

銀合歡藥劑注射防除效果及林相復舊方式

王相華、洪聖峰

林業試驗所恆春研究中心

摘 要

銀合歡於 16 世紀引進台灣，目前被列名為重要外來入侵植物，在部分地區甚至以純林方式出現。本研究之目的在測試不同化學藥劑組合及劑量對銀合歡之防除效果，以及銀合歡佔優勢森林之林相復舊方式。試驗結果顯示，嘉塞磷(glyphosate)單一藥劑注射的防除效果優於嘉塞磷與三氯比(triclopyr)混合藥劑。銀合歡單株胸高直徑每 cm 注射嘉塞磷藥劑劑量 1 ml 時，致死率為 67%；銀合歡單株胸高直徑每 cm 注射嘉塞磷藥劑劑量 1.5 ml 時，致死率為 100%。試驗林分經銀合歡藥劑注射處理後，採用原生樹苗林下栽植及保留天然更新苗木方式進行林相復舊，期間經過 2 次植栽週邊除草撫育作業，栽植苗木及天然更新苗木在 13 個月後之存活率分別為 51.6 及 60.7%，密度分別為 1610 株/ha 及 680 株/ha，其中稜果榕、扛香藤、血桐、蟲屎、構樹之苗高平均生長量都在 130 cm 以上，黃槿、相思樹、水黃皮之苗高平均生長量在 50 cm 以上；相對的，銀合歡更新幼苗在林分經藥劑處理前之平均高度為 12.3 cm，密度為 236,000 株/ha，藥劑處理後 13 個月，幼苗平均高度為 15.0 cm，幼苗密度降低至 43,000/ha。上述結果顯示，適量的嘉塞磷單一藥劑處理可有效致死銀合歡；適當之原生樹苗林下栽植及天然更新苗保留作業方式，加上簡易之植栽週邊除草，可抑制銀合歡更新幼苗生長，至於是否能達成林相復舊之目的，有待進一步觀察。

關鍵詞：銀合歡、除草劑。

The Effect of Herbicide Injection on *Leucaena* Control and Techniques of Forest Restoration

Hsiang-Hua Wang Sheng-Feng Hung

Hengchun Reseach Center, Taiwan Forestry Research Institute

Abstract

Leucaena was introduced to Taiwan by Dutchmen in sixteen century. It is one of the notorious invasive tree species in Taiwan. This study evaluated effects of herbicide injection treatments on Leucaena control and techniques of forest restoration. The effect of glyphosate stem injection on Leucaena control was greater than that of glyphosate and triclopyr combination treatment. After injecting 1 and 1.5 ml glyphosate to the Leucaena stems per cm of dbh, 67% and 100% of the Leucaena died respectively.

The Leucaena-dominated forest was restored by planting native tree seedlings and conserving native tree seedlings/saplings. Of planted seedlings and conserved seedlings/saplings, 51.6% and 60.7% survived respectively. Thirteen months later, the seedling heights of *Ficus septica*, *Mallotus repandus*, *Maacaranga tanarius*, *Melanolepis multiglandulosa*, and *Broussonetia kaempferi*, and those of *Hibiscus tiliaceus*, *Acacia confuse*, and *Mellettia pinnata* increased more than 130 cm and 50 cm, respectively. The densities of the planted seedlings and conserved seedlings/saplings were 1610 and 680 per hectare, respectively. On the other hand, the density of Leucaena seedlings significantly decreased; and the height of Leucaena stayed steadily during the 13 months.

Based on the results, a certain amount of glyphosate injection may effectively kill the Leucaena. Planting and conserving native tree seedling/sapling may suppress the growth of Leucaena seedlings. However, we need more investigation to confirm the restoration of Leucaena-dominated forest to the native species dominated forest.

Key words: Leucaena, herbicides.

前 言

就全球生物多樣性而言，其最大的威脅來自於人類對自然棲地的破壞及特定物種的掠奪；另外一項經常被人們忽略的威脅，是引進的外來生物對自然或半自然棲地的入侵⁽¹⁾。隨著地球村交通日益發達和引種風氣日益興盛，此一威脅正逐漸增強中。海島生態系較容易受到生物入侵的威脅，導致原生植物的物種及基因歧異度降低。夏威夷群島的許多區域，目前受到許多的外來植物的衝擊，其中有 86 種外來植物，被証實對當地的原生植物社會及生態

系造成嚴重威脅Eldredge and Miller⁽³⁾指出，夏威夷有 25% 的原生植物的生存受到威脅(其中有 90% 是當地特有種)，而外來植物的入侵，被認為是重要的原因之一。受到外來種入侵之影響，南非開普頓省有 750 種原生植物瀕臨滅絕⁽⁹⁾。Pan⁽⁴⁾曾列出 40 種對台灣本土植物社會具有威脅性的外來植物種類，並警告引進種基因污染的嚴重性⁽⁴⁾。

豆科植物是全球最主要的入侵植物科別，主要的分類群包括相思樹屬、含羞草屬及銀合歡屬等。多數豆科植物具有下列入侵植物的特性：(1)具有固氮能力，能生長在養分貧瘠的生育地；(2)生長迅速、幼年期短、種子生產量大；(3)種子壽命及休眠期長⁽¹⁾。Timmins and Williams⁽⁸⁾指出，在紐西蘭的保護區內，豆科植物是最普遍的入侵植物(14%)，其它主要入侵植物分類群包括菊科、薔薇科、松科及禾本科(各佔 8%)。銀合歡原產於中美洲，目前被IUCN列名為世界 100 種嚴重危害生態之外來入侵生物。早在 16 世紀，野生型銀合歡隨著荷蘭及西班牙帝國的船隊，散布到全世界所屬的殖民地，包括亞洲的菲律賓及台灣，主要用途為提供牛、羊等家畜的飼料及碳薪材⁽⁴⁾，如今銀合歡在部分地區甚至以純林狀出現，對生態系及生物多樣性造成相當大的衝擊，歸納其在國內蔓延之主要原因可區分為社會經濟因素及植物生理特性因素，簡述如下：

