

國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系

碩士論文

Department of Forestry and Resource Conservation

College of Bio-Resources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

四湖海岸林分變遷之研究

A Study to Detect the Stand Change

In Yunlin Coast Forest



潘昱光

Yu-Kuang Pan

指導教授：邱祈榮 博士

Advisor: Chyi-Rong Chiou, Ph.D.

中華民國 99 年 9 月

Sep, 2010

誌謝

走過這段不算短的日子，終於達到完成的階段。首先要感謝我的指導教授 邱祈榮老師願意提攜與指導我這個對於遙感探測完全陌生的門外漢，進入另一種看世界的方法。謝謝 林世宗教授，在論文給予多方面的指導與逐字的批改，與謝謝 陳財輝博士擔任學生的口試委員，給予許多寶貴的建議，使學生的論文能更加嚴謹、完善。

從零到有的過程中，KiKi 學姊、Rita 學姊與欣宜百般耐心的教授我到底如何正確使用 ArcGIS 和 ERDAS；在出差時，感謝馬來、青蛙的大力相挺和曾幫忙一起林地測量的好伙伴們。若是沒有依霖、美瑤、姚強、珍汝、莉坪、建融等真強者的激勵和 Marji 與小花對在下論文的建議，是不可能完成內業的；瑞閔學長的周末召集與平時嘉大幫的餐敘更是完成的動力來源。

最後，當然不能免俗，要感謝父母能在旁支持陪伴。



潘昱光 2009 年 1 月

摘要

台灣西部海岸林因颱風和東北季風所夾帶的鹽沫、區內積水、天然更新不易及老化，使得林間漸漸形成孔隙，防風效力減低。本研究利用 1995~2004、2006 年五分之一正射航照圖與四幅 SPOT5 衛星影像對雲林縣四湖鄉木麻黃海岸林做地景變遷之研究。研究過程中首先建立 1995 年至 2004 年、2006 年分為 5 種地景類型的土地利用圖層，再透過圖層套疊及地景指數分析方法來探討變遷情形。由不同時期的土地覆蓋圖結果得知四湖海岸林自 1995 年起，木麻黃面積減少至 14.7 公頃，林內孔隙增為 173 個共 8.0 公頃，闊葉林逐漸取代木麻黃林。為了瞭解不同林分變化，由衛星影像抽取木麻黃與闊葉林之紅光與近紅外光光譜值，以雙光譜圖觀測植生光譜變化，結果顯示原始 DN 值光譜雜亂，無法突顯植物物候的差異；而經絕對增益值校正之反射輻射值，可以明顯區分出不同季節的林分光譜情況。研究區內共記錄 28 科 39 屬 43 種維管束植物，其中三角葉西番蓮、潺槁樹和大花咸豐草為出現頻度較高的種類。應用遙感探測技術可快速、有效的監測大面積林分的動態變化，未來可以擴大應用於整個西部海岸林，建立海岸生態監測系統，以達經營管理之效。

關鍵詞：衛星影像、孔隙、演替、海岸林、植生光譜監測

Abstract

Typhoons and seasonal monsoons bring the salt spittle and dropsy in stands, difficult to regenerate and easy to age, *Casuarinaceae equisetifolia* L. not only generate gaps but also decrease the effect of wind break in the west Taiwan coastal forests. This research investigated the landcover change of the coastal forests by the aerial photos and the satellite images in Yunlin. The aerial photos, photographed between 1995 and 2004, and in 2006, were classified into 5 landuse types. The layers were overlaid and the landscape index analysis was applied to detect the transitions. According to the result, *Casuarinaceae equisetifolia* L. decreased the area to 14.7 ha and the number of gaps increased 173 spots in 8.0 ha. The broadleaf replaced *Casuarinaceae equisetifolia* L.. In order to understand the stand changes, we got the digital number of red and NIR band in *Casuarinaceae equisetifolia* L. and broadleaf forest areas to detect the vegetation spectrum difference by the bi-spectrum images. The result showed that the original DN is too disorganized to highlight the differces among the vegetation; however, the corrected one presented the seasonl differences conspicuously. From an inventory of vascular plants, a total of 28 families, 39 genera and 43 species were recorded in the study area. Compared with the other species in the area, *Passiflora suberosa* Linn., *Litsea glutinosa* (Lour.) C. B. Rob. and *Bidens pilosa* L. var. *radiata* Sch. were the species posses the higher frequency. In conclusion, the appliance of the Remote Sensing measurement technology enables the researchers to moniter the vast area of the landcover changes, and to establish a more complet coastal monitor system to manage the west Taiwanese coastal forest.

Keyword : satellite imagery, gap,scuession,coast forest, vegetation spectral monitoring.

目 錄

誌謝.....	i
中文摘要.....	ii
英文摘要.....	iii
圖目錄.....	vi
表目錄.....	viii
第一章 前言.....	1
第一節 研究動機.....	1
第二節 研究目的.....	2
第二章 前人研究.....	3
第一節 木麻黃、黃槿海岸林生長特性.....	3
第二節 衛星影像之基本原理.....	5
第三節 植群變遷.....	10
第四節 不同孔隙形成期分布圖繪製.....	13
第三章 材料與方法.....	15
第一節 研究區域.....	15
第二節 研究材料.....	17
第三節 研究流程.....	18
第四節 研究方法.....	19
第四章 結果與討論.....	28
第一節 1995~2004 年與 2006 年之地景類型.....	28
第二節 地景類型變遷之交叉分析.....	32
第三節 地景指數分析.....	46
第四節 植群光譜分析.....	47
第五節 不同孔隙形成期之比較.....	54

第六節 植群分析	57
第五章 結論與建議.....	60
第一節 結論	60
第二節 建議	61
參考文獻.....	62
附錄植物名錄.....	65



圖目錄

圖 1	植物光譜反射特性 (Jensen, 2000)	07
圖 2	雙光譜圖 (Jensen, 2000)	09
圖 3	四湖海岸林研究區域.....	16
圖 4	研究流程圖.....	18
圖 5	地景變遷之研究流程圖.....	19
圖 6	研究區地景類型之判釋鍵.....	21
圖 7	光譜樣點位置圖.....	24
圖 8	雙光譜圖上 NDVI 之等值線 (Mather, 1999)	25
圖 9	距離加權法示意圖.....	26
圖 10	1995~2000 年地景類型圖.....	28
圖 11	2001~2006 年地景類型圖.....	29
圖 12	1995~2004 年與 2006 年之地景類型面積比率圖.....	30
圖 13	1995 年與 2006 年兩時期套疊圖.....	33
圖 14	木麻黃於全期及各期之變遷.....	39
圖 15	木麻黃林主要轉出圖.....	40
圖 16	混合林於全期及各期之變遷.....	41
圖 17	混合林主要轉出圖.....	42
圖 18	闊葉林於全期及各期之變遷.....	43
圖 19	闊葉林主要轉出圖.....	44
圖 20	全地景類型主要轉出圖.....	45
圖 21	原始 DN 值之木麻黃雙光譜圖.....	47
圖 22	原始 DN 值之闊葉林雙光譜圖.....	48
圖 23	反射輻射值之木麻黃雙光譜圖.....	49
圖 24	反射輻射值之闊葉林雙光譜圖.....	50

圖 25	反射輻射值之兩植生平均雙光譜圖.....	50
圖 26	木麻黃所佔比例迴歸分析(n=20).....	51
圖 27	木麻黃組成比例預測圖.....	52
圖 28	主要地景類型預測比例圖.....	53
圖 29	不同時期孔隙分布圖(1995~2000 年).....	54
圖 30	不同時期孔隙分布圖(2001~2007 年).....	55
圖 31	不同孔隙形成期面積及區塊數統計圖.....	56
圖 32	不同孔隙形成期區內樣區位置分布圖.....	58
圖 33	構樹徑級分布.....	57
圖 34	樣區內主要樹種相對優勢度(%)趨勢圖.....	59
圖 35	樣區內主要樹種之相對密度(%)趨勢圖.....	59



表目錄

表 1	衛星影像資料.....	17
表 2	1995~2004 年與 2006 年之地景類型面積	30
表 3	1995~2004 年與 2006 年之地景類型面積增減率 (%)	31
表 4	木麻黃林面積顯著減少時期出現之颱風	31
表 5	1995 年與 2006 年保留率與轉出率 (%)	32
表 6	1995 年與 2006 年繼承率與轉入率 (%)	33
表 7	1995 年與 2006 年地景類型變遷面積交叉表(ha)	34
表 8	1995 年與 2006 地景類型變遷情形	34
表 9	1995 年與 2000 年保留率與轉出率 (%)	35
表 10	1995 年與 2000 年繼承率與轉入率 (%)	35
表 11	1995 年與 2000 年地景類型變遷面積交叉表(ha).....	36
表 12	1995 年與 2000 地景類型變遷情形	36
表 13	2000 年與 2006 年保留率與轉出率 (%)	37
表 14	2000 年與 2006 年繼承率與轉入率 (%)	37
表 15	2000 年與 2006 年地景類型變遷面積交叉表(ha)	38
表 16	2000 年與 2006 年地景類型變遷情形	38
表 17	研究區破碎度比較表.....	46
表 18	研究區分離度表較表.....	46
表 19	不同孔隙形成期面積及區塊數統計表	56
表 20	樣區出現頻度(%)較高之植物種類.....	57

第一章 前言

第一節 研究動機

台灣海岸線綿長，早期海岸天然林已消失殆盡，除南部香蕉灣等地，僅存數量不多。自冬季東北季風及夏季颱風所帶來的鹽霧、飛沙等危害人民生命財產安全，不僅會導致作物減產，亦造成砂丘內移，農田淹沒，工廠機械之鏽腐，道路、水溝阻塞等嚴重損失（何坤益等，1996），由於海岸地區環境惡劣，可供快速成為防風林之樹種較少，因此自日據時代引進於海岸線建立抗風、耐旱與耐鹽性較好的木麻黃人造林。台灣西南部沿海地區木麻黃造林地，因栽植時間已久，林下天然更新不易，老化速度快，加上颱風、病蟲害等影響，林內逐漸裸露產生孔隙，由黃槿、構樹等其他闊葉樹取代。林分的衰敗通常由第一線的木麻黃成熟林分之林間孔隙逐漸變大，往內陸延伸，雖有闊葉樹等林木可逐漸自然入侵，但第一線植被恢復情形不明顯，如任其自然演替，當上層木麻黃全部枯死後，其他海岸植群未能立即取代，林分衰敗後，嚴重喪失防風機能，也導致木麻黃純林無法生存（鄧書麟等，2005）。因此，為能永續經營，長期且持續監測是必須的。然而，全面性大面積的地面調查耗費時間物力，且不合乎經濟效益，使用衛星影像來進行大面積監測為主要趨勢。

本研究針對四湖木麻黃海岸林地地區應用遙測技術進行林相變遷研究分析，瞭解海岸木麻黃林內孔隙分布與林分植群變動，以供未來海岸木麻黃林分監測時參考。

第二節 研究目的

本研究回顧海岸林相關研究文獻，較多數報告對於地面樣區內的調查以及木麻黃樹種耐鹽性研究等著墨較多，相較之下較缺乏空間上的資訊。因此，本研究期能建立大尺度的海岸林監測系統，以遙測技術提供較精準、可用性與有效的資料來偵測海岸林植生變動情形。研究內容分為四部分：藉由長期航照圖所得地景類型圖，繪出四湖不同時期孔隙分布圖。以不同時期孔隙分布圖配合衛星影像做出木麻黃林與闊葉林的光譜樣區，抽取其中 DN 值完成林分雙光譜圖，進行光譜分析，推估林相光譜混淆率，來設置混合林光譜野外測量樣區。於現場測量記錄木麻黃與其他海岸闊葉林族群結構加以進行分析。最後比較林分間衛星光譜值的反射差異，建立海岸林林分衛星影像監測方法，監測海岸林林分演替情況。

本研究主要目標：

1. 應用地景類型圖，探討四湖海岸林林相變動情形。
2. 使用植生雙光譜圖，取得不同植生的光譜值。
3. 進行野外調查對四湖海岸木麻黃林植群空間結構加以分析。
4. 應用四湖海岸木麻黃林植群光譜分析所得結果，探討四湖海岸林演替情形。

第二章 前人研究

第一節 木麻黃、黃槿海岸林生長特性

台灣本島位於亞洲大陸東南，西鄰台灣海峽，東鄰太平洋，海岸線總長約 1,250 公里，就台灣海岸類型可概分為：北部沉降海岸、西部隆起海岸、東部斷層海岸及南部珊瑚礁海岸，並以恆春半島為主。由於海岸類型不同，因此海岸植物群落亦不相同，北部及東部為岩岸植物群落，南部屬珊瑚礁植物群落，西部組成較為多樣，於河岸出海口處有紅樹林，平坦海岸地區則有砂丘植物群落、海岸灌叢及海岸林等。桃園、苗栗、雲林縣等西部海岸位於鋒衝地帶，長年遭受強烈季風及颱風夾帶飛砂鹽沫之吹襲，使海岸林生長不易，經營管理上更加困難。台灣西部海岸因氣候影響，夏季颱風過後，九月中旬東北季風增強，使林木落葉量增加，至東北季風停止後，林木葉量才恢復生產（陳財輝等，1990）。隨著海風附著於植物體上的鹽沫，造成植物生理之逆壓，農作物生產不佳（郭寶章，1992），沿海居民於生活上飽受風砂之危害，加強營造防風林為首要之事。自日據時代起，引進大量各種木麻黃（*Casuarina* spp.）為主要造林樹種，因其生長快速、耐旱、抗風等特性。因此在西海岸防風林面積中，木麻黃海岸林便佔 75% 的面積（羅紹麟，1983）。近年來，因台灣沿海環境惡劣，木麻黃林無法天然更新，鹽沫造成海岸林的矮化、壞疽和梢枯等現象，且易受潮害、老化等現象，使海岸林產生壓力（甘偉航，1987；曾世昌等，1991；郭寶章，1992）。

本研究區位於雲林海岸，海岸林主要以木賊葉木麻黃（*Casuarina equisetifolia* L.）和黃槿（*Hibiscus tiliaceus* L.）為主，因此將此兩種林木生長特性簡介如下：木賊葉木麻黃屬木麻黃科（*Casuarinaceae*），常綠喬木，原產於澳洲與東南亞，因其耐旱性、抗風力強、生長迅速，之後被引進亞洲和非洲，主要用於混農林系統（agroforestry system），來穩固土壤及開墾工作及海岸保護與環境復育（Pinyopusarerk and Williams, 2000），但其易受星天牛、介殼蟲及蛾類等危害，在低窪進水地生長不良。每年 3-4 月開花，7-8 月種子成熟時，發芽力最強，為防風林營造之先驅樹種。目前台灣現存的種類約有 7 種，但經自然變種後，具有較明顯特徵者，主要為木賊葉木麻黃及銀木麻黃（*Casuarina glauca*）（甘偉航、陳財輝，

1988)

黃槿為常綠喬木，四處繁生於熱帶海岸地帶，如太平洋群島、東南亞、印度及錫蘭等地，台灣海濱常見，適合於海岸砂地及貧瘠地栽種，生性喜愛高溫濕熱及陽光充足的氣候。全年雖皆能開花，但主要在夏季至秋季之間，而7至9月為結果期。枝葉茂盛，幾乎密不通風，樹高可達10公尺，但在西海岸地區的環境下冬季會有短暫的落葉期。耐鹽分及耐濕性良好，但抗寒性差，抗風力較木麻黃弱，生長迅速，常與其他海濱植物混生於第一線及第二線之飛砂地、貧瘠地。

木賊葉木麻黃具有較高的生物量，可增加土壤中有機碳含量且可以減少土壤鹽分，常栽種於土壤含鹽量高的區域 (Patil et al., 2005)。但由於木麻黃壽命約20年，其老化後期防風效果差，且無法天然更新，然而黃槿受鹽霧吹襲後的恢復效果較好 (劉銘煌, 1995)，此說明四湖地區木麻黃被黃槿取代的現象。其研究也顯示海岸林營造需要在適當的時機，混種其它樹種，形成複層林以達有效安定的之防風林相，並能及時在木麻黃林老化後取代成長為第一線防風林。

早期的海岸林研究多著重在不同品系木麻黃生長及抗風、耐鹽之特性 (甘偉航, 1987; 陳財輝, 1990; 曾世昌, 1991; 郭寶章, 1992; Tomar and Gupta, 2002) 國外有關海岸林研究報告也多屬於木麻黃耐鹽、防風效果之比較：如 Shimizu (2005) 研究發現木麻黃林樣區防風效果佳，颱風並未對其造成很大的破壞；Pinyipusarek 和 Williams (2000) 在澳洲試種不同種子來源 (原產於澳洲、東南亞及亞洲、非洲引進種等) 的木麻黃，分別測試樹高、胸高直徑、開花、結果、莖葉受損程度等項目，結果顯示相同品種但不同地區的種子在成長與形態特色上都有很大的差異。Goel 和 Behl (2005) 指出銀木麻黃在鹼性土壤生長良好，更甚於目前印度普遍栽種的木賊葉木麻黃。但對於海岸林空間上植群分布之研究較為缺乏，植群分布情形有助於環境監測，瞭解其變動趨勢，建立重要空間資訊，可作為生態上與政策上之應用 (Kennedy, 2004)。因此本研究使用遙測技術，瞭解海岸林植群分布現況，期能建立海岸林監測技術，提供未來大面積海岸林調查工作之參考。

第二節 衛星影像之基本原理

遙感探測為透過儀器，不需與目標、地區及物體接觸，觀察地物之光譜特性。不同的物體，放射不同的電磁波，形成其光譜特性。依照其不同之光譜特性，可推測觀測物本質並加以分析 (Lillesand and Kiefer, 2000)。衛星影像其涵蓋面積廣、可收集資料量大並具有多光譜的特性與重複觀測之能力。目前遙測技術已廣泛應用到各個領域上，如土地開發、都市規劃設計、環境監測、土地利用變遷分析、農業、國防、交通運輸、自然資源監測調查等等，應用遙測技術監測調查大面積的自然資源已成為目前趨勢所在。

自然資源中以綠色植物佔大多數，自然界中綠色植物能吸收藍光及紅光以行光合作用，累積生物量之能力。其綠葉也有強烈反射紅外光之本性，故可見光、中紅外光及近紅外光，實為測定森林特性之利器。多數研究指出，植物如類別、年齡、密度、生物量可由其光譜特性而偵知。植物光譜特性更可以預測或評估植物冠層特性，如生產量、葉面積指數、光合作用率、或覆蓋率等 (Jensen, 1996)，而影響植物光譜反射因子，包括植物之葉面構造、色素、網狀組織內之元素、含水量、成熟度等；依光譜的特性可以有效的區分植生與非植生，且因健康植物與受害植物在光譜上有顯著的差異性，因此更可以進一步監測植群的變化。

本研究使用 SPOT5 之衛星影像，其 SPOT 衛星影像之特性在於，SPOT1~3 之感測器具有綠光、紅光、近紅外光等波段，SPOT4~5 更增加中紅外光。各波段主要特性如下：

綠光 (green)：0.5~0.59 μm ，受葉綠素吸收較少，有利於綠色植物的辨別。但分類時容易與其他土地覆蓋產生混淆。因此從事影像處理研究者皆不採用第一波段。

紅光 (red)：0.61~0.69 μm ，葉綠素對其吸收強烈，故植物有較低的反射率，對非植物性的反射較高。

近紅外光 (near-infrared)：0.79~0.90 μm ，不被葉綠素吸收，故植物的反射值很高。對植物的背景有很大的辨識力。

中紅外光 (mid-infrared)：1.3~3 μm ，對於水分有明顯的偵測作用，可偵測葉肉中水分之含量。

綠色植物因有吸收藍光、紅光及強烈反射紅外光之特性，故應用多光譜資訊於植物資源之探測，圖 1 為 Jensen (2000) 之植物光譜反射特性曲線。

葉子在可見光 (0.3~0.7 μm) 部分會反射大量綠光，因此健康的葉子呈現綠色。葉子在可見光部分光譜反射曲線的起伏，受到內部色素含量影響，一旦天氣變化或感受到病蟲害感染，葉子中花青素及葉黃素含量增多而葉綠素減少，則植物葉光譜曲線峰頂向紅光部分推移。

植物光譜在近紅外光光譜區有很高的反射，此波段維持高峰是因為葉子內部細胞結構、細胞大小、形狀及間隙影響所致。在近紅外光波段的植物有 45~50% 的反射、45~50% 的穿透、5% 或更少部分被吸收，而複葉較單葉反射較多的紅外光，故植物一旦受害，葉肉海綿組織的萎縮會造成葉內空間密度減少，那麼近紅外光部分反射就會減少。

