

## 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

王相華<sup>1,5</sup> 張惠珠<sup>2</sup> 徐國士<sup>3</sup> 洪州玄<sup>4</sup> 高瑞卿<sup>1</sup>

(收稿日期：2007 年 6 月 22 日；接受日期：2007 年 9 月 17 日)

### 摘 要

香蕉灣海岸林位於台灣南端墾丁地區，面積約 28 公頃，是台灣目前唯一的熱帶海岸林生態保護區。林業試驗所曾於 1974 於在屏鵝公路(台 26 線)西側，鄰海區塊之香蕉灣海岸林內設置長 270 m、寬 54 m，面積 1.458 公頃之調查樣區，紀錄所有胸徑 $\geq 4$  cm 樹木之胸徑及位置，並於 2005 年採用相同方式，進行此一樣區之先驅及外來入侵樹種組成複查，目的在探討此一殘存海岸林受到先驅及(或)外來樹種的入侵情形。為便於說明樹種空間分布變化，將樣區劃分為鄰海、中間及鄰路三條平行樣帶。樣區內紀錄之先驅樹種有血桐及虫屎，在 2005 年所紀錄的株數分別為 240 及 84 株，密度分別為 1974 年的 61 倍及 3.5 倍，分布區域集中在鄰路及中間樣帶，但數量以鄰路樣帶較多，顯示先驅樹種似乎以漸進方式沿著鄰路區域入侵海岸林內部，並利用森林孔隙發生的時機拓展其佔領區域。外來樹種銀合歡在 1974 年並未出現於調查樣區內，但在 2005 年時數量已高達 110 株，多數集中在鄰路樣帶的角落，並未明顯入侵海岸林的核心區域。此一海岸林樣區在 31 年間已有大約半數區域受到先驅或外來樹種入侵的明顯影響，由時間及空間上的變化趨勢判斷，此一海岸林有持續劣化之可能性，應深入進行保育研究，並加強經營管理措施，例如入侵樹種移除、老熟樹種植生重建、長期監測等作業的必要性。

**關鍵詞：**海岸林，邊緣效應，森林動態，先驅種，外來種，入侵

- 
1. 林業試驗所森林生物組
  2. 花蓮教育大學生態與環境教育研究所
  3. 東華大學自然資源研究所
  4. 林業試驗所恆春研究中心
  5. 通訊作者

## 一、前 言

破碎化殘存森林之動態變化除受到森林本身結構、組成特性及殘存面積(remnant area)的影響外，基質效應(matrix effect)、邊緣效應(edge effect)、距離效應(distance effect)及時間效應(time effect)等外在因子，亦牽動其動態變化過程 (Laurance et al., 2002)。森林破碎化可能肇因於道路開闢、木材砍伐、牧場開闢等不同原由，致使殘留森林周遭環境基質有多樣的變化，進而引發殘存森林產生異質性的動態變化過程(Stouffer and Bieregaard, 1995; Gascon et al., 1999; Mesquita et al., 1999; Laurance et al., 2001)；受到邊緣效應影響，物理環境(光度、濕度、溫度、風速等)在森林邊緣與森林內部間會產生梯度變化，且不同物理環境之變化梯度及影響範圍並不相同(Laurance et al., 2002)。外來種及先驅種入侵是許多殘存森林所面臨的重要問題，也是判斷天然林劣化，以及監測殘存森林動態變化的指標項目之一(Brothers, 1992; Trombulak and Frissell, 2000)，Laurance 等人(2002)在執行「破碎森林生物動態計畫」(Biological Dynamics of Forest Fragant Project, BDFFP)的亞馬遜熱帶雨林中發現，殘存之破碎森林在 22 年間先驅樹種 *Cecropia sciadophylla* 的數量增加了 33 倍，Brothers and Spingarn (1992)亦指出有許多外來植物入侵美國印地安那的殘存老熟森林(old growth forest)。先驅及外來植物之所以會入侵殘存破碎森林，主要有下列三個原因：(1)森林邊緣物理環境因子改變，適合多數先驅及外來種的生存，(2)原生樹種死亡，釋放出適合先驅及外來種入侵之空間，(3)道路或殘存森林周邊之破壞地，提供先驅及外來種便捷傳播的通道(Trombulak and Frissell, 2000)。

受人類密集開發之影響，全球海岸林普遍受到嚴重之破壞，台灣海岸植被除極少部分仍維持天然原生狀態外，多數已遭破壞或干擾(陳明義，1995)。香蕉灣海岸林是台灣少有受到保護之海岸林，更是台灣目前唯一面積超過 10 ha 之殘存熱帶海岸森林，在海岸林生態保育上具有重要意義及價值。林業試驗所曾於 1974 於在屏鵝公路(台 26 線)西側，鄰海之香蕉灣海岸林內設置 1.458 之樣區，進行林木結構及組成之調查，復於 2005 年採用與 1974 年相同方式，進行此一樣區之先驅及外來入侵樹種組成及分布調查，目的在探討此一殘存海岸林是否受到先驅及(或)外來樹種之入侵？以及其影響之幅度、範圍究竟有多大？本文除報導監測結果及學術論證外，亦提出經營管理上之建言。

