，所以移除帶之間皆有3m之保留帶(銀合歡不移除)，方向約與海岸線垂直，有遮蔭及防風效果。

銀合歡移除後，並在2008年6月之梅雨期間栽植稜果榕(*Ficus septica* Burm. F)、黃槿(*Hibiscus tiliaceus* L.)及欖仁(*Terminalia catappa* L.)等17種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。

四、調查及分析方法

於銀合歡移除作業前(5月)、銀合歡移除及苗木栽植作業後(7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)種類，並依其大小區分為成(幼)樹(DBH \geq 1cm)、稚樹(DBH<1cm，高度 \geq 50cm)及幼苗(高度<50cm)等三群，調查方法如下：

1. 成(幼)樹及稚樹調查

每個試驗小區皆取一寬2m且平行於保留帶之穿越線，穿越線位於每一移除帶之中間，6m移除帶只取樣北邊的一區。在樣區內調查成(幼)樹(DBH \geq 1cm)之種類、胸高直徑及樹冠幅，並記錄林下稚樹之種類與株數。

2. 幼苗調查

在木本植物穿越帶上，每10公尺取一1m x 1m之調查區，在調查區中記錄木本幼苗之種類和株數。

另外，並以株數分別計算三個不同大小類群(成(幼)樹、稚樹及幼苗)之 Shannon-Wiener

指數(H')，以比較不同處理及各時期多樣性的變化：

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

(p_i 各物種之相對豐度)

此研究各項調查結果使用SAS Enterprise Guide 統計軟體4.1 版混合模型(mixed model)中的重複測量(repeated measures)來執行分析，再以Tukey多重比較方法來比較平均值之差異性。

結果

一、成(幼)樹(DBH \geq 1cm)之變化

2008年全年記錄到原生木本植物的成(幼)樹(DBH \geq 1cm)共有21種(表1)，主要樹種有構樹、蟲屎、血桐、破布烏與恆春厚殼樹5種，其中以構樹最優勢，約占總數量的1/3，總冠幅的40%。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。各調查項目的統計結果列於表 2。

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(表 1、圖 2)、每條穿越線平均約有8種的木本植物(圖 3)。銀合歡的移除作業對木本植物的密度、物種數與多樣性影響不明顯($p>0.4$ ，表 2、圖 3)，密度到10月時則有增加的趨勢，其中以構樹增加的數量最多，而兩種寬度移除帶的結果相似($p>0.5$ ，表 2、圖 2及圖 3)。

但銀合歡的移除作業則會明顯降低樹冠面積($p<0.01$ ，表 2、圖 4)，且12 m移除帶受破壞的情形大致較6 m移除帶明顯，其中12 m移除帶冠幅總面積平均減少2,900 m²/ha，平均每株樹冠面積減少1.6 m²。然兩種處理在10月時樹冠面積受颱風之影響皆大幅下降。受試驗地不同區塊結構差異的影響，兩種移除帶內的原生樹種初始胸高斷面積差異頗大(圖 4)，但皆隨著時間逐漸增加，不受銀合歡移除作業的影響。

二、稚樹之變化

稚樹(DBH<1, 高 \geq 50 cm)之樹種與成(幼)樹的樹種組成類似, 2008年全年共記錄到24種(表3), 以構樹數量最多(>50%), 其它主要樹種有過山香(*Clausena excavata* Burm. f.)、蟲屎、恆春厚殼樹、白樹仔(*Gelonium aequoreum* Hance)、血桐、山柚及月橘(*Murraya paniculata* (L.) Jack.)等。其中稚樹數量不少的過山香並無DBH \geq 1cm之成(幼)樹的記錄。

5月時每條穿越線內約記錄有9種稚樹(圖3)、密度達每公頃3,500-4,300棵(圖5), 銀合歡的移除作業會減少稚樹的密度、物種數與物種多樣性, 尤其是12 m移除帶的稚樹密度從5月到7月減少了近1/4, 而7月至10月間物種數與密度的變化則較少, 多樣性則繼續小幅下降

(圖3), 然而以上的差異皆未達到統計上的顯著(表2)。

三、幼苗之變化

幼苗(高<50 cm)在樣區內記錄的種類較成(幼)樹及稚樹少(圖3、表3), 2008年全年共記錄到14種, 比成(幼)樹與稚樹種類少, 但這可能是因為幼苗取樣面積較小的原故。然初期移除作業前的密度為平均每公頃5,000-6,300棵幼樹(圖5), 較成(幼)樹及稚樹高許多。三個觀察時間皆以構樹的數量最多, 分別占總數量的59%、60%與48%, 其次為過山香與恆春厚殼樹, 10月時則增加許多小葉桑幼苗。