在中紅外光部分為水的吸收帶，其反射與植物葉內部水量多寡有關，故葉子一旦受害而枯萎時，則在中紅光部分反射會加強使曲線趨於平坦。植物體內中含有葉綠素 a、b、β胡蘿蔔素及水分等元素，可使得植物葉子呈現綠色，在太陽輻射下，將綠光波段阻擋並反射，而吸收藍光及紅光波段，強烈反射紅外光等特性 (Jensen, 2000)

在光譜上為避免與綠色非植生地表物產生混淆之狀況，研究植生生長狀況時，多使用紅光及近紅光波段，因此本研究主要以紅光及近紅光來探討植生的變化。

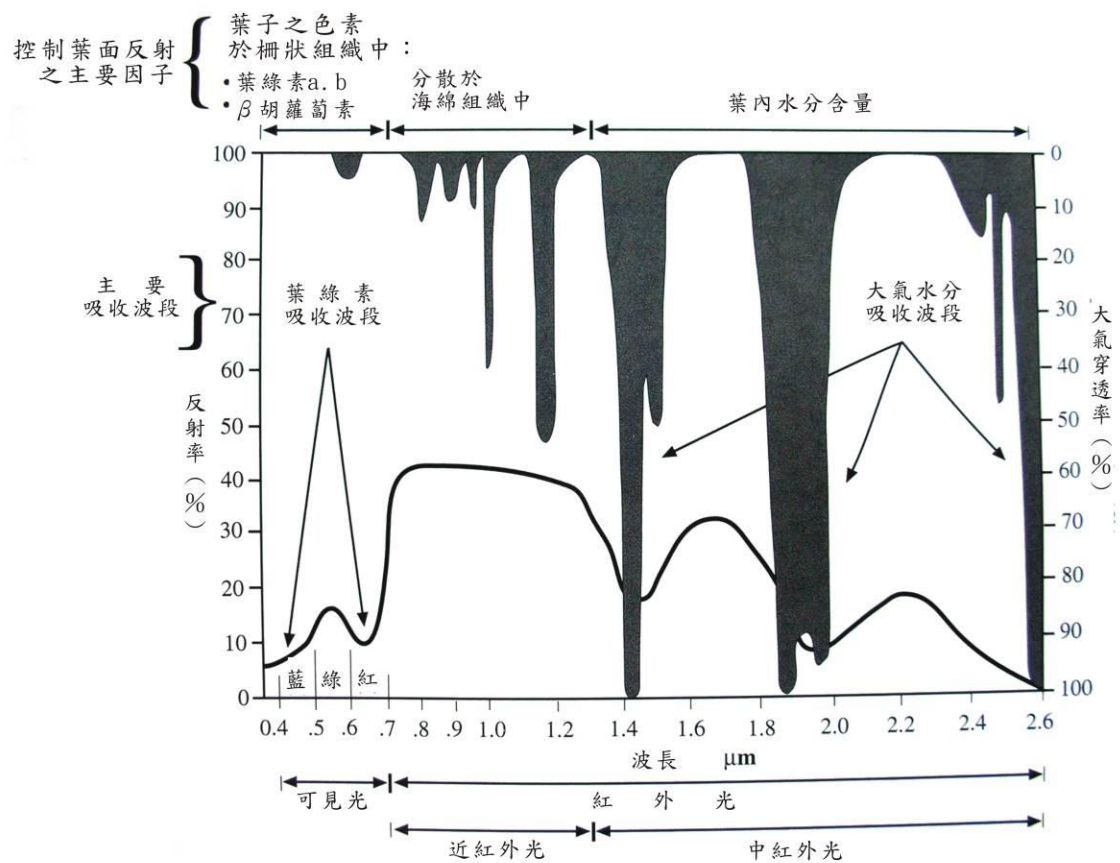


圖 1 植物光譜反射特性 (Jensen, 2000)

植物結構與物候對於光譜存在著差異性，且光譜的特徵會因植生的生理活動與冠層結構之發展，以及太陽位置與地形變化而產生變化。植物在春季生理活動逐漸旺盛，開始其新的生長季節，葉綠素濃度也逐漸增加，光合作用率也增高，而以夏秋時期達到最高點，隨後光合作用率逐漸降低，至冬季時生理活動達到最低，形成一個循環（Kramer and Kozlowski, 1979）。因此若要利用衛星影像之光譜特性來分析植生變化，須先了解季節性植生光譜的變化情況。

光譜變化可由 Jensen (2000) 的雙光譜圖 (圖 2) 來說明之，其應用紅光與近紅外光正交構成雙光譜圖監測植生與光譜間的關係，其將主要農業區約 1,000 個像元值分布在影像空間上 (圖 2 灰色區)，乾燥與潮濕的土壤位於土壤光譜線之兩端，主要說明潮濕的土壤紅光與近紅外光反射值較低，乾燥的土壤則反之。另外，生物量越高或作物冠層越鬱閉，吸收較多的紅光進行光合作用，因此紅光反射值越小，而相反的近紅光值越大，此印證生物量與紅光有反向關係。圖 2 右邊進一步說明農作物在生長季節光譜座標空間的移動方向，當農田準備耕種時，像元值會位於土壤線較潮濕的地方；當農作物種植之後，像元值會逐漸遠離土壤線，直到冠層鬱閉，紅光值反射較低，近紅光較高；農作物採收後，像元值會掉落到乾燥的土壤線。根據紅光與近紅光對冠層反射的關係，也發展出不同的植生指數與估計生物量的方法 (Jensen, 2000)

雙光譜圖可以看出植生變化的方向，以及季節間的差異現象，植生如果受到環境壓力，也可以由雙光譜圖看出，因此本研究結合植生指數與雙光譜圖說明木麻黃與混合林在季節變化上的生長意義以及植生狀態。

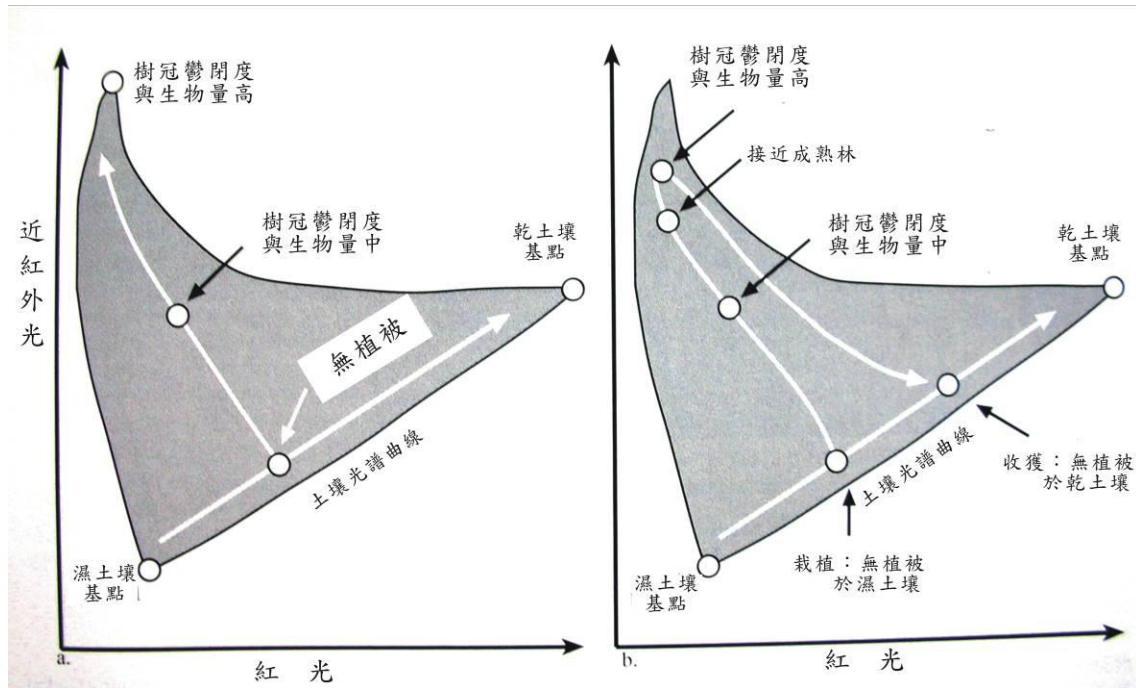


圖 2 雙光譜圖 (Jensen, 2000)

第三節 植群變遷

當生育地發生變化後，原來生長之植物，隨即發生競爭能力之改變，由於競爭之作用，植物族群遂產生取代或消長之現象，是謂演替 (succession) (劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)。

Clements (1916) 為開創演替理論的學者，他將演替分為六大步驟：1. 裸化 (nudation)；2. 遷移 (migration)；3. 建立 (excesis)；4. 競爭 (competition)；5. 反應 (reaction)；6. 安定相或極盛相 (climax)。1947 年，Watt 從以羊茅 (*Festuca ovina* L.) 為優勢的草本植物社會依其生活史將演替大致分為四個時期：成熟期 (mature phase)、衰退期 (degenerate phase)、中空期 (hollow phase)、建造期 (building phase)；而將山毛櫸之森林社會分為孔隙期 (gap phase)、建造期、成熟期等三個階段。Whitmore (1989) 支持 Watt (1947) 的理論，唯認為林木逐漸老化之後，成熟期亦可能會進入第四個衰退期，但常被突如其來的外部因子毀壞。蘇鴻傑等 (2000) 延續 Whitmore (1989) 的觀點，認為安定的原始林再受到干擾而形成裸露地後，植群恢復可藉由植物的拓植、族群的建立以及種間競爭而達到最後的安定狀態，亦認同在成熟期之後增加衰退期，以此強調干擾的效應及重複循環的可能性。

Clements (1916) 依照生育地形成方式以及先前是否有植群覆蓋等兩個要點將演替分為初級演替 (primary succession) 和次級演替 (secondary succession)。初級演替是指未有植群覆蓋的新生地上進行的演替過程；若先前已有植群覆蓋的土地，當受到外力干擾而導致部分或全部原來植物社會遭到毀滅，之後發生的演替現象稱為「次級演替」或「二級演替」。由於生育地先前已具備可使植群建立與生長的條件，故植群恢復速度較初級演替為迅速，然亦可能因週期性發生的干擾而出現循環的次級演替現象 (劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)。此時，森林中各階段的塊集 (patches) 可能鑲嵌組合成為更新複合體，在演替序列成為週而復始的循環時，生物量與營養物隨之逐漸累積並隨著時間轉變而導致動態過程 (Watt, 1947; Whitmore, 1989)。

Holling 等 (1995) 以循環模式的概念表示生態系的演替動態，並強調干擾

(disturbance) 對生態的影響。此循環系統依序分為以下四個階段：第一階段，拓殖 (exploitation)；第二階段，保存 (conservation)；第三階段，釋放 (release)；第四階段，重整 (recoganzation)。第一階段發展至第二階段的速度相當快，此為逐漸強化 (consolidation) 的演替過程；直至生態系受到告干擾 (如火災、風暴、蟲害等)，第二階段才迅速發展至第三階段；之後的生態系可能因恆定性 (homeostasis) 恢復至穩定範圍，藉由陽性植物的拓殖再次進入循環的利用階段；然亦可能因遭受干擾而導向重整與利用之間的另一個循環。

Bengtsson (2000) 曾藉由 Holling (1995) 的循環模式說明森林演替的循環始於干擾，強調干擾在自然界的不同空間和時間尺度上所產生的效應具有難以評估的影響力，同時說明干擾在演替過程中仍扮演極為重要的角色，可與生育地的物種相互反映。Peterson (1998) 等認為干擾可隨著規模增減而逐漸影響生態，例如火災、疾病與蟲害等，這些可蔓延的干擾過程能藉由地景傳導，使小規模的環境轉變為形成大規模的生態系改變。陳利頂與傅伯杰 (2004) 認為干擾甚至可以促進生物多樣性以及生態系的演化與更新，因此干擾可看做生態演變過程中不可缺少的現象。

外力干擾常導致林分形成較大的孔隙而需要重新建立植被，甚至改變自然生態的社會組成與演替過程；若是因冠層樹種死亡造成之小孔隙且孔隙可由孔隙周圍樹種之側枝或林下幼苗迅速填補，則稱為內力干擾，屬於林分本身的更新現象；內力干擾與外力干擾常交叉影響著森林社會。在不同程度的干擾產生孔隙後，種歧異度及植物組成會出現不同的變化，導致不同的循環差異 (Whitmore, 1989; 蘇鴻傑等, 2000)。換言之，森林遭受干擾而造成孔隙可視為次級演替的推動力。

在演替階段的孔隙期，冠層疏開，植物大部分為陽性或先驅的草、藤本植物 (Watt, 1947)。Oliver (1981) 將森林遭受重度干擾後再次進行演替過程的起始遷入植物稱為先驅植物 (pioneer plant)，包括草本、藤本及木本，木本稱為先驅種 (pioneer species) 或先驅樹種 (pioneer tree species)。Garwood (1989) 認為森林植物填補孔隙的方式可分為五種，分別為種子雨 (seed rain)、幼苗庫 (seedling bank)、稚樹庫 (sapling bank)、土壤種子庫 (soil seed bank) 以及萌蘖 (sprouts)。

Yamamoto (1992) 指出先驅樹種是典型利用種子的孔隙拓殖者 (gap-colonizer)，其幼苗無在鬱閉的林下發生，常以土壤種子庫的方式等待樹冠疏開形成孔隙後再萌發成幼苗 (juveniles)，少部分以幼苗庫或幼木庫的形式存於林下。許多學者的研究結果亦證實闊葉樹林的土壤種子庫之組成以草本及灌木居多，大部分是先驅植物，陽性的木本植物雖會利用小苗庫或苗木庫待孔隙釋出空間後以競爭填補空間，達成孔隙更新，但與演替後期以耐陰樹種為主的森林仍有多不同 (王相華等，1997，陳明義等，2000)。林文智等 (2004) 認為先驅種多以種子雨及土壤種子庫為更新來源，而非先驅種則可能藉著種子雨、幼苗庫、稚樹庫及萌蘖等多種方式更新。

Parrotta 等 (1997) 推測林分中更新的原生樹種來自周遭原始森林的種子傳播，並表示土壤種子庫以及周遭的林分結構均會影響林下更新物種的組成。此外，藉由鳥類散播的果實型態，如核果或漿果類的植物種類並不受到森林片斷化的限制 (陳益明、蘇鴻傑，2002)，可見鳥類傳播方式對於次生林物種多樣性的增加有重要影響。而常見禾本科植物、菊科植物因種子細小、量多以及依靠風力傳媒，故為在林分演替的孔隙期中常見的先驅植物種類。

本研究藉由野外調查，瞭解四湖木麻黃海岸林中優勢物種及族群密度和林下植群結構與林分孔隙中植被種類。

第四節 不同孔隙形成期分布圖繪製

地理資訊系統 (Geographical Information System, GIS) 具備整合空間圖形及屬性、套疊分析、展示等功能，因此利用地理資訊系統建立土地利用型 (黃國禎等, 2004)，對土地利用現況及變遷之過程能獲得有用的資訊且地理資訊系統與遙測技術於地景變遷的研究，為近年來研究於土地變遷及監測的重要工具。

由於植物的反射特性會隨各植物個體差異而有所不同，故可運用各種不同波長範圍，來達到分辨不同植物的目的 (邱祈榮, 1996)。目前衛星影像應用範圍廣泛，包括土地覆蓋繪製 (Du et al., 2000)、植群圖繪製 (Nelson et al., 1984; Shen et al., 1985; White et al., 1995; Schmidt and Skidmore, 2003; Driese et al., 2004)，Schriever 和 Congalton (1995) 使用 Landsat 衛星影像繪製植群圖並進行季節性變異的評估，結果顯示東北部特定的闊葉樹在十月可以有效區分；Martin 等人 (1998) 利用 1992 年 6 月的衛星影像，於麻州哈佛森林 (Harvard Forest) 分析 11 種林型 (包括針、闊葉樹的純林及混合林)，並結合樹種的化學性質與影像的關係加以進行分類。

周朝富、鄭祈全 (1994) 指出因衛星數據資料的空間解析力較差，且在山區受到地形效應引起的陰影問題，至今仍無法克服，故在影像分類及土地利用變遷的監測上，仍無法達到實際應用的需求；而航空照片為類比資料，故至目前為止，在農林資源的調查應用上，仍以航空照片為主。馮豐隆、黃志成 (1997) 曾針對惠蓀林場透過航照圖來進行土地利用之地景排列及變遷之研究；黃書禮、蔡靜如 (2000) 應用兩時期之航照圖來分析台北盆地土地利用變遷趨勢與空間分布之情形並探討土地利用變遷之實質影響因素；因台灣大肚山台地森林火燒事件頻繁，為深入瞭解大肚山火燒的原因，利用航空照片判釋各個不同時期土地覆蓋型以瞭解大肚山地區地景變遷之情形並觀察其空間分布狀態來了解植物與火燒之關係 (邱祈榮等, 2004)；為研究南仁山生態保護區之地景異質性演變，以航測與 GIS 技術，結合傳統生態學理論中的定量表示方法，描述南仁山生態保護區之地景類型，以探討在不同時期 1976 與 1997 年生態環境之演變過程 (鍾玉龍等, 2005)。

本研究應用衛星影像與航空照片來繪製不同孔隙形成期分布圖，利用航照圖疊合之技術繪製孔隙分布圖，並經由衛星影像所抽取之紅光與近紅光數值進一步區劃出木麻黃組成預測分布圖，以瞭解研究區自 1995 年之後木麻黃林分演替之情形。



第三章 材料與方法

第一節 研究區域

(一) 地理位置

本研究以林業試驗所中埔分所四湖工作站北方之雲林縣四湖鄉林厝寮海岸林造林地的木麻黃人工林為對象，本研究區域長約 2233 公尺，最窄處約 40 公尺，最寬為 330 公尺（圖 3）。

四湖工作站位處於雲林縣四湖鄉之濱海地區，該地位於北緯 23°41”、東經 120°11”，約於西部濱海線之中心，北臨虎尾溪之出海口，屬雲林縣四湖鄉林厝村之臨海處，臨近道路為台 17 省道及西濱快速道路。土壤為坵質之砂質土，pH 值約 7-8。海拔高度約 0~3 公尺。

(二) 氣象

氣象資料取自林業試驗所中埔研究中心四湖氣象站 1993-2006 年之彙整氣象資料，四湖地區年平均溫度約 23.4°C，年平均降雨量為 1256.7 mm，平均降雨天數為 74 天，年平均風速約 3.11 m/sec，平均相對濕度為 90.5%，日照輻射量為 462.5 MJ/m²。

(三) 植物資源

四湖木麻黃林地被植物主要有構樹 (*Broussonetia papyrifera*)、猩猩草 (*Euphorbia heterophylla*)、龍葵 (*Solanum nigrum*)、大花咸豐草 (*Bidens pilosa* Linn. Var. *minor*)、昭和草 (*Erechtites valvaianafolia*)、雷公根 (*Centella asiatica*)、莎草 (*Cyperus rotundus*)、土牛膝 (*Achyranthes obtusifolia*) 等多種(陳財輝等, 1998)。



圖 3 四湖海岸林研究區域

第二節 研究材料

- (一) 1995~2004、2006 年五千分之一正射航照圖。
- (二) 20050523、20051201、20060718 及 20071014 共四幅 SPOT5 衛星影像。
- (三) 分析應用軟體

本研究分析所應用的軟體如下：

1. ESRI ArcGIS 9.2 地理資訊系統空間分析
2. ERDAS IMAGINE8.7 衛星影像處理軟體
3. Microsoft Office Excel 2003 統計套裝應用軟體

表 1 衛星影像資料

日期	SPOT	像元大小(m)	絕對校正係數		
			綠光	紅光	近紅外光
2005/05/23	SPOT5	20	1.327033	1.597198	1.315116
2005/12/01	SPOT5	20	1.829788	2.805302	1.748893
2006/07/18	SPOT5	20	1.216222	1.22502	1.308
2007/10/14	SPOT5	20	1.677074	2.23992	1.73855

