

研究報告

恆春西海岸生態復育栽植樹苗最初兩年之生長表現

陳可芳¹，伍淑惠¹，王相華²，郭耀綸^{3,4}

¹林業試驗所恆春研究中心；²林業試驗所福山研究中心；³國立屏東科技大學森林系；⁴通訊作者

E-mail : ylkuo@mail.npust.edu.tw

[摘要] 恆春半島西海岸森林遭銀合歡嚴重入侵，本研究於 2008 年進行銀合歡移除作業，並栽植本區 11 種先驅性及 6 種非先驅性原生樹種，共 17 種樹苗，期能將海岸林恢復成以原生樹種為主要組成的林分。栽植 22 個月後，存活率以繖楊最高 (85%)，而海欖果、雀榕、台灣海桐、林投、紅柴及樹青等 6 種的存活率亦在 70% 以上。血桐及繖楊平均樹高已達 150 cm 以上，而非先驅樹種樹高均在 100 cm 以下。淨高生長以先驅樹種的血桐最高 (100 cm)，其次為繖楊 (95 cm)。試驗期間台灣海桐及稜果榕的相對高生長率均超過 200%，高生長快速，但所有樹種單株樹冠幅寬度均仍小於 90 cm。藉由存活率、樹高、淨高生長、相對高生長率及樹冠幅寬度等 5 項生長表現，作為海岸林生態復育作業選擇先驅樹種之評比依據，表現優良之樹種依序為繖楊、台灣海桐、水黃皮、血桐、雀榕及稜果榕。藉由存活率當作非先驅樹種適用與否之評比依據，林投、紅柴、樹青及瓊崖海棠等 4 種，因存活率皆高達 70% 以上，故適用於此復育作業。本研究也比較各種樹苗在 12 m 或 6 m 寬兩種銀合歡移除帶處理的生長差異，結果發現只有 4 種樹苗在 12 m 寬的移除帶有顯著較高的生長。考量復育作業的方便性，12 m 寬的銀合歡移除帶應可適用於恆春海岸林的生態復育作業。

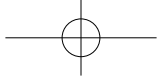
關鍵字：海岸林、移除銀合歡、先驅樹種、存活率、高生長

First Two Years' Growth Performances of Planted Tree Seedlings for Ecological Restoration on West Coast of Hengchun

Ke-Fang Chen¹, Shu-Hui Wu¹, Hsiang-Hua Wang² and Yau-Lun Kuo^{3,4}

¹Hengchun Research Center, Taiwan Forestry Research Institute; ²Fushan Research Center, Taiwan Forestry Research Institute; ³Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology; ⁴Corresponding author E-mail: ylkuo@mail.npust.edu.tw

ABSTRACT Forests on the west coast of Hengchun peninsula are seriously invaded by *Leucaena leucocephala*. To restore the forests to native-species dominated stands, *L. leucocephala* was eradicated and 17 indigenous tree species were restored, including 11 pioneer species and six non-pioneer species, in June 2008. Twenty-two months after operation, seven species, specifically *Thespesia populnea*, *Cerbera manghas*, *Ficus superb*, *Pittosporum pentandrum*, *Pandanus odoratissimus*, *Aglaia formosana* and *Planchonella obovata*, showed over 70% survival rates. Tree height of *Macaranga*



陳可芳，伍淑惠，王相華，郭耀綸

tanarius and *T. populnea* reached over 150 cm, while the height of non-pioneer species was all under 100 cm. *Macaranga tanarius* and *T. populnea* showed large net height growth of 100 and 95 cm, respectively. During this period, the relative height growth of two pioneer species, *P. pentandrum* and *Ficus septica*, had grown over 200%. However, the crown width of all species was still under 90 cm. Assessed by survival rate, tree height, net height growth, relative height growth rate, and crown width, *M. tanarius*, *T. populnea*, *P. pentandrum*, *Millettia pinnata*, *F. superb* and *F. septic* were the strongest pioneer species for ecological restoration. If were to use survival rate to assess non-pioneer species, *P. odoratissimus*, *A. formosana*, *P. obovata*, and *Calophyllum inophyllum*, are suitable for restoration, since they all showed over 70% survival rate. In this research, comparison of growth differences of seedlings planting either at the 12 m or the 6 m width of removal strips of *L. leucocephala* were compared. Results showed that only four species showed better growth performances at the 12 m width of removal strip. Considering the convenience of restoring operation, a 12 m removal strip is suitable for ecological restoration in coastal forests in Hengchun peninsula.

Keywords: coastal forests, eradication of *Leucaena leucocephala*, pioneer tree species, survival rates, height growth

前言

臺灣南部的恆春地區，早期因土地貧瘠環境惡劣，海岸線受到住民長期開發及使用，後來森林更受到大面積砍伐，以改植具有高經濟價值的瓊麻(*Agave sisalana*)供製作麻繩。到了1960年代恆春半島瓊麻園面積已超過4400ha(陳世行2009)，然因尼龍繩的問世使瓊麻價格低落，大面積瓊麻園陸續荒廢後形成空出棲位(Empty Niches)。近20年來此區又因道路開發、土地使用類型改變等人為干擾，使原有生態系發生改變，銀合歡(*Leucaena leucocephala*)嚴重入侵(呂明倫、鍾玉龍2007, 郭昱君2008)。恆春半島僅存之香蕉灣生態保護區海岸林，亦逐漸受到銀合歡及先驅樹種入侵，其結構逐漸劣化(王相華等2007)。

銀合歡具有很高的種子產量，種子可藉土壤種子庫的方式長期留存，又有極旺盛的萌蘖能力，在遭砍伐後可藉無性繁殖方式恢復生長，並具有植物相剋作用潛能(Chou and Kuo 1986, Walton 2003)等特性，因此移除與防治銀合歡的工作極不易成功。維持原有生態系較高的生物多樣性，是防止外來植物入侵的有效方法(Kennedy et al. 2002)。然而，對已被銀合歡入侵之生育地，則需採取生態復育(Ecological Restoration)措施，以抑制銀合歡族群數量，並防止其進一步擴散(王相華等2009, Walton