表 1. 試驗地內記錄之主要原生成(幼)樹DBH \geq 1cm)之密度、總胸高斷面積與冠幅總面積變化

物種名稱	密度 (trees/ha)			總胸高斷面積 (dm ² /ha)			冠幅總面積 (m ² /ha)		
	移除前		移除後	移除前		移除後	移除前		移除後
	(May)	(July)	(Oct.)	(May)	(July)	(Oct.)	(May)	(July)	(Oct.)
構樹	717.7	705.7	967.7	178.4	228.2	316.8	9720.3	9360.8	5753.6
蟲屎	375.0	350.8	459.7	60.8	65.8	95.6	3291.6	3410.5	1416.6
血桐	354.8	354.8	387.1	106.3	112.7	152.3	4603.3	3839.9	2010.6
破布烏	133.1	137.1	145.2	39.4	45.5	53.1	1437.2	1741.8	664.8
恆春厚殼樹	129.0	125.0	133.1	24.5	25.6	39.6	998.3	1078.3	372.7
小葉桑	60.5	48.4	64.5	1.9	2.6	3.6	244.0	391.2	230.8
山柚子	48.4	44.4	52.4	4.2	5.0	5.4	294.2	247.2	85.1
恆春艾納香	12.1	12.1	20.2	0.9	1.3	0.7	287.3	167.1	9.9
埔姜	12.1	12.1	12.1	26.5	26.8	24.4	1526.6	793.0	156.2
稜果榕	12.1	12.1	12.1	3.1	3.4	4.7	426.7	272.9	49.8
相思樹	8.1	8.1	8.1	62.9	71.5	79.0	487.0	221.8	144.1
其它物種	141.1	129.0	157.3	17.0	23.9	36.7	1280.5	1086.4	381.5
總量	2004.0	1939.5	2419.4	525.9	612.2	811.7	24597.0	22610.9	11275.6

表 2. 各調查項目利用混合模型之重複

調查項目	移除帶寬度		時間		移除帶寬度*時間	
	F Value	Pr > F	F Value	Pr > F	F Value	Pr > F
成(幼)樹密度	0.05	0.84	0.93	0.40	0.01	0.99
成(幼)樹物種數	0.45	0.55	0.16	0.85	0.00	1.00
成(幼)樹多樣性	0.00	0.99	0.00	1.00	0.01	0.99
成(幼)樹冠幅總面積	0.33	0.61	9.65	0.0004	0.08	0.92
成(幼)樹單株冠幅面積	0.47	0.54	14.16	<.0001	0.04	0.96
成(幼)樹總胸高斷面積	1.48	0.31	0.54	0.59	0.01	0.99
成(幼)樹單株胸高斷面積	2.13	0.24	1.22	0.31	0.02	0.98
稚樹密度	0.09	0.78	1.85	0.17	0.54	0.59
稚樹物種數	0.09	0.78	2.86	0.07	0.73	0.49
稚樹多樣性	0.45	0.55	2.4	0.10	0.1	0.90
幼苗密度	15.03	0.03	63.56	<.0001	3.35	0.05
幼苗物種數	0.09	0.78	2.86	0.07	0.73	0.49
幼苗多樣性	0.00	0.96	8.02	0.0013	0.09	0.91

測量分析所得的統計結果($p < 0.05$ 者以粗體字表示)