第三節 研究流程

本研究流程如圖 4 所示。

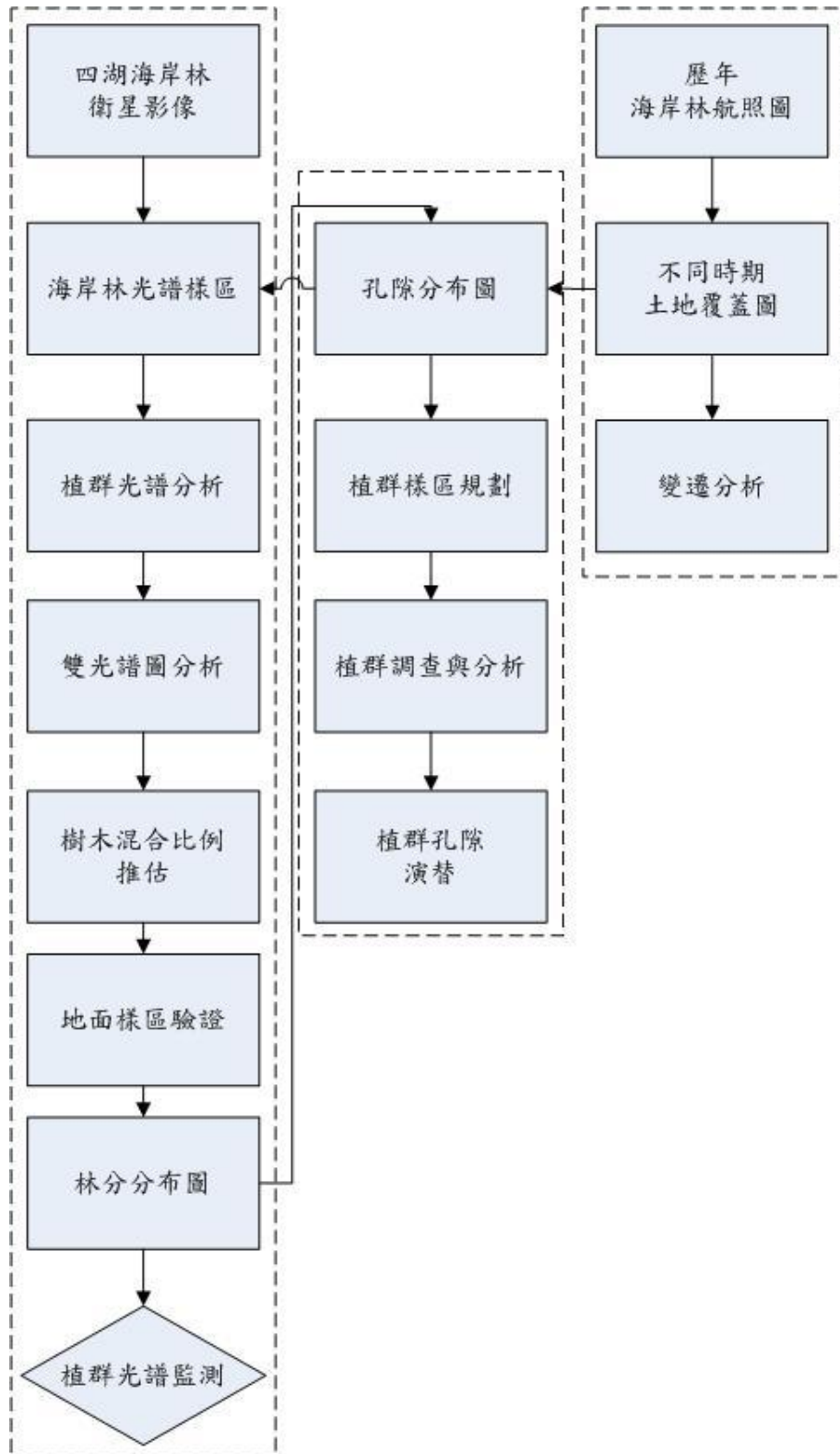


圖 4 研究流程圖

第四節 研究方法

(一) 航空照片判釋土地覆蓋型

本研究為研究四湖地區之海岸林之基本概況，以瞭解此區域之植被覆蓋狀況，邱祈榮等（2004）於地景變遷分析方法中提出地景變遷研究方法，包括資料前置作業處理、地景類型分類系統、地景類型圖繪製與套疊分析、變遷交叉分析以及地景指數分析等，圖 5 則為變遷分析研究流程圖。本研究延續此法，利用 1995~2004 年、2006 年之航照圖進行土地覆蓋之分類與判釋，以瞭解不同年分間土地利用型之差異，不同處理階段如下所述：

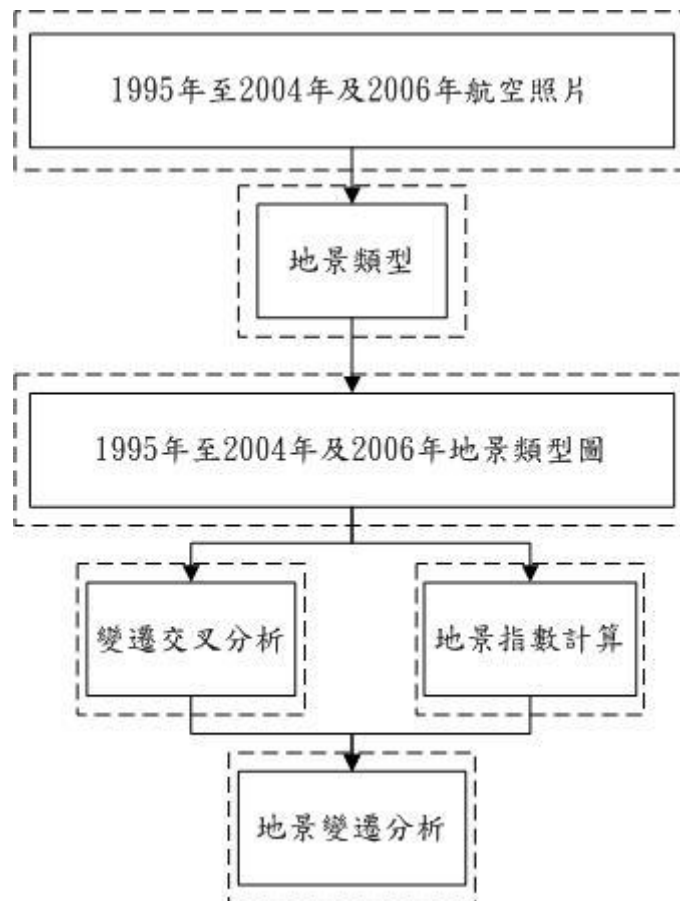


圖 5 地景變遷之研究流程圖

1. 前置作業處理

本研究使用 1995~2004 年、2006 年之航照圖共 11 張，為瞭解四湖海岸林變遷之情形，故利用十一個時期之航照圖將其製作地景類型圖以進行變遷分析。

2. 地景類型分類系統

根據 1995~2004 年、2006 年十一個時期之航空照片圖再配合現場勘查，故將土地利用型分類為 5 種類型，分別為裸露地、草生地、闊葉林、混合林、木麻黃林。

3. 地景類型圖繪製

(1) 螢幕數化

將 1995~2004 年、2006 年之航照圖展示於電腦螢幕上，使用 ArcGIS 軟體進行區塊數化。透過目視法進行圖層的顏色、陰影、組織、形狀及位置上的區分（焦國模，1998），以完成螢幕數化工作。

(2) 判釋

根據 1995~2004 年、2006 年之航照圖再配合現場勘查，故將土地利用型分類為 5 種類型，分別為裸露地、草生地、闊葉林、混合林、木麻黃林。

利用螢幕數化完成的 1995~2004 年、2006 年十一個時期的航照圖，進行各區塊的分類與判釋，以便將各個區塊加以命名，以完成 1995~2004 年、2006 年的地景類型圖（即地景類型分布圖），並依據圖 6 之地景類型判釋鍵圖示，作為研究區地景類型判釋之依據。

(二) 圖層套疊之空間分析

將十一個時期之地景類型圖於 ArcGIS 軟體中進行套疊分析，以瞭解各地景類型於十一個時期間分布及變遷情形。




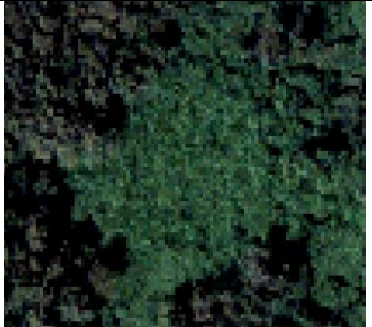

		
木麻黃：林相完整之優勢木麻黃林(80%以上)	混合林：以木麻黃、闊葉林為主之混合林相。	闊葉林：密佈黃槿、構樹等闊葉林(80%以上)
		
草生地：草本、藤本植物為主，木本植物稀少。	裸露地：道路、開墾所形成之裸露地。	

圖 6 研究區地景類型之判釋鍵

(三) 變遷交叉分析

希望藉由變遷交叉分析以瞭解不同時期、不同地景類型於不同時期的變化情形。因此透過以兩兩相對不同時期互相比較之交叉表，呈現出兩時期地景變化的情形。

假設為 $k \times k$ 的矩陣， n 個樣本或像元數，有 k 種類別，縱向 j 為變遷分析中前期的資料， i 為後期的資料； $n_{i+} = \sum_{i=1}^k n_{ii}$ 為變遷前， k 種分類類別樣本或像元數；

$n_{+j} = \sum_{i=1}^k n_{ii}$ 為變遷後， k 種分類類別的樣本或像元數。

$$\text{不變率} = \frac{\sum_{i=1}^k n_{ii}}{n} \dots \dots \dots \text{公式(1)}$$

式(1)中的 $\sum_{i=1}^k n_{ii}$ 為兩時期間地景類型未改變的區域面積， n 為總面積

變遷率=1-不變率 公式(2)

繼承率 $i = \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$ 公式(3)

繼承率為第 i 型地景類型在後期之面積是由前期繼承而來的比例，如式(3)以第 i 型地景類型在兩時期不變化的區域面積除以該型在後期之總面積。

保留率 $j = \frac{n_{jj}}{n_{+j}}$ 公式(4)

保留率為第 j 型地景類型維持不變保留至後期之面積，佔前期該型地景類型之比例，如式(4)以第 j 型地景類型在兩時期間未變化之區域面積除以該型在前期之總面積。

轉出率 $j = 1 - \text{保留率}_j$ 公式(5)

轉出率為第 j 型地景類型在兩時期間有變化的面積佔前期該型地景類型面積之比例，如式(5)以 1 減去該型之保留率而得。

轉入率 $i = 1 - \text{繼承率}_i$ 公式(6)

轉入率為第 i 型地景類型在兩時期間有變化的區域面積佔後期該型地景類型之比例，如式(6)以 1 減去該型繼承率而得。

(四) 地景指數分析

1. 地景分離度 (separation index, S_k)

地景分離度計算如公式(7)所示，其中 D_k 為景觀類型 k 的距離指數， $D_k = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{n_k}{A}}$ ； B_k 為景觀 k 的面積指數， $B_k = \frac{A_k}{A}$ 。 A_k 為地景類型 k 的面積和；A 為地景總面積；n 表地景類型 k 中的區塊總個數； S_k 表地景類型 k 的分離度值，即某一地景類型中不同區塊個體分離程度。分離度值越大，則地景分布越複雜、破碎化程度也較高。

$S_k = \frac{D_k}{B_k}$ 公式(7)

2. 地景破碎度 (fragmentation)

係指地景的破碎化程度，反映地景空間結構的複雜性 (complexity) (陳利項、傅伯杰, 1996)，計算如公式(8)所示，其中 n 表地景類型 k 中的區塊總個數，A 為地景總面積。

$$C = \sum_{k=1}^m \frac{n_k}{A} \dots\dots\dots \text{公式(8)}$$

(五) 不同孔隙形成期分布圖之繪製

利用前述所建立不同時期的土地覆蓋圖，以瞭解研究區內孔隙產生的初始情形，再以此時期為起點，建立不同孔隙形成期分布圖。

(六) 衛星影像光譜分析

1. 輻射係數校正

所取得之衛星影像為原始 DN (digital number) 值，DN 值會隨著感測器的不同、太陽照射、大氣和地表起伏而有所不同，為了取得正確的地表反射特性，將其除以各波段之絕對校正係數，而得反射輻射值。

2. 植生光譜樣點選取

以航空照片辨識結果所得出之不同時期孔隙分布圖，從中選取研究區域內共 100 個光譜樣區 (圖 7)。植生類型包括木麻黃 (50 個) 與闊葉林 (50 個)，讀取四季之紅光、近紅光與 NDVI 等，分析植生光譜之季節性變化及生長變遷。



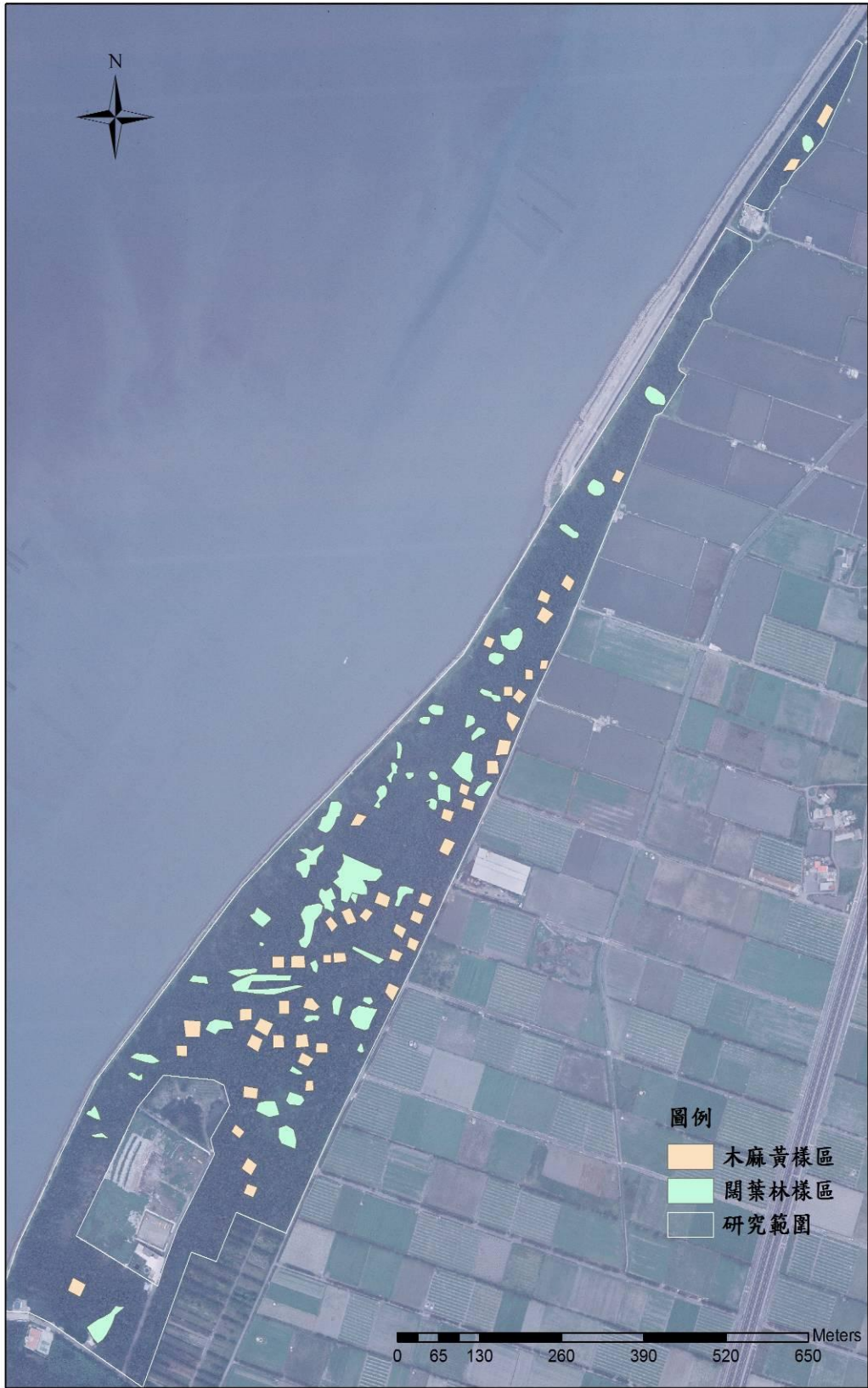


圖 7 光譜樣點位置圖

3. 植生雙光譜圖分析

本研究將光譜樣點所讀取出紅光與近紅光繪製於雙光譜圖上，並以常態化差異植生指數(normalized difference vegetation index, NDVI) (公式 9) 進行分析，探討光譜樣點在雙光譜圖上與植生指數具有之意義，植生的反射值大於零，建築物、水體、雪等的反射值小於零，且植生密度越大或愈健康的植物具有較高的反射值 (Jensen, 1996)，雙光譜圖以 (圖 8) 紅光為 X 軸，近紅光為 Y 軸，及 NDVI 之等值線所構成，紅光與近紅光像元值為 0 至 255。

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} = \frac{\frac{NIR}{R} - 1}{\frac{NIR}{R} + 1}, -1 < NDVI < 1 \dots \dots \dots \text{公式(9)}$$

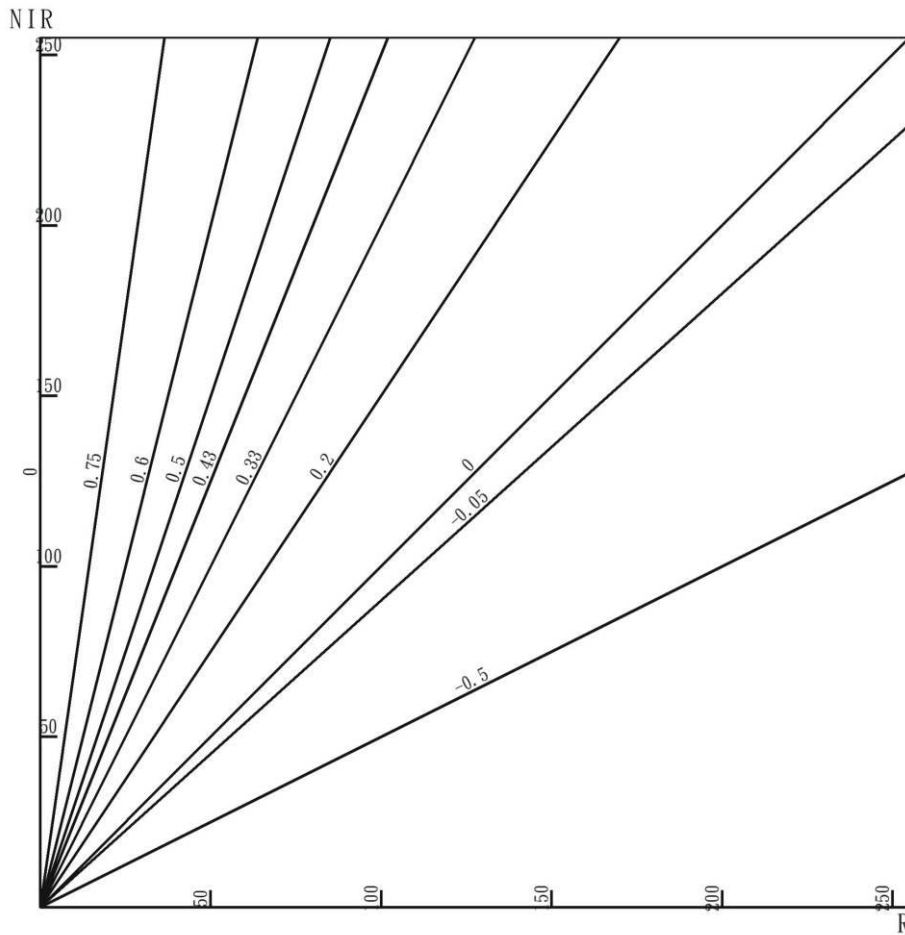


圖 8 雙光譜圖上 NDVI 之等值線 (Mather, 1999)

4. 樹種混合比例計算

利用光譜距離加權法換算樹種混合比例，原理係利用兩期影像紅光段及近紅光段組成特性空間，兩期之間形成一組向量（圖 9），求其歐基里德距離代表絕對質改變量，其計算公式如公式(10)（Warren, 1999）

