

# 復舊苗木在墾丁熱帶海岸林銀合歡防除地之初期生長

王相華<sup>1</sup>，洪聖峰<sup>2</sup>，郭耀綸<sup>3</sup>，陳芬蕙<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> 林業試驗所森林生物組；<sup>2</sup> 林業試驗所育林組；<sup>3</sup> 國立屏東科技大學森林系；<sup>4</sup> 通訊作者 (fhchen@tfri.gov.tw)

**[摘要]** 外來入侵種銀合歡在墾丁國家公園已嚴重危害其自然生態，急需防治方法與原生林復舊的相關研究。本試驗地在處理前以銀合歡為優勢種，於梅雨季前採砍伐及藥劑塗抹、注射方式進行銀合歡防除後，隨即栽植八種原生樹種幼苗，並搭配輔助天然苗木更新之方式，期望加速樹冠鬱閉及恢復生物多樣性，以達到森林復舊目的。試驗處理 21 個月後，栽植樹種中以稜果榕與黃槿表現較佳，存活率超過 70%，平均苗高淨生長量分別為 200 cm 及 134 cm，平均樹冠寬度大於 1.5 m，建議可作為未來熱帶海岸林復舊造林之架構樹種。天然更新苗木中以構樹、血桐生長較佳，平均苗高淨生長量超過 210 cm；單株冠幅中位數超過 3.5 m<sup>2</sup>，此外蟲屎及構樹的冠幅面積總和大於 500 m<sup>2</sup>/ha。上述天然更新苗木苗高及冠幅生長較栽植苗佳，有利於銀合歡防除後樹冠層之快速恢復，除可節省復舊作業的人力與經費外，亦有助於抑制銀合歡再次入侵。因此在天然更新可用材料充足處，宜充分利用此一材料；如於天然更新材料不足或物種單純之擾動地區進行復舊，則建議配合栽植生長快速之原生樹種。

**關鍵字：**外來種、入侵種、銀合歡、海岸林、架構樹種、天然更新、復舊

## A Survey on the Early Growth of Seedlings in Restored Tropical Coastal Forest Invaded by *Leucaena leucocephala* in Southern Taiwan

Hsiang-Hua Wang<sup>1</sup>, Sheng-Feng Hung<sup>2</sup>, Yau-Lun Kuo<sup>3</sup>, and Fen-Hui Chen<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> Division of Forest Biology, Taiwan Forestry Research Institute; <sup>2</sup> Division of Silviculture, Taiwan Forestry Research Institute; <sup>3</sup> Department of Forestry, National Pingtung Univ. of Science and Technology; <sup>4</sup> Corresponding author (fhchen@tfri.gov.tw)

**ABSTRACT** *Leucaena leucocephala*, an invasive alien species, is growing rampantly in Kenting National Park, posing serious threat to the ecosystem in the area. This study is an attempt to contribute to the research on controlling *L. leucocephala* and restoring the ecosystem. By the rainy season of 2004, *L. leucocephala* in a western coastal forest in Kenting was removed manually or by applying herbicide. Container seedlings of 8 native species were planted, and assisted natural regeneration (ANR) method was used to hasten canopy closure and biodiversity recovery. The growth of 2 planted native species, *Ficus septica* and *Hibiscus tiliaceus*, was found to be better than the other 6 planted species after 21 months. Both species had a survival rate above 70%, and 200 cm and 134 cm in average net height growth, respectively. They also achieved an average canopy width of over 1.5m. They are recommended as framework species for

tropical coastal forest restoration in the area. Among natural regenerated seedlings, *Broussonetia papyrifera* and *Macaranga tanarius* were successfully established, having over 210 cm in average net height growth. The median canopy area of individual tree of *B. papyrifera*, *M. tanarius*, and *Melanolepis multiglandulosa* were 7.8 m<sup>2</sup>, 3.8 m<sup>2</sup>, and 2.5 m<sup>2</sup>, respectively. *B. papyrifera* and *M. multiglandulosa* had a total canopy area greater than 500 m<sup>2</sup>/ha. By achieving greater growth rate and canopy area than the planted species, natural regenerated seedlings had better chance to reach canopy closure earlier and therefore may help impede the reinvasion of *L. leucocephala*. With added advantages of less labor and lower cost, ANR method is suggested where feasible. Supplemental planting of fast-growing native species is recommended when natural regeneration plants are inadequately available or low in diversity due to severe site degradation.

**Keywords** : exotic species, invasive species, *Leucaena leucocephala*, coastal forest, framework species, natural regeneration, restoration

## 前言

原產於中美洲的銀合歡 (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit)，目前被 IUCN 列名為世界 100 種嚴重危害生態之外來入侵生物 (GISD, 2006)，蔣慕琰等 (2003) 更將之列入台灣危害力最高之 20 種外來侵佔性植物，且為其中唯一的樹木。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)，甚至已有部份形成接近純林的優勢社會，尤其以墾丁國家公園西海岸最為嚴重 (呂福原、陳民安 2002)。除了台灣，日本 (Yoshida and Oka, 2004) 及澳洲 (Walton, 2003) 等地亦有銀合歡危害當地生態系的相關報告。銀合歡一旦入侵便難以全面移除 (Walton, 2003)，加上其擁有植物相剋作用 (Chou and Kuo, 1986)，因此銀合歡在台灣往往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)。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及急迫性。

保持完整的原生植物生態系是防止銀合歡入侵的有效方法 (Walton, 2003; 呂福原、陳民安, 2002)。Bakker and Wilson (2004) 的研究也指出，原生種植物的生態復育，可以有效限制入侵種的擴張。然對於已被銀合歡入侵之區域，則往往需要採取處理以控制銀合歡的更新 (Walton, 2003)。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.* 2002b, Florentine and Westbrooke, 2004, Lamb *et al.* 2005, 郭幸榮 2005)。其中，利用一次栽植 20 到 30 種包括先驅及極盛相樹種的架構樹種法 (framework species method) 便可以達到這個目標，並已在澳洲及泰國等地有許多成功的例子 (Blakesley *et al.* 2002b, Elliott *et al.* 2003, Goosem and Tucker 1995, Tucker and Murphy 1997)。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)。