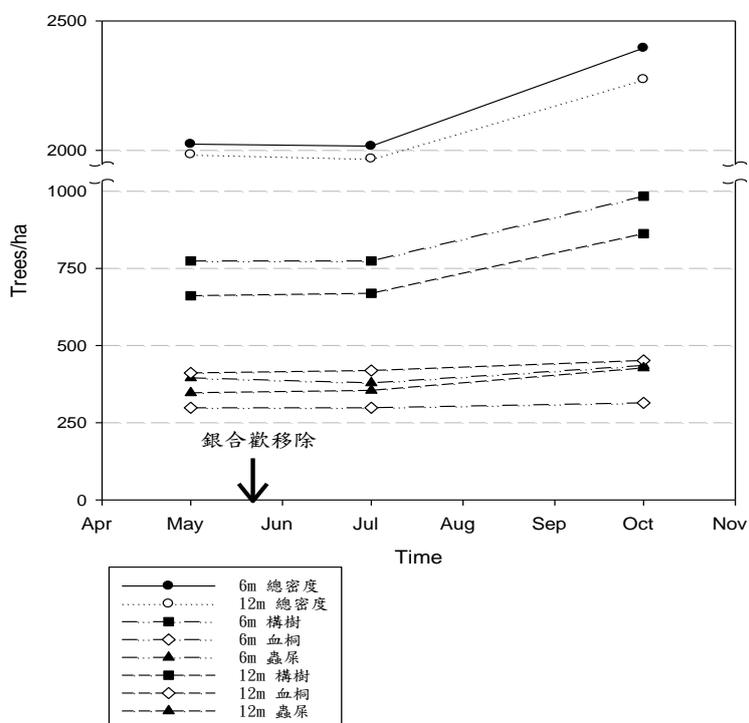


圖 2. 銀合歡移除前後原生木本植物與其中主要樹種成(幼)樹(DBH ≥ 1cm)之平均密度變化

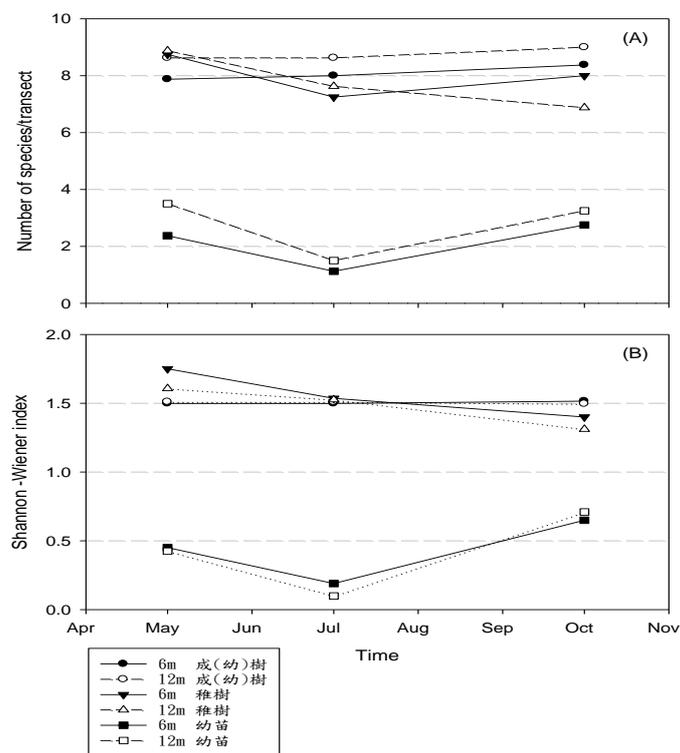


圖 3. 銀合歡移除前後原生木本植物之(A)平均樣區出現物種數與(B)Shannon-Wiener 指數的變化，其中成(幼)樹及稚樹的取樣面積為幼苗的20倍。(詳見材料與方法)