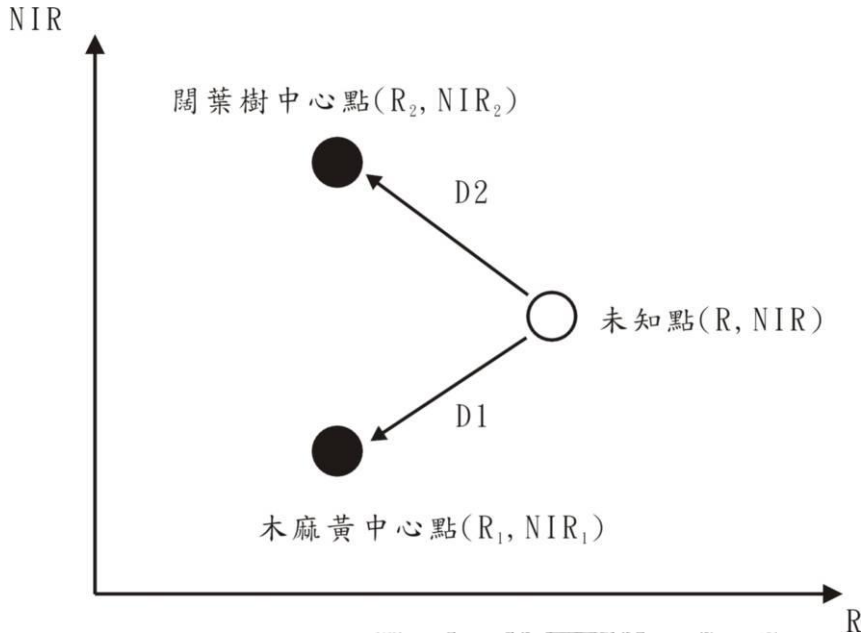


圖 9 距離加權法示意圖

$$D_{21} = \sqrt{(R_2 - R_1)^2 + (NIR_2 - NIR_1)^2} \dots \dots \dots \text{公式(10)}$$

$$D_1 = \sqrt{(R_1 - R)^2 + (NIR_1 - NIR)^2}$$

$$D_2 = \sqrt{(R_2 - R)^2 + (NIR_2 - NIR)^2}$$

其中 R：紅光段

NIR：近紅外光段

$$\text{木麻黃比例} : 1 - \frac{D_1}{D_1 + D_2} \times 100\%$$

$$\text{闊葉樹比例} : 1 - \frac{D_2}{D_1 + D_2} \times 100\%$$

5. 預測比例評估

簡單線性迴歸分析 (linear regression) 用來表示兩個或兩個以上變數間的關係。並從一群變數中預測某一變數。迴歸模型如下公式(11)。

$$Y = \alpha + \beta X + \varepsilon \dots\dots\dots \text{公式(11)}$$

Y 為地面檢測樣點木麻黃比例，X 為光譜計算之木麻黃比例， ε 為隨機誤差

(七) 野外樣區調查與分析

主要為了瞭解衛星影像光譜所計算出混合林的比例是否準確，因此套疊航照圖於現場進行地面樣區調查。樣區設置與調查項目依據國家植群多樣性調查地面樣區調查作業手冊。主要調查林中樹種、DBH、株數、地被植物及其頻度。其中樣區調查以 10 m × 10 m 之小區為單位進行調查，區內之各植種依其生活型區分為喬木、灌木、藤本、草本及附生植物等，記錄各植種之生活型，喬木、灌木及木質藤本之胸高直徑(DBH)大於 1 cm 以上者，以莖為單位測量其 DBH，測至小數下一位，草本則記錄其於小區內之覆蓋度。

利用樹種株數計算其相對密度(Relative density)%，以樣區內各樹種的 DBH 計算樹種的單位面積優勢度(Unit area dominance, UD_0)，再求樹種的相對優勢度(Relative dominance)。

$$\text{相對密度}(\%) = \frac{\text{某一植物之株數}}{\text{所有樣區內全部植物之株數}} \times 100 \dots\dots\dots \text{公式(12)}$$

$$\text{單位面積優勢度} = \frac{\text{某一樹種在所有樣區之胸高段面積總和}}{\text{樣區總面積}} \dots\dots\dots \text{公式(13)}$$

$$\text{相對優勢度}(\%) = \frac{\text{某一樹種之優勢度}}{\text{所有樹種優勢度之總和}} \times 100 \dots\dots\dots \text{公式(14)}$$

本研究欲了解衛星影像計算的光譜結果與實際上地面樣區是否一致，以及其可以解釋的程度。將光譜計算距離所得之木麻黃比例(預測變數)與地面樣點(應變變數)做簡單線性迴歸，期能找出相關性，未來只需利用光譜計算所得之混合比例取代大面積現場調查之人力支出。

第四章 結果與討論

第一節 1995~2004 年與 2006 年之地景類型

本研究分別針對十一個不同時期之地景類型圖加以描述其林相結構、林相組成及林地變動情形，研究結果顯示 1995~2004 年與 2006 年主要森林植被有木麻黃林、木麻黃與闊葉樹種之構樹或黃槿組成之混合林和闊葉林為主，其餘為草地與裸露地（圖 10、圖 11），木麻黃林所占面積比例最高，混合林次之，闊葉林最低。裸露地出現於人為干擾多的地區，後期可發展成為草地；草地除了自裸露地轉變而來，也可因森林內的孔隙所產生，而原本木麻黃純林也由於孔隙的產生，致使許多闊葉樹伴生於木麻黃林內，於純林內生成混合林，因闊葉樹種天然更新能力強、速度快，導致木麻黃林面積減少，闊葉林面積增加。

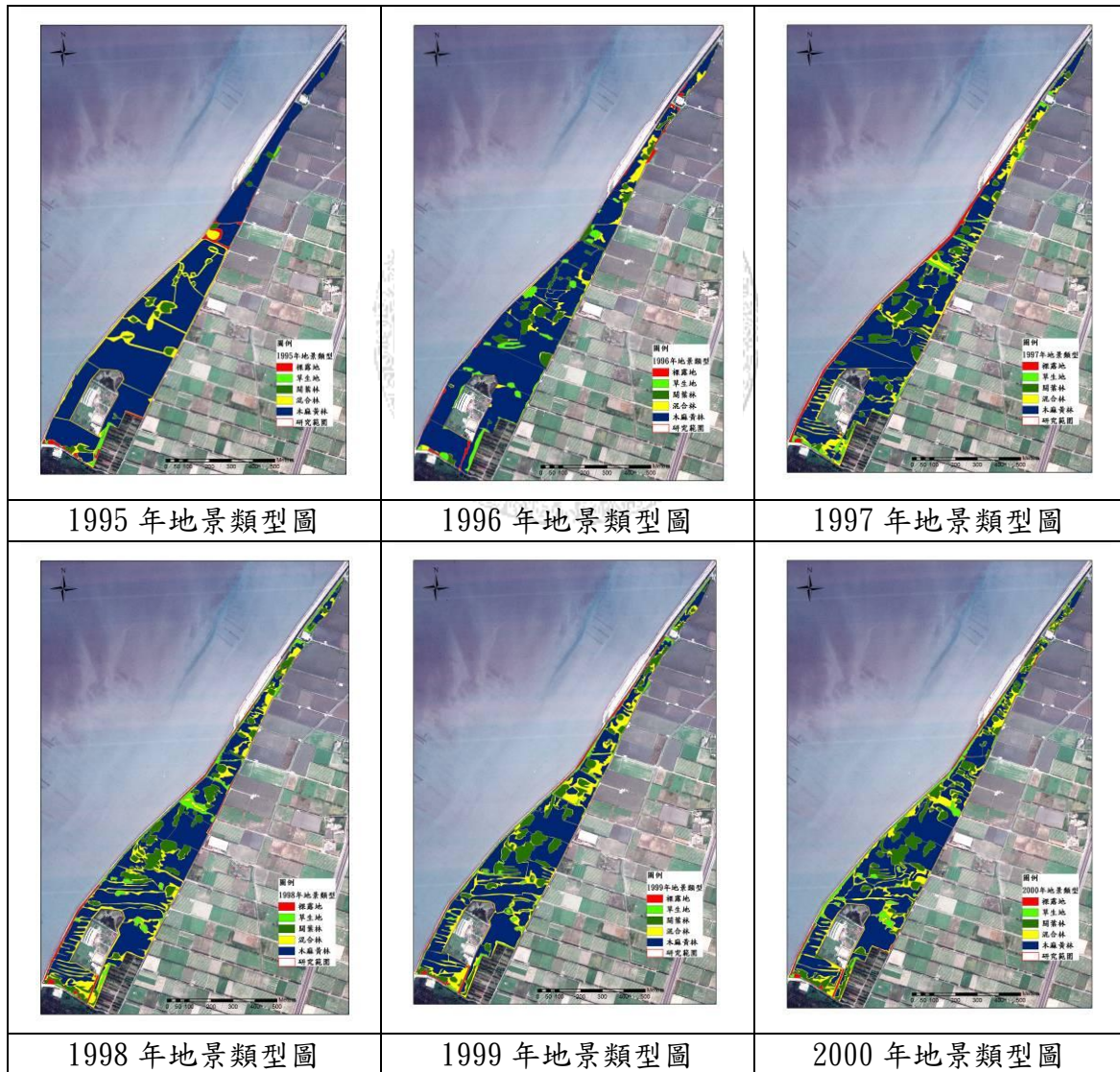


圖 10 1995~2000 年地景類型圖

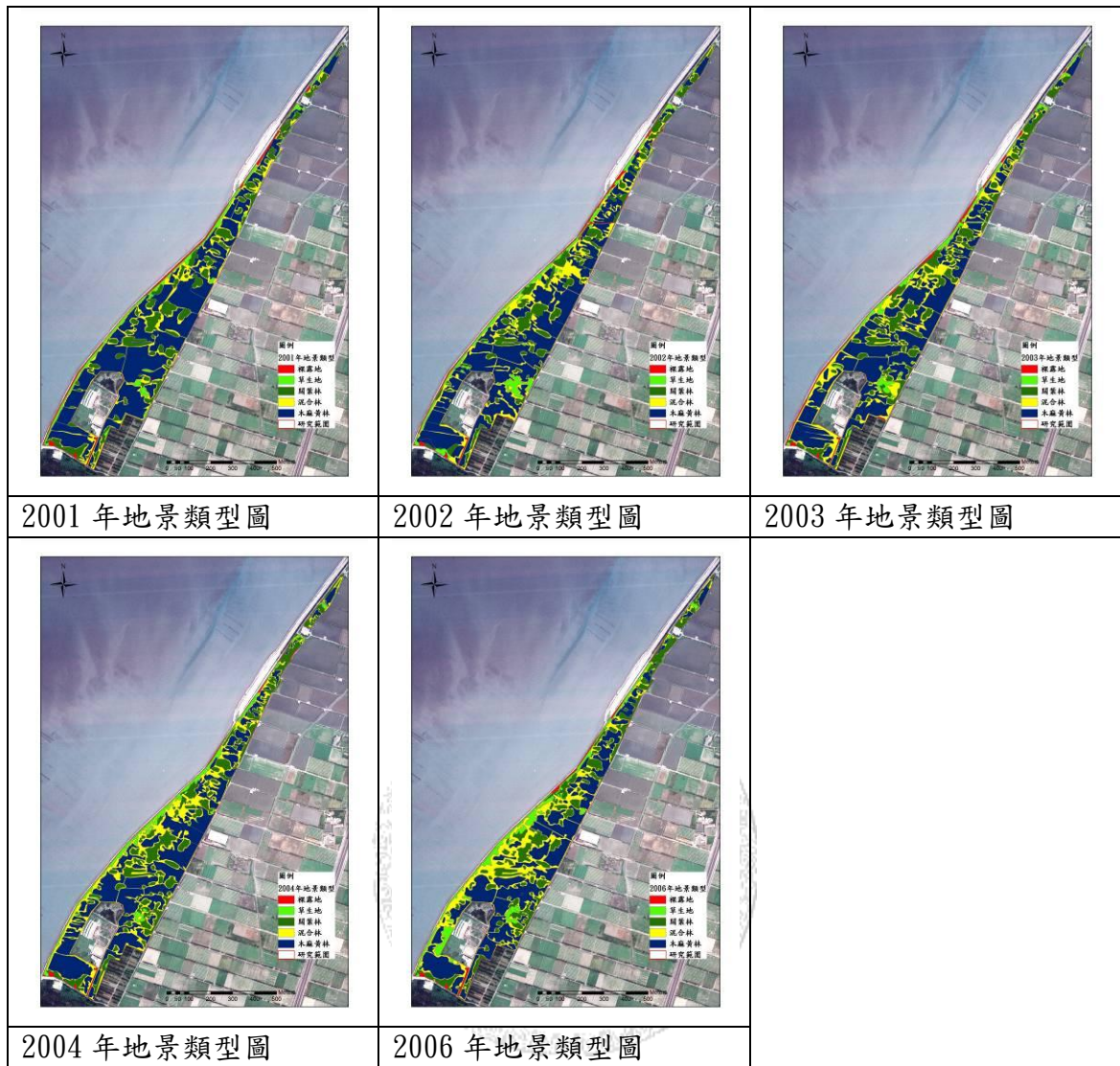


圖 11 2001~2006 年地景類型圖

由表 2，在十一個研究時期的地景類型面積中，以木麻黃林所佔面積最高，超過總面積的 50%，在 1995 年面積佔 27.4 ha(80.6%)，隨著時間增加，面積逐漸下降，2002 年所佔面積 17.1 ha (50.2%)，至 2003 年木麻黃面積已低於總面積的一半，為 16.6 ha (48.7%)，顯示木麻黃林數量正在減少，而闊葉林面積則不斷增加，由 1995 年的 1.2 ha (3.6%)，至 2006 年時闊葉林面積為 7.3 ha，佔總面積的 21.3%。混合林面積隨時間而略有增減，面積比率由 1995 年的 12.6% 上升為 2006 年之 25.8%，圖 12 顯示五種地景類型在研究時期內的面積比率變化的情形，木麻黃林面積比率為逐漸減少；混合林面積比率具兩次波動，分別在 1996 年間與 2001 年間降低，其餘時期屬於增加的趨勢；闊葉林比率逐年增加，面積有加大的趨勢，裸露地與草生地佔總面積比率不高，裸露地比率變動幅度不大，草生地則由 1.5% 上升為 8.3%。

表 2 1995~2004 年與 2006 年之地景類型面積

年度	裸露地		草生地		闊葉林		混合林		木麻黃林	
	面積 (ha)	面積 (%)	面積 (ha)	面積 (%)	面積 (ha)	面積 (%)	面積 (ha)	面積 (%)	面積 (ha)	面積 (%)
1995	0.6	1.8	0.5	1.5	1.2	3.6	4.3	12.6	27.4	80.6
1996	0.6	1.8	2.2	6.4	2.2	6.6	3.2	9.4	25.8	75.8
1997	1.3	3.8	1.4	4.1	3.7	11.0	6.3	18.6	21.3	62.4
1998	0.8	2.4	2.3	6.7	4.8	14.1	7.2	21.1	19.0	55.8
1999	0.7	2.2	1.7	5.1	5.2	15.2	7.6	22.3	18.8	55.2
2000	0.7	2.0	2.2	6.4	5.6	16.4	7.1	20.8	18.6	54.5
2001	0.9	2.6	2.0	6.0	5.9	17.3	7.0	20.6	18.2	53.6
2002	0.8	2.4	2.4	7.0	6.1	17.8	7.7	22.6	17.1	50.2
2003	0.8	2.2	1.7	4.9	6.3	18.4	8.8	25.7	16.6	48.7
2004	0.3	0.9	2.1	6.0	7.2	21.0	9.2	26.9	15.4	45.2
2006	0.5	1.4	2.8	8.3	7.3	21.3	8.8	25.8	14.7	43.1

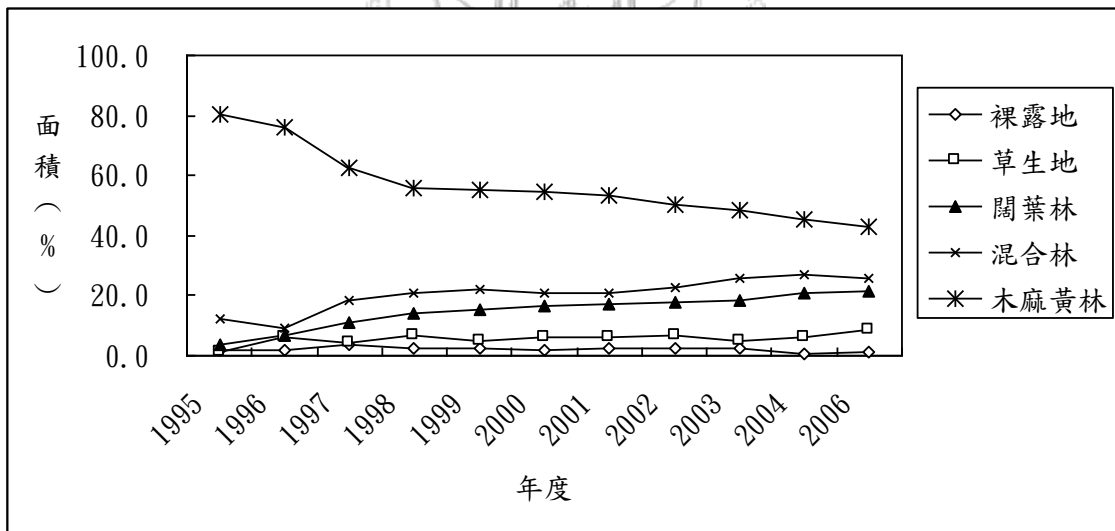


圖 12 1995~2004 年與 2006 年之地景類型面積比率圖

表 3 1995~2004 年與 2006 年之地景類型面積增減率 (%)

	裸露地	草生地	闊葉林	混合林	木麻黃林
1995-1996	-0.01	4.97	2.99	-3.17	-4.78
1996-1997	2.05	-2.32	4.41	9.21	-13.35
1997-1998	-1.45	2.55	3.06	2.48	-6.65
1998-1999	-0.21	-1.60	1.16	1.24	-0.60
1999-2000	-0.21	1.32	1.16	-1.55	-0.71
2000-2001	0.61	-0.41	0.88	-0.17	-0.92
2001-2002	-0.18	1.07	0.51	2.01	-3.41
2002-2003	-0.18	-2.09	0.66	3.07	-1.46
2003-2004	-1.33	1.10	2.55	1.16	-3.48
2004-2006	0.50	2.30	0.32	-1.04	-2.07
1995-2006	-0.41	6.89	17.71	13.25	-37.43

以兩兩相對的方式來比較前後兩期同一地景類型面積的變化(表 3)，就 1996 年地景類型較前期(1995 年)增加的類型依序為草生地(4.97%)、闊葉林(2.99%)，而較前期面積減少的地景類型依序為木麻黃林(4.78%)、混合林(3.17%)、裸露地(0.01%)。以長期而言，裸露地、草生地與混合林在面積上變動幅度大，闊葉林林地逐漸增加，而木麻黃林面積相對漸少。

颱風是影響森林生態系重要的自然力量，其強風常造成林木風倒、風折、所夾帶的鹽沫會導致枝梢枯萎，Brokaw and Grear(1991)調查颱風前後葉在空間上垂直分布之情形，指出颱風最顯著的影響為減少林木之冠層。將表 3 中木麻黃林面積顯著減少的時期與同期侵襲之颱風相對照(表 4)，可看出面積減少與颱風出現有關，因此颱風對四湖地區木黃林為具較大破壞的自然干擾。

表 4 木麻黃林面積顯著減少時期出現之颱風

颱風期間	颱風名稱	颱風強度	近中心最大風速(m/sec)
1995/8/27-8/31	肯特 KENT	中	45
1995/9/20-9/23	賴恩 RYAN	中	45
1996/7/24-7/27	葛樂禮 GLORIA	中	35
1996/7/29-8/1	賀伯 HERB	強	53
1997/8/27-8/30	安珀 AMBER	中	48
2001/6/22-6/24	奇比 CHEBI	中	35
2001/9/13-9/19	納莉 NARI	中	40
2001/9/23-9/28	利奇馬 LEKIMA	中	35
2003/8/2-8/4	莫拉克 MORAKOT	輕	23
2005/8/30-9/1	泰利 TALIM	強	53
2005/9/30-10/3	龍王 LONGWANG	強	51

第二節 地景類型變遷之交叉分析

(一) 1995~2006 年之地景變遷

本研究利用兩兩相對的方式來看十一個年分間之變遷情形，透過 1995 年與 2006 年之套疊分析圖（圖 13），並讀出其面積將其製作成變遷交叉分析表，以利進一步地比較各地景類型之變遷情形，主要分為三個時期：1995-2000 年、2000-2006 年與 1995-2006 年。從圖 14 可看出 1995 年的木麻黃林，到 2006 年轉變成其他的植被類型或地景類型。

利用 1995 年與 2006 年計算其保留率與轉出率，由表 5 可得知木麻黃林面積至 2006 年有 49.7% 保留下來，轉出率為 50.3%，其中 25.2% 木麻黃林轉變為混合林，17.3% 轉為闊葉林及 7.2% 轉為草地，木麻黃林轉為裸露地亦有 0.7%；混合林保留率有 38.4%，61.6% 的轉出率，24.5% 的混合林面積轉變為闊葉林；闊葉林有 83% 的保留率，有 7.7% 轉為草地；草地之保留率有 19.8%，高達 43.9% 轉為闊葉林；裸露地僅有 18% 的保留率，38.9% 轉為闊葉林。裸露地、草地與混合林的低保留率高轉出率，顯示為暫時性的類型，面積變動幅度大；闊葉林的低轉出率，表示闊葉林在四湖海岸林分中不易轉變為其他類型。

表 5 1995 年與 2006 年保留率與轉出率 (%)

2006 年	1995 年				
	裸露地	草地	闊葉林	混合林	木麻黃林
裸露地	18.0	3.9	1.2	3.4	0.7
草地	10.3	19.8	7.7	13.9	7.2
闊葉林	38.9	43.9	83.0	24.5	17.3
混合林	19.2	16.4	3.5	38.4	25.2
木麻黃林	13.6	16.2	4.6	19.7	49.7
轉出率	82.0	80.2	17.0	61.6	50.3