2003)。

生態復育是指協助一個已劣化、受損或遭到毀滅的生態系回復的過程(SER 2004)。生育地遭外來植物入侵後，其生態復育作業的重點除外來種的抑制及移除外，也要栽植種類較多的原生樹種，藉以重建該地原有植群的組成與結構，恢復原有生態系應有的功能(郭幸榮2005, Blakesley et al. 2002, Lamb et al. 2003, Florentine and Westbrooke 2004)。在巴西大西洋岸森林已進行30年的生態復育工作，並以恢復成多樣性高的森林為復育目標(Rodrigues et al. 2009)。在Sri Lanka復育熱帶雨林的步驟，是依序栽植不同演替階段的樹種，並選擇多種可相容的樹種以恢復雨林林相(Ashton et al. 2001)。為促進造林地物種的拓植，在澳洲昆士蘭森林生態復育選擇的樹種，除了演替不同階段的樹種之外，也特別選用果實能吸引鳥類及其他動物傳播的原生樹種(Tucker et al. 1997)。另一項在澳洲進行的生態復育研究比較不同復育方式的成效，發現人為復育造林可形成植株密度及樹冠覆蓋度都較高的森林，森林地被植群的分布也較豐富(Kanowski et al. 2003)。在Costa Rica將改變為牧場用途的森林劣化地混植多種原生樹種，成林後可自行天然更新，恢復生物多樣性，並具有穩定土壤的功能(Leopold et al. 2001, Carnevale and Montagnini 2002)。混合較多種原生樹種的復

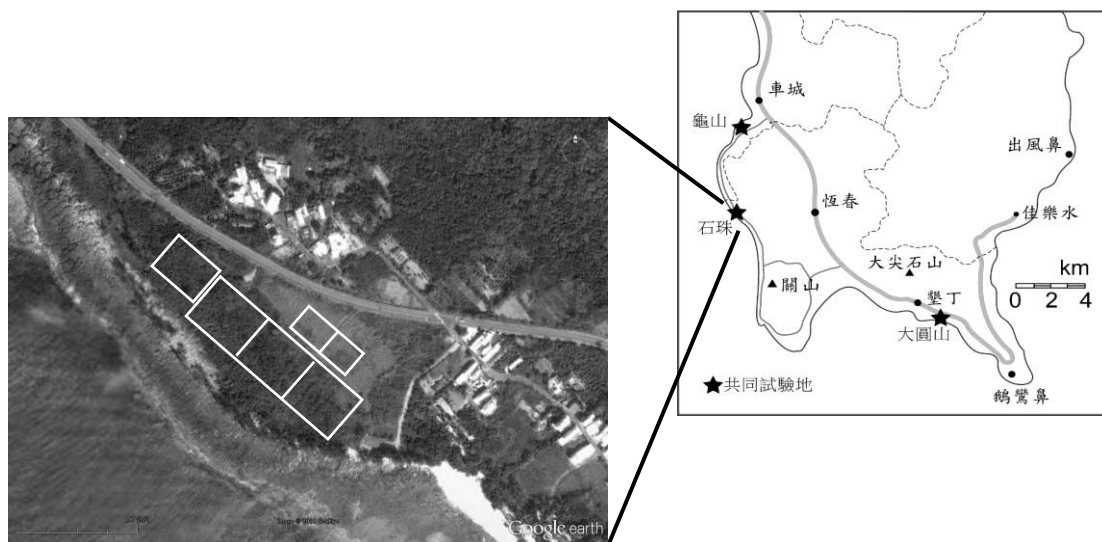


圖 1. 石珠試驗地位於恆春西海岸；左圖右下方村鎮為萬里桐

育造林也比單一樹種純林有較高的生產力及較佳的生態功能(Piotto *et al.* 2004, Erskine *et al.* 2006)。

於 2008 年 6 月起，本研究團隊在恆春西海岸一處銀合歡入侵地，進行生態復育試驗，將銀合歡成株砍伐並移除，但保留該地原有的前生樹，並栽植海岸林先驅樹種與演替中後期的原生樹種，希望該林分將來能恢復成以原生樹種為主要組成的海岸林，具有較高的生物多樣性且能天然更新，不再被外來植物入侵。本研究擬探討的第一個問題為：栽植的海岸林原生樹種經過兩個生長季後，那些樹種能適應此處的環境條件，而有較高的存活率與生長表現，適合當作恆春西海岸銀合歡入侵地生態復育的造林樹種？本研究探討的第二個問題為：在進行銀合歡砍伐移除時，砍伐帶寬度 6 m 或 12 m 何者適用，可以讓栽植的樹苗獲得適當的保護及可用的光資源？

材料與方法

一、試驗地概述

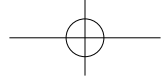
試驗地位於恆春半島西岸，萬里桐村西北側海岸之銀合歡入侵次生林(圖 1)。試驗地南北長 285 m，東西寬 80 m，面積約 2.14 ha。復育作業之前，於 2008 年 5 月調查到銀合歡

植株密度為 5504 株 ha^{-1} ，胸高斷面積為 8.6 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ，植株高度約為 4~6 m。試驗地內另有胸徑 ≥ 1 cm，非銀合歡的前生闊葉樹，植株密度為 2141 株 ha^{-1} ，胸高斷面積為 9.63 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ，以構樹 (*Broussonetia papyrifera*)、蟲屎 (*Melanolepis multiglandulosa*)、血桐 (*Macaranga tanarius*) 等樹種為主，植株高度以 3~5 m 較多，樹冠幅寬約為 10~15 m^2 。試驗地土壤為砂質，pH 值介於弱酸性至弱鹼性間，土壤厚度離海越近則越薄(未發表資料)。根據中央氣象局恆春測候站 1897~2009 年的資料(表 1)，此區平均年雨量為 2157 mm，降雨集中在 5 月下旬到 10 月間，該期間受到西南氣流及颱風之影響，高溫多雨。每年 11 月到隔年 4 月為旱季，且盛行東北季風。此期間的乾旱加上季風作用，對植物生長極為不利，許多樹種會有落葉現象。

表 1. 中央氣象局恆春測候站 1897~2009 年平均月均溫及雨量

月份	一月	二月	三月	四月	五月	六月
月均溫(°C)	21	21	23	25	27	28
雨量(mm)	21	26	22	45	164	388
月份	七月	八月	九月	十月	十一月	十二月
月均溫(°C)	28	28	27	26	24	22
雨量(mm)	464	510	312	132	55	20