此外，許多研究證明，在天然更新材料可取得的地區，採取輔助天然更新 (assisted natural regeneration, ANR) 的方法，亦可以簡單且節省人力及花費的方式達到復舊的目的 (Hardwick *et al.* 1997, Shono *et al.* 2007, Vieira and Scariot 2006)。但目前關於森林破壞地復舊造林研究中，少有闡明外來入侵植物移除後之林相復舊方式，有關栽植苗與天然更新苗生長表現之比較則更為缺乏。

為抑制銀合歡防除後之大量樹幹萌蘗及種子庫大量萌發，同時也可恢復固有林相，達成迅速復舊海岸林之目標，本實驗操作為採行原生樹苗栽植及保留天然更新樹苗二種方法，目的在於加速復舊速度。除比較八種原生

栽植苗木之生長表現，以提出較適合栽植樹種之建議外，並進一步比較栽植苗木與天然更新苗木之生長表現，以了解人工栽植與天然更新方式之優劣點，目的在探討如何將現有遭銀合歡入侵之林地恢復為多層次、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 1 公頃(100 m × 100 m)，位於屏東縣恆春鎮之山海里，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(十一月至四月，平均月降雨量低於 100 mm)與濕季(五月至十月)，附近的恆春氣象站記錄之平均年降雨量為 2017.5 mm(圖 2)。原為以農作及果樹栽培為主之農耕地，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。土壤為砂質壤土，排水尚稱良好。樣區銀合歡(胸徑 1 cm 以上)之覆蓋比率為 62%，密度為 4876 株/公頃，胸徑 3 cm 以上約占 51%。

### 二、銀合歡砍除及藥劑防治處理

選用之藥劑為 Glyphosate (嘉磷塞) 及 Triclopyr (三氯比)二種殺草劑。樣區中胸徑小於 3 cm 之銀合歡用鏈鋸予以砍除後，在切口施以藥劑塗抹處理，殘枝則留於林地內。胸徑大於 3 cm 之單株則採藥劑注射方式，於離地面約 1 m 高之樹幹上鑽孔，並以注射針筒注入藥劑於孔洞中，藥劑注射量為胸徑每公分注射 1 ml 殺草劑，此方法對銀合歡防除有不錯的效果(王相華、洪聖峰 2005)，且目標塗抹及注射方式施藥後，對土壤環境並無明顯污染現象(Chen *et al.* 2008)。

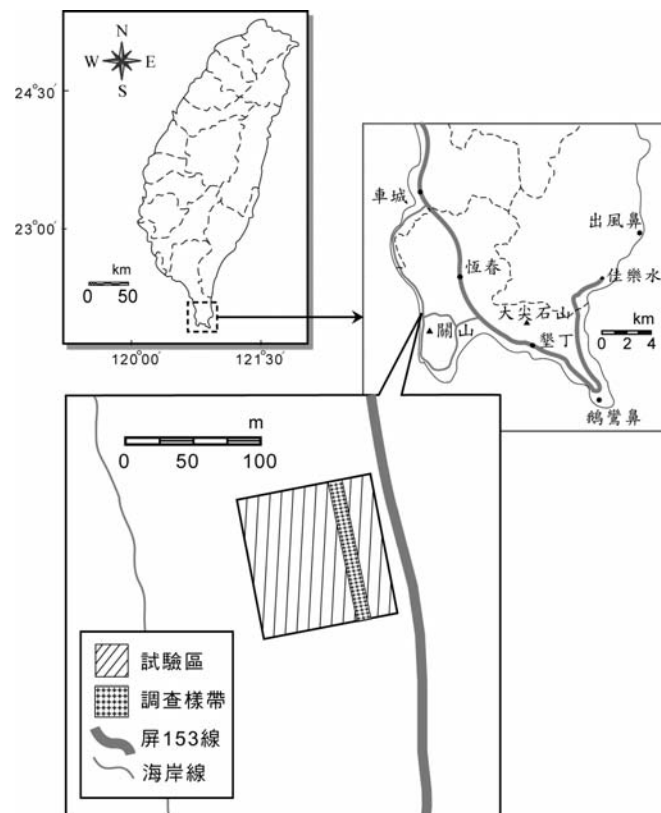


圖 1. 試驗地位置圖

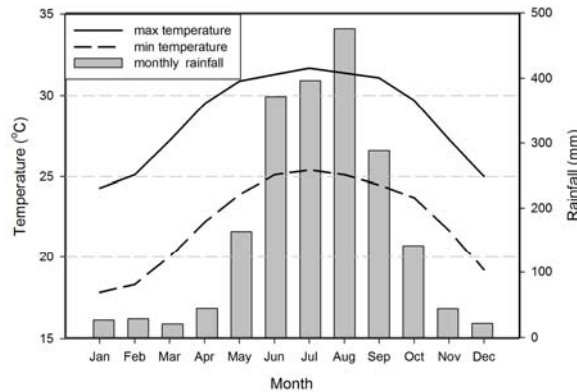


圖 2. 1971-2000 間中央氣象局恆春氣象站(距離試驗地約 4 公里)之月平均降雨量、最高氣溫與最低氣溫

### 三、整地、栽植及撫育方法

整地時儘量保存林下原生之天然更新幼苗及稚樹。整地於 2004 年 5 月進行，並在 2004 年 6 月之梅雨期間栽植 8 種恆春半島原生之海岸樹種，分別為瓊崖海棠 (*Calophyllum inophyllum* L.)、稜果榕 (*Ficus septica* Burm. f.)、黃槿 (*Hibiscus tiliaceus* L.)、檫樹 (*Morinda citrifolia* L.)、大葉山欖 (*Palaquium formosanum* Hayata)、水黃皮 (*Pongamia pinnata* (L.) Pierre ex Merr.)、欖仁 (*Terminalia catappa* L.) 及白水木 (*Tournefortia argentea* L. f.)。栽植行株距以 2 m x 2 m 為原則，現地若有原生樹種覆蓋之處則省略免植，如有岩石等阻礙物，則略為位移，各樹種在空間上採隨機混植方式配置。