## 二、材料與方法

### (一) 研究地區概述

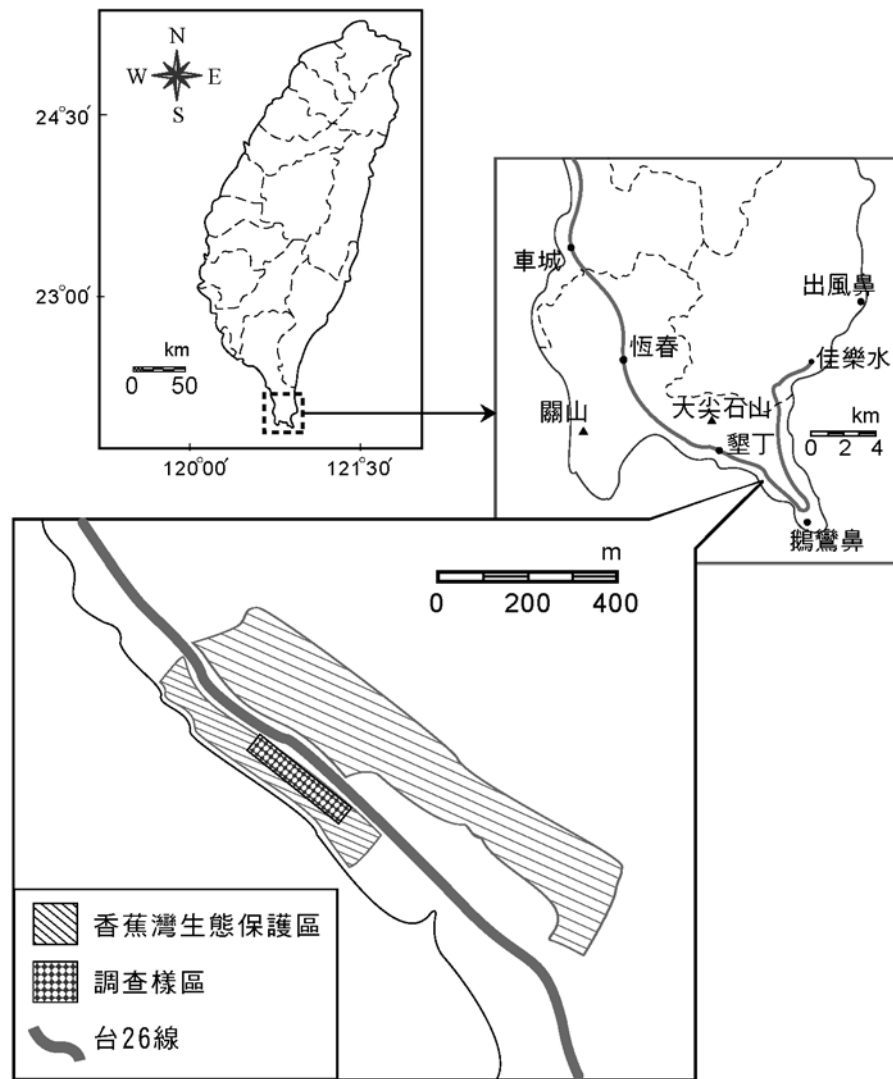
恆春半島之海岸林早在日據時代(1933 年)即被劃定為「天然紀念物」，當時自鵝鑾鼻到墾丁一帶長達 10 餘公里，全部分佈著茂密的海岸林(日比野信一，1932, 1935；張惠珠等，1985)。二次世界大戰末期至台灣光復初期，由於舊有行政管理體系崩解，以及新管理系統尚未完整建立，此一海岸林陸續遭受到當地住民的屯墾；民國 40-60 年代恆春半島推廣之瓊麻栽植產業，

更使此一海岸林遭受嚴重之破壞(龔新通, 個人聯繫); 民國 68 年政府為發展觀光及興建核能三場, 將恆春地區原本狹窄的屏鵝公路拓寬為寬度約 20 m 之四線道, 使得原生海岸林更顯單薄脆弱。民國 62 年, 林業試驗所與林務局為保護此一僅存的珍貴自然資源, 將香蕉灣一帶殘存之海岸林劃為自然保護區, 民國 71 年墾丁國家公園管理處成立, 則依國家公園法將之劃定為生態保護區。目前殘存之香蕉灣海岸林生態保護區位於船帆石與鵝鑾鼻之間, 全長約 1150 m, 寬約 250 m, 面積約 28 ha (張惠珠等, 1985) (圖一)。此一海岸林保護區被屏鵝公路切割為東、西兩塊, 西側鄰海、東側面山, 均呈狹長形, 寬度各約 100 餘公尺。

依據氣象局恆春氣象站 1971-2000 年間的氣象統計資料, 恆春地區年平均降雨量為 2017.5 mm, 平均氣溫為 25.0 °C, 相對溼度為 76.1 %。雨量主要集中在 5-10 月份, 約佔全年度降雨的 90%, 11-4 月份為旱季, 雨量約為全年度的 10%; 氣溫以 6-9 月份的較高, 平均約為 28 °C, 12-2 月份較低, 平均約為 21 °C, 差異不大。