二、試驗地生態復育作業



陳可芳，伍淑惠，王相華，郭耀綸

2008年5月於試驗地進行樣區劃設及銀合歡砍伐工作。在長285 m的試驗地先劃設四個區集(圖1)，每個區集內再劃設東西向的銀合歡移除帶，帶內的銀合歡成樹均以鏈鋸由地際伐除，但其他天然更新的前生闊葉樹均予以保留。移除帶寬度又分為6 m及12 m兩種處理，前者在每個區集設置4帶，後者則有2帶，各移除帶之間以3 m寬的保留帶做區隔(圖2)，保留帶中所有前生樹及銀合歡植株皆予以保留，提供擋風及遮陰的功能。

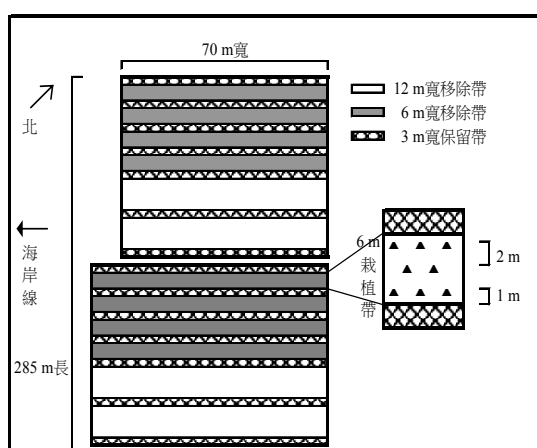


圖 2. 石珠試驗地北端兩區集之銀合歡移除帶(栽植帶)及保留帶配置圖

栽植的 17 種樹種包括黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)、臭娘子(*Premna serratifolia*)、血桐、繖楊(*Thespesia populnea*)、草海桐(*Scaevola sericea*)、椶果榕(*Ficus septica*)、雀榕(*Ficus superba*)、欖仁(*Terminalia catappa*)、臺灣海桐(*Pittosporum pentandrum*)、海欖果(*Cerbera manghas*)、水黃皮(*Millettia pinnata*)等 11 種先驅樹種，另包括紅柴(*Aglaia formosana*)、樹青(*Planchonella obovata*)、蓮葉桐(*Hernandia nymphiifolia*)、瓊崖海棠(*Calophyllum inophyllum*)、白榕(*Ficus benjamina*)、林投(*Pandanus odoratissimus*)等 6 種非先驅樹種。

三、栽植樹苗生長調查

於 2008 年 6 月種植所有 17 種樹苗，7 月進行初栽時植株地徑、苗高及樹冠幅調查，並於 2008 年 10 月(第一年生長季後)、2009 年 5

月(第一年乾季後)、2009 年 10 月(第二年生長季後)及 2010 年 4 月(第二年乾季後)進行後續苗木生長性狀複查共 4 次。初栽時調查總株數為 2332 株，各種樹苗高度約在 40~80 cm 間，地徑約為 7~12 mm。

四、適用於恆春西海岸生態復育栽植樹種評比

在適用樹種評比方面，參考 The Forest Restoration Research Unit (FORRU)在泰國北部進行的森林復育作業所發展出之優良樹種評選標準(Elloitt *et al.* 2003)，將本研究栽植樹種依栽植目的先分成先驅樹種及非先驅樹種兩類。先驅樹種以存活率、樹高、淨高生長、相對高生長率及樹冠幅寬等五項生長性狀，做為評比標準。造林樹種選擇第一條件為存活率，所以進行評比時存活率為必備條件；本試驗希望栽植之先驅樹種在試驗現地能有好的樹高生長及樹冠幅表現，能在短時間內遮蔭雜草並改變林下環境。

評比項目依兩年期間表現的優劣由高到低分成 A、B、C 三級，分別給予 3、2、1 分。在存活率方面，因試驗地原來已建立的前生樹，植株密度已大於 2000 株 ha^{-1} ，所以先驅樹種的栽植苗只要存活率超過 60%，即可列為表現優秀之 A 級，40~60%為 B 級，存活率低於 40%者列為不適用之 C 級。在樹高方面，將超過 150 cm 者列為 A 級，介於 100~150 cm 為 B 級，低於 100 cm 者則列為 C 級。因為在栽植時各植株之初始高度各異，故另加入淨高生長及相對高生長率當作評比項目。淨高生長超過 100 cm 者為 A 級，在 100~50 cm 間者列為 B 級，小於 50 cm 則為 C 級。相對高生長率大於 150%者列為 A 級，介於 150~100%為 B 級，低於 100%則為 C 級。在樹冠幅寬度方面，大於 60 cm 者列為 A 級，介於 60~50 cm 為 B 級，小於 50 cm 者為 C 級。在計算各樹種評比得分時，將五個評比項目依不同組合之得分作優劣排序。非先驅樹種則只期望能有較高的存活率，能適應復育初期較嚴苛的環境逆境，因此只用存活率作為評比項目。

表 2. 試驗樹種栽植株數及栽植後不同時期之存活率(%)

樹種	株數	第一年	第一年	第二年	第二年
		生長季 (2008年 10月)	乾季 (2009年 5月)	生長季 (2009年 10月)	乾季 (2010年 4月)
先驅樹種					
繖楊	197	100	96	89	85
海欖果	80	98	98	86	76
雀榕	84	100	95	76	76
臺灣海桐	92	91	84	74	74
水黃皮	104	91	89	65	63
臭娘子	93	93	70	52	48
黃槿	288	97	79	54	48
血桐	216	93	66	46	44
稜果榕	287	98	77	54	43
欖仁	316	97	43	39	31
草海桐	94	76	51	30	30
非先驅樹種					
林投	87	95	84	78	78
紅柴	81	96	89	77	77
樹青	74	96	81	72	72
瓊崖海棠	94	100	83	72	67
蓮葉桐	70	97	71	47	33
白榕	77	99	60	38	27

結果

一、先驅樹種之生長表現

1. 存活率

第一年(2008年)生長季因雨量豐沛,先驅樹種除了草海桐之外,其他 10 種的存活率都超過 90%(表 2)。第一年乾季過後,繖楊、海欖果及雀榕的存活率仍在 95%以上,而草海桐及欖仁的存活率分別僅為 51 及 43%(表 2)。欖仁在第一年乾季開始後,即有植株之基部遭鼠類啃食,因而死亡。第二年乾季過後,繖楊存活率仍最高,達 85%,存活率超過 60%的樹種另有海欖果、雀榕、臺灣海桐及水黃皮;而臭娘子、黃槿、血桐及稜果榕的存活率都不到 50%,草海桐及欖仁的存活率仍是最低,僅約 30%(表 2)。