由於此等試驗之結果，將做為未來應用於大面積復舊作業時的參考，因此本試驗之撫育作業以省工為原則，苗木栽植後一年內，視地被雜草生長情形總計進行兩次除草作業，方式為在苗木(包括栽植苗與天然更新苗)半徑 50 cm 範圍內施予植穴除草及蔓藤砍除撫育作業。水份來源原則上仰賴降雨，但在栽植後半年內遇連續且過度乾旱時，曾施以補充澆灌三次。

### 四、調查及分析方法

在 1 公頃試驗地內設置 100 m x 10 m 之調

查樣帶(平行於屏 153 線海岸公路，距離公路約 30 公尺)(圖 1)，並於苗木栽植後 0、2、7、10、14、21 個月，各進行乙次樣帶內所有植栽苗生長狀況調查，調查項目包括苗高及存活狀況；樣帶內所有天然更新苗之生長狀況調查於苗木栽植後 2、7、10、14、21 個月各進行乙次，調查項目同栽植苗木。此外，並於栽植 21 個月時記錄栽植苗與天然更新苗之冠幅生長資料。

試驗中之各項調查結果皆以 SAS 套裝軟體的進行分析，採變異數分析(ANOVA)及鄧肯氏多變域檢定(Duncan's multiple range test)等統計方法分析各處理間的均數差異。

## 結果

### 一、栽植苗木之生長表現

各種栽植苗於栽植時密度並不一致(圖 3)，但皆介於 330 至 420 株/ha。除了欖仁於 7 到 10 個月之間密度驟降，其餘栽植苗密度逐月漸漸下降，到栽植後 21 個月時，稜果榕、黃槿及水黃皮的密度仍維持 260 株/ha 以上，然而大葉山欖、白水木及欖仁則皆低於 30 株/ha。且不同栽植苗的存活率有顯著不同 ( $P < 0.05$ ，圖 4)，其中水黃皮、稜果榕、黃槿較其它樹種高，存活率皆超過 70%，而檫樹、欖仁、白水木及大葉山欖存活率則皆小於 20%。栽植 21 個月後，各栽植苗樹種之平均高度與平均苗高淨生長量有顯著之不同 ( $P < 0.05$ ，圖 5 及圖 6)。平均高度與苗高淨生長量皆以稜果榕最高(253 cm 與 200 cm)；黃槿次之(216 cm 與 134 cm)；水黃皮及白水木的苗高淨生長也有 94 cm 與 74 cm，其餘樹種之苗高淨生長則低於 50 cm，其中又以檫樹的表現最差，21 個月時平均苗高仍小於 1 m，僅比栽植時增加 13 cm。欖仁則於 7 至 10 個月期間內因發生大徑級苗木大量死亡之現象，導致平均高度降低。

圖 7 為各種栽植苗在 21 個月時冠幅面積總和之比較，黃槿冠幅面積總和為所有栽植苗

與天然更新苗中最高者(1162.6 m<sup>2</sup>/ha)，占栽植苗冠幅總和之 57.82%，稜果榕次之(623.4 m<sup>2</sup>/ha, 31%)，其餘皆低於 120 m<sup>2</sup>/ha。如比較各栽植苗樹種之單株冠幅，發現各樹種單株冠幅間亦有顯著差異(P<0.05，圖 8)，其中仍以黃槿較高，冠幅中位數達 3.2 m<sup>2</sup>，稜果榕與欖仁次之，冠幅中位數介於 1.6-2 m<sup>2</sup>之間，其餘樹種之冠幅生長則有限，然同一樹種的個體間差異極大。

表 1 為參考 Elliott *et al.*(2003)對復舊架構樹種(*framework species*)之評定標準，依八種栽植樹種的生長表現所進行的評估。所有八種栽培樹種各自皆有吸引動物的潛力，然而綜合存活率、苗高淨生長量及樹冠寬度資料來看，只有稜果榕與黃槿兩種的總表現較佳，其餘樹種除水黃皮外，總表現皆屬於不能接受。

## 二、天然更新苗之生長表現

天然更新苗之主要樹種有月橘(*Murraya paniculata* (L.) Jack.)、血桐(*Macaranga tanarius* (L.) Muell.-Arg.)、恆春厚殼樹(*Ehretia resinosa* Hance)、構樹(*Broussonetia papyrifera* (L.) L'Herit. ex Vent.)與蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa* (Reinw.) Reich. f. & Zoll.)五種，其餘尚有止宮樹(*Allophylus timorensis* (DC) Blume)、水黃皮、白飯樹(*Flueggea suffruticosa* (Pallas) Baillon)等，然因為數量太少(樣區內紀錄數量不超過 2 株)而未列入分析。其中，恆春厚殼樹與月橘之苗木多來自幼苗庫，也就是實驗操作前即存在，而血桐、構樹與蟲屎三種樹種的幼苗部分來自幼苗庫，部分為林地復舊處理後自土壤種子庫萌發而來。

主要天然更新苗樹種的密度在 2 到 21 個月間變化大多不明顯(圖 3)，但蟲屎卻從 2 個月時的 600 株/ha 驟降至 7 個月時的 320 株/ha，之後緩慢下降，但仍然是所有天然更新樹種中密度最高者。在 21 個月時，所有天然更新樹種密度皆少於 200 株/ha，低於栽植的稜果榕、黃槿及水黃皮等三種樹種。

於試驗處理 2 個月後，所有主要天然更新

樹種之平均高度在 120-150 cm 間(圖 5)，皆高於各栽植樹種，到 21 個月時所有樹種之平均高度皆超過 200 cm，其中構樹平均高度高達 352 cm，血桐與蟲屎的平均高度也達 275 cm。但各天然更新樹種的苗高淨生長速度不同(圖 6)，構樹平均苗高淨生長量為 230 cm，為所有栽植樹種與天然更新樹種中之最高者。

各種天然更新樹種在 21 個月時冠幅面積總和以蟲屎(538.2 m<sup>2</sup>/ha)與構樹(525.1 m<sup>2</sup>/ha)的表現較佳(圖 7)，分別占天然更新苗冠幅總和之 33.70%與 32.89%，但兩者皆小於栽植苗黃槿及稜果榕的冠幅面積總和。然觀察單株冠幅時，則發現單株冠幅以構樹較高(圖 8)，中位數達 7.6 m<sup>2</sup>，血桐與蟲屎次之，與栽植苗黃槿的冠幅接近。和栽植樹種結果相似，同一樹種內的不同個體差異頗大。