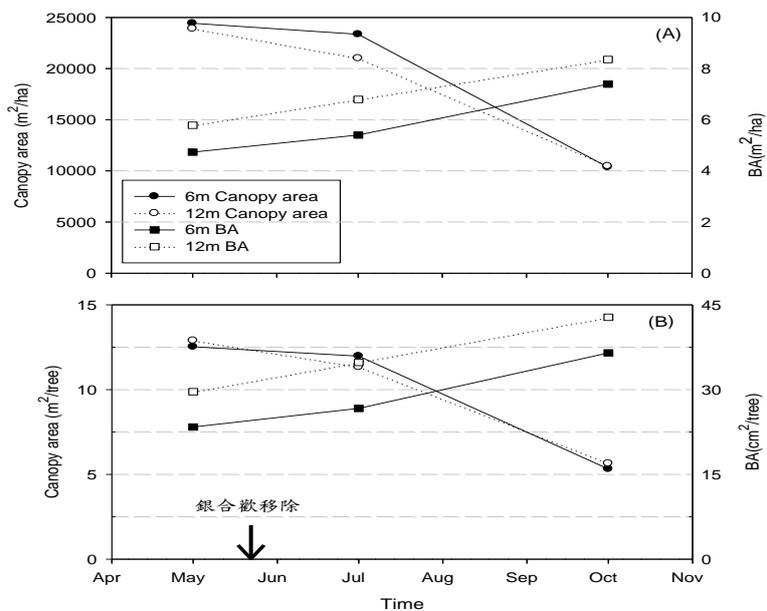


圖 4. 銀合歡移除前後成(幼)樹(DBH ≥ 1cm)之(A)平均冠幅總面積及總胸高斷面積與(B)平均單株冠幅面積及胸高斷面積的變化

表 3. 試驗地內記錄之主要木本稚樹與幼苗平均密度的短期變化

物種名稱	稚樹 (株/ha)			幼苗 (株/ha)		
	移除前	移除後		移除前	移除後	
	(May)	(July)	(Oct.)	(May)	(July)	(Oct.)
構樹	1956	1423	1742	3306	2177	2823
過山香	573	230	448	806	1048	887
蟲屎	294	520	185	161	323	403
白樹仔	274	198	157	161	0	81
恆春厚殼樹	226	185	367	403	81	484
山柚仔	165	145	129	242	0	0
血桐	81	258	129	161	0	81
小刺山柑	56	185	20	0	0	0
小葉桑	48	28	16	81	0	726
魚木	44	93	12	161	0	0
菲律賓饅頭果	8	0	8	161	0	81
其它物種	194	97	194	0	0	323
總量	3984	3363	3407	5645	3629	5887

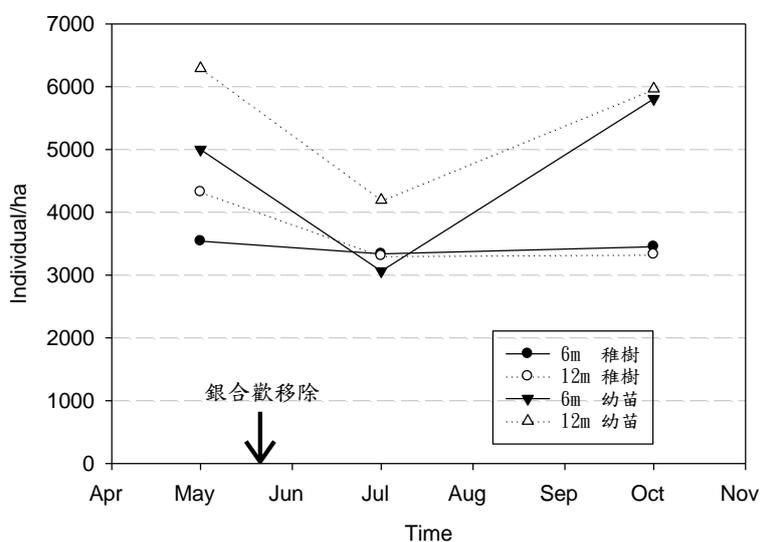


圖 5. 銀合歡移除前後稚樹及幼苗之平均密度的變化

銀合歡的移除作業對幼苗的破壞程度大，7月時的密度、物種數與多樣性皆較5月時大幅減少(圖 3、圖 5)，其中以密度的改變最明顯($p < 0.001, 0$)。7月份在調查區內僅記錄到4個樹種(構樹、過山香、蟲屎與恆春厚殼樹)合

計45棵的幼苗，較5月時減少1/3以上，穿越線之平均物種數也減少1/2以上。然幼苗的恢復速度很快，到10月時平均密度與物種數皆恢復至接近5月時的程度，多樣性甚至超過5月時的值。

討論

一、銀合歡移除作業對原生植被之短期影響

銀合歡移除的過程中，因為受到伐倒樹擠壓、搬移伐倒樹時打傷、工作人員踩傷及誤砍等因素，將造成保留植被的傷害。本實驗發現銀合歡移除作業對 $DBH \geq 1cm$ 的木本植物的傷害不明顯，僅冠幅稍有減少外，胸高斷面積更是逐漸增加。Ostertag et al. (2009)曾報導外來木本植物移除三年後，成樹的直徑生長速度與未移除外來種的控制組相似，可能是因為當地原生植物生長慢，因此樹冠層疏開後並無明顯反應。

本實驗在10月時 $DBH \geq 1cm$ 的成(幼)樹密度有明顯的增加，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7月後迅速生長，晉級到 $DBH \geq 1cm$ 的成(幼)樹。另外，本實驗中木本植物冠幅於10月時的大幅下降應非銀合歡移除作業造成，而是2008年9月中的辛樂克颱風所造成，此乾颯造成恆春地區許多植物樹冠層受傷，並導致落葉嚴重。