2. 樹高、淨高生長及相對高生長率

栽植後 22 個月(2010 年 4 月),先驅樹種中只有血桐與繖楊的平均樹高超過 150 cm,分別達到 171 cm 及 160 cm,淨高生長分別為 100 cm 及 95 cm,其相對高生長率也分別有 159%及 153%(表 3)。栽植的所有樹種中,除了海欖果樹高僅 99 cm 之外,其餘樹種皆超過

100 cm。臺灣海桐及稜果榕之淨高生長分別為 79 cm 及 82 cm,但相對高生長率卻分別高達 208%及 201%;水黃皮及欖仁淨高生長分別為 67 及 61 cm,相對高生長率分別達 152 及 118%;雀榕及黃槿之淨高生長皆為 56 cm,相對高生長率分別為 111%及 108%。海欖果、臭娘子及草海桐栽植 22 個月後淨高生長均低於 50 cm,以海欖果的 32 cm 最低;草海桐淨高生長雖只有 45 cm,但相對高生長率卻可達 172%(表 3)。

3. 樹冠幅寬度

栽植 22 個月後,沒有任何一種樹種的平均樹冠幅寬度超過 1 m,樹冠幅最寬者為血桐(72 cm),超過 50 cm 者另有稜果榕(63 cm)、臺灣海桐(62 cm)、繖楊(61 cm)、草海桐(57 cm)、雀榕(51 cm)及水黃皮(50 cm);臭娘子、欖仁及海欖果的樹冠幅在 40-50 cm 間,而黃槿僅有 33 cm(表 3)。

4. 相對地徑生長率

栽植樹種相對地徑生長率超過 200%者有血桐(276%)、稜果榕(236%)、臺灣海桐(222%)及草海桐(209%);欖仁為 144%,海欖果、雀榕、水黃皮、臭娘子及黃槿則均低於 100%(表 2),其中水黃皮在樹高及相對高生長率表現極佳,但其相對地徑生長率卻只有 57%。

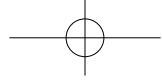
二、非先驅樹種之生長表現

1. 存活率

在雨量豐沛的第一個生長季過後,6 種非先驅樹種都有 95%以上的存活率,其中瓊崖海棠達 100%(表 2)。第一年乾季後,白榕存活率僅有 60%,而蓮葉桐下降到 71%,其他 4 個樹種存活率都在 80%以上。第二年乾季過後(栽植 22 個月),存活率高於 70%的樹種包括林投(78%)、紅柴(77%)及樹青(72%),而瓊崖海棠為 67%,蓮葉桐僅有 33%,而由枝條扦插育成苗木的白榕,存活率僅為 27%(表 2)。

2. 其他生長表現

非先驅樹種在栽植 22 個月後,樹高均僅在 70-80 cm 範圍(表 3),普遍低於先驅樹種苗



陳可芳，伍淑惠，王相華，郭耀綸

木。在相對高生長率方面，只有林投較高(98%)，至於樹冠幅寬也只有林投達到 81 cm，其餘樹種均未超過 40 cm。相對地徑生長率以蓮葉桐 79%最高，其次為林投及樹青，分別為 56%及 53%(表 3)。

表 3. 試驗樹種初植時之樹高及栽植 22 個月後之樹高、淨高生長、樹冠幅寬、相對高生長率(RHR)及相對地徑生長率(RDR)

樹種	初植 苗高 (cm)	樹高 (cm)	淨高 生長 (cm)	樹冠 幅寬 (cm)	RHR (%)	RDR (%)
先驅樹種						
繖楊	65±1	160±5	95±5	61±3	153±9	108±9
海欖果	67±3	99±4	32±3	40±3	61±13	66±8
雀榕	59±1	115±2	56±2	51±4	111±4	86±12
臺灣海桐	39±1	118±4	79±4	62±3	208±12	222±18
水黃皮	55±2	123±5	67±5	50±3	152±27	57±7
臭娘子	70±3	110±5	40±5	48±5	72±11	72±14
黃槿	56±1	112±4	56±4	33±2	108±7	78±8
血桐	72±1	171±7	100±7	72±6	159±26	276±25
稜果榕	47±1	130±5	82±5	63±5	201±20	236±23
欖仁	59±1	120±2	61±2	48±5	118±4	144±15
草海桐	55±6	101±8	45±8	57±7	172±75	209±72
非先驅樹種						
林投	49±3	81±3	32±3	81±3	98±16	56±9
紅柴	61±1	85±3	24±3	35±2	41±5	46±7
樹青	61±2	88±3	27±3	29±1	47±5	53±9
瓊崖海棠	48±1	84±3	35±3	30±1	78±8	47±5
蓮葉桐	43±2	70±5	27±4	21±2	64±10	79±15
白榕	48±4	79±8	32±6	39±4	75±13	45±13

三、生態復育適用的栽植樹種的評比

1. 先驅樹種之評比

供試 11 種先驅樹種，依存活率、高生長或樹冠幅寬等生長表現，組合成兩項或三項的評比類別，各評比組合所得的樹種優劣排序稍有不同(表 4)。若只以存活率及高生長(樹高、淨高生長或相對高生長率)2 項生長表現做為評比項目，則排序前 5 名的樹種為繖楊、水黃皮、台灣海桐、血桐、雀榕，此 5 樹種在滿分 6 分的 3 個類別，評比得分都在 5 分(含)以上(表 4)。得分為 5 分以下的樹種，以稜果榕表現最好，其次為海欖果及黃槿，而草海桐及欖仁為表現較差的 2 種樹種(表 4)。若評比項目包括存活率、高生長與樹冠幅寬等三項生長表現，在滿分 9 分的 3 個類別，評比得分都在 8 分(含)以上的樹種為繖楊、台灣海桐、血桐等 3 種(表 4)。上述 3 種之外，每個評比類別都達 7 分(含)

以上的樹種，依序為水黃皮、稜果榕及雀榕。表現最差的樹種為欖仁，在 3 類評比的得分都僅為 4 分(表 4)。

綜合以上結果，本研究在石珠試驗地進行的生態復育，所選用的先驅樹種苗木經過 22 個月的生長，表現較優的樹種為血桐、繖楊、臺灣海桐、水黃皮、稜果榕及雀榕等 6 種。