在試驗處理 21 個月後，栽植苗與天然更新苗的總密度比為 70:30，但冠幅面積總和比為 56:44(圖 9)，顯示天然更新苗不僅平均苗高淨生長優於栽植苗木，冠幅生長亦優於栽植樹種。

## 討論

### 一、栽植樹種生長表現之比較

不同栽植樹種在栽植 21 個月後的生長表現差異很大，如綜合存活率、密度、樹高及冠幅資料等表現，栽植樹種中以黃槿與稜果榕兩者的表現最佳，其次為水黃皮。上述三種樹種在栽植 21 個月後的存活率皆高於 70%，而符合架構樹種的最重要條件即是存活率不能過低，如此可避免耗費人力與經費的補植工作；此外，架構樹種必須生長快速、擁有大而密的樹冠，以遮蔽地被層的雜草(Elliott *et al.* 2003)，因此，黃槿與稜果榕兩者為栽培樹種中最符合架構樹種條件的樹種。然而在架構樹種復育法中，可以忍受少許可存活但生長緩慢或樹冠窄小的樹種，因為這些樹種的存在可以豐富整個生態系的多樣性(Elliott *et al.* 2003)。

由我們的結果顯示，水黃皮可歸於這一類

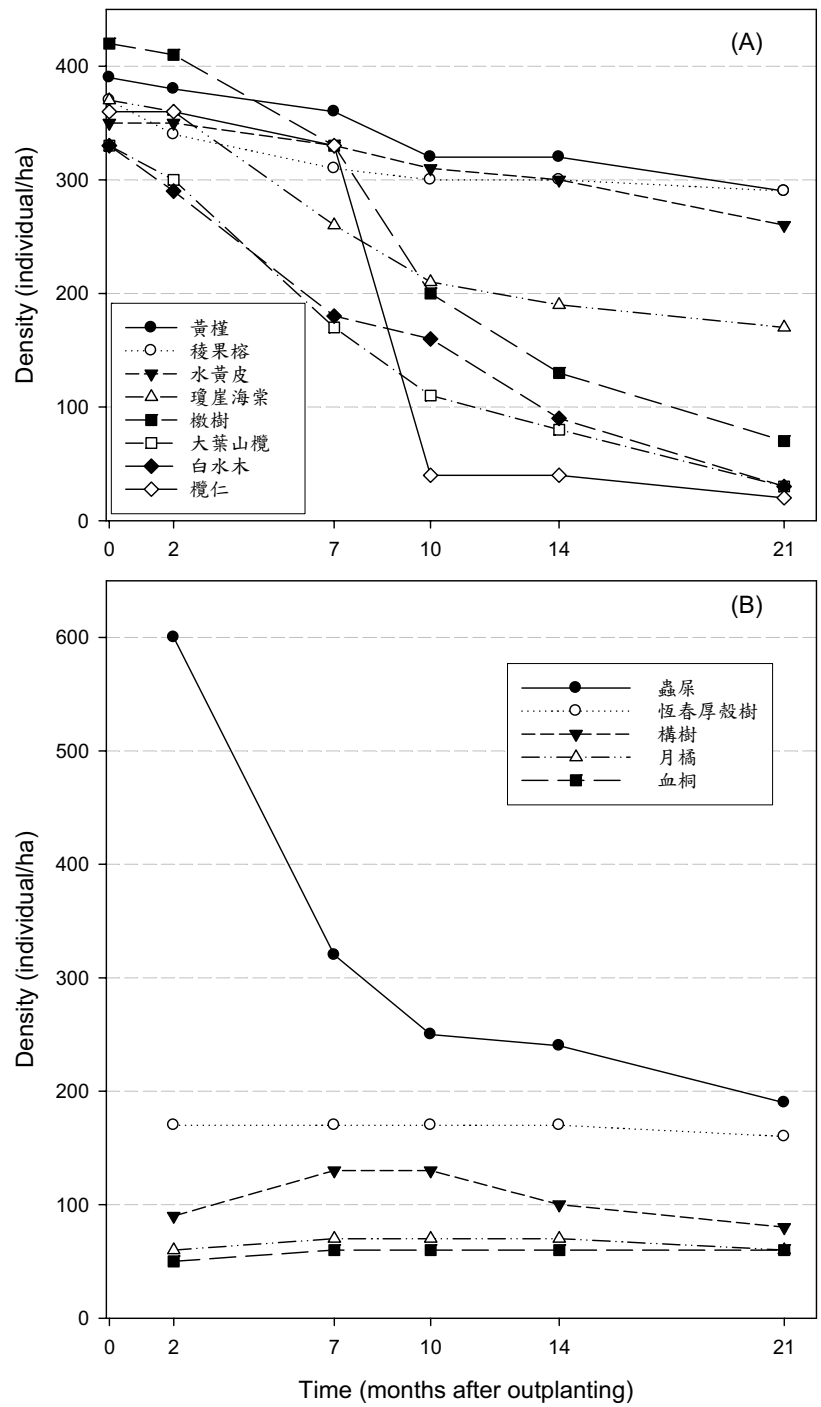


圖 3. 栽植苗(A)與天然更新苗(B)在不同時期的密度變化

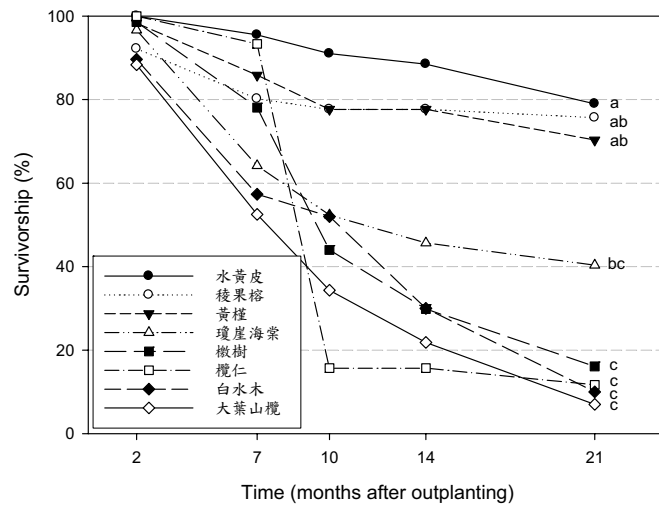


圖 4. 各種栽植苗在不同時期的存活率。第 21 個月圖示旁若標示不同英文字母者，表示具顯著差異(P<0.05)