香蕉灣生態保護區內聚生了維管束植物約 200 餘種, 包括了蕨類及顯花植物中的喬木、灌木、藤木、草本。因受氣候及海洋的影響, 其植物組成具有典型的熱帶海岸植物形象特徵, 例如板根、幹生花等特性的植物(張惠珠等, 1985); 林內分布許多可經由海漂傳播之植物, 經由黑潮洋流由馬來、菲律賓北上, 傳播至恆春海岸, 故海岸林內部分植物是經由海漂傳播迨無疑問(耿煊, 1951; 張慶恩, 1960; 黃星凡等, 1997)。日據時代以來, 許多學者曾從事恆春熱帶海岸林之調查與研究, 並與鄰近之植物區系組成進行分析比較(山田金治, 1932; 王仁禮, 1948; 陳玉峰, 1985; Li and Keng, 1950; Li, 1953; Hu, 1961; Wang, 1975)。香蕉灣海岸林的木本植物約 115 種, 與菲律賓共通分佈種約有 57%, 與馬來約有 48% 共通分佈(張慶恩, 1960), 顯示此一海岸林在植物地理上與太平洋熱帶島嶼間有密切關聯性。

香蕉灣海岸林的樹冠層林木以蓮葉桐 (*Hernandia nymphiifolia*)、棋盤腳樹 (*Barringtonia asiatica*) 最佔優勢, 此外尚有茄苳 (*Bischofia javanica*)、大葉雀榕 (*Ficus caulocarpa*)、白榕 (*Ficus benjamina*)、欖仁 (*Terminalia catappa*)、毛柿 (*Diospyros philippensis*)、大葉山欖 (*Palaquium formosanum*) 等, 共組此離地約 8~13 m 之喬木層。部分樹種受庇蔭於樹冠層大喬木, 形成第二層林木結構, 其樹種如大有榕 (*Ficus septica*)、皮孫木 (*Pisonia umbellifera*)、檄樹 (*Morinda citrifolia*)、咬人狗 (*Dendrocnide meyeniana*)、紅柴 (*Aglaia formosana*)、月橘 (*Murraya paniculata*) 等。這些樹幹上則常見矜樹藤 (*Epipremnum pinnatum*)、風藤 (*Piper kadsura*)、三葉崖爬藤 (*Tetrastigma formosanum*) 等攀爬其間。最下層則以草本植物為主, 常見的有長花九頭獅子草 (*Peristrophe roxburghiana*)、賽山藍 (*Blechnum pyramidatum*)、海岸擬蕨 (*Phymatodes scolopendria*) 等。香蕉灣海岸林的稀有植物有繖楊 (*Thespesia populnea*)、棋盤腳樹、蓮葉桐、三星果藤 (*Tristellateia australasiae*) 等(陳玉峰, 1986; 劉和義, 1996), 土樟 (*Cinnamomum reticulatum*) 及港口馬兜鈴 (*Aristolochia zollingeriana*) 更是恆春半島的特有種(徐國士等, 1980)。



圖一. 香蕉灣海岸林生態保護區及調查樣區位置圖

## (二) 調查及分析方法

林業試驗所曾於1974年在屏鵝公路(台26線)西側之香蕉灣生態保護區內設立長270 m、寬54 m的長方形樣區(stand)，面積為1.458 ha。為方便調查及樣木定位，張惠珠等將樣區再細分為45個18 m×18 m的小樣區(plot)。樣區內調查並標定所有胸徑 $\geq 4$  cm以上的樹種，紀錄其名稱、胸高(樹高1.3 m處)直徑，並標示其在樣區內之相對位置，繪製分布圖。2005年1-3月間，研究團隊將1974年之調查資料及單株分布手繪圖輸入個人電腦，建立檔案資料；2005年4-6月間進行樣區複查，調查前先至現場查對1974年之大徑木位置資料，並在1974年參與調查人員的帶領下進行樣區之定位及測量。為方便調查及單株定位，將每個18 m×18 m的小樣區再區隔成4個9 m×9 m次小區(subplot)；植物調查工作之執行係以9 m×9 m次小區為單元，測量並標記每株胸徑 $\geq 4$  cm之存活先驅種及外來種木本植物，除紀錄其樹種名稱及胸高直徑外，並以方格紙繪製其在次小區的相對位置，調查方式與1974年一致。

將 45 個 18m x 18 m 小樣區 (180 個 9 mx 9 m 次小區) 之調查資料建檔，包括單株之種類、胸高直徑原始檔及植物種類編碼檔，並採用 PC-ORD 植群分析軟體 (McCune and Mefford, 1999)，計算每個樹種之密度、胸高斷面積 (basal area) 及徑級分布等資料。樹種分布圖之建立採用林奐宇(2001, 未出版)設計之「樣區植株空間點資料輸入及分析程式」軟體。為說明樹種空間分布情形，將 270m x 54 m 之樣區劃分為三條 270m x 18 m 之平行樣帶，分別稱之為鄰海樣帶、中間樣帶及鄰路樣帶，以便於說明樹種在空間分布上的變化。