- 一、台灣民眾早期普遍開墾山林，種植作物。然隨著經濟體系變更，山區耕地普遍棄置；另為提供民眾便利之交通網路，陸續闢建許多道路系統。上述現象增加了銀合歡入侵廢耕地及路旁林地之機會。
- 二、1970 年代，巨型(薩爾瓦多型)銀合歡被評估為具有潛力的速生造林樹種，在台灣南部及東部地區進行造林⁽⁵⁾，爾後巨型銀合歡造林之生長不如預期，銀合歡林地遭棄置。
- 三、銀合歡之成熟期早，結實量大，土壤內聚集大量之種子庫；且植株在砍伐或受害後擁有強勢萌芽更新能力⁽⁶⁾。

物種資源豐富的台灣，雖然警覺到外來入侵植物可能造成的危害⁽⁴⁾，但仍少有相關之研究報告，闡明入侵外來樹種之防除方法，以及入侵種除去後之林相復舊方式。本研究係針對銀合歡進行藥劑防治效果測試及原生植物社會復舊等相關調查試驗，目的如下：

- 一、尋求銀合歡化學藥劑防治最具效益之做法，包括藥劑種類及其組合、劑量、施用法等。
- 二、整合出適當之方法，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

試驗地概述

本試驗地面積 1 公頃(100 m × 100 m)，位於恆春鎮之山海里，鄰近墾丁國家公園範圍內之西海岸景觀公路。試驗地西鄰台灣海峽、東鄰景觀道路與山脈，原為農耕地，以果樹栽培為主、蔬菜生產為副，棄耕後始有銀合歡入侵，多數已接近純林狀，殘餘果樹大部分為芒果植株(表一)。樣區地勢平坦微微向海岸傾斜，土壤為砂質壤土，排水尚稱良好。樣區銀合歡(胸徑 1 公分以上)之覆蓋比率為 62%，數量為 4876 株，其中胸徑 3 公分以上的有 2506 株，胸徑 3 公分以下的有 2370 株。

在 1 公頃試驗地之中間區塊內，劃設 1 條 100 m × 10 m 之調查樣帶，進行各種不同條件之藥劑注射試驗，林下相對光度調查，以及栽植苗、天然更新苗生長及存活調查。試驗開始於 93 年 6 月，目前的資料分析整理時段為 93 年 6 月至 94 年 7 月的 13 個月期間。

化學藥劑施用方法及銀合歡萎凋現象調查

一、藥劑選擇

本研究在藥劑使用上之考量分成二部分：(一)藥劑選用：以可迅速降解、對環境衝擊小且確實有效致死目標植株等條件為思考重點；(二)施用方式：以操作方便且安全、施用點集中且不影響非目標植物、盡量減少藥劑外溢至土壤中或飄散至空氣中的機會等因子為操作原則。本研究經資料研讀及先期試驗，選擇Glyphosate(嘉磷塞，台灣商品名為年年春)及Triclopyr(三氯比，台灣商品名為加農)二種符合上述藥劑選用原則之殺草劑，目前在美國廣為林業單位使用於木本入侵植物防除使用⁽²⁾。

二、藥劑塗抹操作

將樣區中胸徑小於 3 公分之銀合歡砍除，砍除位置儘可能接近地面，且切口儘可能平整，於切口施以藥劑塗抹處理。藥劑以 glyphosate : triclopyr = 4 : 1 之比例配製。

表一、試驗地原始植被狀況(胸徑 ≥ 1 cm 以上始列入紀錄)

樹種	密度(株/ha)	覆蓋比率(%)
銀合歡	4876	62.0%
構樹	75	7.5%
血桐	53	6.5%
相思樹	12	6.0%
芒果	17	6.0%
竹子	26	5.0%
蟲屎	13	1.5%
香蕉	69	1.0%
木瓜	8	0.3%
菜瓜	3	0.2%
毛柿	2	1.0%
欖仁	1	1.5%
月橘	9	0.5%
恆春厚殼	5	0.3%
止宮樹	3	0.1%
白飯樹	6	0.1%
芭樂	1	0.1%
苦楝	4	0.1%
黃荊	2	0.1%
黃槿	2	0.1%
釋迦	3	0.1%

三、藥劑注射試驗

在樣帶中選取標準木(胸徑介於 5-7 cm 的單株, 平均約 6 cm) 108 株, 於離地面約 1m 高之樹幹上鑽孔 1~2 個(視藥劑量而定), 與水平面呈約 45°~60° 斜角; 並以注射針筒注入藥劑於孔洞之中, 再以橡膠塞封孔, 避免藥劑流失。藥劑以 glyphosate : triclopyr = 1 : 0、2 : 1 及 4 : 1 三種比例配製。藥劑用量分別為 9 ml、6 ml 及 3 ml 三種劑量。混合比及用量因子交叉配對可產生 9 種處理, 每組處理 12 重複, 共計有 108 株樣本。樣區中其餘胸徑大於 3 cm 之非試驗單株則注射與其胸徑大小同量之藥劑, 混合比是 glyphosate : triclopyr = 4 : 1。

四、銀合歡萎凋現象調查

試驗樣木經防治處理後，每隔 0.5~3 個月紀錄乙次其受害及恢復現象；植株在藥劑注射後反應區分為萎凋、死亡及植株再萌芽 3 種型式。萎凋與死亡之植株均沒有綠色枝葉存留於樹幹上，其差異為萎凋植株之樹幹內皮仍富含水分，呈現青綠色，但死亡植株之樹幹內皮乾枯，呈現灰褐色。

五、林下光度變化

於試驗樣帶內及林外全光環境下進行光度量測，比較銀合藥劑處理前後林下之光環境變化。樣帶內之光量之測量採用 LI-191SA 線型（長 1m）光度計搭配 LI-189 顯示器測定，林外全光量之測量採用 LI-190SA 光度計搭配 LI-1400 資料紀錄器測定。藥劑施用前，及藥劑施用後每 2~3 個月測量 1 次，測量時段為 9:00、12:00 及 15:00，每個測量時段在樣帶內及林外全光環境下之同一時間各紀錄 10 筆資料。