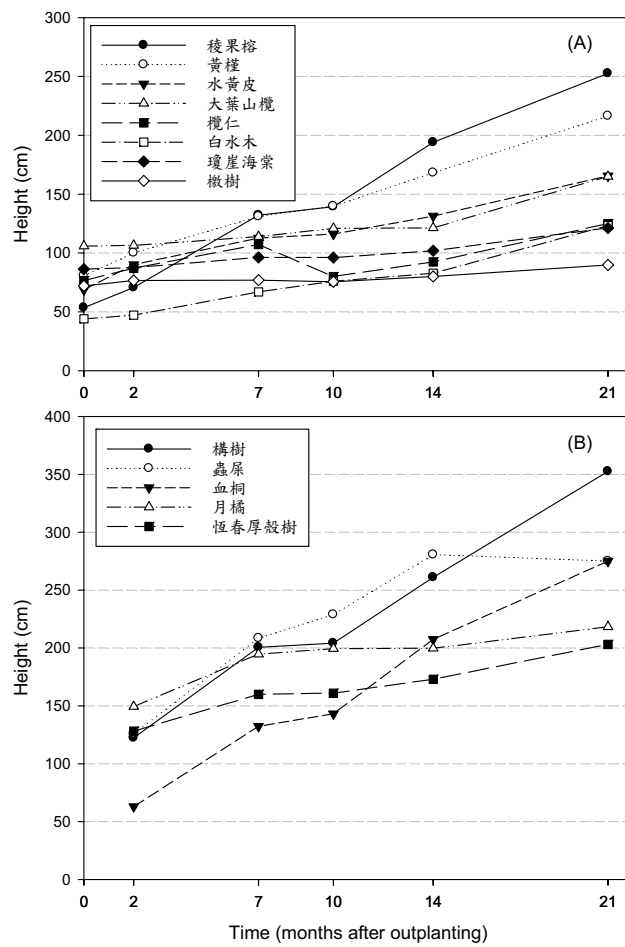


圖 5. 栽植苗(A)與天然更新苗(B)在不同時期的平均高度

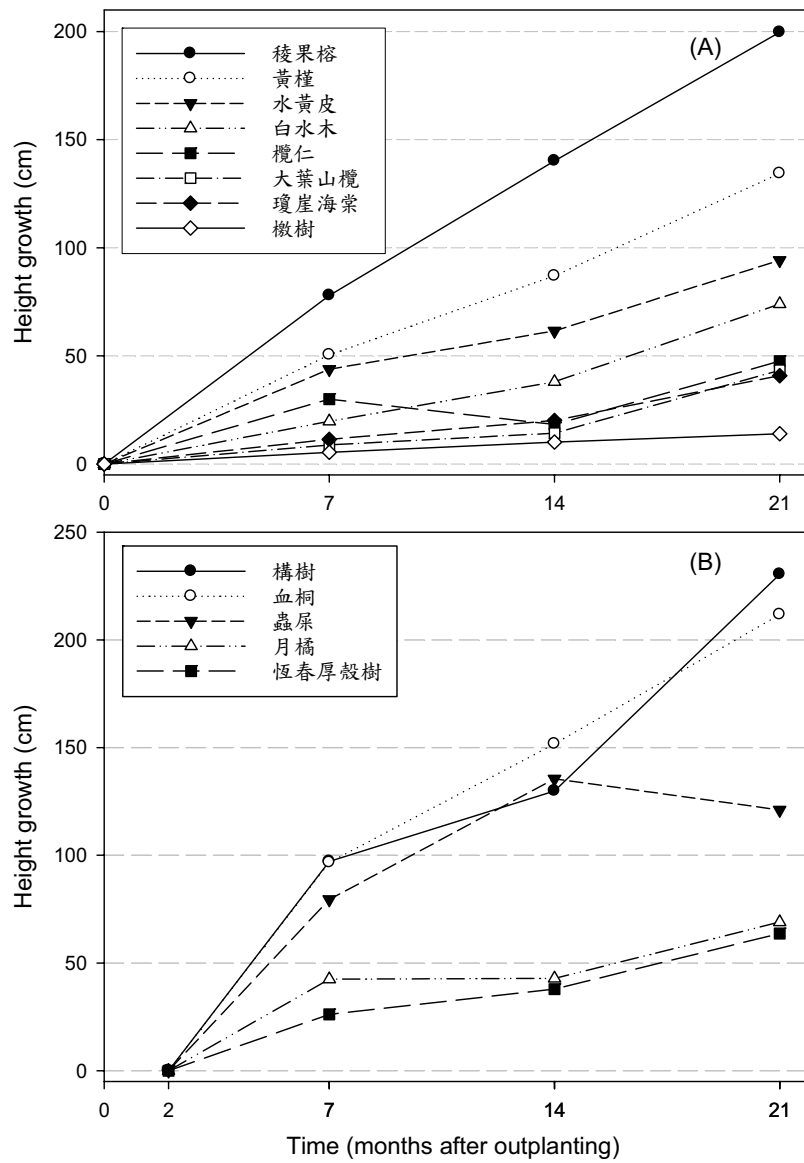


圖 6. 栽植苗(A)與天然更新苗(B)在不同時期的平均苗高淨生長量。天然更新苗之淨生長量以 2 個月時為基準。



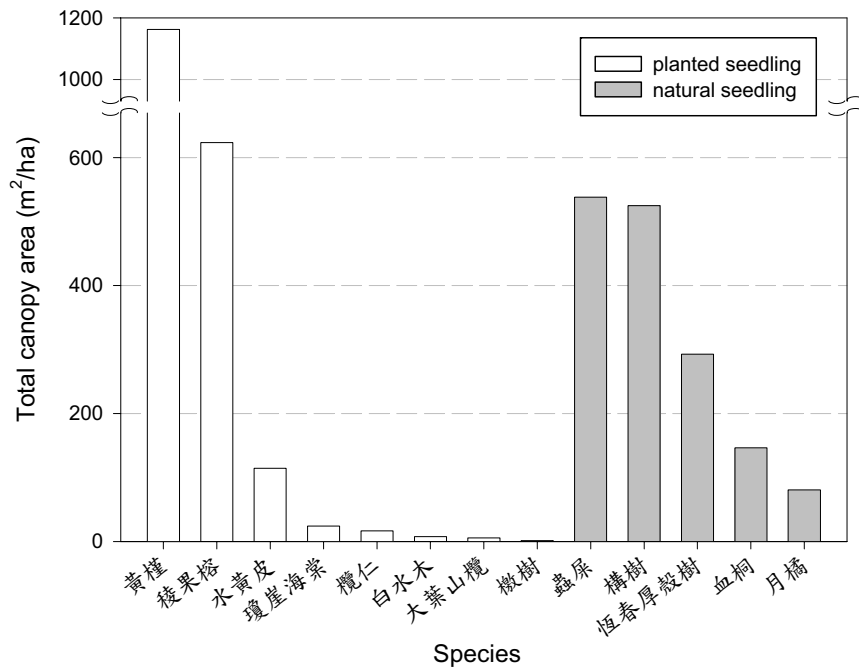


圖 7. 栽植與天然更新苗在 21 個月時的單一樹種冠幅面積總和

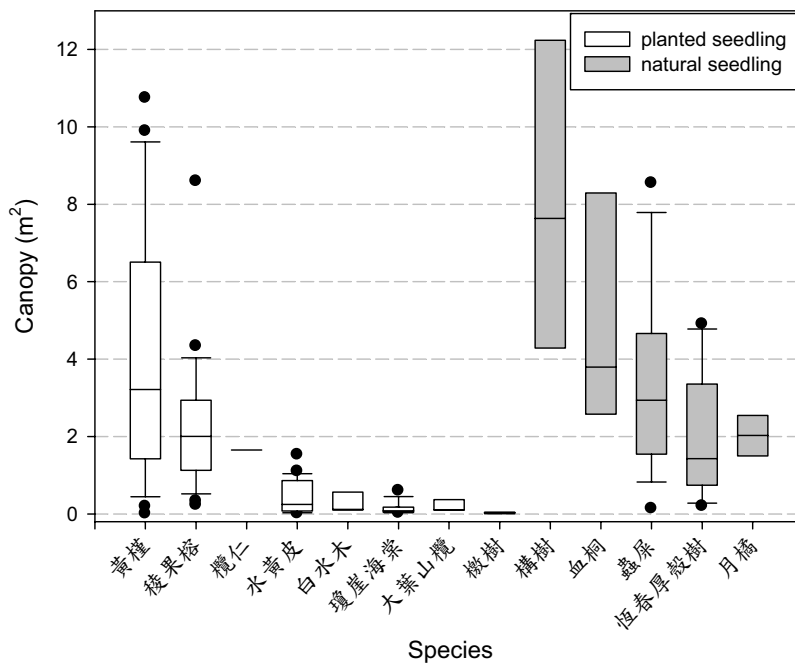


圖 8. 栽植與天然更新苗在 21 個月時的單株冠幅

表 1. 依據田野總表現所進行之架構樹種分級評估

樹種	存活率 <sup>1</sup>	苗高淨生長量 <sup>2</sup>	樹冠寬度 <sup>3</sup>	吸引動物方法	總表現 <sup>4</sup>
稜果榕	E	E	A	蜜源、果可食	E
黃槿	E	M	E	蜜源	E
水黃皮	E	U	U	蜜源、食草	M
欖仁	U	U	A	果可食	U
大葉山欖	U	U	U	果可食	U
瓊崖海棠	U	U	U	蜜源	U
白水木	U	U	U	蜜源、食草	U
檄樹	U	U	U	蜜源、果可食	U