然而較小的木本植物(稚樹與幼苗)所受影響較明顯，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。但是在生長季末(7-10月)時，無論是密度或物種數皆逐漸恢復，甚至接近移除作業前的狀況，因此，銀合歡移除作業對原生植被的傷害應可在短期內恢復；王相華等人(未發表資料)於進行當地土壤種子庫調查時發現，當地土壤內有大量的陽性樹種種子庫，可能為迅速補充幼苗之主要來源，而部分原有的幼苗在樹冠疏開後可迅速生長，晉級為稚樹庫。

雖然復舊作業多會配合原生苗木栽植作業，但這些保留下來的天然更新植物，也可能是復舊成功的重要因素(Hardwick et al. 2004, Shono et al. 2007)，王相華等(2009)便曾在恆春西海岸另一銀合歡防除地執行復舊作業，並發現許多天然更新苗生長快速、樹冠面積大，有助於抑制銀合歡再次入侵。因此，外來種的移

除作業應小心執行，並儘量保留原生種植物，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。

二、移除帶寬度的影響

外來種移除帶的寬度將影響原生植被復舊的結果，較窄的移除帶雖受保護帶的保護效果較好，但大面積實施時將增加作業的困難度與可行性；較寬的移除帶固然作業時較方便，但保護帶的保護效果恐不明顯，因此適合的移除寬度應視現場環境特性、作業面積與作業可行性等因素而定。

本實驗中使用了兩種銀合歡移除寬度，對植被的短期影響來看，相較於6m銀合歡移除帶，12m移除帶只有對較小的木本植物(稚樹與幼苗)及成(幼)樹冠幅有較明顯的衝擊，可能導因於銀合歡移除時較大的拖拉距離所造成的干擾，或是過於空曠以致陽光曝曬或強風吹襲等傷害，但除幼苗密度外其差異多未達統計顯著標準，而且到了生長季末皆有恢復至移除作業前的趨勢。就短期結果來看，如考慮應用於此區域的大面積復舊作業，則12m銀合歡移除帶應為可行的方式。然而就長期而言是否會對原生種未來的更新及生長造成影響，則需要更進一步的監測研究。

三、移除作業方式之探討

當我們在比較外來種移除作業的效果時，我們也必須同時考慮該方法對原生植被的影響(Flory and Clay 2009)。使用不同的方法移除外來種可能有不同的結果，同時於不同季節的移除作業也可能會造成不同的結果(Simmons et al. 2007)。Biggerstaff and Beck (2007)發現移除美國外來種常春藤(*Hedera helix* L., English Ivy)時，利用拔除的方式較噴灑農藥有利於原生植物的發芽。在澳洲沙丘外來菊科灌木入侵地，密集式人工移除處理比粗放式飛機灑藥處理有較高的原生植物多樣性，但同時也有較多的外來種(Mason and French 2007)。在本研究中銀合歡是以人工切

除方式的移除，然王相華與洪聖峰(2005)曾以不同化學組合及劑量的藥劑注射來防除銀合歡，13個月後對抑制銀合歡有不錯的效果，但其對原生植被的影響並未加以研究。

防治木本外來種植物時，如將大面積的木本外來種迅速致死或突然移除，往往會促進該地其它入侵樹種及雜草的快速建立，反而造成反效果，不利於原生種植物的生長(Webb et al. 2001, Zavaleta et al. 2001, Wakibara and Mnaya 2002, 劉嘉卿 2005)，這是由於許多外來入侵種有迅速更新的能力，因此一旦將優勢的外來木本植物移除，此生育地的樹冠層疏開後，可能有外來入侵種更新快於大部份原生種的問題(Zavaleta et al. 2001)，Gooden et al (2009)便建議將外來木本植物移除後，必須接著處理雜草問題，以免導致外來種再次入侵。然而，並非所有的外來入侵種皆為陽性樹種，Ostertag et al. (2009)曾在夏威夷低地濕林(lowland wet forest)進行一外來木本植物移除試驗，當地外來種以耐陰物種為主，樹冠層開闢後反而可抑制此等外來種的生長。

因此，實施復舊作業前需要先了解當地原生物種的特性、復舊地區的環境因子、外來種的生態、生理及繁殖等特性與入侵情形等，以制訂出符合當地生態且能成功恢復原生植被的復舊方式。

結論

- 一、幼苗及稚樹在銀合歡移除及栽植作業後受明顯擾動，但恢復亦快。
- 二、成(幼)樹僅冠幅明顯受到影響。
- 三、與6m銀合歡移除帶比較，12m移除帶中稚樹與幼苗較易受到擾動，然恢復快速。
- 四、銀合歡移除及復舊栽植作業對現地保留原生木本植物短期影響多不明顯，但長期影響則有待觀察。