六、林相復舊方式

藥劑施用後迅速於林下栽植生長快速之原生樹種，一方面防止銀合歡種子庫大量萌發長成後難以被取代而重回原點，另一方面也可恢復固有林相，達成復舊造林效果。操作方法主要可分為原生樹苗栽植及保留天然更新樹苗二種。

1. 苗木栽植方式及生長調查

選擇恆春半島原生及具有速生、耐風、抗鹽、競爭力強等特性之樹種苗木 9 種，分別為相思樹、稜果榕、白水木、欖仁、黃槿、瓊崖海棠、檉樹、水黃皮、及大葉山欖，混合栽植於林下，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，栽植時間預定在 5-6 月之梅雨期間，選擇氣象預報連續數天可能有雨的時機進行之。栽植後每 2~3 個月進行乙次栽植生長狀況調查，調查項目包括苗高、地徑及存活狀況。

2. 天然更新苗木生長調查

(1) 銀合歡幼苗生長調查

在 100 m x 10 m 樣帶中，設置 10 個 2 m x 2 m 銀合歡幼苗調查小區，每 2~3 個月紀錄其密度及高度變化。

(2) 其他天然更新苗木生長調查

每 2~3 個月進行乙次樣帶內天然更新苗之生長狀況調查，調查項目包括苗高、地徑及存活狀況。

3. 苗木撫育方法

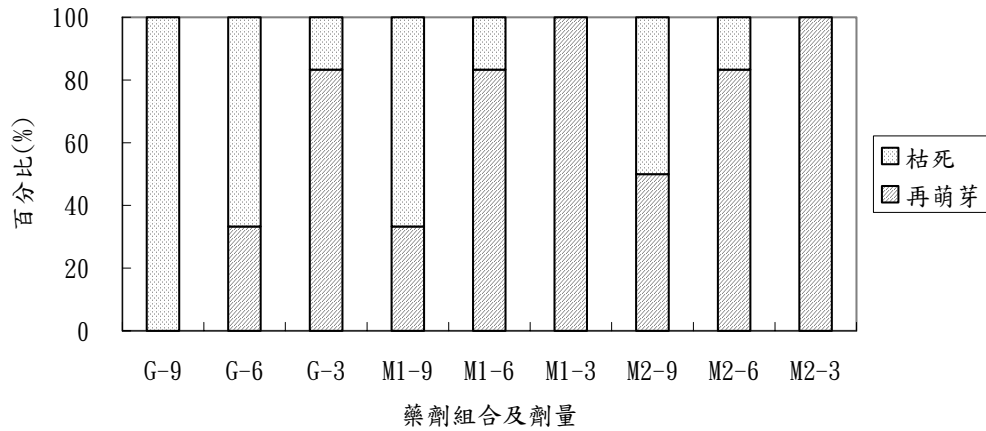
銀合歡藥劑處理及苗木栽植後，視地被雜草生長情形，施以栽植苗木周徑 50 cm 範圍內之雜草、蔓藤砍除撫育作業，避免苗木被雜草覆蓋，並促進苗木生長。其於區域之雜草不予砍除，以保持林地水分及抑制銀合歡幼苗生長。本試驗之設計以省工為原則，故水份來源原則上仰賴降雨，但在栽植初期若遇連續且過度乾旱，應視實際情況補充澆灌。

結果與討論

藥劑注射效果

就劑量而言，不同藥劑組合均以注射量越高者效果越好(圖一)。G-9(glyphosate 9cc)處理的銀合歡單株全數死亡，G-6 處理者死亡率有 67%，G-3 處理之死亡率降至 17%；M1 及 M2 之不同劑量處理亦呈現相同趨勢。就不同藥劑組合而言，相同之注射劑量，以 glyphosate 處理之效果較佳，M1 處理次之，M2 效果最差(圖一)，即相對而言，注射 glyphosate 較 triclopyr 的效果顯著。M1-3 及 M2-3 處理之單株全數再萌芽，尚未有枯死紀錄(圖一)，即混合藥劑處理之劑量降至 3 cc 時無法有效致死銀合歡。簡而言之，銀合歡單株胸高直徑每 cm 注射 glyphosate 1 ml 時，致死率為 67%；銀合歡單株胸高直徑每 cm 注射 glyphosate 1.5 ml 時，致死率為 100%。

藥劑施用後，植株在 13 個月期間內有明顯的受害及恢復過程變化。以 glyphosate 單一藥劑注射的 3 個處理(G-9, G-6, G-3)為例，藥劑施用後 0.5 個月，植株均迅速呈現萎凋現象(圖二—四)，然而不同處理之萎凋單株後續呈現不同之枯死及恢復過程。其中 G-9 處理植株在 2 個月後開始紀錄到有枯死情形，爾後枯死比例逐漸增加，7 個月後全部枯死(圖二)。G-6 處理後迅速萎凋之單株在處理後 1 個月陸續開始出現再萌芽現象，在 2 至 7 月間達到高峰，再萌芽比例為 50%，在 10 至 13 個月間部分萌芽植株再次萎凋或死亡，萌芽比例降低至 33%(圖三)，即再萌芽植株並非全部存活，有部分因生長勢不佳而再次萎凋且枯死；G-6 處理植株在 4 個月後開始出現枯死情形，爾後枯死比例逐漸增加，13 個月時枯死比例為 67%(圖三)。G-3 處理植株之再萌芽比例變化曲線與 G-6 處理相似(圖四)，但較 G-6 處理明顯高出許多，在第 7 個月時所有植株均再萌芽，13 個月時降低至 83%，其它 17% 為枯死單株。