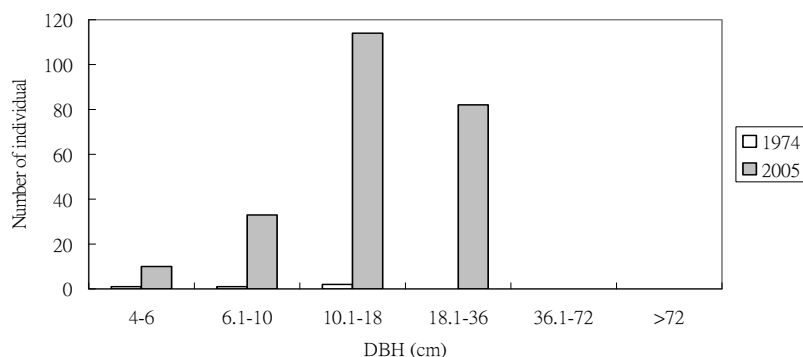
### 三、結 果

#### (一) 先驅樹種之組成、結構及空間分布變化

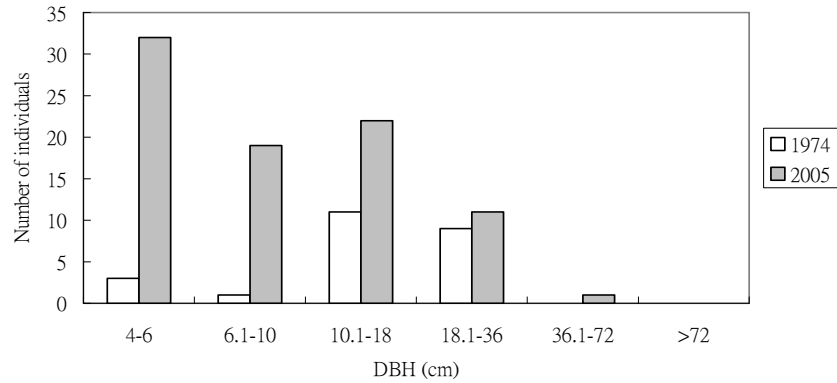
樣區內紀錄之先驅樹種有血桐(*Macaranga tanarius*)及虫屎(*Melanolepis multiglandulosa*)。血桐的密度由 1974 年的 2.7 trees/ha 增加為 2005 年的 163.9 trees/ha，胸高斷面積由 0.03 m<sup>2</sup>/ha 增加為 4.12 m<sup>2</sup>/ha，即血桐的密度在 31 年後增加了 60 倍，胸高斷面積增加 136 倍。另一先驅樹種虫屎之密度由 1974 年的 16.5 trees/ha 增加為 2005 年的 58.3 trees/ha，胸高斷面積由 0.49 m<sup>2</sup>/ha 增加為 0.87m<sup>2</sup>/ha，即虫屎的密度在 31 年後增加了 2.5 倍，胸高斷面積增加約 1 倍。

血桐數量由 1974 年的 4 株增加為 2005 年的 240 株，增加植株之徑級集中在 10-36 公分的中、大徑木，10 公分以下的小徑級植株並不多(圖二)；相對的，先驅樹種虫屎在 1974 年即有 24 株，徑級多集中於 10-36 公分的中、大徑木，在 2005 年時增加為 84 株，其中 10 cm 以上的中、大徑木植株增加量有限，但有許多小徑級(4-10 cm)稚樹出現(圖三)。

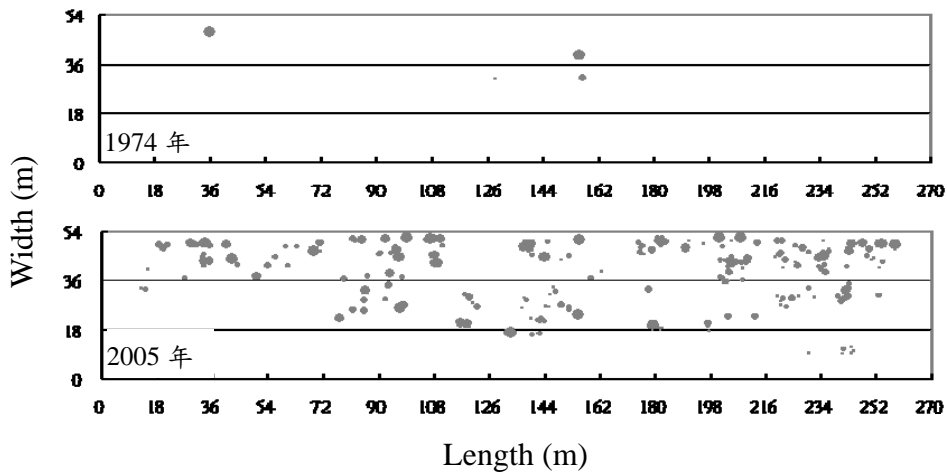
就空間分布而言，血桐在 1974 年僅零星分布在鄰路樣帶(2 株)及中間樣帶(2 株)，在 2005 年數量大增，亦集中在鄰路及中間樣帶；就比例而言，鄰路樣帶(153 株)約為中間樣帶(74 株)的兩倍，鄰海樣帶(13 株)亦有零星分布(圖四)。虫屎在 1974 年集中分布於鄰路樣帶(20 株)，中間樣帶僅出現 4 株，比例為 5:1；虫屎在 2005 年數量增加為原有的 3.5 倍，且有往中間樣帶擴散現象，然而鄰路樣帶(52 株)仍然略多於中間樣帶(30 株)，但比例降低為約 5:3，鄰海樣帶僅出現 2 株(圖五)。在 1974 至 2005 年間，血桐、虫屎入侵海岸林的方向都是由公路旁之鄰路帶往鄰海帶前進，入侵之距離 31 年來血桐約 20 m，虫屎約 10 m(圖四-五)。