表 6 是以 1995 年到 2006 年，針對 2006 年的地景類型進行討論。透過繼承率與轉入率來呈現 2006 年地景類型的情況。研究發現 2006 年木麻黃繼承率有 92.8%，僅 7.2% 之轉入率，其中以 1995 年的混合林轉變成之 5.8% 為最高，顯示至 2006 年時，部分木麻黃林面積主要是由混合林轉變而來，而其他地景類型較難轉為木麻黃林；混合林繼承率為 18.7%，81.3% 的轉入率，以轉入的木麻黃林 78.6% 為最高；闊葉林繼承率有 14%，65.2% 木麻黃林的轉入，顯示四湖海岸闊葉林分中增加的面積主要由木麻黃林轉變而來，其次為混合林；草地繼承率僅 3.4%，高達 96.6% 為其他地景類型所轉入；裸露地繼承率為 23.4%，由木麻黃林與混合林所轉入。

表 6 1995 年與 2006 年繼承率與轉入率 (%)

2006 年	1995 年					轉入率
	裸露地	草生地	闊葉林	混合林	木麻黃林	
裸露地	23.4	4.1	3.1	30.8	38.5	76.6
草生地	2.2	3.4	3.3	21.0	70.0	96.6
闊葉林	3.3	3.0	14.0	14.5	65.2	86.0
混合林	1.3	0.9	0.5	18.7	78.6	81.3
木麻黃林	0.6	0.5	0.4	5.8	92.8	7.2

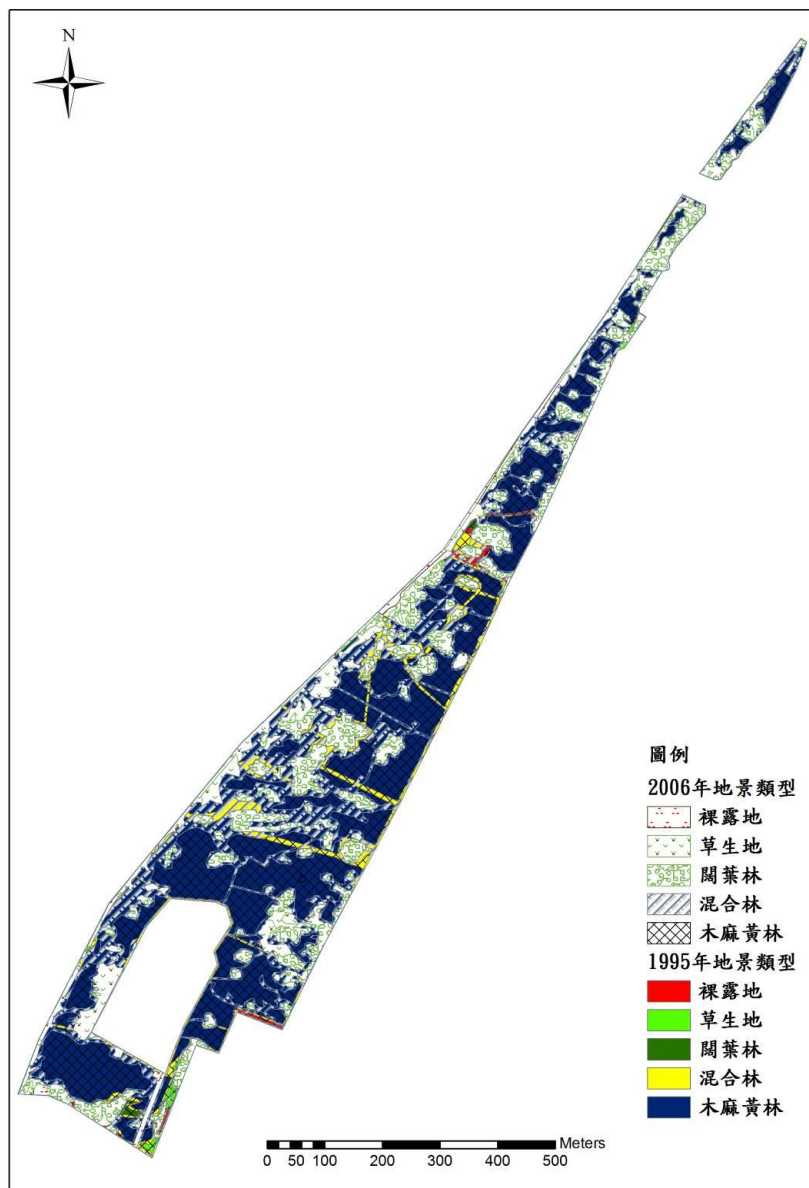


圖 13 1995 年與 2006 年兩時期套疊圖

由表 7 的交叉分析表中發現：1995 年的木麻黃林有 27.4ha，在 2006 年已減少至 14.7ha，但有 6.9ha 轉變為混合林，4.7ha 為闊葉林，2.0ha 為草生地；闊葉林在 1995 年有 1.2ha，在 2006 年闊葉林保留 1.0ha，有 0.1ha 轉變為木麻黃林，有 0.1ha 轉變為草生地；混合林在 1995 年有 4.3ha，在 2006 年保留 1.6ha，面積主要自 1995 年木麻黃林的 6.9ha 增加至 8.8ha。

表 7 1995 年與 2006 年地景類型變遷面積交叉表(ha)

		1995 年					
地景類型		裸露地	草生地	闊葉林	混合林	木麻黃林	總計
2006 年	裸露地	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.5
	草生地	0.1	0.1	0.1	0.6	2.0	2.8
	闊葉林	0.2	0.2	1.0	1.1	4.7	7.3
	混合林	0.1	0.1	0.0	1.6	6.9	8.8
	木麻黃林	0.1	0.1	0.1	0.8	13.6	14.7
	總計	0.6	0.5	1.2	4.3	27.4	34.1

在表 8，由表 7 對角線上之面積加總，得到不變面積總和為 16.6ha，即 48.7% 的不變率；相對的，其 1995 年與 2006 年的變遷率為 51.3%，17.5ha 的地景類型面積有改變。在 1995 年地景類型面積較高者依序為木麻黃林 27.4ha、混合林 4.3ha、闊葉林 1.2ha；其轉出率大於變遷率，表示有強烈變遷趨勢者依序為裸露地（82.0%）、草生地（80.2%）、混合林（61.6%），1995 年木麻黃林轉出面積大於總面積的 20%。而在 2006 年，地景類型面積較高者依序為木麻黃林 14.7ha、混合林 8.8ha、闊葉林 7.3ha；其轉入率大於變遷率，表示有強烈變遷趨勢者依序為草生地（96.6%）、闊葉林（86.6%）、混合林（81.3%）、裸露地（76.6%），2006 年混合林轉入面積大於總面積的 20%。

表 8 1995 年與 2006 年地景類型變遷情形

	不變率		16.6ha		48.7%		變遷率		17.5ha		51.3%	
	起始面積	保留率	轉出率	轉出面積	終期面積	繼承率	轉入率	轉入面積				
裸露地	0.6	18.0	82.0	0.5ha	0.5	23.4	76.6	0.4ha				
草生地	0.5	19.8	80.2	0.4ha	2.8	3.4	96.6	2.7ha				
闊葉林	1.2	83.0	17.0	0.2ha	7.3	14.0	86.0	6.2ha				
混合林	4.3	38.4	61.6	2.6ha	8.8	18.7	81.3	7.2ha				
木麻黃林	27.4	49.7	50.3	13.8ha	14.7	92.8	7.2	1.1ha				
				34.1				34.1ha				
				總面積 20%	6.8ha			總面積 20%	6.8ha			

(二) 1995~2000 年之地景變遷

利用 1995 年與 2000 年計算其保留率與轉出率，由表 9 可得知木麻黃林面積至 2006 年有 62.9%保留下來，轉出率為 37.1%，其中 19.5%轉變為混合林，11.7%轉為闊葉林及 4.7%轉為草生地、轉為裸露地亦有 1.2%；混合林保留率有 33.6%，66.4%的轉出率，22.6%轉變為闊葉林；闊葉林有 89%的保留率，有 2.7%轉為草生地；草生地之保留率有 40%，高達 27.9%轉為闊葉林；裸露地僅有 20.2%的保留率，27.9%轉為闊葉林。

表 9 1995 年與 2000 年保留率與轉出率 (%)

2000 年	1995 年				
	裸露地	草生地	闊葉林	混合林	木麻黃林
裸露地	20.2	10.3	1.4	3.5	1.2
草生地	12.0	40.0	2.7	13.3	4.7
闊葉林	27.9	27.9	89.0	22.6	11.7
混合林	20.8	19.2	5.2	33.6	19.5
木麻黃林	19.1	2.4	1.6	27.0	62.9
轉出率	79.8	60.0	11.0	66.4	37.1

表 10 是以 1995 年到 2000 年，針對 2000 年的地景類型進行討論。透過繼承率與轉入率來呈現 2000 年地景類型的情況。研究發現木麻黃繼承率有 93%，僅 7%之轉入率，以混合林轉入 6.2%為最高；混合林繼承率為 20.3%，79.7%的轉入率，以轉入的木麻黃林 75.6%為最高；闊葉林繼承率有 19.6%，57.6%木麻黃林的轉入；草生地繼承率僅 9.1%，高達 90.9%為其他地景類型所轉入；裸露地繼承率為 18.5%，由木麻黃林與混合林所轉入。

表 10 1995 年與 2000 年繼承率與轉入率 (%)

2000 年	1995 年					轉入率
	裸露地	草生地	闊葉林	混合林	木麻黃林	
裸露地	18.5	7.7	2.6	22.9	48.4	81.5
草生地	3.4	9.1	1.5	26.2	59.8	90.9
闊葉林	3.0	2.5	19.6	17.3	57.6	80.4
混合林	1.8	1.4	0.9	20.3	75.6	79.7
木麻黃林	0.6	0.1	0.1	6.2	93.0	7.0

由表 11 的交叉分析表中發現：1995 年的木麻黃林有 27.4 ha，在 2000 年已減少至 18.6 ha，但有 5.4 ha 轉變為混合林，3.2 ha 為闊葉林，1.3 ha 為草生地；闊葉林在 1995 年有 1.2 ha，在 2000 年闊葉林保留 1.1 ha，有 0.1 ha 轉變為混合林；混合林在 1995 年有 4.3 ha，在 2006 年保留 1.4 ha，面積主要自 1995 年木麻黃林的 5.4ha 增加至 7.1 ha。

表 11 1995 年與 2000 年地景類型變遷面積交叉表(ha)

		1995 年					總計
地景類型		裸露地	草生地	闊葉林	混合林	木麻黃林	
2000 年	裸露地	0.1	0.1	0.0	0.2	0.3	0.7
	草生地	0.1	0.2	0.0	0.6	1.3	2.2
	闊葉林	0.2	0.1	1.1	1.0	3.2	5.6
	混合林	0.1	0.1	0.1	1.4	5.4	7.1
	木麻黃林	0.1	0.0	0.0	1.2	17.3	18.6
	總計	0.6	0.5	1.2	4.3	27.4	34.1

在表 12，由表 11 對角線上之面積加總，得到不變面積總和為 20.1 ha，即 59% 的不變率；相對的，其 1995 年與 2000 年的變遷率為 41%，14 ha 的地景類型面積有改變。在 1995 年地景類型面積較高者依序為木麻黃林 27.4 ha、混合林 4.3 ha、闊葉林 1.2 ha；其轉出率大於變遷率，表示有強烈變遷趨勢者依序為裸露地（79.8%）、混合林（66.4%）、草生地（60%），1995 年木麻黃林轉出面積大於總面積的 20%。而在 2000 年，地景類型面積較高者依序為木麻黃林 18.6 ha、混合林 7.1 ha、闊葉林 5.6 ha；其轉入率大於變遷率，表示有強烈變遷趨勢者依序為草生地（90.9%）、裸露地（81.5%）、闊葉林（80.4%）、混合林（79.7%）。

表 12 1995 年與 2000 地景類型變遷情形

	不變率 20.1ha 59.0%				變遷率 14.0ha 41.0%			
	起始面積	保留率	轉出率	轉出面積	終期面積	繼承率	轉入率	轉入面積
裸露地	0.6ha	20.2	79.8	0.5ha	0.7ha	18.5	81.5	0.5ha
草生地	0.5ha	40.0	60.0	0.3ha	2.2ha	9.1	90.9	2.0ha
闊葉林	1.2ha	89.0	11.0	0.1ha	5.6ha	19.6	80.4	4.5ha
混合林	4.3ha	33.6	66.4	2.8ha	7.1ha	20.3	79.7	5.6ha
木麻黃林	27.4ha	62.9	37.1	10.2ha	18.6ha	93.0	7.0	1.3ha
				34.1				34.1
				總面積 20% 6.8 ha				總面積 20% 6.8 ha

(三) 2000~2006 年之地景變遷

利用 2000 年與 2006 年計算其保留率與轉出率，由表 13 可得知木麻黃林至 2006 年有 65%保留下來，轉出率為 35%，其中 25.1%轉變為混合林，6.8%轉為闊葉林及 3.2%轉為草地；混合林保留率有 39.4%，60.6%的轉出率，19%轉變為闊葉林；闊葉林有 70.2%的保留率，有 6.4%轉為草地；草地之保留率有 42.5%，高達 30.4%轉為闊葉林；裸露地有 42%的保留率，36.9%轉為草地。

表 13 2000 年與 2006 年保留率與轉出率 (%)

	裸露地	草地	闊葉林	混合林	木麻黃林
裸露地	42.6	3.3	0.5	1.2	0.0
草地	36.9	42.5	6.4	10.3	3.2
闊葉林	10.7	30.4	70.2	19.0	6.8
混合林	7.6	19.8	15.6	39.4	25.1
木麻黃林	2.0	4.0	7.3	30.0	65.0
轉出率	57.4	57.5	29.8	60.6	35.0

表 14 是以 2000 年到 2006 年，針對 2006 年的地景類型進行討論。透過繼承率與轉入率來呈現 2006 年地景類型的情況。研究發現木麻黃繼承率有 82.1%，僅 17.9%之轉入率，以混合林轉入 14.5%為最高；混合林繼承率為 31.7%，68.3%的轉入率，以轉入的木麻黃林 52.9%為最高；闊葉林繼承率有 54%，17.3%木麻黃林的轉入，與表 10 之繼承率相較，此一時期闊葉林繼承率較高，表示面積變動較前期小；草地繼承率僅 32.5%，達 67.5%為其他地景類型所轉入；裸露地繼承率為 60.6%，由草地與混合林所轉入。

表 14 2000 年與 2006 年繼承率與轉入率 (%)

	裸露地	草地	闊葉林	混合林	木麻黃林	轉入率
裸露地	60.6	15.6	5.8	17.9	0.1	39.4
草地	8.6	32.5	12.6	25.7	20.6	67.5
闊葉林	1.0	9.1	54.0	18.6	17.3	46.0
混合林	0.6	4.9	9.9	31.7	52.9	68.3
木麻黃林	0.1	0.6	2.8	14.5	82.1	17.9

由表 15 的交叉分析表中發現：2000 年的木麻黃林有 18.6 ha，在 2006 年已減少至 14.7 ha，但有 4.7 ha 轉變為混合林，1.3 ha 為闊葉林，0.6 ha 為草地；闊葉林在 2000 年有 5.6 ha，在 2006 年闊葉林保留 3.9 ha，有 0.4 ha 轉變為木麻黃林，有 0.4 ha 轉變為草地；混合林在 2000 年有 7.1 ha，在 2006 年保留 2.8 ha，面積主要自 2000 年木麻黃林的 4.7 ha 增加至 8.8 ha。

表 15 2000 年與 2006 年地景類型變遷面積交叉表(ha)

		2000 年					
地景類型		裸露地	草地	闊葉林	混合林	木麻黃林	總計
2006 年	裸露地	0.3	0.1	0.0	0.1	0.0	0.5
	草地	0.2	0.9	0.4	0.7	0.6	2.8
	闊葉林	0.1	0.7	3.9	1.3	1.3	7.3
	混合林	0.1	0.4	0.9	2.8	4.7	8.8
	木麻黃林	0.0	0.1	0.4	2.1	12.1	14.7
	總計	0.7	2.2	5.6	7.1	18.6	34.1

在表 16，由表 15 對角線上之面積加總，得到不變面積總和為 20 ha，即 58.7 % 的不變率；相對的，其 2000 年與 2006 年的變遷率為 41.3%，14.1 ha 的地景類型面積有改變。在 2000 年地景類型面積較高者依序為木麻黃林 18.6 ha、混合林 7.1 ha、闊葉林 5.6 ha；其轉出率大於變遷率，表示有強烈變遷趨勢者依序為混合林（60.6%）、草地（57.5%）、裸露地（57.4%）。而在 2006 年，地景類型面積較高者依序為木麻黃林 14.7 ha、混合林 8.8 ha、闊葉林 7.3 ha；其轉入率大於變遷率，表示有強烈變遷趨勢者依序為混合林（68.3%）、草地（67.5%）、闊葉林（46.0%）。

表 16 2000 年與 2006 地景類型變遷情形

	不變率	20ha	58.7%	變遷率	14.1ha	41.3%
起始面積	保留率	轉出率	轉出面積	終期面積	繼承率	轉入面積
裸露地	0.7ha	42.6	57.4	0.4ha	0.5ha	60.6
草地	2.2ha	42.5	57.5	1.3ha	2.8ha	32.5
闊葉林	5.6ha	70.2	29.8	1.7ha	7.3ha	54.0
混合林	7.1ha	39.4	60.6	4.3ha	8.8ha	31.7
木麻黃林	18.6ha	65.0	35.0	6.5ha	14.7ha	82.1
				34.1		34.1
		總面積		6.8ha		總面積
		20%				20%

(四) 主要地景類型之變遷

根據研究所得出之結果，研究範圍內佔較大面積的地景類型為木麻黃林、混合林與闊葉樹林，且有較為顯著地景變動情形，以下為各地景類型於 1995 年、2000 年與 2006 年變遷之情形：

1. 木麻黃林

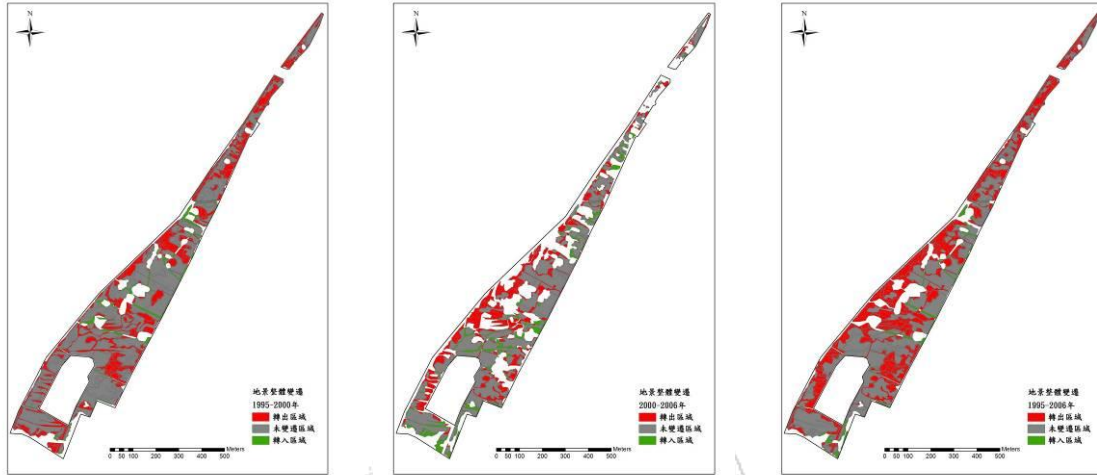


圖 14 木麻黃於全期及各期之變遷

木麻黃林為本研究地景類型中佔有面積最多者，就各期而言，整體變遷率 $>$ 轉出比例 $>$ 轉入比例，顯示木麻黃林屬於變遷狀態不明顯的類型，而由圖 14，對各期比較，木麻黃林未變遷區域較佔多數，當以全期比較時，轉出面積明顯增加，由其它地景類型所轉入的面積，於各期和全期中皆顯著較轉出之面積少。

圖 15 為木麻黃林主要轉出圖，圖中各方框中的百分比值是以木麻黃林在 1995 年的面積為 100% 來計算，顏色則是以變遷類型於 2000 年的類型來區分，其中黑色為總和。在各主要類型間的連線部分，是以其來源類型來決定顏色和轉出起點，圖中類型種數決定轉出終點，顏色以 2000 年時轉出源決定，而若變遷型超過前一年度的 30% 為實線，低於 30% 為虛線，比例值亦於線上標示。