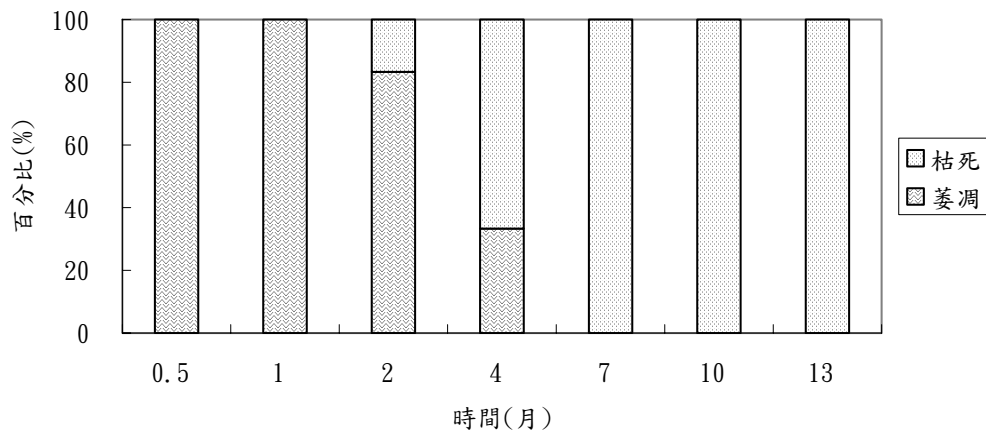
圖一、不同藥劑組合及劑量之注射效果。

G-9 : Glyphosate, 9cc. G-6 : Glyphosate, 6cc. G-3 : Glyphosate, 3cc.

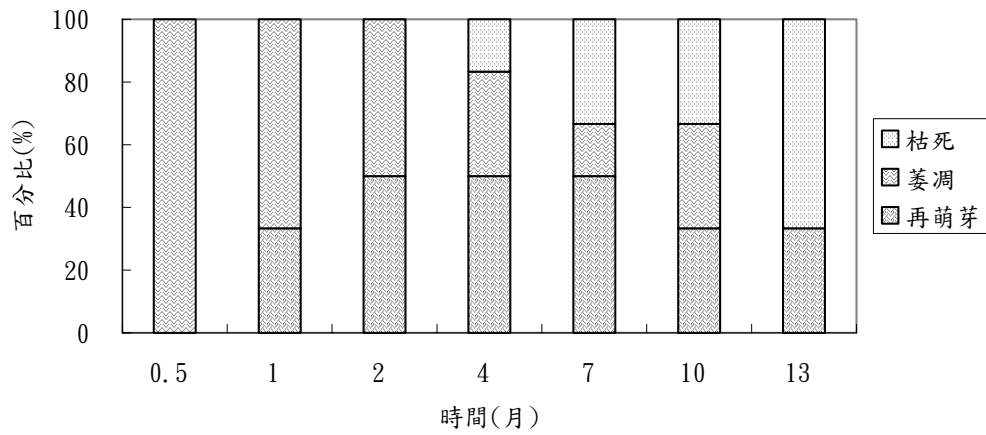
M1-9 : Glyphosate/Triclopyr= 2/1, 9cc. M2-9 : Glyphosate/Triclopyr= 4/1, 9cc.

M1-6 : Glyphosate/Triclopyr= 2/1, 6cc. M2-6 : Glyphosate/Triclopyr= 4/1, 6cc.

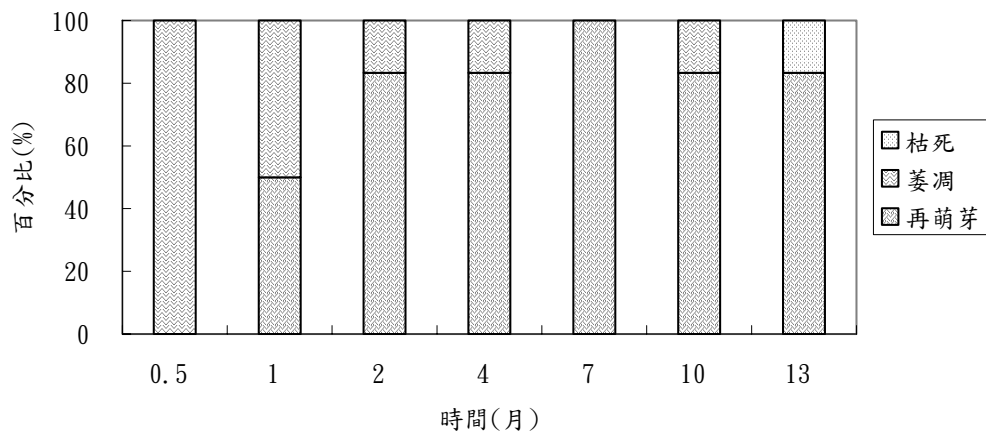
M1-3 : Glyphosate/Triclopyr= 2/1, 3 cc. M2-3 : Glyphosate/Triclopyr= 4/1, 3 cc.



圖二、G-9 處理植株在 13 個月期間之萎凋、枯死及再萌芽比例變化情形。



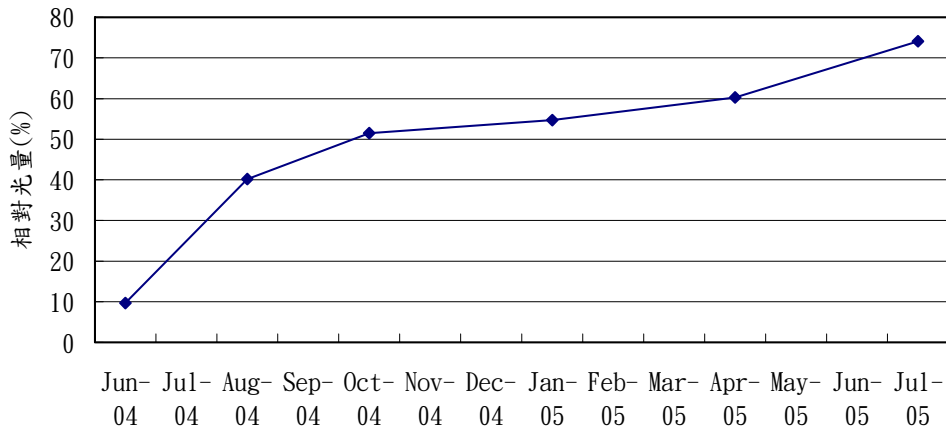
圖三、G-6 處理植株在 13 個月期間之萎凋、枯死及再萌芽比例變化情形。



圖四、G-3 處理植株在 13 個月期間之萎凋、枯死及再萌芽比例變化情形。

林下光度變化

試驗樣帶在藥劑施用前之林下相對光度為 9.7%，2 個月後因植株迅速萎凋，升高為 40.2%，爾後林下光度逐漸增加，到第 13 個月增加為 74.1% (圖五)。