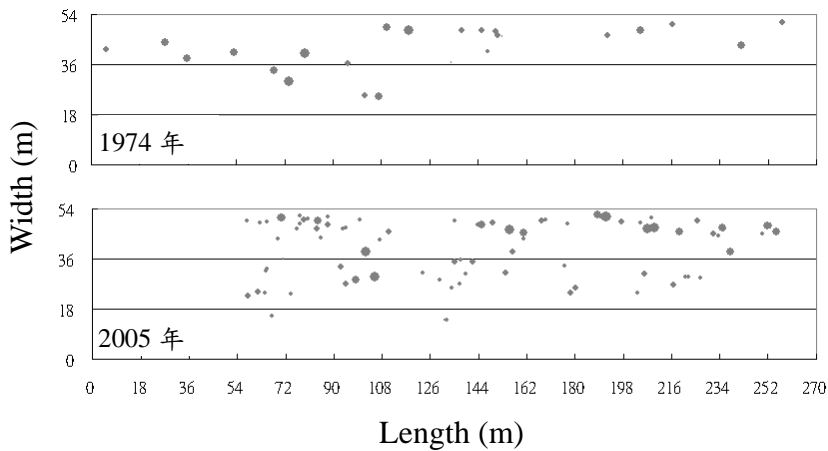
圖二. 先驅樹種血桐在 1974 年及 2005 年於調查樣區之族群徑級結構



圖三. 先驅樹種蟲屎在 1974 年及 2005 年於調查樣區之族群徑級結構



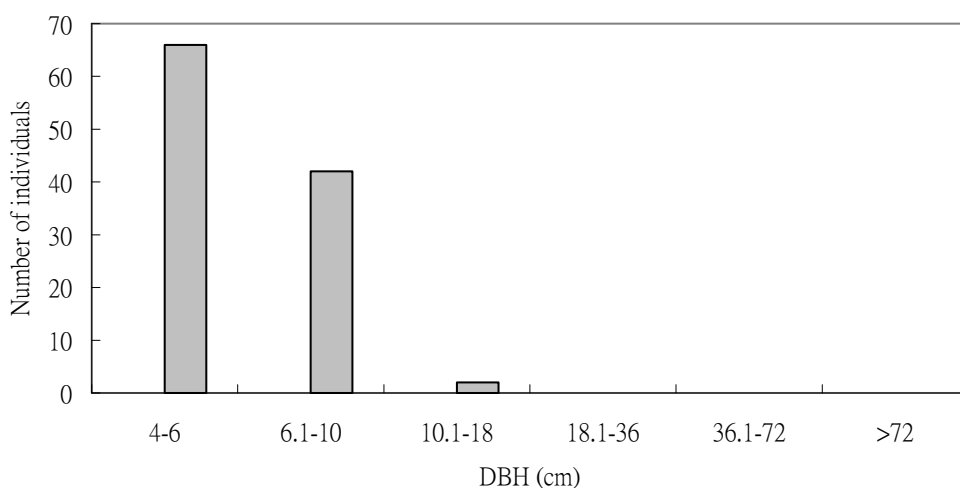
圖四. 先驅樹種血桐在 1974 年及 2005 年於調查樣區之空間分布。圖上方之長條樣帶為鄰路樣帶，中央為中間樣帶，下方為鄰海樣帶。圖中圓點大小代表該單株徑級大小。



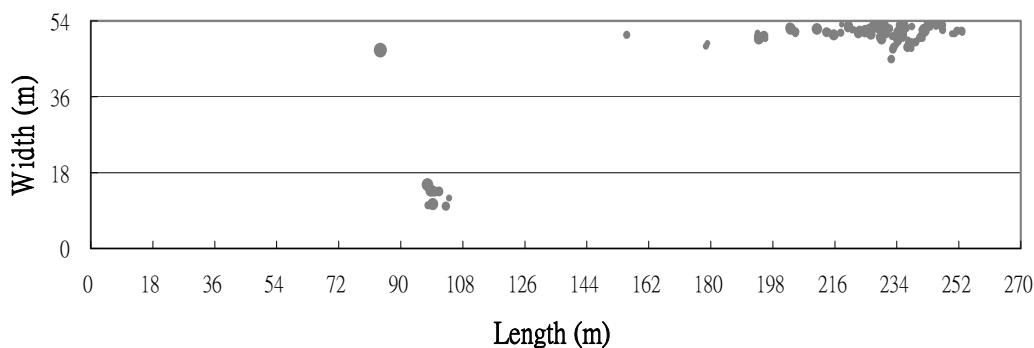
圖五. 先驅樹種蟲屎在 1974 年及 2005 年於調查樣區之空間分布。圖上方之長條樣帶為鄰路樣帶，中央為中間樣帶，下方為鄰海樣帶。圖中圓點大小代表該單株徑級大小。

(二) 外來樹種之組成及空間分布變化

外來樹種銀合歡(*Leucaena leucocephala*)在 1974 年並未出現於調查樣區內，但在 2005 年則大量出現，密度高達 75.5 trees/ha，胸高斷面積為 0.421 m<sup>2</sup>/ha。2005 年之數量為 110 株，徑級多集中在 4-10 公分，10 公分以上的僅有 2 株 (圖六)。就空間分布而言，銀合歡在 2005 年呈現聚集分布現象，大多數分布在鄰路樣帶(102 株)的右上方區塊，但亦有少數分布於鄰海樣帶之開闊地(8 株)(圖七)。