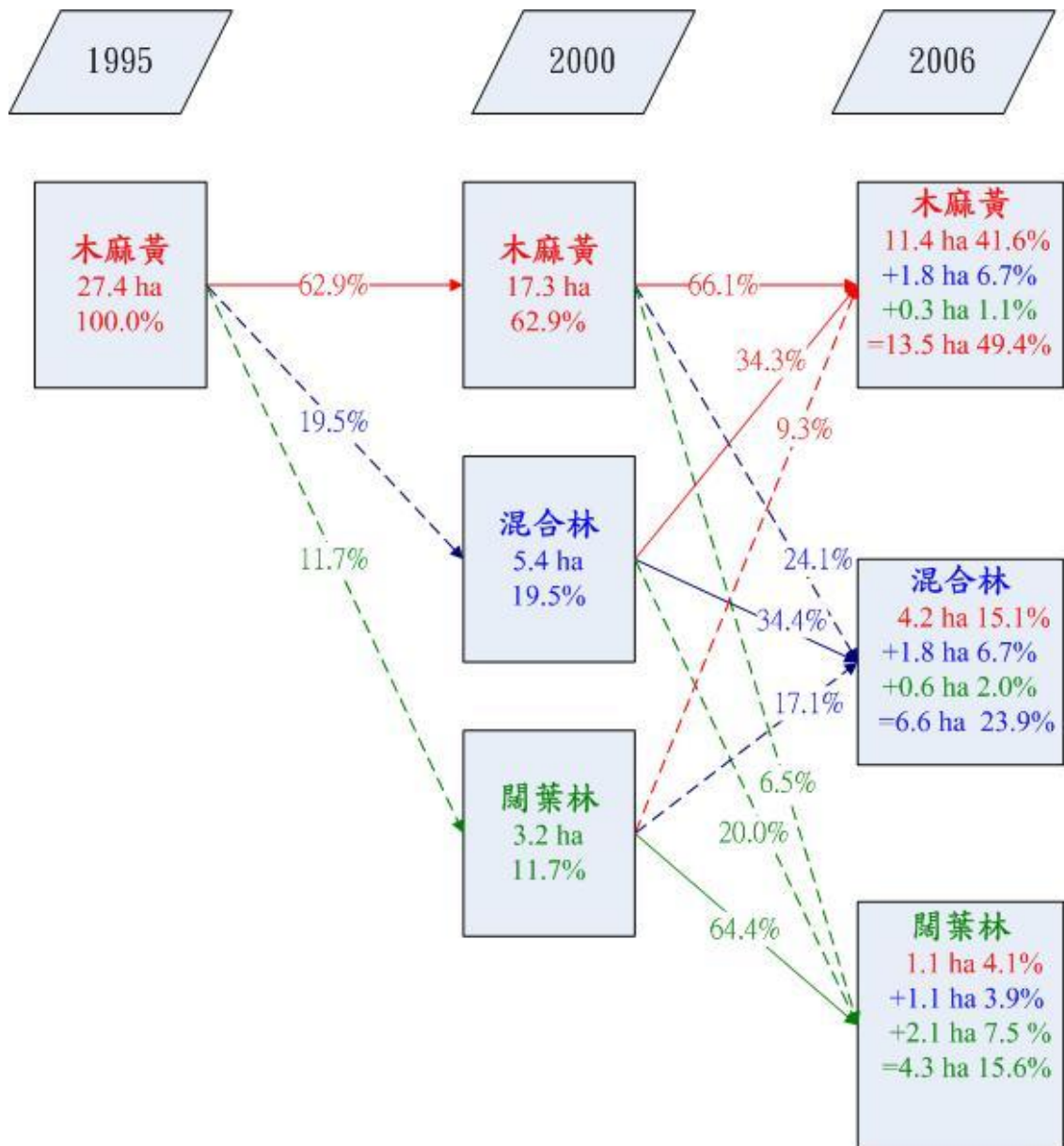


圖 15 木麻黃林主要轉出圖

此圖對於木麻黃林整體的解釋度為 88.8% (圖 15)，是三種地景類型間解釋度居中者，為 2006 年三者總面積佔 1995 年木麻黃林面積之比值。木麻黃林仍以繼承為主，三年度間地景主要以木麻黃林-木麻黃林-木麻黃林，2000 年轉出面積 30% 左右，2006 年則達 1995 年面積 50% 以下，其它類型比例則逐年增加，顯現木麻黃林逐漸被其他類型所取代，當轉為其它地景類型時，再轉為木麻黃林的比例較其它類型低，在轉出的面積中，皆以闊葉林類型面積最低。

2. 混合林

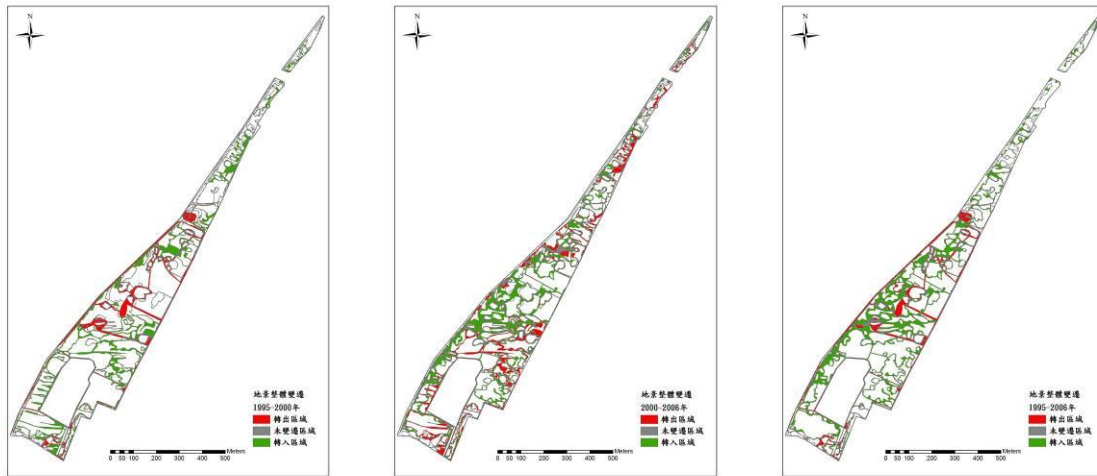


圖 16 混合林於全期及各期之變遷

混合林明顯於各期和全期中，變遷比例皆為轉入率 > 轉出率 > 整體之變遷率，因轉出和轉入率兩方面皆高於區域整體變遷率，為一變遷劇烈，尚未穩定的地景類型（圖 16）。混合林初期的轉出約為 60%，轉入則於終期時已超過 80%，以整體來看，闊葉林為主要的轉出類型，而木麻黃林無論整體或各期皆是混合林面積主要的轉入對象。因混合林為闊葉林與木麻黃林間的過渡帶，故在此具有較劇烈的地景變化，而變動範圍多集中於西南海岸線附近。

在混合林主要轉出圖（圖 17）中，主要趨勢為混合林-混合林-混合林，對於混合林整體變遷的解釋度為 78.0%，較三地景類型間為最低。在 2000 年混合林面積 56% 以上的比例會轉為闊葉林或混合林，至 2006 年約有 20% 左右會轉為木麻黃林，顯示在混合林中轉為非木麻黃林的趨勢較低，而約有 20% 會轉為闊葉林。混合林具有較明顯的變動情形，2000 年轉出約 50%，此時以轉出為木麻黃林所佔面積較多，至 2006 年轉出 60% 以上，其中以闊葉林面積較多，

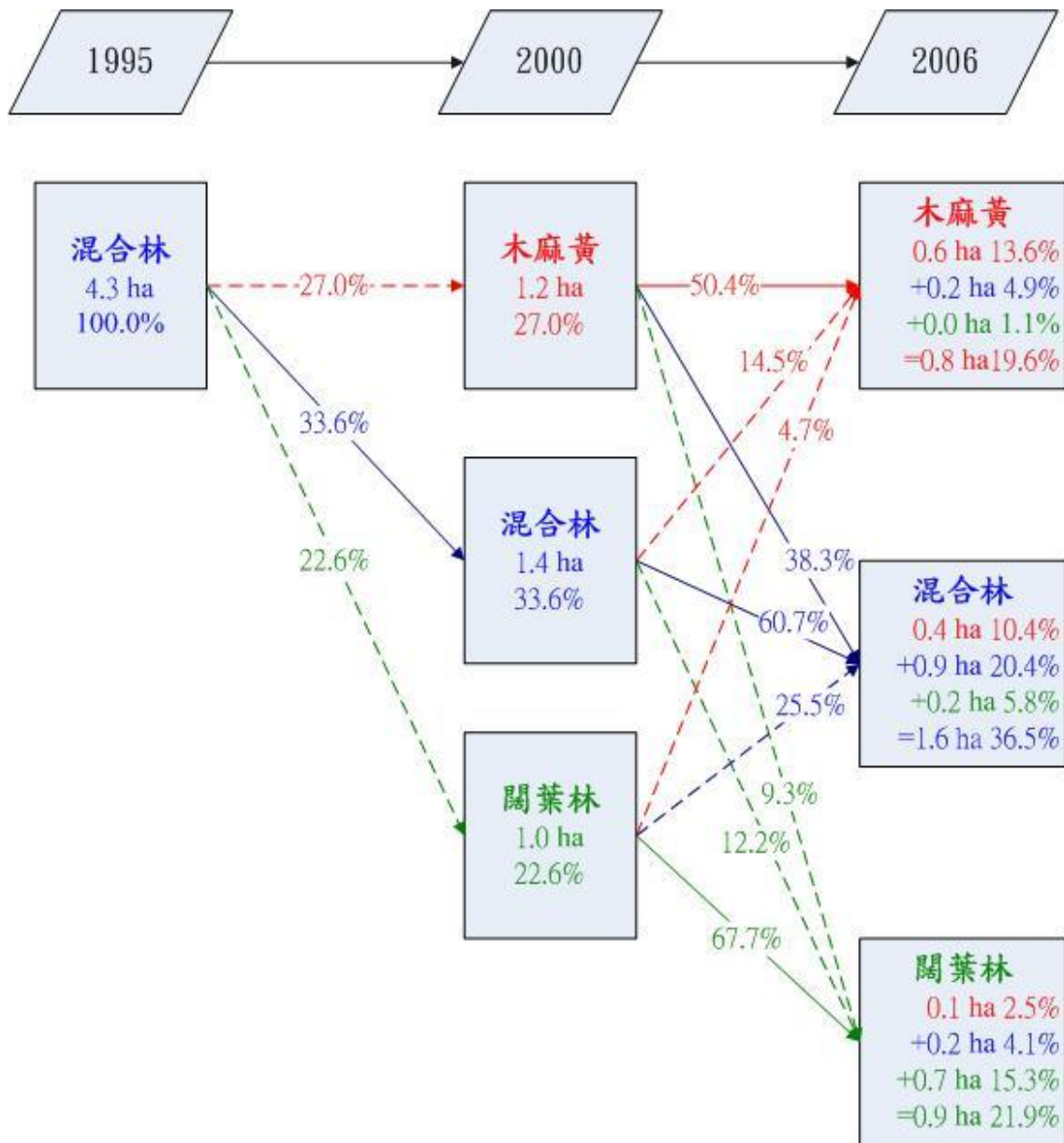


圖 17 混合林主要轉出圖

3. 闊葉林

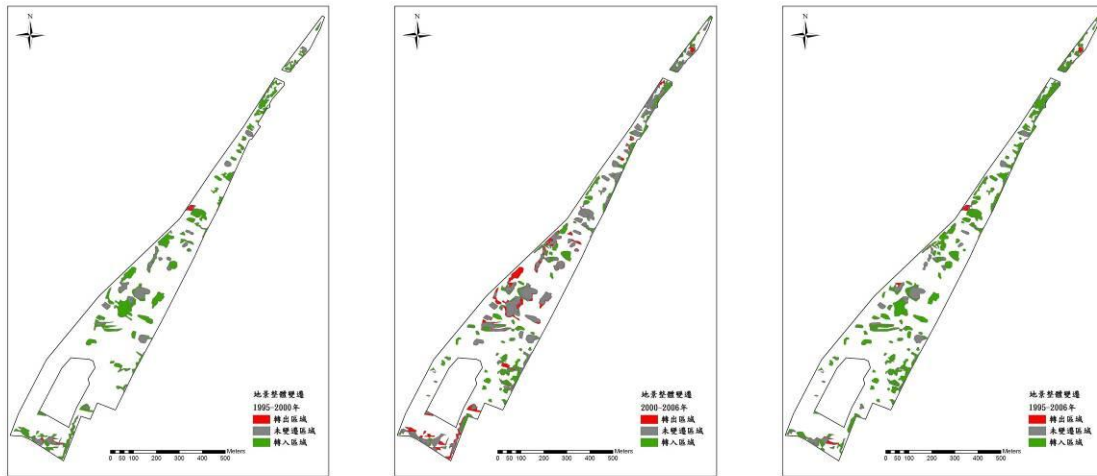


圖 18 闊葉林於全期及各期之變遷

闊葉林為研究範圍中不斷增加面積之地景類型（圖 18），由 1995 年的 1.2ha 增加為 2006 年 7.3ha 是三者地景類型中最高者，以整體而言，其變遷比例為轉入率 > 整體變遷率 > 轉出率，前期（1995-2000 年）以轉入為主，後期（2000-2006 年）明顯出現轉出的情形，也有較大地景未變遷的面積出現，以全期來看，則以未變遷和轉入的面積最多，是屬於持續轉入的類型。

闊葉林為研究區中面積不斷增加的地景類型，其主要轉出類型如圖 19，其解釋度為 90.5%，主要趨勢為闊葉林-闊葉林-闊葉林，無論在 2000 年或 2006 年，闊葉林轉出所佔比例顯著高於其餘兩者，比例超過 50%，顯示闊葉林轉變為其它地景類型的的可能性較低，其中又以轉為木麻黃之比例最低。

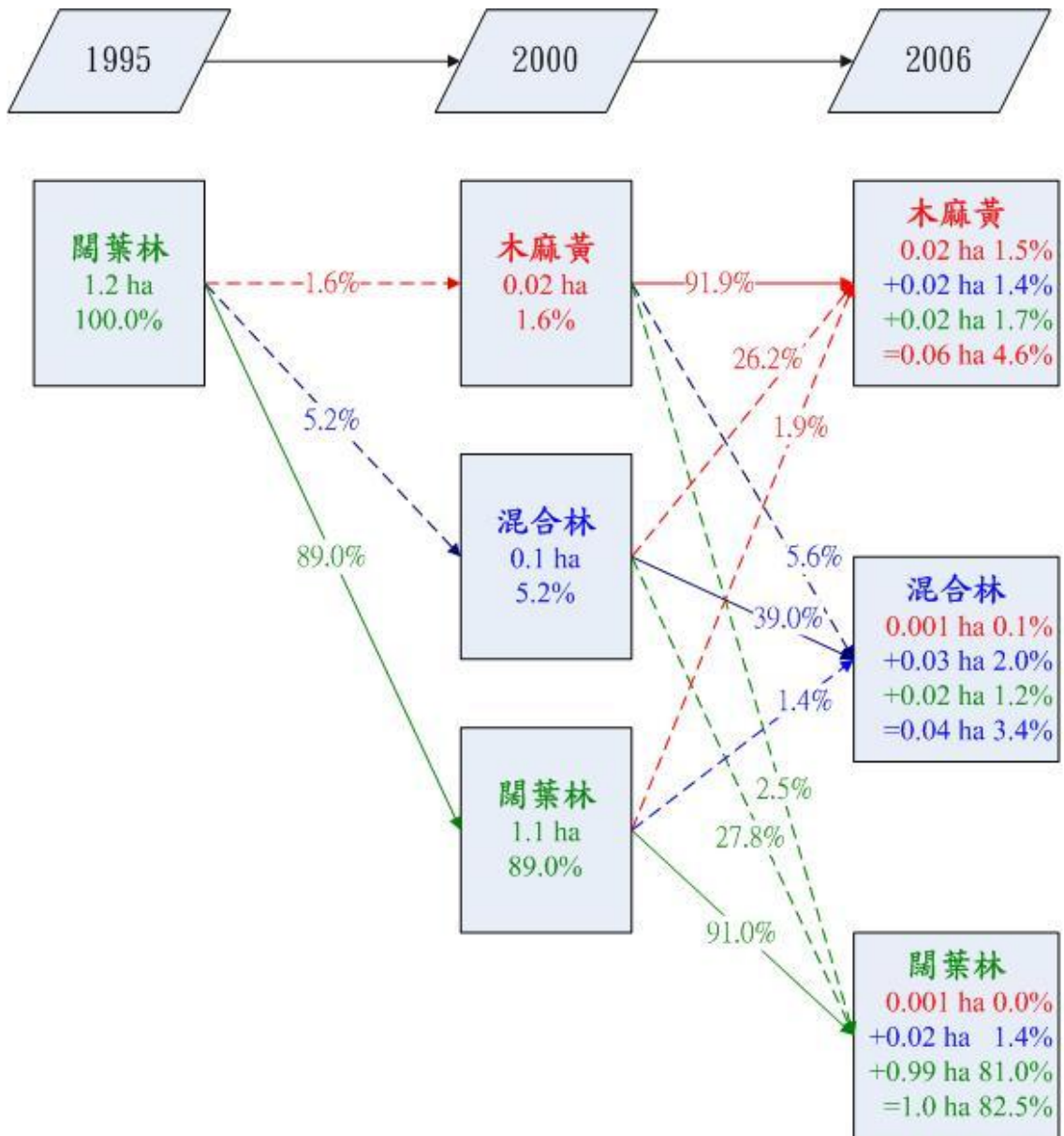


圖 19 闊葉林主要轉出圖

4. 全地景類型

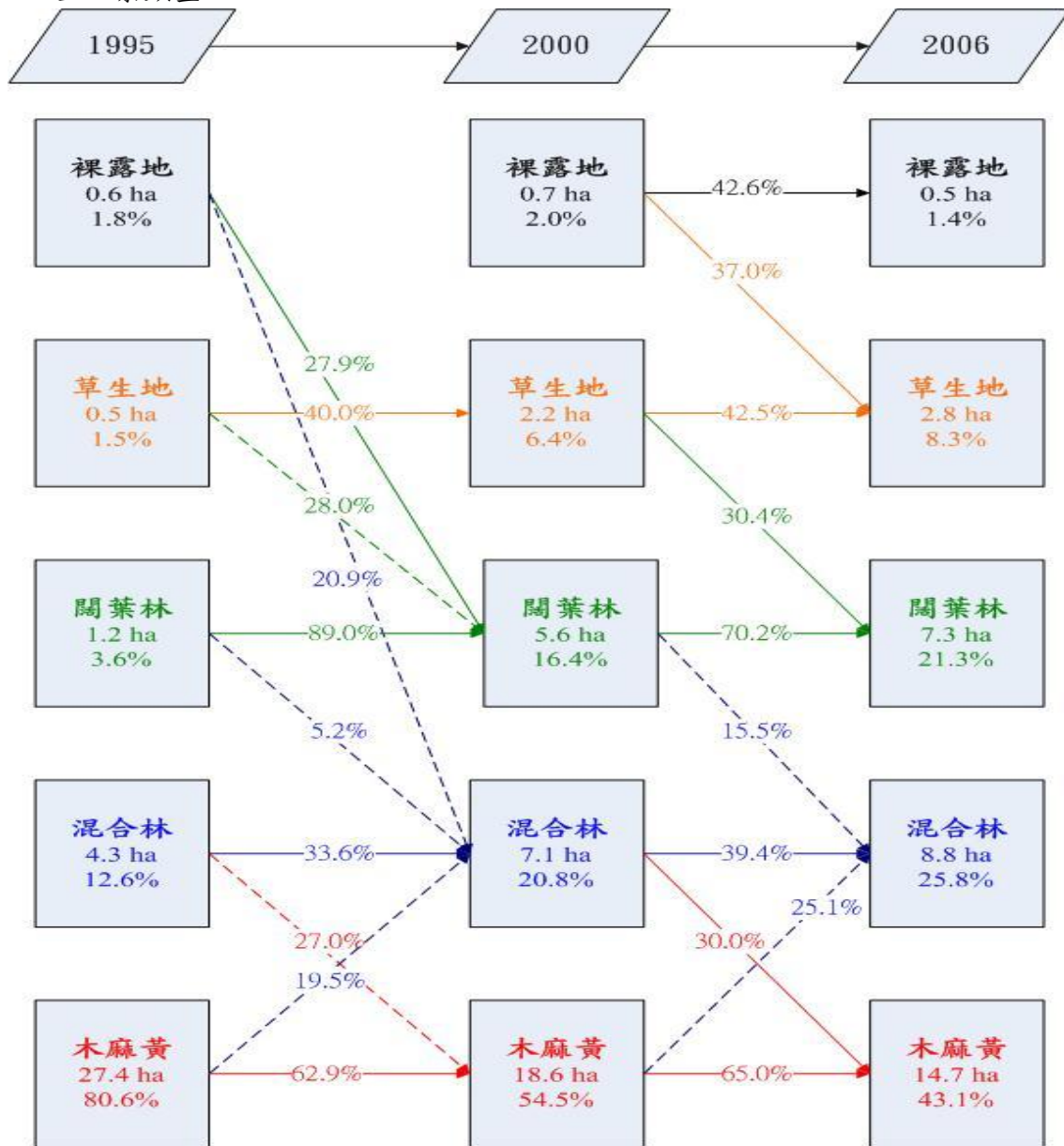


圖 20 全地景類型主要轉出圖

將 5 種地景類型主要轉出及次要的呈現如圖 20，方框內為各地景類型之面積與總面積之比例，1995 至 2000 年此一時期，各地景類型主要面積由 1995 年保留而來，而裸露地則會轉成為闊葉林與混合林，闊葉林增加面積由裸露地與草地而來，裸露地、闊葉林與木麻黃林皆會轉變為混合林；2000 至 2006 年此一時期，各地景類型主要面積由 2000 年保留而來，混合林增加面積主要由木麻黃林與闊葉林轉變而來；整體而言，闊葉林的保留率高於木麻黃林，闊葉林面積逐漸增加，闊葉林增加的面積主由草地與裸露地轉變而來，木麻黃林分逐漸減少，而木麻黃林減少的面積主要轉變為混合林。