2. 非先驅樹種之評比

非先驅樹種中，林投、紅柴、樹青及瓊崖海棠的存活率都約有 70%(表 1)；而白榕及蓮葉桐在 22 個月後，存活率只剩下約 30%，較不適應復育初期之環境。

四、栽植樹苗在兩種寬度的銀合歡移除帶處理生長表現的比較

先驅樹種中的黃槿、稜果榕、欖仁及草海桐等 4 樹種，其樹高均以生長在 12 m 寬移除帶的植株顯著高於 6 m 寬處理，樹冠幅寬或相對樹高生長率也以 12 m 寬移除帶顯著較大；相反的，繖楊生長在 6 m 寬移除帶的植株卻比 12 m 寬處理者有顯著較大的生長表現(表 5)。非先驅樹種中除了蓮葉桐的樹冠幅以 6 m 寬處理顯著較大之外，其餘 5 樹種之生長表現在兩種移除帶寬度處理間都不具顯著差異(表 5)。

討論

一、生態復育適用的栽植樹種

1. 先驅樹種

本研究栽植的 17 種植物經過兩年的生長，依評比排序結果(表 4)，以繖楊、血桐、台灣海桐、水黃皮、稜果榕及雀榕等 6 種的表現較優。繖楊目前在恆春海岸林族群量很小，被列為台灣瀕臨滅絕物種(台灣的稀有及瀕危植物資料庫 2003)，但其存活率及各項生長表現都極高(表 2)，顯示本樹種極適合該環境，未來應在恆春西海岸或南海岸多予栽植，提高其野外族群數量。血桐為台灣南部低海拔常見的陽性先驅樹種，在本試驗地也可適應較遮陰

表 4. 栽植之各先驅樹種在不同生長表現組合之評比得分及優劣排序

存活率+樹高		存活率+淨高生長		存活率+相對高生長率		存活率+樹高+樹冠幅寬		存活率+淨高生長+樹冠幅寬		存活率+相對高生長率+樹冠幅寬	
樹種排序	得分	樹種排序	得分	樹種排序	得分	樹種排序	得分	樹種排序	得分	樹種排序	得分
繖楊	6	血桐	5	繖楊	6	繖楊	9	血桐	8	繖楊	9
血桐	5	繖楊	5	水黃皮	6	血桐	8	繖楊	8	臺灣海桐	9
臺灣海桐	5	臺灣海桐	5	臺灣海桐	6	臺灣海桐	8	臺灣海桐	8	血桐	8
雀榕	5	雀榕	5	血桐	5	水黃皮	7	水黃皮	7	水黃皮	8
水黃皮	5	水黃皮	5	雀榕	5	稜果榕	7	稜果榕	7	稜果榕	8
稜果榕	4	稜果榕	4	稜果榕	5	雀榕	7	雀榕	7	雀榕	7
海欖果	4	海欖果	4	海欖果	4	臭娘子	5	海欖果	5	草海桐	6
黃槿	4	黃槿	4	黃槿	4	海欖果	5	黃槿	5	海欖果	5
臭娘子	4	臭娘子	3	草海桐	4	黃槿	5	臭娘子	4	黃槿	5
欖仁	3	欖仁	3	臭娘子	3	草海桐	5	欖仁	4	臭娘子	4
草海桐	3	草海桐	2	欖仁	3	欖仁	4	草海桐	4	欖仁	4

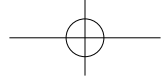
表 5. 試驗樹種在 12 m 或 6 m 寬銀合歡移除帶栽植 22 個月後之生長比較(mean±SE)；RHR 及 RDR 分別為相對相對高生長率及相對地徑生長率

生長性狀	樹種	銀合歡移除帶寬度		樹種	銀合歡移除帶寬度		樹種	銀合歡移除帶寬度	
		12 m	6 m		12 m	6 m		12 m	6 m
存活率(%)	黃槿	47	48	水黃皮	66	58	林投	81	75
RDR(%)		90±12 ^{a1)}	64±10 ^b		58±11	54±10		47±12	65±12
樹高(cm)		102±7 ^a	85±5 ^b		125±8	106±7		74±4	79±4
RHR(%)		115±10	96±10		128±13	115±14		87±23	110±21
樹冠幅寬(cm)		37±4 ^a	29±2 ^b		49±6	50±4		80±4	83±4
存活率(%)	稜果榕	43	42	臺灣海桐	76	71	紅柴	79	73
RDR(%)		312±38 ^a	155±20 ^b	海桐	227±24	216±26		41±7	50±10
樹高(cm)		132±8 ^a	105±7 ^b		117±7	117±6		84±4	77±5
RHR(%)		230±32 ^a	163±22 ^b		212±17	202±15		40±6	42±9
樹冠幅寬(cm)		78±7 ^a	47±5 ^b		61±4	62±5		36±3	34±3
存活率(%)	欖仁	29	32	海欖果	81	71	樹青	75	67
RDR(%)		178±22 ^a	111±18 ^b		63±10	69±13		45±7	64±19
樹高(cm)		117±7 ^a	101±5 ^b		94±5	94±6		82±5	78±5
RHR(%)		72±9	65±9		46±7	76±26		48±8	39±7
樹冠幅寬(cm)		54±8	43±5		41±4	39±4		29±2	29±2
存活率(%)	草海桐	26	33	雀榕	81	70	蓮葉桐	25	38
RDR(%)		124±30	273±123		80±16	94±17		77±24	79±20
樹高(cm)		99±10 ^a	69±5 ^b		122±9	126±11		64±10	69±5
RHR(%)		136±51	225±179		61±11	74±12		62±27	65±9
樹冠幅寬(cm)		71±11 ^a	46±7 ^b		52±5	51±5		16±4 ^b	24±2 ^a
存活率(%)	繖楊	91	79	血桐	37	50	瓊崖海棠	65	68
RDR(%)		89±10 ^b	125±15 ^a		265±35	283±35		41±7	52±8
樹高(cm)		139±6 ^b	166±7 ^a		150±9	160±11		81±4	81±5
RHR(%)		125±10 ^b	170±12 ^a		115±13	183±45		74±12	80±11
樹冠幅寬(cm)		51±3 ^b	73±4 ^a		68±8	76±8		28±2	31±2
存活率(%)				臭娘子	50	47	白榕	26	28
RDR(%)					70±23	74±18		54±24	37±12
樹高(cm)					99±8	110±7		76±8	76±14
RHR(%)					76±19	67±14		99±23	55±14
樹冠幅寬(cm)					46±7	50±6		37±5	40±7