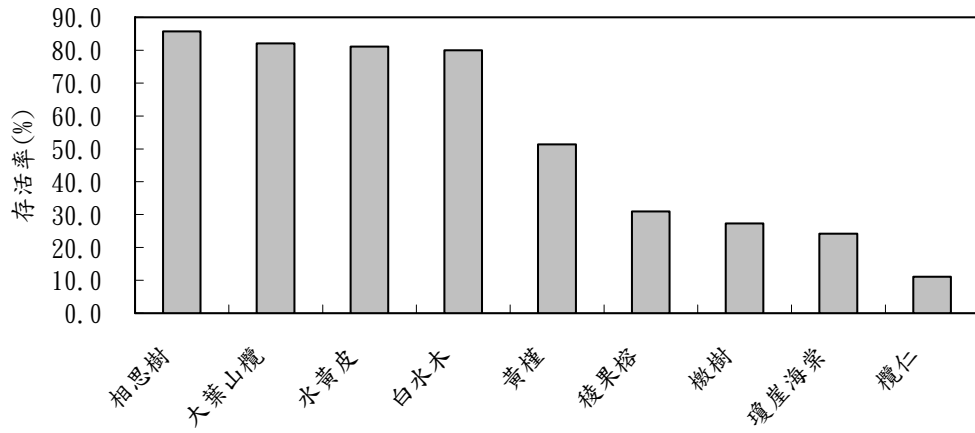


圖五、試驗樣帶在注射處理前及處理後 13 個月期間之林下光度變化情形。

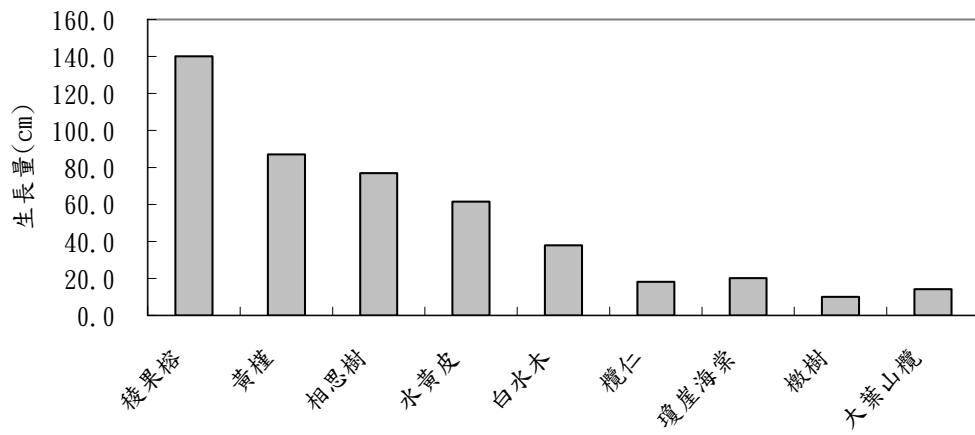
栽植苗木之存活率及生長情形

在 100 m x 10 m 樣帶中栽植 9 種、252 株恆春原生樹種 2 年生苗木，高度在 50-100 cm 之間，單一樹種的數量在 20~40 株之間，13 個月後之總體存活率為 51.6%；就單一樹種而言，水黃皮、黃槿稜果榕及相思樹之存活率在 80% 以上，瓊崖海棠存活率為 51.4%，檫樹、白水木、大葉山欖之存活率在 24-32% 間，欖仁之存活率僅有 11.1% (圖六)；上述苗木之死亡原因多數為乾旱或雜草競爭等自然因素造成，然而有高達 26 株 (72.2%) 之欖仁遭受田鼠咬食苗幹基部而死亡。

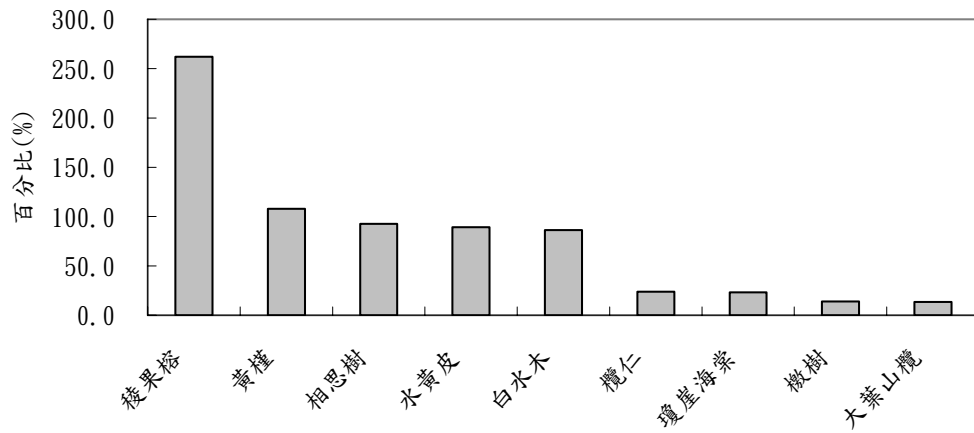
就生長情形而言，稜果榕高度增加最多 (140 cm)，其次依序為黃槿、相思樹、水黃皮、瓊崖海棠、欖仁，大葉山欖及檫樹的高生長不到 15 cm (圖七)；苗高生長率亦以稜果榕最大 (261.9%)，黃槿、相思樹、水黃皮及白水木次之，在 85% 以上，其餘樹種在 25% 以下 (圖八)。地徑生長量以黃槿、稜果榕、相思樹較佳，在 20 mm 以上，其次為白水木 (14.4 mm)，欖仁、瓊崖海棠、大葉山欖及檫樹的地徑生長小於 10 mm (圖九)；地徑生長率亦以黃槿、稜果榕、相思樹較佳，在 184% 以上，其次為白水木 (128.4%) 及欖仁 (92.9%)，瓊崖海棠、檫樹及大葉山欖的地徑生長率則小於 25% (圖十)。