圖六. 外來樹種銀合歡在 1974 年及 2005 年於調查樣區之族群徑級結構



圖七. 外來樹種銀合歡在 1974 年及 2005 年於調查樣區之空間分布。圖上方之長條樣帶為鄰路樣帶，中央為中間樣帶，下方為鄰海樣帶。圖中圓點大小代表該單株徑級大小。

#### 四、討 論

道路開闢是造成森林破碎化的重要原因之一，受到邊緣效應之影響，道路開闢之擾動範圍不限於道路所占的面積，其影響範圍可沿著森林邊緣深入至林內數公尺至數百公尺(Trombulak and Frissell, 1999; Laurance et al., 2001)。Reed 等人(1996)在洛磯山脈的研究指出，洛磯山脈 Dudley Creek 及 Blackhall Mountain 地區之國家森林內有約 3% 區域為道路所覆蓋，但若以道路的邊緣效應影響範圍深入林內 100 m 計算，有約 30% 面積為受到道路邊緣效應所影響之區域；相對的，該區域之伐木面積約為 15%，若同樣以影響範圍深入林內 100 m 計算，受到伐木邊緣效應影響之區域約為 13%，可見道路開闢是森林破碎化的重要成因。若以邊緣效應影響範圍為 100 m 的標準來看，分布於屏鵝公路兩側的狹長帶狀香蕉灣海岸林，幾乎都落在道路邊緣效應之影響範圍內；然而，邊緣效應對不同物理環境因子及生物種類(或生物類群)分布的影響範圍及強度並不相同。以西方學者於 1979 年開始在亞馬遜河地區進行的破碎森林動態整合性研究「破碎森林生物動態計畫」(Biological Dynamics of Forest Fraganant Project)成果為例，強風干擾及樹木死亡率提昇現象可深入破碎森林內 300-400 m (Lewis, 1998; Laurance et al., 1998a, 2000)，光合作用有效光度(photosynthetically active radiation)、溫度及濕度變化可深入林內 30-50 m (Kapos, 1989)，干擾適應性之蝶類、甲蟲類的入侵現象可深入林內 200-300 m (Didham, 1997)，干擾適應性植物之入侵現象可深入林內 12-30 m (Bierregaard et al., 1992; Sizer and Tanner, 1999)。通常物理環境變化會導致生物組成的改變，而動物對環境改變所產生的反應通常較植物快速且明顯，大型脊椎動物又較小型脊椎動物敏感(Laurance and Bierregaard, 1997; Bierregaard et al., 2001)。

本研究結果顯示，在樣區設置後 31 年(道路拓寬後 26 年)外來樹種銀合歡多數出現在靠近道路的樣區邊緣，且呈現塊狀聚集(圖 7)，顯示銀合歡入侵有可能導因於某一次道路邊緣區塊的強烈擾動。比對 1974 與 2005 年之單株分布圖，發現此一區塊在上述 31 年間有幾株大徑級的老熟樹死亡(王相華，未發表資料)，可能是受到某次颱風干擾所造成，致使幾株位於林緣之老熟樹傾倒。Luken 及 Goessling (1995)研究忍冬科外來種 *Lonicera maackii* 在破碎森林的分布時，發現 *L. maackii* 分布集中在林緣，而非林冠孔隙(canopy gap)，似乎與銀合歡相類似。相對的，大多數先驅樹種分布在鄰海及中間樣帶，且在其分布區域內呈現近似隨機分布樣態(圖 4-5)，顯示先驅樹種似乎以漸進方式沿著鄰路樣帶入侵海岸林，即利用林緣光照較高處及(或)森林孔隙發生時機，逐漸往海岸林內部入侵。蟲屎在 1974 年的密度高於血桐，但在 2005 年血桐數量明顯超過蟲屎，似乎表示血桐在狹長的殘存海岸林內較蟲屎具有更佳的適應性及入侵性。上述外來及先驅樹種之分布樣態、入侵機制、入侵速度雖有差別，但數量上均有明顯增加的現象，且都或多或少有隨著道路邊緣向內部蔓延的趨勢。雖然目前銀合歡尚集中於鄰路樣帶，但銀合歡為恆春地區大面積蔓延的外來樹種，潛在威脅不容忽視；血桐及蟲屎集中於鄰路及中間樣帶，但如不與理會，假以時日可能會逐漸蔓延至全林分，使林分更為劣化。

位於屏鵝公路西側之香蕉灣海岸林保護區之平均寬度約 100 m，扣除海邊約 30 m 之灌木帶，海岸森林之實際寬度平均約 70 m；若以前述 BDFFP 研究結果為基準，即光合作用有效光度、溫度及濕度變化可由林緣深入林內 30-50 m，干擾適應性植物(disturbance-adapted species)



之入侵現象可深入林內 12-30 m，則公路西側之海岸林應該仍有小部分核心森林區域可免於先驅或外來植物之入侵。但事實上，不同地區有關破碎森林邊緣效應影響範圍之研究結果都不盡相同(例如：Chen et al., 1992; MacDougall and Kellman, 1992; Vaillancourt, 1995; Laurance et al., 1998b; Laurance et al., 2001)，影響範圍可能由數公尺至數百公尺，差異頗大，可能導因於地區性氣候條件、殘存森林周邊基質條件或森林本身結構上之差異，也有可能與研究設計和調查內容有關。再者，恆春海岸地區是颱風干擾盛行區域，林冠孔隙發生機率頗高，有可能助長外來及先驅樹種的入侵範圍及速度。