¹⁾ 兩種移除帶寬度有不同英文字母者，具顯著差異(t-test, P<0.05)，未註明英文字母者為不具顯著差異

的環境，且樹冠幅寬生長快速，對促進林分鬱閉有很大助益。臺灣海桐對惡劣的環境適應力強，栽植在澎湖木麻黃防風林下之苗木，即使過了 6 年依舊有高於 70% 之存活率(李新鐸等 1993)，在本區種植 16 個月後即有植株開花，且根據野外觀察成樹每年都有很高的結實量，為海岸林生態復育適用之樹種。水黃皮零星分布於香蕉灣生態保護區森林及附近海

濱，野外植株結實狀況不規律，但其種子發芽率高(未發表資料)，生長快速且樹冠濃密，為常用的海岸防風林及行道樹樹種。稜果榕在本試驗地於第一年生長季過後，即有部份植株開花結實。表現次優的樹種為榕屬之雀榕與稜果榕。雀榕除了存活率高之外，其成熟植株每年可結實 2 至 3 次，稜果榕與雀榕的果實皆為鳥類及其他動物喜歡的食物，能吸引傳播種子的



陳可芳，伍淑惠，王相華，郭耀綸

動物進出生態復育地，此種特性可加速生態復育的過程(Tucker *et al.* 1997)。

本研究先驅樹種評比排序第 7~10 名的樹種為海欖果、黃槿、臭娘子及草海桐。海欖果近年來常被用來當作木麻黃老熟林復層林營造時之林下樹種，生長良好並有穩定的林下更新小苗(鄧書麟 2007)，於恆春半島常見於南海岸到東海岸一線，在恆春西海岸其天然族群極少。本試驗地雖屬恆春西海岸，但海欖果在此處的存活率高達 70%，將來應可選用來增加海岸林物種多樣性。黃槿普遍分布於恆春半島，樹性耐風、耐旱及耐鹽霧，為常被選用之海岸造林樹種(李新鐸等 1993, 林敏宜等 2009)，但在本試驗地的生長表現不盡理想。在本試驗地南方的山海村，過去曾進行過移除銀合歡並栽植原生樹種的試驗，當時黃槿樹苗栽植 21 個月後存活率可高於 70%，樹高及淨高生長分別為 216 cm 及 134 cm，在該試驗地黃槿的高生長表現僅次於稜果榕(王相華等 2009)。黃槿在相鄰的兩個試驗地有極端不同的生長表現，可能是苗木品質差異大所致。

臭娘子及草海桐之植株皆為灌木狀生長，臭娘子普遍分布於恆春海岸光量較高的珊瑚礁頂或森林邊緣，但在本試驗地此樹種各項生長表現都不佳，或許較不能適應在前生樹下較遮陰的環境。草海桐為海岸線前端常見的耐風、耐旱及耐鹽霧的植物，但在本試驗地栽植 22 個月後，存活率僅剩 30%，為本次試驗樹種中存活率最低者。然而，同時期栽植在與本試驗地相鄰，無遮陰的草地試區，同一批的草海桐植株卻有高達 90% 的存活率，顯示草海桐較適合栽植在較空曠的生育地，可成為海岸林臨海前方的保護綠帶植物。

欖仁在本研究所有的栽植樹種中優劣排序最差，其於本試驗地原有許多初期生長快速的植株，但其基部易遭齧齒類動物的啃食致死，故存活率甚低。然而現場仍存活的欖仁植株，在樹高生長及樹冠幅寬的表現均佳，若無鼠類啃食問題，應為此處生態復育優良的造林樹種。

2. 非先驅樹種

非先驅樹種的林投、紅柴與樹青雖無法在短期內有顯著的高生長，但這些樹種的存在可增加森林組成的多樣性，已符合本試驗對非先驅樹種之要求。瓊崖海棠之存活率雖只有 67%，但其枝下高較低，對增加棲地微環境的多樣性應有助益，且本樹種成熟植株結實量大，種子發芽率高，可形成眾多天然更新小苗(野外觀察)，亦符合生態復育適用樹種之要求。白榕在本試驗之存活率只有 27%(表 1)，可能是所使用的植株為直徑 1~2 cm 之扦插苗，枝條高度約為 20~25 cm。可能因為扦插苗根系較不健全，植株在乾季期間存活率大量下降，本樹種目前在恆春半島海岸林亦不常見，故對其自然繁殖方式也不甚了解。

蓮葉桐分布於恆春半島南灣到東海岸間，為海岸林重要樹種(陳玉峯 1985)。在香蕉灣熱帶海岸林內蓮葉桐為演替中後期之優勢樹種，其小苗耐陰且林下更新良好。然而，本研究栽植的蓮葉桐苗木，其存活率及形質生長並不佳，可能是試驗初期將銀合歡上層樹冠移除後，蓮葉桐苗木無法適應當時的強光或乾燥環境。若為增加生態復育樹種多樣性，能兼有先驅及非先驅兩類功能群樹種的森林，則可在復育初期先栽植陽性樹種，待樹冠鬱閉之後，再將蓮葉桐栽植在樹冠下方，營造複層林相。

二、栽植苗木在不同寬度銀合歡移除帶之生長表現

先驅樹種中只有黃槿、稜果榕及欖仁，在兩種寬度移除帶的生長表現具有顯著差異，且以 12 m 寬銀合歡移除帶較高(表 3)。相反的，先驅樹種中的繖楊，其生長表現是以 6 m 寬移除帶顯著較高。可能是繖楊在較寬的移除帶，因日照較強致水分逆境較嚴重，生長較差。然而，繖楊在本試驗地的存活率及整體生長表現仍為所有試驗樹種中最高者，或可忽略在不同寬度移除帶之生長差異。

非先驅樹種中除蓮葉桐外，所有樹種之各項生長表現，在不同寬度銀合歡移除帶間並無

顯著差異。蓮葉桐為演替中後期樹種，可能較難以適應 12 m 寬移除帶作業初期之高光環境。

在銀合歡移除帶寬度的選擇方面，本研究認為 12 m 寬的移除帶在作業初期，雖會令生育地暴露在較高的太陽輻射下，對栽植樹苗可能不利。然而，本研究作業時保留移除帶內所有的前生樹植株，並在移除帶兩側各設置 3 m 寬的保留帶，因此栽植苗在該移除帶內會受上方或側方遮陰的保護，可降低作業初期的環境衝擊，在考量整體操作的方便性，12 m 寬的移除帶應可適用於此處的生態復育作業。