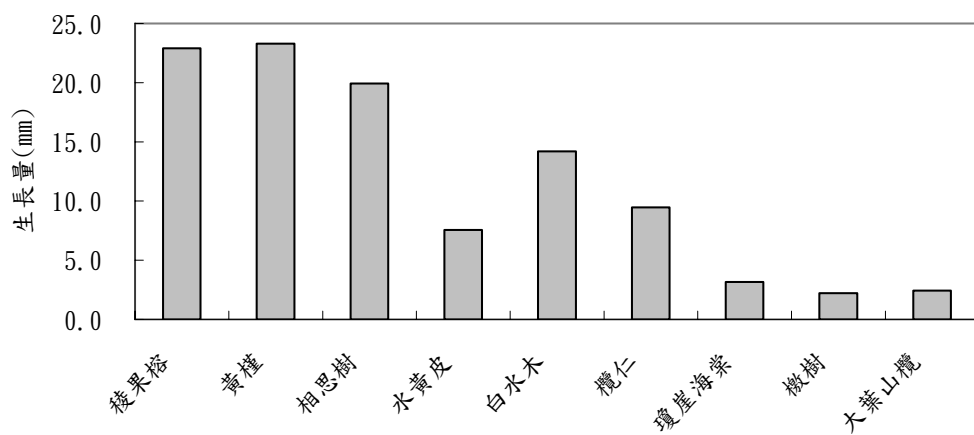
圖六、原生樹苗在栽植 13 個月後之存活率。



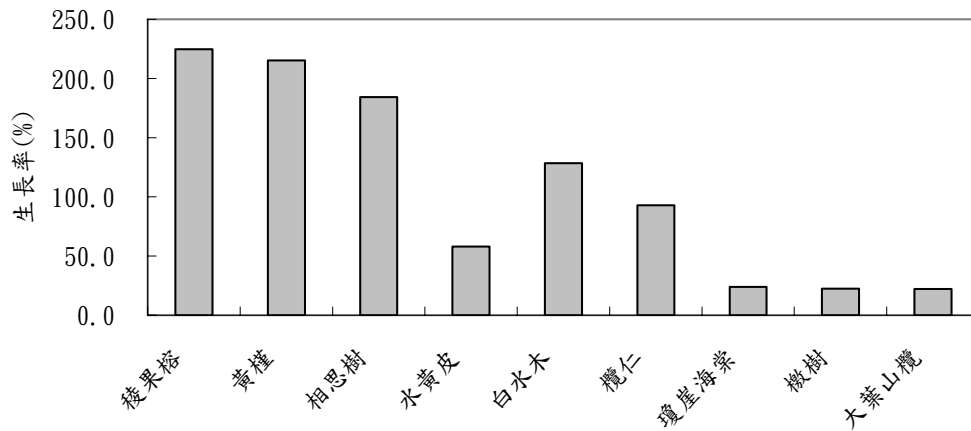
圖七、原生樹苗在栽植 13 個月後之平均高生長量。



圖八、原生樹苗在栽植 13 個月後之平均高生長率。



圖九、原生樹苗在栽植 13 個月後之平均地徑生長量。

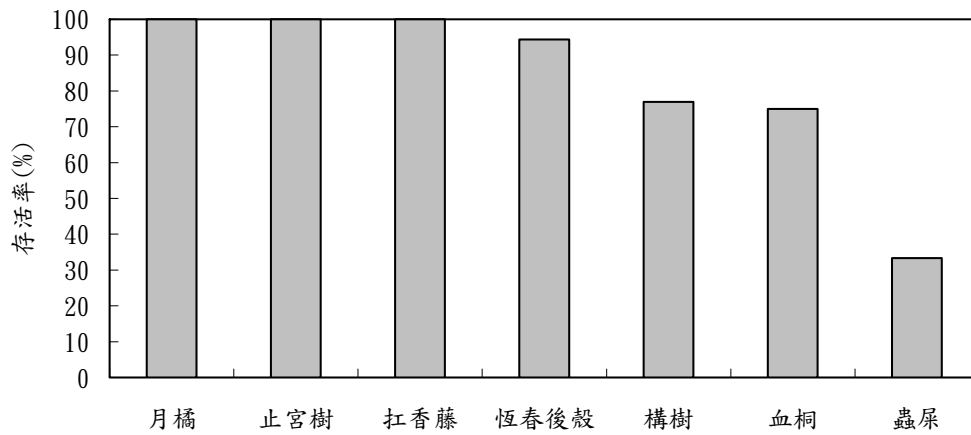


圖十、原生樹苗在栽植 13 個月後之平均地徑生長率。

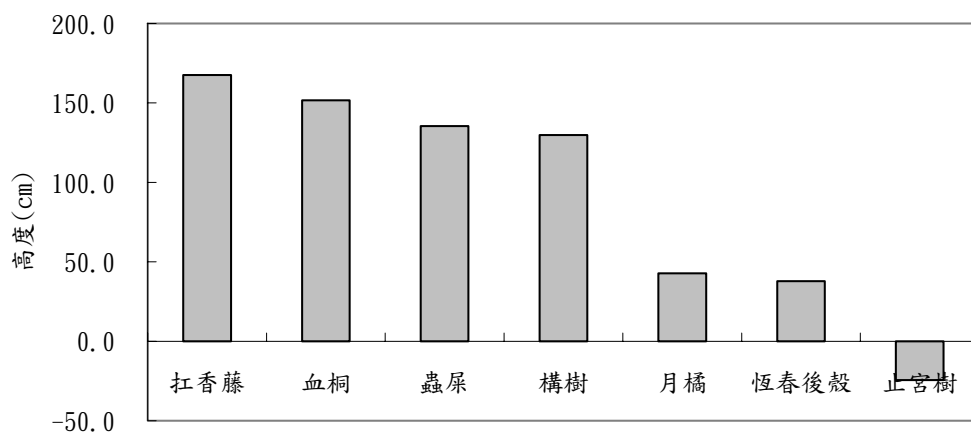
天然更新苗木之存活率及生長情形

在 100 m x 10 m 樣帶中紀錄到 7 種、122 株天然更新苗木，其中蟲屎最多(60 株)，其餘樹種之數量為 2-16 株，13 個月後之總體存活率為 60.7%；就單一樹種而言，月橘、止宮樹、扛香藤及恆春厚殼樹之存活率在 90% 以上，構樹及血桐在 60% 以上，蟲屎最低(38.3%) (圖十一、)；上述苗木之死亡原因亦多數為乾旱或雜草競爭等自然因素造成，然而有高達 27 株(45.0%)之蟲屎遭受田鼠咬食苗幹基部而死亡。