<sup>1</sup> E > 70%, A = 50–69.9%, M = 45–49.9%, U < 45%.

<sup>2</sup> E > 2.0 m, A = 1.5–1.99 m, M = 1.25–1.49 m, U < 1.25 m.

<sup>3</sup> E > 2.0 m, A = 1.5–1.99 m, M = 1.0–1.49 m, U < 1.0 m. 因栽種距離與Elliott *et al.*(2003)不同，最佳樹冠寬度調整為2 m以上。

<sup>4</sup> E= excellent; A=acceptable; M=marginal acceptable, and U=unacceptable

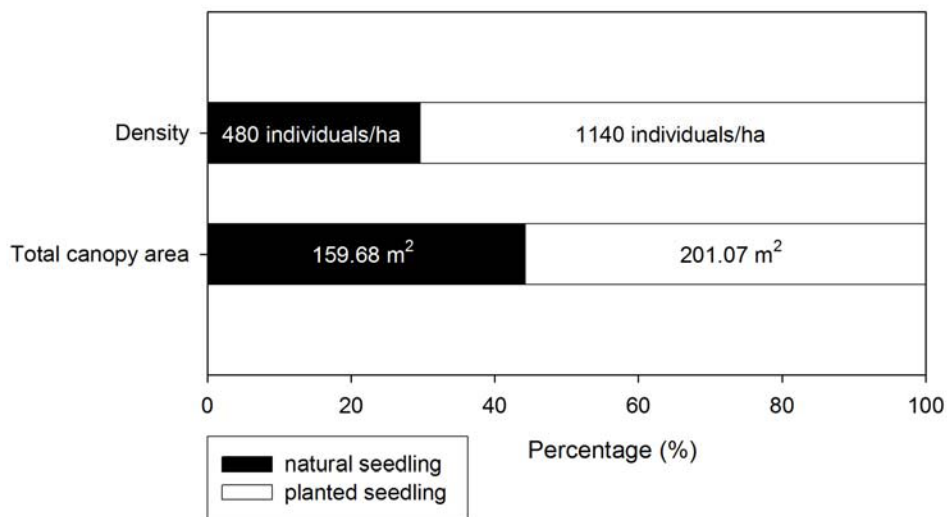


圖 9. 栽植與天然更新苗在 21 個月時的株數密度、冠幅面積總和及所占之相對百分比

的樹種。但本實驗中栽植的物種數明顯少於架構樹種復育法中需要的種數(通常為 20-30 種)(Blakesley *et al.* 2002a)，因此如果單獨利用這些栽培樹種，較難達到促進生物多樣性恢復的目標，實有必要進行更進一步的試驗調查，篩選出適用於熱帶海岸林復舊作業之原生架構樹種。