結論

本研究栽植的 17 種海岸林原生樹種中，表現良好可適用為恆春海岸林生態復育造林之優良樹種，包括血桐、繖楊、臺灣海桐、水黃皮、稜果榕及雀榕等 6 種先驅樹種。若現地無鼠害，則櫟仁亦為可用之優良樹種；若使用品質優良的樹苗，則黃槿應亦為可選用之樹種。適合作為海岸林生態復育之非先驅樹種，包括林投、紅柴、樹青及瓊崖海棠。若為增加海岸林之樹種多樣性，建議可在樹冠鬱閉後，再進行蓮葉桐之林下栽植。本試驗地因前生樹密度高，並設置保留帶，故使用 12 m 寬銀合歡移除帶之作業方式應為適用。

誌謝

本研究承蒙墾丁國家公園管理處提供研究經費。研究期間承蒙墾管處保育課陳松茂課長、馬協群課長、陳玄武技正提供行政上之協助，林試所中埔研究中心許原瑞主任在現場工作上的協助，以及兩名審查委員指出初稿不當之處，使本文內容更趨完整，謹此一併致謝。

引用文獻

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。
王相華、張惠珠、徐國士、洪州玄、高瑞卿。2007。先驅及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(2):1-13。

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):7-17。

李新鐸、邱文良、王相華。1993。澎湖生態造林之研究：25 種恆春鄉土樹種在澎湖沙港的適應性研究。林業試驗所研究報告季刊 8(3):209-218。

林敏宜、歐書瑋、李載鳴、許立達。2009。澎湖人工造林樹種適應性調查研究。華岡農科學報 23:9-20。

陳玉峯。1985。墾丁國家公園海岸植被。墾丁國家公園管理處，182 頁。

陳世行。2009。恆春特產：瓊麻、洋蔥、港口茶。墾丁國家公園管理處，79 頁。

郭昱君。2008。土地利用變遷對入侵植物分布之影響：以墾丁國家公園銀合歡為例。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文，81 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。

鄧書麟、沈永強、何坤益、呂福原、張怡萱、李玟樑。2007。四湖海岸木麻黃林下海欖果天然更新特性之研究。中華林學季刊 40(4):519-534。

台灣的稀有及瀕危植物資料庫。2003。農委會林務局自然資源與生態資料庫。
<http://econgis.forest.gov.tw/rareplant/species.asp?id=t00073>

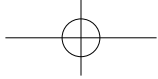
Ashton MS, CVS Gunatilleke, BMP Singhakumara and IAUN Gunatilleke. 2001. Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. *Forest Ecology and Management* 154:409-430.

Blakesley D, K Hardwick and S Elliott. 2002. Research needs for restoring tropical forests in Southeast Asia for wildlife conservation:



陳可芳，伍淑惠，王相華，郭耀綸

- framework species selection and seed propagation. *New Forests* 24(3):165-174.
- Carnevale NJ and F Montagnini. 2002. Facilitation regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163:217-227.
- Chou CH and YL Kuo. 1986. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. III. Allelopathic exclusion of understory by *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. *Journal of Chemical Ecology* 12:1431-48.
- 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* 184:177-191.
- Erskine PD, D Lamb and M Bristow. 2006. Tree species diversity and ecosystem function: can tropical multi-species plantations generate greater productivity. *Forest Ecology and Management* 184:177-191.
- Florentine SK and ME Westbrooke. 2004. Restoration in abandoned tropical pasturelands - do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12(1):85-94.
- Kanowski J, CP Catterall, GW Wardell-Johnson, H Proctor and T Reis. 2003. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. *Forest Ecology and Management* 183:265-280.
- 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 and D Gilmour. 2003. *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN and WWF, Gland, Switzerland. 110pp.
- Leopold AC, R Andrus, A Finkeldey and D Knowles. 2001. Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 142:243-249.
- Piotto D, E Viquez, F Montagnini and M Kanninen. 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management* 190:359-372.
- Rodrigues RR, RAF Lima, S Gandolfi and AG Nave. 2009. On the restoration of high diversity forest: 30 years of experience in Brazilian forest. *Biological Conservation* 142:1242-1251.
- Tucker NIJ, and TM Murphy. 1997. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observation from the wet tropics of north Queensland. *Forest Ecology and Management* 99:133-152.
- Walton C. 2003. *Leucaena (Leucaena leucocephala)* in Queensland. Department of Natural Resources and Mines, Queensland. 51pp.
- SER. 2004. The SER Primer on Ecological Restoration, Version 2. Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group. http://www.ser.org/reading_resources.asp



《國家公園學報》投稿須知

一、徵收研究論文稿：

《國家公園學報》係內政部營建署正式出版的刊物，預計每年出版一卷四期，於三月、六月、九月及十二月各出一期，以未曾刊載於其他刊物者為限。

凡與國家公園相關之研究、監測、生態旅遊、環境教育、文化史蹟、社會人文、經營管理、資訊管理之稿件，皆在歡迎之列(若為簡體字，由出版者負責轉為正體中文刊印)。論文稿須附英文摘要。來稿以十五頁為原則，超出部份由作者自行負擔費用。若為簡短之研究報告，則為科學短訊，科學短訊須附中英文摘要、關鍵字與引用文獻，內文不須分章節撰寫，並於投稿時註明。來稿請附〈作者簽署投稿同意書〉。

二、一般稿件之撰寫原則：

來稿請用 18 級打標題，其餘用 12 級新細明體打正文，以 A4「直向」左右兩邊各留 3.17cm 空間，上下各留 2.54cm，列與列之間 1.5 倍行高打字。所有表格亦請以「直向」為原則，字級最小可縮至 9 級。