由 1974 至 2005 年間先驅及外來樹種之入侵趨勢來看，劇烈變動區域含蓋了調查樣區 50% 以上的區域，鄰海及中間樣帶多已受到影響，且在數量上增加的幅度非常明顯，由時間及空間上的變化趨勢判斷，此一海岸林似乎有持續劣化之可能性，在經營管理上應適當調整目前保護不動之方式，給予必要的人為管理措施。香蕉灣海岸林未來之動態變化方向有必要進行長期監測，除了在公路西側鄰海區域外，公路東側之靠山區塊之海岸林建議也一併辦理，除了全盤掌握整個生態保護區之動態變化外，亦可進行公路兩側海岸林動態變化之差異性比較分析。除此之外，建議經營單位儘速擬定適當之保育措施，在生態及林業專家之協助下，進行與保護區復舊有關之管理與試驗操作，主要工作包括：(1)加強巡查及宣導，禁止入內採集原生海岸樹種之種子及苗木；(2)擬訂先驅及外來樹種之族群控制計畫，防止其持續蠶食殘存的海岸林；(3)保護香蕉灣及其周邊海岸林原生老熟樹種及稀有樹種之遺傳資源並增加其族群數量。上述措施之主要目的在建立可行的殘存海岸林生態復舊(ecological restoration)模式、保育珍貴自然資源，維繫其永續存在。

森林破碎化導致全球遍布許多殘存的小面積熱帶森林，致使熱帶森林之物種轉換率(turnover rate)提昇(Philips and Gentry, 1994)，但即使是小面積的殘存熱帶森林在生態保育上亦有其重要價值(Tunner and Corlett, 1996)，因許多物種能夠維持存在數十或數百年(例如長壽命之樹木)，而保留在殘存森林之族群及基因，是爾後進行生態系復舊及物種保育工作時的材料來源(Tunner and Corlett, 1996； Tunner et al., 1996)。狹長的線狀或帶狀殘存森林經常出現在海岸及溪流地區，即使這類型之殘存森林容易受到邊緣效應之影響，但在原生森林嚴重破碎化地區，仍有其長遠的重要保育價值(Masaki, 2004; de Lima and Gascon, 1999)，有計畫性的長期維護台灣僅存的香蕉灣熱帶海岸森林，是管理單位、生態學者及全民共同應肩負的責任。

## 五、誌 謝

本研究感謝林業試驗所恆春研究中心同仁協助現場調查；墾丁國家公園管理處同意開放於其轄管之香蕉灣生態保護區，提供研究團隊進行必要之調查；屏東科技大學郭耀綸教授及兩位匿名審查者提供寶貴意見；在此一併致謝。

## 六、引用文獻

- 山田金治。1932。恆春半島の海岸林木。臺灣山林會報，69：12-20。(日文)
- 日比野 信一。1932。「天然紀念物指定物件説明書」。臺北市：臺灣總督府內務局，P.7-8。  
(日文)
- 日比野 信一。1935。恆春半島，殊に 鵝鑾鼻附近の植物景觀。科學の台灣 3(3/4): 17-25。  
(日文)
- 王仁禮。1948。鵝鑾鼻的海岸林。林試所通訊 25-26。
- 徐國士、呂勝由、楊遠波、林讚標、張惠珠。1980。台灣稀有及有絕滅危機之植物。生物科學 15： 3-18。
- 耿煊。1951。恆春半島在植物地理上之位置。林產月刊 11: 12。
- 張惠珠、徐國士、邱文良、呂勝由、徐成本、范發輝。1985。香蕉灣海岸林生態保護區植物社會調查報告。墾丁國家公園保育研究報告第 5 號。78 頁。
- 張慶恩。1960。香蕉灣海岸原生林之植物。屏東農專學報 2: 1-14。
- 陳玉峰。1985。香蕉灣海岸林的植物社會。大自然，6: 82-86。
- 陳玉峰。1986。墾丁國家公園海岸植被。墾丁國家公園解說叢書。
- 陳明義。1995。台灣海岸林生態系之經營。林業試驗所百週年慶學術研討論文集。p.221-226。
- 黃星凡、黃增泉、楊國禎、陳香君。1997。墾丁國家公園與鄰近地區之豆科植物區系關係。國家公園學報 7(1-2): 1-16。
- 劉和義。1996。墾丁國家公園植物生態簡介。墾丁國家公園解說叢書。
- Bierregaard, R. O., C. Gascon, T. E. Lovejoy, and R. Mesquita, editors. 2001. *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press.
- Brothers, T. S. and A. Spingarn. 1992. Forest fragmentation and Alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology* 6(1): 91-100.
- Chen, J. and J. F. Franklin. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2(4): 387-396.
- de Lima, M. G. and C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.
- Didham, R. K. 1997. An overview of invertebrate responses to habitat fragmentation. P303-320 in A. D. Watt, N. E. Stork and M. D. Hunter, editors. *Forests and insects*. Chapman and Hall, London.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, Jr. R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Amazon. *Journal of tropical Ecology* 5: 147-153.