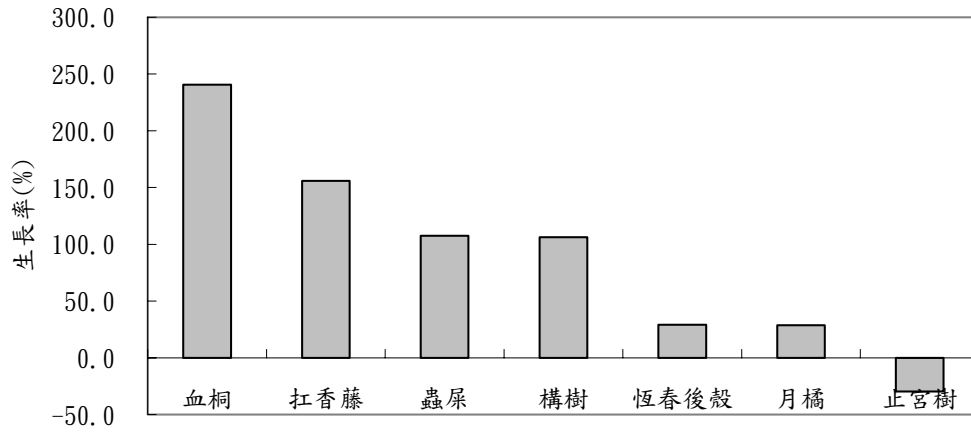
就生長情形而言，扛香藤、血桐、蟲屎、構樹之苗高生長量都在 130 cm 以上，月橘及恆春厚殼樹之高生長小於 50 cm，止宮樹甚至呈現負成長(圖十二)；苗高生長率則以血桐最大(240.7%)，扛香藤、蟲屎、構樹亦超過 100% 以上，月橘及恆春厚殼樹在 20-30% 之間，止宮樹為-29.9%(圖十三)。地徑生長量以血桐、蟲屎、扛香藤較佳，在 20 mm 以上，月橘及恆春厚殼樹在 13~18 mm 之間，扛香藤及止宮樹在 10 mm 以下 (圖十四)；地徑生長率亦以血桐最高，達 500.5%，蟲屎及構樹在 170-220% 之間，其它樹種則低於 100%(圖十五)。