第三節 地景指數分析

破碎度係指地景的破碎度程度，可反應出地景空間結構的複雜性（邱祈榮等，2004），以闊葉林與木麻黃林最為明顯，區塊數逐年增加，破碎度亦逐年增加。此外，闊葉混合林面積自 1995 年的 4.3 ha (12.6%) 到 2006 年面積增加為 8.8 ha (25.8%)，表示木麻黃林已有有孔隙形成。

研究區破碎度如表 17 所示，而破碎度之計算與各地景類型的區塊總個數有關，以闊葉林而言，在 1995 年區塊數為 21 個，2006 年其區塊數為 97 個，地景類型的區塊面積增大，區塊數增加，分離度之值則會越小。

分離度值越大，則地景分布越複雜，破碎化程度也較高（邱祈榮等，2004）。故由表 18 可看出木麻黃林、裸露地自 1995 年到 2006 年其分離度持續增大，即表示木麻黃林與裸露地在過去的 11 年有越趨複雜與破碎化的現象；而草生地與闊葉林其分離度值則趨於變少，地景則呈現越簡單且聚集。

表 17 研究區破碎度比較表

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2006
區塊數											
裸露地	14	14	9	11	7	16	13	30	17	14	18
草生地	13	26	22	28	39	32	29	40	31	46	50
闊葉林	21	26	46	49	50	67	74	75	82	92	97
混合林	2	2	2	2	2	3	4	7	4	2	4
木麻黃林	16	29	41	40	48	52	46	55	54	51	54
總計	66	97	120	130	146	170	166	207	188	205	223
破碎度											
裸露地	0.41	0.41	0.26	0.32	0.21	0.47	0.38	0.88	0.50	0.41	0.53
草生地	0.38	0.76	0.65	0.82	1.14	0.94	0.85	1.17	0.91	1.35	1.47
闊葉林	0.62	0.76	1.35	1.44	1.47	1.96	2.17	2.20	2.40	2.70	2.84
混合林	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.09	0.12	0.21	0.12	0.06	0.12
木麻黃林	0.47	0.85	1.20	1.17	1.41	1.52	1.35	1.61	1.58	1.50	1.58
總計	1.94	2.84	3.52	3.81	4.28	4.99	4.87	6.07	5.51	6.01	6.54

表 18 研究區分離度比較表

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2006
裸露地	17.95	18.08	6.73	11.98	10.46	17.56	12.05	19.68	16.02	36.53	26.47
草生地	21.21	6.80	9.78	6.81	10.56	7.60	7.73	7.70	9.65	9.62	7.27
闊葉林	10.90	6.63	5.28	4.26	3.98	4.28	4.27	4.17	4.21	3.92	3.96
混合林	0.96	1.29	0.65	0.57	0.54	0.71	0.83	1.00	0.67	0.45	0.66
木麻黃林	0.43	0.61	0.88	0.97	1.08	1.13	1.09	1.27	1.29	1.35	1.46

第四節 植群光譜分析

由 100 個光譜樣區所得出的結果，經過孔隙圖上孔隙分布界定闊葉林的範圍大小、位置，其中 50 個光譜樣區為木麻黃，另一半則為闊葉林光譜樣區(圖 7)。利用原始 DN 值、經絕對校正增益值校正之反射輻射值，藉此比較，解釋植生季節生長週期變化。研究結果將紅光、近紅外光、NDVI 繪製於雙光譜圖顯示其變化趨勢。

(一) 原始 DN 值

以季節作區分，將木麻黃與闊葉林之光譜樣點繪製於雙光譜圖，如圖 21、圖 22。未經處理的原始 DN 值，在兩植生顯示上分布雜亂，春秋季光譜值混雜，無法明顯區分季節性的變化。由於光譜受大氣效應、光照條件等非地表因子的影響會導致不同日期之光譜變異，因此無法運用原始 DN 值來區分植生。

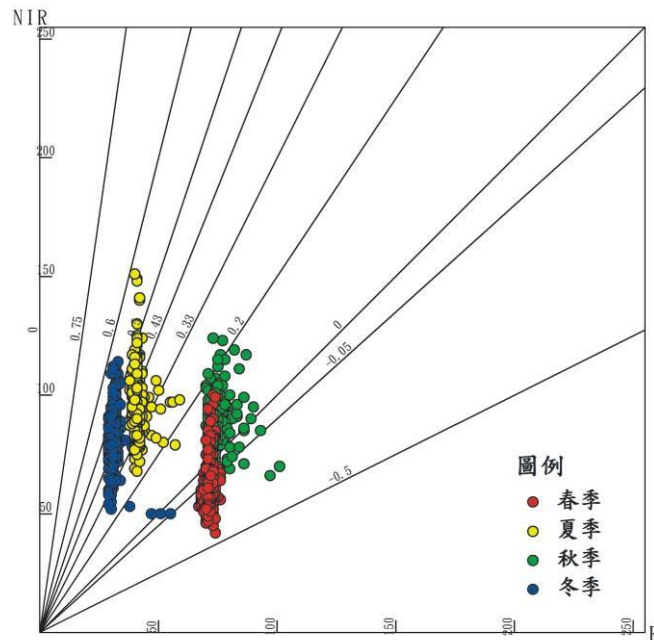


圖 21 原始 DN 值之木麻黃雙光譜圖

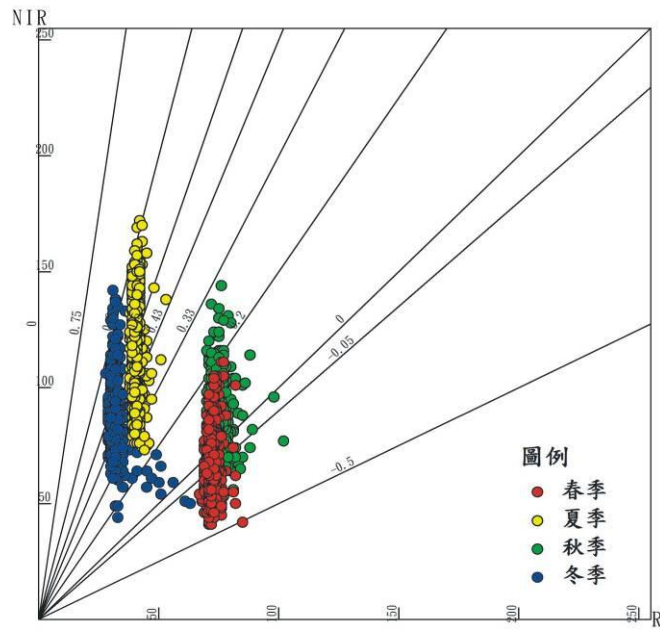


圖 22 原始 DN 值之闊葉林雙光譜圖

(二) 反射輻射值

將影像原始 DN 值，利用各時期影像波段之絕對增益值（表 1）校正後，取得反射輻射值，依四季節的區分，繪製於雙光譜圖上，由圖 23、24 可看出其能較明顯區分各植生間的季節變化差異。研究結果顯示經由絕對增益值校正後的原始 DN 值可去除大氣中一些非地表因子所引起之效應，突顯植物物候變化。將原始 DN 值的雙光譜圖與經校正過後的反射輻射值兩者相比較，校正過後光譜值較具秩序，能看出植生光譜值四季變化，夏季為可供做辨識的季節。

在木麻黃雙光譜圖（圖 23）中可明顯看出於近紅光部分，在春季時，近紅光值低於夏季，而紅光高於夏季，由於木麻黃在每年春季 3~4 月份時開花，至 7~8 月份時成熟，夏季為其生長季光合作用強，需光量大，吸收較多紅光，反射近紅外光，因此於四個季節中以夏季之近紅光最高，春季次之，而冬季的紅光值較低。由於秋季之後氣溫下降，植物葉片中花青素與花黃素活動轉強而葉綠素開始衰退（李旻旻，1998），葉肉海綿組織的萎縮使葉內空間減少（Jensen, 2000），因此近紅外光反射降低，冬季時最低。

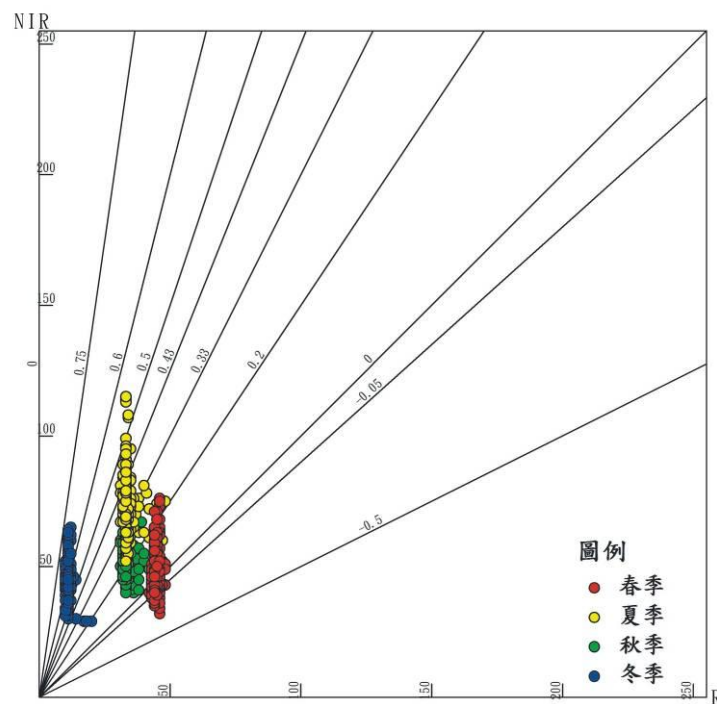


圖 23 反射輻射值之木麻黃雙光譜圖

闊葉林雙光譜圖（圖 24）中，夏季之近紅光值最高，秋季時葉片生產量達到最高，因此近紅外光下降，冬季因氣候影響，土壤反射量高，近紅光降低，至春季時開始升高。紅光值則以春季最高，夏秋次之，冬季最低。闊葉林中，以黃槿和構樹為主要構成樹種，兩者生長周期類似，夏季皆為花期，光合作用強，吸收較多紅光，反射近紅外光，因此夏季之近紅外光為最高，冬季時黃槿與構樹皆會落葉，使冬季近紅外光值偏低。

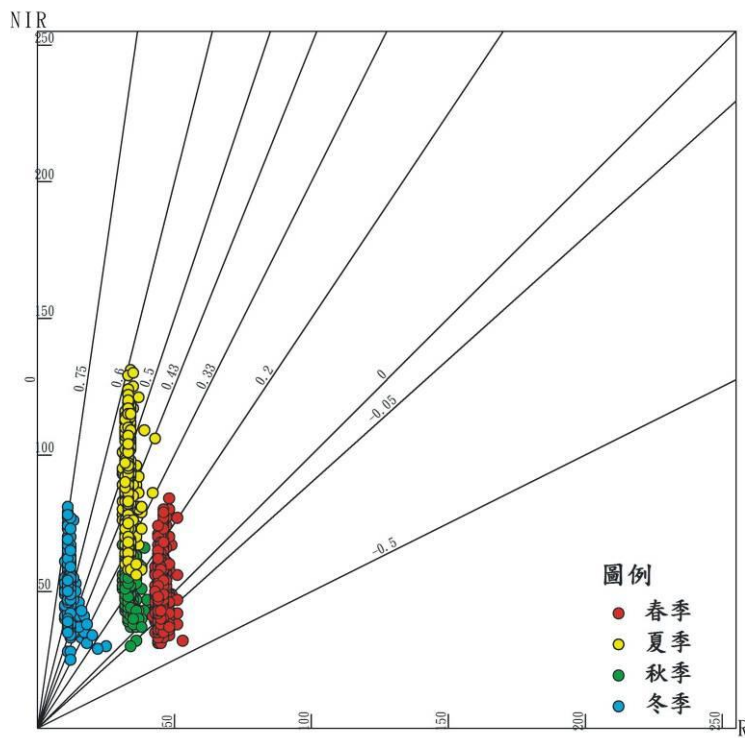


圖 24 反射輻射值之闊葉林雙光譜圖

整體而言，兩種林分的季節變化趨勢一致，夏季近紅外光與 NDVI 值最高，秋季近紅外光與 NDVI 值下降，冬季近紅外光與 NDVI 值降至最低，至春天漸漸上升，夏秋季有部分重疊。紅光則以春季最高，夏秋次之，冬季最低。

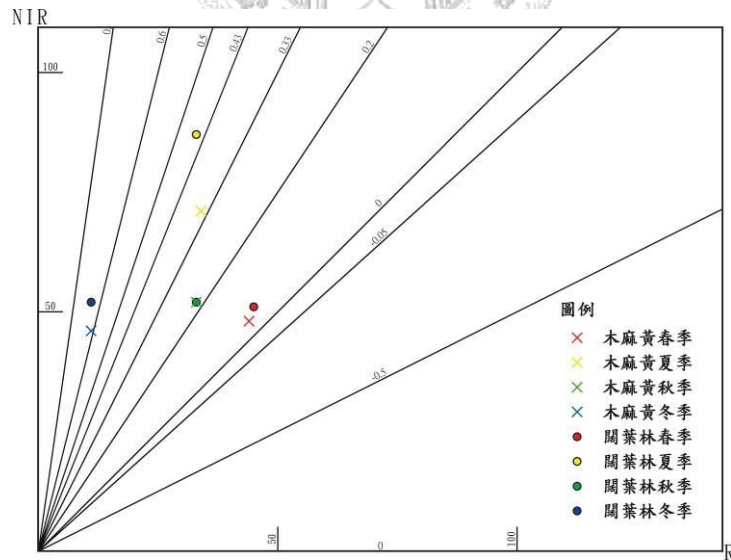


圖 25 反射輻射值之兩植生平均雙光譜圖

最後由兩植生平均雙光譜圖（圖 25）可以看出以紅光反射值而言，兩者差異不太明顯，顯示彼此的光合作用吸收紅光率相近。在反射近紅光方面，闊葉樹種顯著高出木麻黃林許多，因黃槿與構樹的葉面積大於木麻黃，葉片水分含量亦較多，因而反射近紅外光之值顯著高於針型葉之木麻黃。

由於航照圖無法正確辨識木麻黃林與闊葉林組成比例，在雙光譜圖上可明顯界定闊葉樹種與木麻黃反射值上的差異。因此以歐基里德距離加權法，計算樣區中闊葉樹種與木麻黃之距離，換算成比例，將光譜計算樣區套疊航照圖於地面樣區進行隨機抽樣監測，共計 20 個地面樣區。利用地面調查所得之林內木麻黃比例與光譜計算結果進行回歸分析，建立回歸方程式（圖 26）， R^2 為 0.888。回歸分析的結果顯示光譜資料可以有效解釋現地樹種的比例，且光譜計算有其可信度。因此將研究範圍全區以光譜值計算，結果如圖 27。

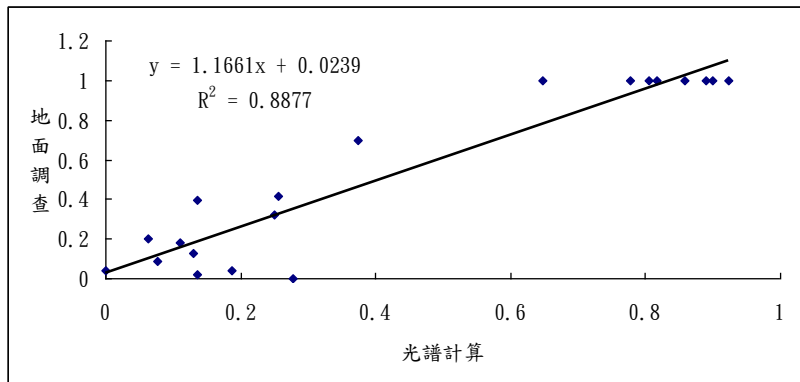


圖 26 木麻黃所佔比例迴歸分析(n=20)

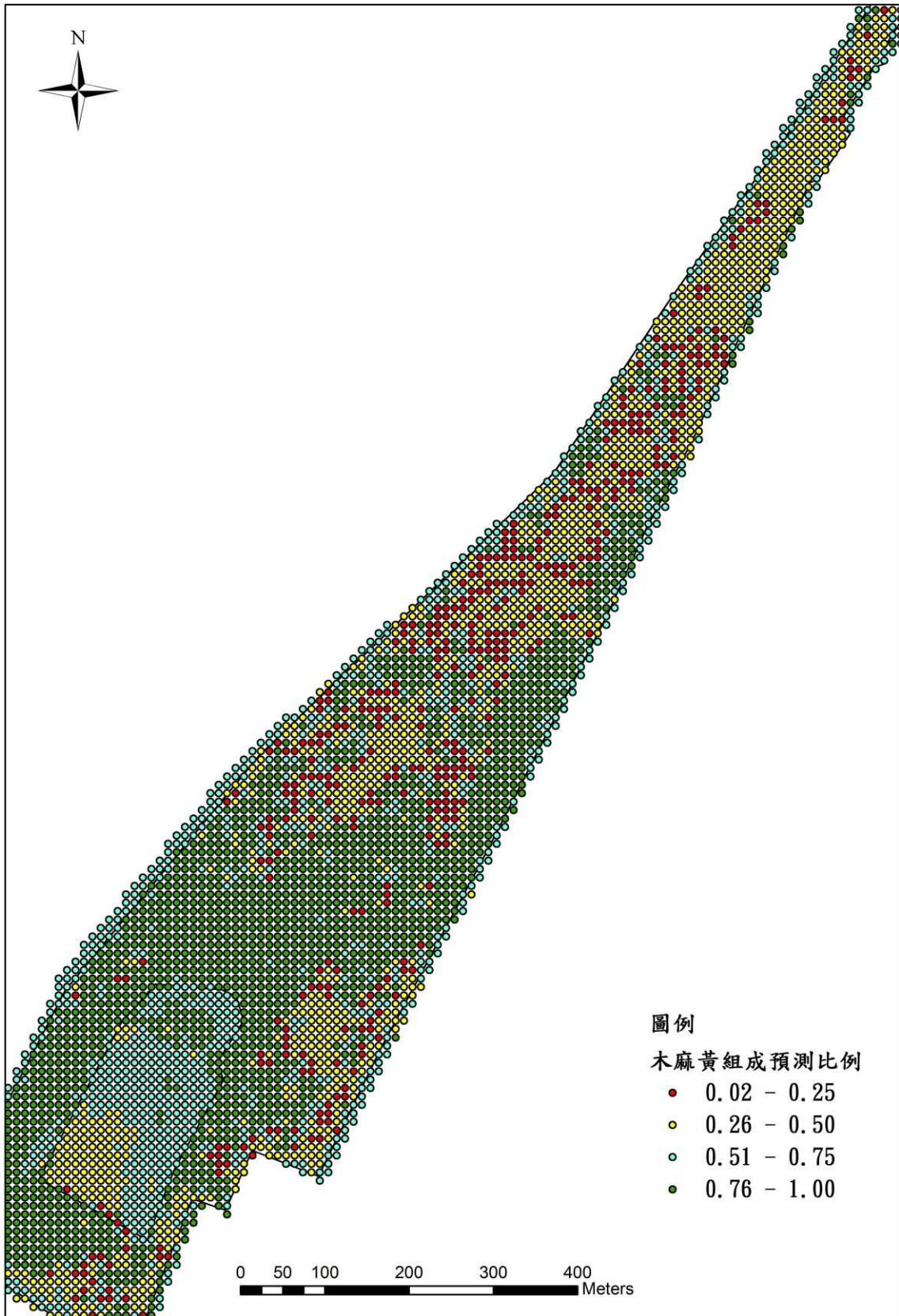


圖 27 木麻黃組成比例預測圖

將圖 27 之預測樣點分布於各主要地景類型的比例至圖如下 (圖 28)，X 軸為主要地景類型之木麻黃預測比例，Y 軸為主要地景類型所含之木麻黃預測比例樣點之組成比例。代表木麻黃林主要樣點分布於預測比例大於 0.8 以上之範圍，而闊葉林主要以預測值 0.5 左右為分布高峰，混合林除預測值 0.9 為其分布高峰外，預測值 0.4 為另一分布範圍。