- Laurance, W. F. and R. O. Bierregaard, editors. 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press.
- Laurance, W.F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-De Merona, S. G. Laurance, R. W. Hutchings and T. E. Lovejoy. 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12(2): 460-464.
- Laurance, W.F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-De Merona. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040.
- Laurance, W. F., P. Delamonica, S. G. Laurance, H. L. Vasconcelos and T. E. Loveley. 2000. Rain forest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 863.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
- Laurance W. F., D. Pérez-Salicrup, P. Delamônica, P. M. Fearnside, S. D'Angelo, A. Jerzolinski, L. Pohl and T. E. Lovejoy. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82(1): 105-116.
- Lewis, S. 1998. Treefall gap and regeneration: a comparison of continuous forest and fragmented forest in central Amazonia. Ph. D. thesis. University of Cambridge, Cambridge, United Kingdom.
- Li, H. L., 1953. Floristic interchanges between Formosa and the Philippines. *Pacific Sci.* 7: 179-186.
- Li, H. L. and H. Keng. 1950. Phytogeographical Affinities of Southern Taiwan, *Taiwan* 1(2-4) : 104-128.
- Luken, J. O. and N. Goessling. 1995. Seedling Distribution and potential persistence of the exotic shrub *Lonicera maackii* in fragmented forests. *The American Midland Naturalist* 133(1): 124-130.
- McCune, B. and M. J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, vers. 4. MjM Software Design, Gleneden Beach. 237 p.
- Macdougall, A. and M. Kellman. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* 19: 667-675.
- Masaki, T. 2004. Effect of the shape of forest fragments on tree population dynamics. *Plant Ecology* 172: 275-286.
- Mesquita, R. C. G., P. Delamonica and W. F. Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Phillips, O. L. and A. H. Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.
- Reed, R. A., J. Johnson-Barnard and W. L. Baker. 1996. Contribution of Roads to Forest Fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10(4): 1098-1106.

- Sizer, N. and E. V. J. Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91: 135-142.
- Stoffer, P. C. and R. O. Bierregaad. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory hummingbirds. *Ecology* 76: 2429-2445.
- Trombulak, S. C. and C. A. Frissell. 1999. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.
- Turner, I. M., K. S. Chua, J. S. Y. Ong, B. C. Soong and H. T. W. Tan. 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of Lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10(4): 1229-1244.
- Turner, I. M. and R. T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11(8): 330-333.
- Vaillancoury, D. A. 1995. Structural and microclimatic edge effects associated with clearcutting in Rocky Mountain forest. Master's thesis, Department of Geography and Recreation. University of Wyoming, Laramie.
- Wang, C.K. 1975. Ecological study of the Tropical strand forest of Hengchun Peninsular. *Biol. Bull. Tunghai University* 41: 1-28.

## Pioneer and alien tree species invade Banana Bay Coast Forest Reserve, Kenting National Park, southern Taiwan

Hsiang-Hua Wang<sup>1,5</sup>, Hui-Chu Chang<sup>2</sup>, Kuo-Shih Hsu<sup>3</sup>,  
Chou-Hsuan Horng<sup>4</sup>, and Yui-Ching Kao<sup>1</sup>

(Manuscript received 22 June 2007 ; accepted 17 September 2007)

**ABSTRACT :** Banana Bay Coast Forest Reserve, 28 ha on area located at Kenting of southern Taiwan, is the only tropical coast forest reserve in Taiwan. Taiwan Forestry Research Institute set up a 1.458 ha (270 m x 54 m) plot in 1974 and re-inventoried in 2005 for monitoring the tree species ( $dbh \geq 4$  cm) dynamics among period of 31 years. The purpose of this study is to clarify if any and how the pioneer and alien tree species invade this coast forest remnant? For clearly explaining the spatial pattern of species distribution, the plot was divided into 3 parallel transects named road-transect, mid-transect and sea-transect. Two pioneer tree species, *Macaranga tanarius* and *Melanolepis multiglandulosa*, were recorded; and each of them had 240 and 84 individuals in 2005. It's 61 and 3.5 times of 1974's recorded individuals. More pioneer trees distributed in road-transect than in mid-transect, and few in sea-transect in 2005, so it seem the pioneer tree spread from the road to forest interior. More than 100 *Leucaena leucocephala*, an alien tree species which not found in the plot in 1974, were recorded in 2005.; however, most of them still concentrated at the corner of road-transect, not invaded into the forest interior. This coast forest remnant was sparsely cover by pioneer tree in 1974, nevertheless about half of area significantly invaded by pioneer and alien tree in 2005. Basing on the composition change on temporal and spatial scale, this remnant coast forest will probably seriously corroded by the invasion of pioneer and alien tree. Conservation research and management enforcement such as forest dynamics monitoring, invasive species eradication, revegetation of old-growth species need to be done for sustaining this coast forest remnant reserve.

**KEYWORDS :** coast forest, edge effect, forest dynamics, pioneer species, alien species, invasion

---

1. Division of Forest Biology, Taiwan Forestry Research Institute

2. Graduate Institute of Ecology and Environmental Education, National Hualien University of Education

3. Institute of Natural Resource, National Dong Hwa University

4. Hengchun Research Center, Taiwan Forestry Research Institute

5. Corresponding author. E-mail: [hhwang@tfri.gov.tw](mailto:hhwang@tfri.gov.tw)