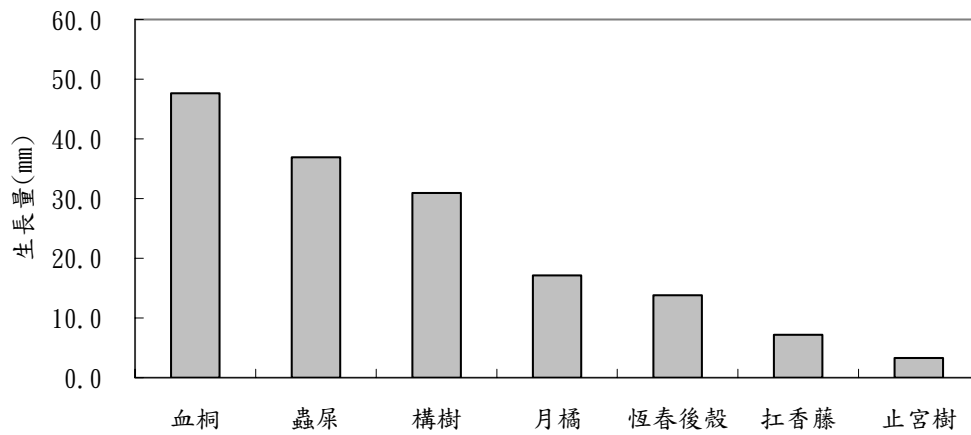
圖十一、天然更新樹苗在要銀合歡藥劑注射處理 13 個月後之存活率。



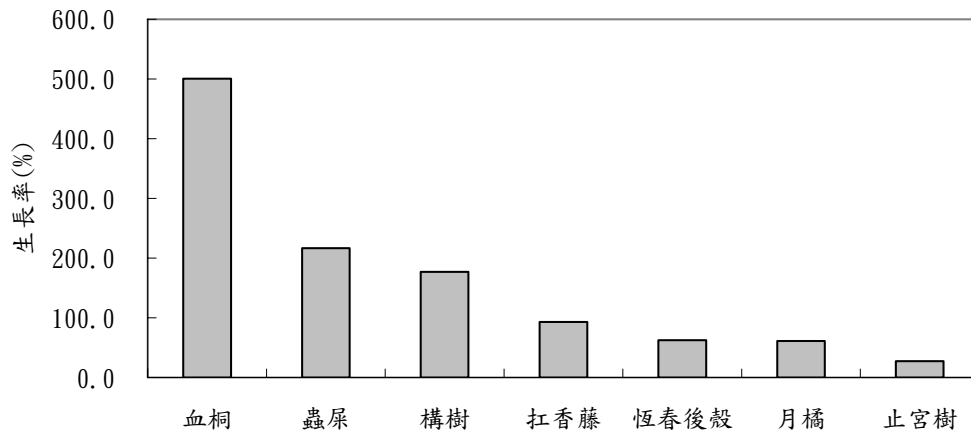
圖十二天然更新樹苗在要銀合歡藥劑注射處理 13 個月後之高生長量。



圖十三、天然更新樹苗在要銀合歡藥劑注射處理 13 個月後之高生長率。



圖十四、天然更新樹苗在要銀合歡藥劑注射處理 13 個月後之地徑生長量。

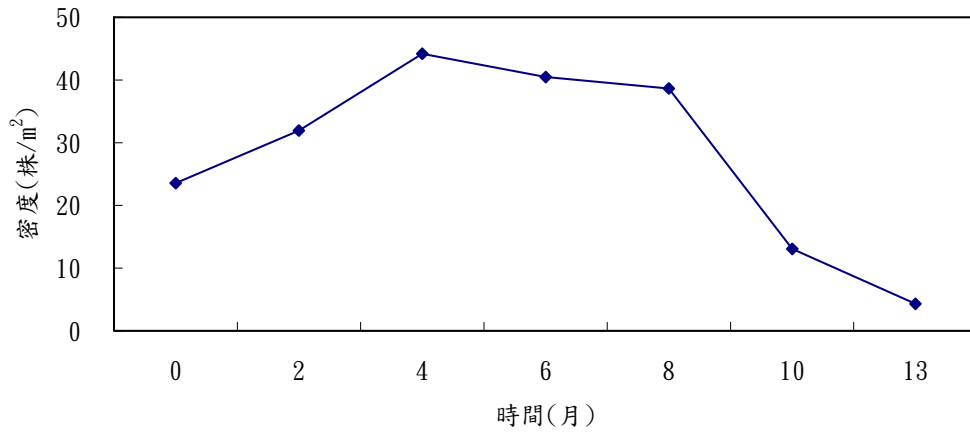


圖十五、天然更新樹苗在要銀合歡藥劑注射處理 13 個月後之地徑生長率。

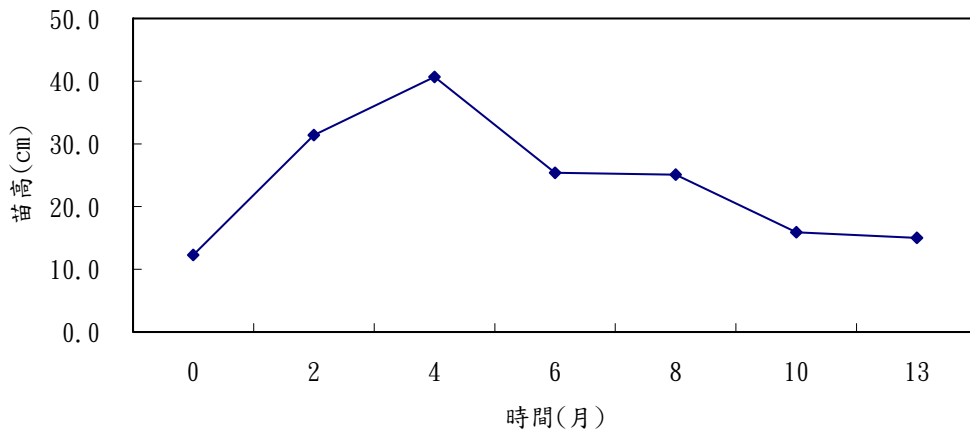
銀合歡幼苗之密度及苗高變化

在試驗操作前銀合歡幼苗密度為每 $23.6/m^2$ (圖十六)，平均高度為 12.3 cm (圖十七)，藥劑處理後銀合歡之密度及平均高度都逐漸增加，並在第 4 個月達到高峰，爾後又逐漸下降，到第 13 個月，幼苗密度降低至 $4.3/m^2$ ，平均高度為 15.0 cm。本試驗林下銀合歡更新小苗生長速率似乎受到抑制，其可能原因歸納如下：

1. 本試驗採銀合歡藥劑注射立枯處理方式，樹幹在萎凋過程中林下光度逐漸增加，不似一般皆伐作業方式，造成林下光度在瞬間暴增。
2. 本試驗採低度撫育處理，除草範圍僅限於栽植苗木及銀合歡以外的更新苗木週邊 50 cm 範圍內，且處理間隔長，銀合歡更新苗在其他地被及苗木抑制下，生長受阻。
3. 銀合歡小苗數量多，小苗間即存在高度生存競爭，在多量小苗尚未產生勝出者之前，其生長事實上是相互抑制的狀況。



圖十六、銀合歡幼苗密度在 13 個月間之變化。



圖十七、銀合歡幼苗高度在 13 個月間之變化。

引用文獻

1. Cronk, Q. C . B. and Fuller, J. L. 1995. Plant Invaders: The threat to natural ecosystems. Chapman and Hall, New York. 241 p.
2. Dow AgroSciences. 2000. Resource guide Triclopyr. Dow AgroSciences. 58 p.
3. Eldredge, L. G. and Miller, S. E. 1996. Numbers of Hawaiian species: supplement. Bishop Museum Occasional Paper, 45: 8-17.
4. Pan, F. J. 1988. Gene equilibrium concept and introduction of exotic trees. In proceeding of *Forest Management Follow Ecological Principles*. F. W. Horng *et al.* (eds). August 24-25, 1988. Taipei, Taiwan. (in Chinese with English summary).
5. Pan, F. J., Shih, W. C., and Chen, I. M. 1991. Early growth performance of new *Leucaena* varieties on different habitats. *Taiwan Journal of Forest Science* 6(1): 27-33. (in Chinese with English summary).
6. Pan, F. J., Shih, W. J. and Ma, F. C. 1993. The effect of sprouting number on coppice regrowth in *Leucaena Leucocephala*. *Taiwan Journal of Forest Science* 8(3): 219-228. (in Chinese with English summary).
7. The U.S.D.A., Forest service. 2002. Pesticide fact sheet: Glyphosate.
8. Timmins, S. M. and Williams, P.A. 1987. Characteristics of problem weeds in New Zealand's protected areas. In D. A. Saunders *et al.* (eds) *Nature Conservation: the Role of Remnants of Native Vegetation*, p 241-47.
9. Tucker, K. C. and Richardson, D. M. 1995. An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. *Journal of Environmental Management* 44: 309-338.