栽植樹種中檫樹的生長表現最差，21 個月後無論是冠幅總和、平均高度或平均苗高淨生長量皆屬最低，高度與出栽植時差別不大，且存活率隨時間逐漸降低，是八種栽植樹種中最不合適做為此種生育地復舊造林之樹種。另外，欖仁、白水木及大葉山欖三者的生長表現亦不佳，不但存活率過低(<20%)，且 21 個月時的高度與樹冠等也偏低。此結果或許與本實驗之省工撫育方式有關，因為這些生長相對緩慢的樹種可能受到周圍雜草的強勢競爭及乾旱的影響，導致生長較差。至於其它導致生長不佳及存活率低的可能原因，例如是否與銀合歡的相剋作用有關，則需進一步的研究證明。然而，欖仁初期(7 個月前)的表現較佳，但卻在 7 到 10 個月之間發現許多個體陸續死亡；據現場觀察推測，可能因野鼠於旱季大量啃食樹幹基部致死，如能避免鼠害問題，則欖仁也許可列入為適合此地復舊造林之架構樹種。

## 二、天然更新苗之生長表現

從樹冠及樹高資料來看，實驗 21 個月後五種主要天然更新苗中以構樹、血桐及蟲屎表現較優。構樹與蟲屎的冠幅面積總和雖然接近，但構樹植株較大、密度較少，而蟲屎則以苗木數量多取勝，另外血桐生長亦佳，然數量較少。上述生長良好的天然更新苗樹種，亦可考慮選擇做為未來類似生育地復舊造林的架構樹種。恆春厚殼樹雖然密度也高，且為耐旱耐鹽性佳的先期樹種，但因植株較小，雖可用於裸地初期改善生育地之造林樹種(徐國士 1985)，但無法成為後來樹冠鬱閉期的優勢種。

本實驗與選擇性伐木(select logging)有相似的結果，因銀合歡密度不同而產生大小不同

的林隙(gap)，疏開空間增加陽光照射量，且多屬於較大的林隙，因此特別適合陽性先驅樹種的更新(Dupuy and Chazdon 2008)。血桐、構樹與蟲屎三種樹種幼苗，皆為試驗地附近普遍的陽性先驅樹種。與喜歡生長於半遮陰至陽光充足環境(呂勝由 1998, 徐國士 1985)的兩種幼苗庫更新樹種(恆春厚殼樹與月橘)相比，三種可由土壤種子庫萌發之陽性樹種更適應銀合歡砍除後之孔隙環境。

## 三、復舊作業方式之探討

欲防治木本外來種時，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(Wakibara and Mnaya 2002, Webb *et al.* 2001, 劉嘉卿 2005)。本實驗中較大株之銀合歡為藥劑注射後緩慢萎凋致死(或部分萎凋後再萌發)，而非將銀合歡全面砍除或全面機械整地，如此可減少地面干擾，也降低對當地環境的衝擊。藥劑注射後逐漸萎凋的銀合歡扮演著保護樹的角色，可提供部分遮陰避免苗木直接曝曬，並可減弱強風吹襲，因此或可提高林下苗木的存活率與生長，此方法尤其適用於有明顯乾季之地區(Castro *et al.* 2006, Gomez-Aparicio *et al.* 2004)，而墾丁從十月到隔年四月為乾季，此段期間又常發生強烈的落山風，往往造成苗木的死亡。

樹冠鬱閉是復舊過程中重要的里程碑，因為此時林下雜草受到遮蔽而生長不佳，落葉層也開始累積，養分循環便可重新建立，且地面較為低溫與潮濕，有利於苗木的建立(Blakesley and Elliott, undated; Elliott *et al.* 2003)。Blakesley and Elliott (undated) 在泰國季節乾林復育造林後發現，栽植 2 年後樹冠開始鬱閉，第四年結束時樹冠已接近鬱閉。台灣的海岸林造林後至幼齡林鬱閉也約需三至四年(何坤益, 2006)，銀合歡的萌發能力強，種子發芽率高(Gonzalez and DallaRosa 2006)，在廢耕地約五年可以形成純林(Kuo 2003)，相較

起來銀合歡在幼苗期是較為脆弱的時期(Cook *et al.* 2005)，因此，栽植及天然更新樹之樹冠層能否在銀合歡建立前快速鬱閉，是恢復原生植被及防止銀合歡擴散的重要指標因子。本實驗中，21 個月後苗木已經過兩個生長季，栽植苗及天然更新苗的冠幅面積總合約占總地面積的 36%，部分樹冠層開始鬱閉，以當初 2 m × 2 m 的栽植行株距，則栽植的黃槿與天然更新的構樹及血桐，其大部分個體的樹冠面積已達到 4 m<sup>2</sup> (圖 8)，是復育早期樹冠層鬱閉的主要樹種，未來可多加利用。

森林生態的復育方法有很多種(Shono *et al.* 2007)，以苗木栽植進行復育需要採種、育苗、出栽與撫育等過程，往往是消耗較多人力與經費的方法(Hardwick *et al.* 2004)，而輔助天然更新則是較為節省勞力與經費的另一選擇(Blakesley *et al.* 2002a, Blakesley *et al.* 2002b, Hardwick *et al.* 2004, Shono *et al.* 2007)。本實驗則採取兩者並用，可以降低人力與成本，同時可補足栽植苗生長或存活不佳、及天然更新苗數量可能不足的問題。尤其像本實驗地此種因外來種嚴重入侵後，導致天然更新樹種種類較單純之破壞地，便需要配合引進其它原生種子或苗木(Shono *et al.* 2007, 徐國士 1985)，以期加速演替，並提早形成樹冠覆蓋，儘速達到恢復生物多樣性的目的。