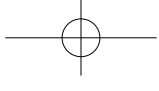
研究論文依下次序撰寫：

- 標題頁：包括題目（以簡明扼要為原則）、作者相屬機構及小標題（中文以 15 字，英文以 10 字為原則）。標題右上角請註明通訊作者的姓名、地址、電話及電子郵件。
- 中文摘要：以不超過全文 3% 的長度為原則，並應附為數不超過 5 個的關鍵字，以頓號分隔。
本文：包括前言、材料與方法、結果、討論、結論、建議（可略）。
誌謝（請提供補助機構及計畫編號）。
引用文獻。
- 英文題目、作者、摘要及關鍵字，文中之英文不得斷字。
- 表格：表格不得劃縱線，橫線亦應儘量少用。
- 圖版或圖片：用電子檔寄送。凡電腦列印，其品質必須符合印刷標準。本刊只付黑白圖片費用，如需刊印彩色圖片，印刷費用由作者自行負擔。

三、文字內容：

文字內容力求清晰簡明，稿件請編頁碼。對於過長之稿件，本刊有權要求作者縮短。拉丁學名以斜體表示。來稿一律採用公制國際系統單位(SI)，如 m, ml, l, kg 等，數值以阿拉伯數字表示。標點符號之使用，請參照本刊最新一期之論文。單位、數字與前後文字之間須有一空格，但℃與%不須有空格。數學符號與前後數字或文字之間須有一空格。區間數字之表示，在中、英文一律用「如 20-90」，與前後數字間不須有空格。

- 本文中引用之文獻：
中文作者用全名及英文作者用姓氏，公元年排列順序，以年代先後為準。例如一位作者：(Wu 1993)；兩位作者：(Jander and Jander 1970) 或 Jander and Jander (1970)；三位作者以上：(Koeniger *et al.* 1988) 或 Koeniger *et al.* (1988)。同作者多篇文獻時，如 (Koeniger *et al.* 1988a, b) 或 Koeniger *et al.* (1988a, b)，(Koeniger *et al.* 1988, 1989) 或 Koeniger *et al.* (1988, 1989)。
- 引用文獻：
引用文獻依姓氏字母順序排列，先列中文與日文(若為漢字)，再列其他文字。同一作者之發表作品依年代順序排列。第一作者相同時，以作者人數排序。雜誌須寫出全名。引用雜誌名稱之英文須全名。其他請參考 CBE Style Manual。例如：
吳珮瑛、蘇明達。2001。墾丁國家公園資源經濟效益評估-兼論資源保育



投稿須知

之哲學觀與資源價值之內涵。國家公園學報 11(1):1-29。

四、 其它規格：中文一律用新細明體，英文用「Times New Roman」。

接受之稿件：

- 校對：
稿件付印前，先送通訊作者負責校對清樣，並只能就關鍵部分略作修正。
本刊編輯不負責檢查完稿校樣之印刷正確性，因此每篇論文之通訊作者必須負責校樣內容的正確性。
- 抽印本：
本出版者將贈寄刊出樣式之 PDF 檔，供作者自行使用。
- 所有作者要填寫〈著作授權同意書〉。

五、 投稿地點：

請用掛號郵寄紙本三份並附 word 檔案光碟一份寄送「國家公園學報編輯委員會」。
地址：105 台北市八德路二段 342 號
電話：(02) 8771-2345

六、 版權：

依著作授權書內容。

七、 論文寄出前之格式檢查：

1. 作者相關資料

- 首頁右上方請標明「通訊作者的 e-mail 地址」。
- 作者英文名字須寫全名。
- 校對相屬機關名稱。

2. 標題與摘要

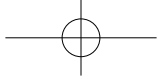
- 中英文摘要需分別撰寫。
- 標題中之生物分類學名需註明拉丁學名。
- 英文標題除介系詞外，每個單字第一字母須大寫。
- 中英文摘要下須各附中英文關鍵字，以不超過六個為原則（中文詞間字以頓號分開）。如關鍵字：生態旅遊、太魯閣國家公園、生態系管理。
- 英文關鍵詞頭字母勿大寫。Keywords: decomposition, ecotourism, ecoinformatics, adaptive management. 每一 Keywords 勿超過 3 字。
- 摘要不分段落，以不超過全文 3% 的長度為原則。
- 附小標題（中文以 15 字，英文以 10 字為原則）。

3. 表格圖片

- 表格不得劃縱線，橫線亦應儘量少用。
- 度量衡單位縮寫依照國際標準單位(SI)，如 h, min, s, d, wk, mo, yr。
- 圖片須原版之電子檔。若欲以彩色刊登請說明（彩色印刷費需由作者負擔）。

4. 正文

- 在文中引用文獻，中、日文(若為漢字)作者全名，其他外文作者用姓，年代用公元。如 Koeniger *et al.* 1988。引用文獻之排列以發表年代先後為順序。
- 度量衡單位採用公制之國際系統單位(SI)，如 m, cm, mol, l, kg, g 等。數值以阿拉伯數字表示，數值與單位間空一格。
- 拉丁學名斜體，文中第一次出現時，可加命名者。
- 中文報告章節之劃分以一、二、...等，小節以 1, 2. ...等，小節分項以(1),



(2)...等。

- 結果與討論最好要分開撰寫。

5. 引用文獻

- 一律以依所引用之原文列出，中、日文(若為漢字)先列，英文隨後。皆依姓氏筆劃或字母、年代先後順序排列。
- 見投稿須知，舉例如下：
 - 林晏州。2003。玉山國家公園步道遊憩承載量及經營管理策略之研究。國家公園學報 13(2):27-48。
 - 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，47 頁。
 - 廖洪正。1992。東方蜜蜂生物學研究。台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文，72 頁。
 - 宋勝榮。2007。台灣第四紀火山活動：經濟部中央地質調查所特刊第 18 號：111-142。
 - 于淑芬、林幸助、陳伯中。2006。武陵地區溪流石附生藻類時間及空間分佈。特有生物研究 8(2):39-51。
 - Campbell AC. 1973. The national park and reserve system in Botswana. *Biological Conservation* 5(1):7-14.
 - Holling CS. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley & Sons, Inc., London.
 - O'leary J, J Behrens-Tepper, F McGuire and FD Dottavio. 1987. Age of first hunting experience: results from a nationwide recreation survey. *Leisure Sciences* 9(4):225-233.
 - Vieira DLM and A Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1):11-20.
 - Vaughan MR. 2002. Oak trees, acorns, and bears. pp. 224-240. In *McShea WJ and WM Healy (eds.), Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.

6. 其他資訊 詳細稿約格式請參閱《國家公園學報》之投稿須知，或內政部營建署之網站 <http://np.cpami.gov.tw/>。