引用文獻

- 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。
- 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。
- 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。
- 劉嘉卿。2005。太魯閣國家公園外來植物分布、播遷機制與衝擊評估。內政部營建署太魯閣國家公園管理處。65頁。
- 蔣慕琰、徐玲明、袁秋英、陳富永、蔣永正。2003。台灣外來植物之危害與生態。小花蔓澤蘭危害與管理研討會專刊，台灣花蓮:97-109。
- 鍾玉龍、呂明倫。2006。SPOT 衛星影像於墾丁國家公園銀合歡入侵分布之繪製。台灣林業科學 21(2):167-177。
- Biggerstaff MS, and CW Beck. 2007. Effects of method of English Ivy removal and seed addition on regeneration of vegetation in a southeastern Piedmont Forest. *American Midland Naturalist* 158(1):206-220.
- Blakesley D, K Hardwick, and S Elliott. 2002. Research needs for restoring tropical forests in Southeast Asia for wildlife conservation: framework species selection and seed propagation. *New Forests* 24(3):165-174.
- Chou CH, and YL Kuo. 1986. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. *Journal of Chemical Ecology* 12(6):1431-1448.
- Global Invasive Species Database (GISD). 2006. Global invasive species database. *Leucaena leucocephala* Online at <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=23&fr=1&sts=&lang=EN>, accessed 11 July 2008.

- Denslow JS. 2007. Managing dominance of invasive plants in wildlands. *Current Science* 93(11):1579-1586.
- Diaz S, AJ Symstad, FS Chapin, DA Wardle, and LF Huenneke. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology & Evolution* 18(3):140-146.
- Feyera S, E Beck, and U Luttge. 2002. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests. *Trees : structure and function* 16(4-5):245-249.
- Florentine SK, and ME Westbrooke. 2004. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia *Land Degradation & Development* 15(1):1-13.
- Flory SL, and K Clay. 2009. Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology* 46(2):434-442.
- Gooden B, K French, and PJ Turner. 2009. Invasion and management of a woody plant, *Lantana camara* L., alters vegetation diversity within wet sclerophyll forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 257(3):960-967.
- Hardwick K, JR Healey, S Elliott, and D Blakesley. 2004. Research needs for restoring seasonal tropical forests in Thailand: accelerated natural regeneration. *New Forests* 27(3):285-302.
- Kennedy TA, S Naeem, KM Howe, JMH Knops, D Tilman, and P Reich. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417(6889):636-638.
- Lamb D, PD Erskine, and JA Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310(5754):1628-1632.
- Loope LL. 1993. An overview of problems with introduced plant species in national parks and biosphere reserves of the United States. In CP Stone, CW Smith, and JT Tunison [eds.], *Alien plant invasions in native ecosystems of Hawai'i : management and research*, 887. University of Hawaii, Cooperative National Park Resources Studies Unit, Honolulu, Hawai'i.
- Mason TJ, and K French. 2007. Management regimes for a plant invader differentially impact resident communities. *Biological Conservation* 136(2):246-259.
- Ostertag R, S Cordell, J Michaud, TC Cole, JR Schulten, KM Publico, and JH Enoka. 2009. Ecosystem and restoration consequences of invasive woody species removal in Hawaiian lowland wet forest. *Ecosystems* 12(3):503-515.
- Shono K, EA Cadaweng, and PB Durst. 2007. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology* 15(4):620-626.
- Simmons MT, S Windhager, P Power, J Lott, RK Lyons, and C Schwope. 2007. Selective and non-selective control of invasive plants: The short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide, and mowing in two Texas prairies. *Restoration Ecology* 15(4):662-669.
- Vitousek PM, CM D'Antonio, LL Loope, and R Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American scientist* 84(5):468-478.
- Wakibara JV, and BJ Mnaya. 2002. Possible control of *Senna spectabilis* (Caesalpinaceae), an invasive tree in Mahale Mountains National Park, Tanzania. *ORYX* 36 (4):357-363
- Walton C. 2003. *Leucaena (Leucaena leucocephala)* in Queensland. Department of Natural Resources and Mines, Queensland. 51pp.
- Webb SL, THI Pendergast, and ME Dwyer. 2001. Response of native and exotic maple seedling banks to removal of the exotic, invasive Norway maple (*Acer platanoides*). *Journal of the Torrey Botanical Society* 128(2):141-149.
- Zavaleta ES, RJ Hobbs, and HA Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution* 16(8):454-459.