此外，本實驗中天然更新苗的密度雖較栽植苗小，但天然更新苗的冠幅總面積卻較大，高度生長亦普遍高於栽植苗，此兩項結果顯示，在此種銀合歡移除復舊地，天然更新苗似乎較栽植苗之表現更佳，能更快速向上生長並形成樹冠層。通常天然更新苗的根系較健全(Duryea 1987)，且無栽植苗的移植衝擊期(transplant shock)，有研究顯示同一種植物在同樣的環境下，天然更新苗的生長較快且養分吸收及使用效率較佳(Bernier 1993, Munson and Bernier 1993)，因此天然更新苗的初期生長表現往往較栽植苗更好。如果考慮作業成本，天然更新苗更為節省人力與經費(Duryea 1987, Hardwick *et al.* 2004)。所以，如果幼苗庫、土

壤種子庫及種子雨等可用天然更新材料充足的地方，宜多加利用天然更新材料做為復舊的來源。

## 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。
- 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。
- 何坤益，2006。台灣海岸林造林之撫育管理，*臺灣林業*，32(1): 40-43。
- 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。
- 呂勝由，1998。臺灣地區濱海型工業區綠化實用圖鑑，*林業試驗所*，台北市，共 251 頁。
- 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。
- 徐國士，1985。墾丁國家公園熱帶海岸林復舊造林技術研究，*墾丁國家公園管理處保育研究報告第 112 號*，共 87 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研究報告*，共 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*，*中華民國雜草學會*，台灣花蓮，97 - 109 頁。
- 蕭祺暉，2002。海岸林鹽沫為害與復育造林，*臺灣林業*，28(6): 27-28。
- 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: 167-177.
- Bakker JD and SD Wilson. 2004. Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology* 41(6): 1058-1064.
- Bernier PY. 1993. Comparing natural and planted black spruce seedlings. I. Water relations and growth. *Canadian Journal of Forest Research* 23(11): 2427-2434.
- Blakesley D and S Elliott. undated. Thailand, restoration of seasonally dry tropical forest using the framework species method. UNEP World Conservation Monitoring Center (W CMC), UK, 8 pp.
- Blakesley D, S Elliott, C Kuarak, P Navakitbumrung, S Zangkum, and V Anusarnsunthorn. 2002a. Propagating framework tree species to restore seasonally dry tropical forest: implications of seasonal seed dispersal and dormancy. *Forest Ecology and Management* 164(1-3): 31-38.
- Blakesley D, K Hardwick, and S Elliott. 2002b. Research needs for restoring tropical forests in Southeast Asia for wildlife conservation: framework species selection and seed propagation, *New Forests* 24(3): 165-174.
- Castro J, R Zamora, and JA Hódar. 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Applied Vegetation Science* 9(1): 137-142.
- Chen RF, HH Wang, and CY Wang. 2008. Dissipation of glyphosate injected into the lead tree (*Leucaena leucocephala*) in different seasons in Taiwan. *Taiwan Journal of Forest Science* 23(4): 375-387.
- Chou CH and YL Kuo. 1986. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. *Journal of Chemical Ecology* 12(6): 1431-1448.
- Cook BG, BC Pengelly, SD Brown, JL Donnelly, DA Eagles, MA Franco, J Hanson, BF Mullen, IJ Partridge, M Peters, and R Schultze-Kraft. 2005. Tropical Forages: an interactive selection tool. [CD-ROM], CSIRO, DPI&F(Qld), CIAT, ILRI, Brisbane, Australia.
- Dupuy JM and RL Chazdon. 2008. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. *Forest Ecology and Management* 255(11): 3716-3725.
- Duryea ML. 1987. Forest regeneration methods: natural regeneration, direct seeding and planting, in: Florida Cooperative Extension Service. University of Florida, Gainesville, 13 pp.
- Elliott S, P Navakitbumrung, C Kuarak, S Zangkum, V Anusarnsunthorn, and D Blakesley. 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management* 184(1-3): 177-191.
- 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.
- Global Invasive Species Database (GISD), 2006. *Leucaena leucocephala*. Available from: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=23&fr=1&sts=&lang=EN> [Accessed 15 August 2008].
- Gomez-Aparicio L, R Zamora, JM Gomez, JA Hódar, J Castro, and E Baraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138.
- Gonzalez L and J DallaRosa. 2006. The quiet invasion: A guide to invasive plants of the Galveston Bay Area. Galveston Bay Estuary Program, Galveston, TX <http://www.galvbayinvasives.org>, 27 pp.
- Goosem SP and NIJ Tucker. 1995. Repairing the Rainforest-Theory and Practice of Rainforest Re-establishment in North Queensland's Wet Tropics. Wet Tropics Management Authority, Cairns.
- Hardwick K, J Healey, S Elliott, N Garwood, and V Anusarnsunthorn. 1997. Understanding and assisting natural regeneration processes in degraded seasonal evergreen forests in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 99(1-2): 203-214.
- 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.
- Kuo YL. 2003. Ecological Characteristics of three invasive plants (*Leucaena leucocephala*, *Mikania Micrantha*, and *Stachytarpheta Urticaefolia*) in Southern Taiwan. Food & Fertilizer Technology Center, Taipei, Taiwan, R.O.C. Available

- from: <http://www.agnet.org/library/eb/541/> [Accessed 22 July 2008].
- Lamb D, PD Erskine, and JA Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical Forest Landscapes. *Science* 310(5754): 1628 - 1632.
- Munson AD and PY Bernier. 1993. Comparing natural and planted black spruce seedlings. II. Nutrient uptake and efficiency of use. *Canadian Journal of Forest Research* 23(11): 2435-2442.
- Shono K, EA Cadaweng, and PB Durst. 2007. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620-626.
- Tucker NIJ and TM Murphy. 1997. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the Wet Tropics of North Queensland. *Forest Ecology and Management* 99(1-2): 133-152.
- Vieira DLM and A Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1): 11-20.
- Wakibara JV and BJ Mnaya. 2002. Possible control of *Senna spectabilis* (Caesalpiniaceae), an invasive tree in Mahale Mountains National Park, Tanzania. *ORYX* 36 (4): 357-363
- Walton C. 2003. *Leucaena* (*Leucaena leucocephala*) in Queensland, in: Pest Status Review Series. Department of Natural Resources and Mines, Queensland, 51 pp.
- 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.
- 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.