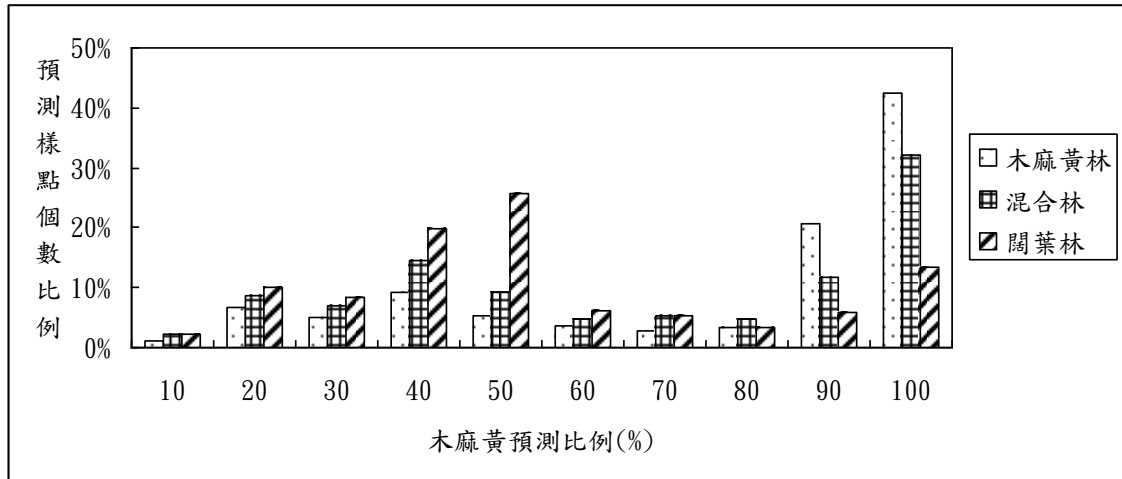


圖 28 主要地景類型預測比例圖



第五節 不同孔隙形成期之比較

以數化過之 1995~2004、2006 年四湖海岸航照圖，對於其像元之顏色、質地、形狀等進行目視法辨識，界定出研究範圍內木麻黃林中闊葉林之區域，並加入 2007 年之木麻黃組成比例預測圖（圖 27）做出不同時期海岸林孔隙之分布圖（圖 29、圖 30）。

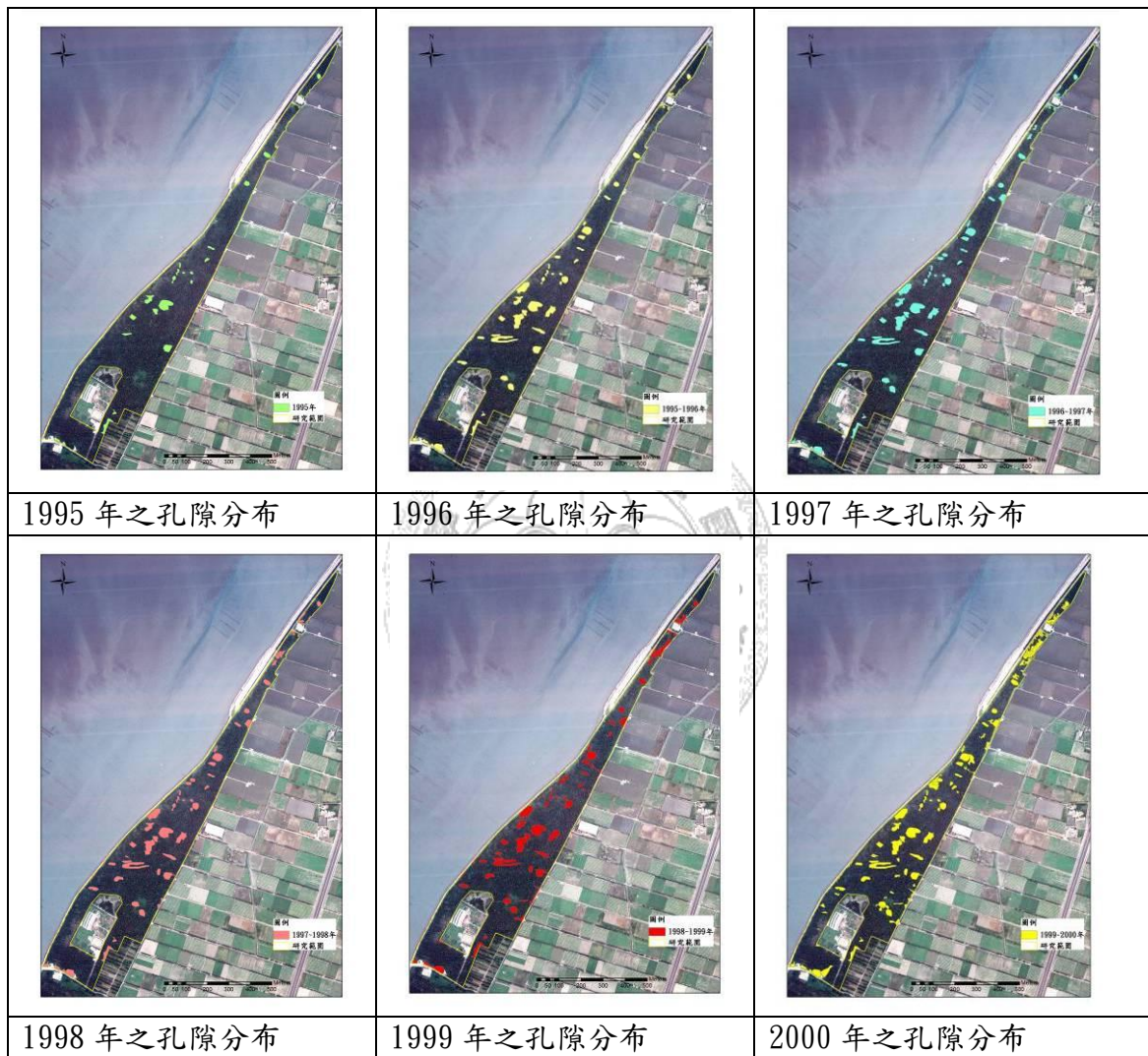


圖 29 不同時期孔隙分布圖(1995~2000 年)

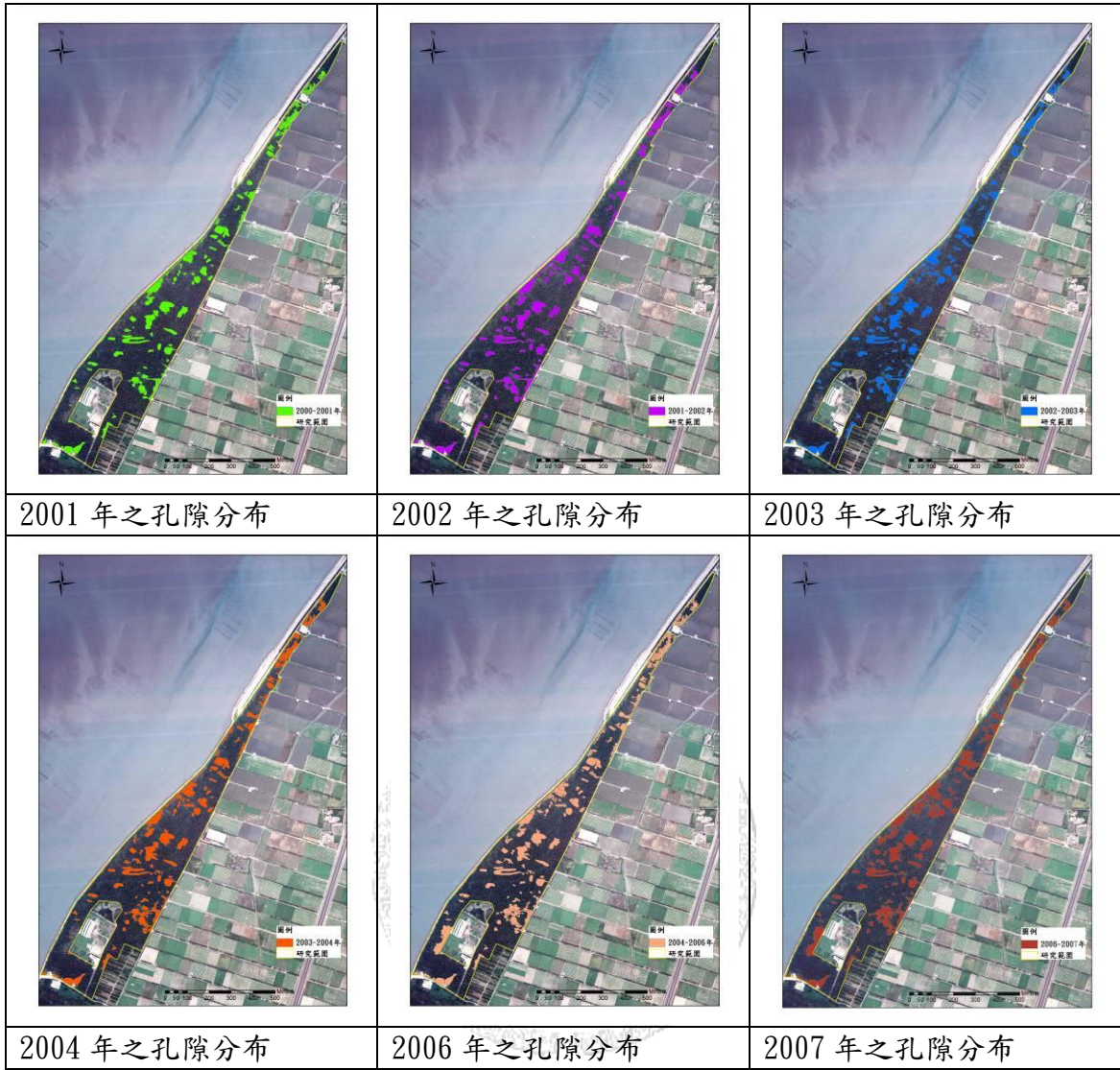


圖 30 不同時期孔隙分布圖(2001~2007 年)

為探討不同孔隙形成期變化之情形，故將不同孔隙林分之面積及區塊數做一相對比較表，如表 19 所示。並以直方圖來更進一步顯示各時期孔隙分布之面積及區塊變動的情形（圖 31）。由表中可看出 1995 年孔隙有 1.1 ha，直到 2007 年後孔係面積已突增至 7.5 ha，區塊數也由原本的 22 個，增加到 173 個。由圖 31 亦可看出不論是孔隙面積或區塊數為逐年增加，1996 年至 1997 年林分孔隙與 1997 年至 1998 年孔隙林分區塊數增加為最少。整體而言，孔隙區塊數與面積為一緩慢增加的趨勢。

表 19 不同孔隙形成期(年)面積及區塊數統計表

林分孔隙年度	區塊數	面積 (ha)
1995	22	1.2
1996	47	2.2
1997	52	3.7
1998	58	4.8
1999	70	5.2
2000	95	5.6
2001	110	5.9
2002	128	6.1
2003	141	6.3
2004	152	7.2
2006	159	7.3
2007	173	8.0

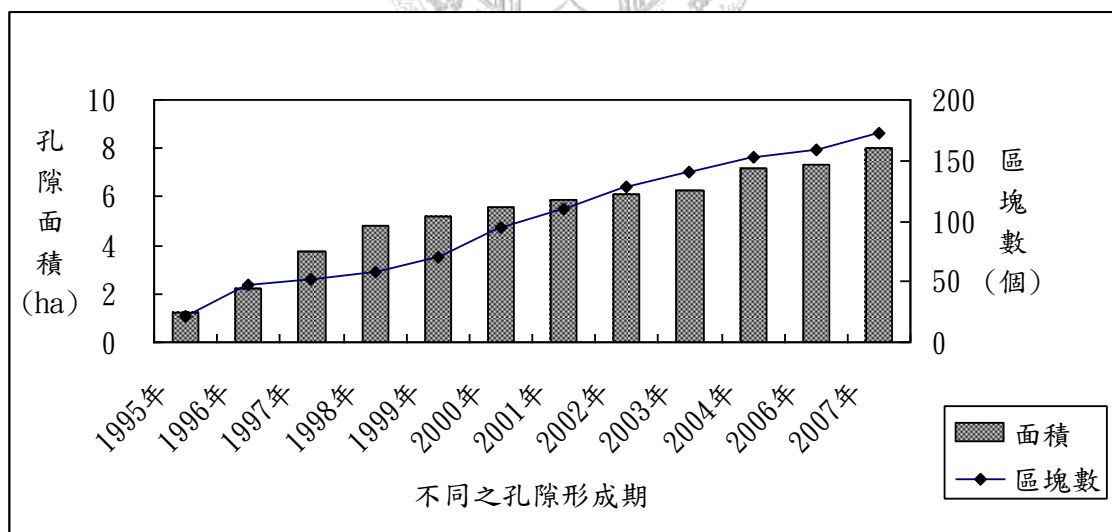


圖 31 不同孔隙形成期面積及區塊數統計圖

第六節 植群分析

為瞭解不同時期孔隙內的植生情形，其隨著時間的演替情形，故利用 1995~2004、2006 年之航空照片與 2008 年之木麻黃組成比例預測圖（圖 27）繪製不同孔隙形成期分布圖，並以孔隙形成分布圖的結果進行植群樣區規劃，以進行地面樹種組成之調查，分別設置 3 個 10 m × 10 m 的樣區，故有 12 個時期共 36 個樣區，各時期之樣區設置分布圖如圖 32 所示。

本研究在林地測量結果顯示木麻黃在四湖人工海岸造林區中，不具有優勢的地位，道路邊緣之向陽地才有天然更新小苗；林下有強勢的陽性樹種（黃槿與構樹），孔隙間以黃槿與構樹兩者互相競爭，黃槿萌蘖能力較高於構樹，其無性繁殖能力較強，構樹則以種子散播較多，兩者皆易形成一相當面積的純林，林下天然更新小苗眾多。在一構樹純林中，其徑級分布如圖 33 所示，呈現反 J 型曲線，為適應能力強的陽性優勢樹種。

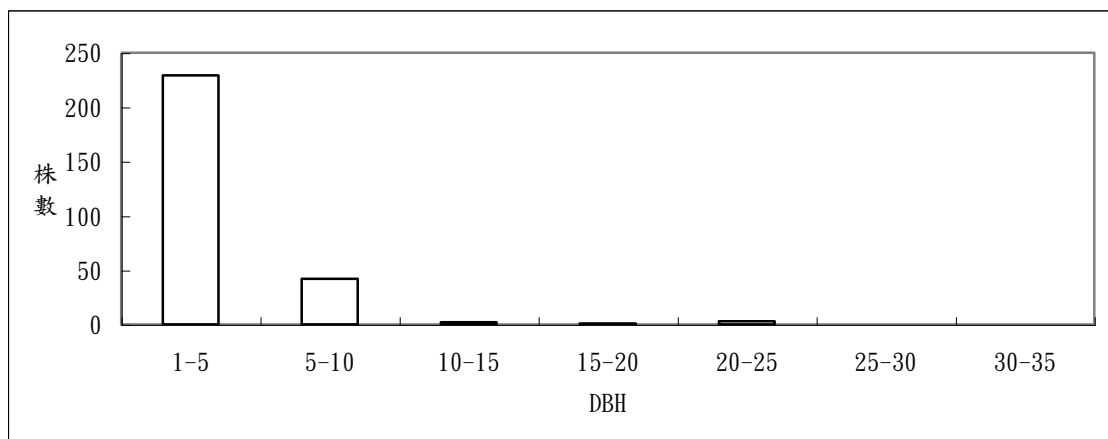


圖 33 構樹徑級分布

本研究在地面樣區中，共計錄維管束植物 28 科 39 屬 43 種，雙子葉植物 34 種，單子葉植物 8 種，蕨類 1 種，以菊科、禾本科和旋花科種類最多。由表 20 可得在地面樣區中，出現頻度最高者分別為三角葉西番蓮、潺槁樹和大花咸豐草；表示其在樣區內為最常見的物種，三者分別為藤本、木本及草本，所在林地內的生活型不盡相同，其中潺槁樹應為苗圃人為栽植後經鳥類傳遞天然更新之小苗。

表 20 樣區出現頻度(%)較高之植物種類

物種	樣區出現次數總和	頻度 (%)
三角葉西番蓮	57	77
大花咸豐草	45	61
潺槁樹	25	34

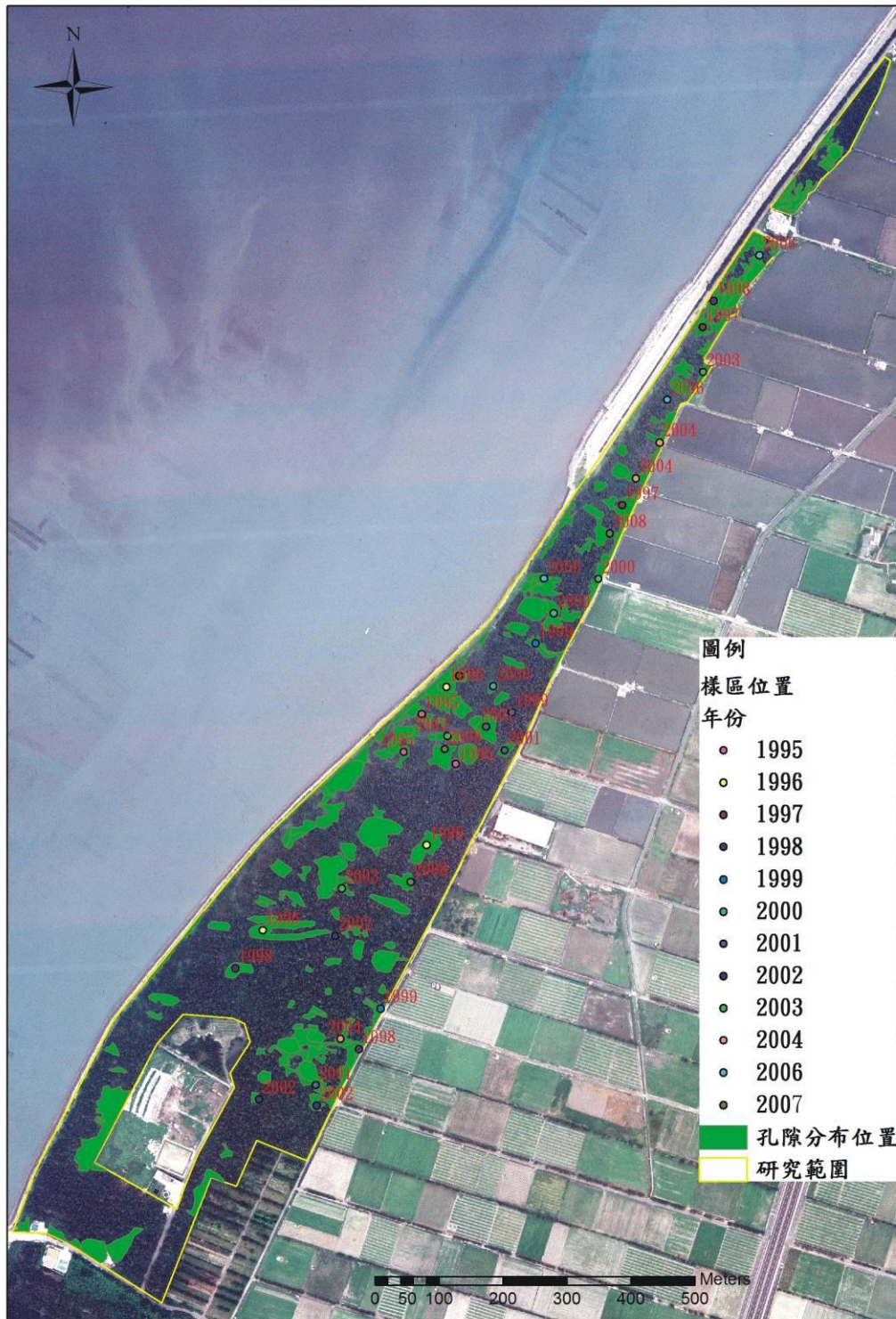


圖 32 不同孔隙形成期區內樣區位置分布圖

利用樹種所測出的 DBH 來計算其相對優勢度，各樹種之趨勢圖如下(圖 34)，在 1996-1997 年黃槿為優勢種，木麻黃為其次，之後 2002-2003 年時木麻黃成為主要優勢種，黃槿成為其次，自此時起，木麻黃優勢逐漸下降；構樹於 1998-2000 一度擁有較高優勢度後，逐漸下降，直至 2003 年起，其優勢度不斷上升，成為研究區內能擁有較多資源的物種。

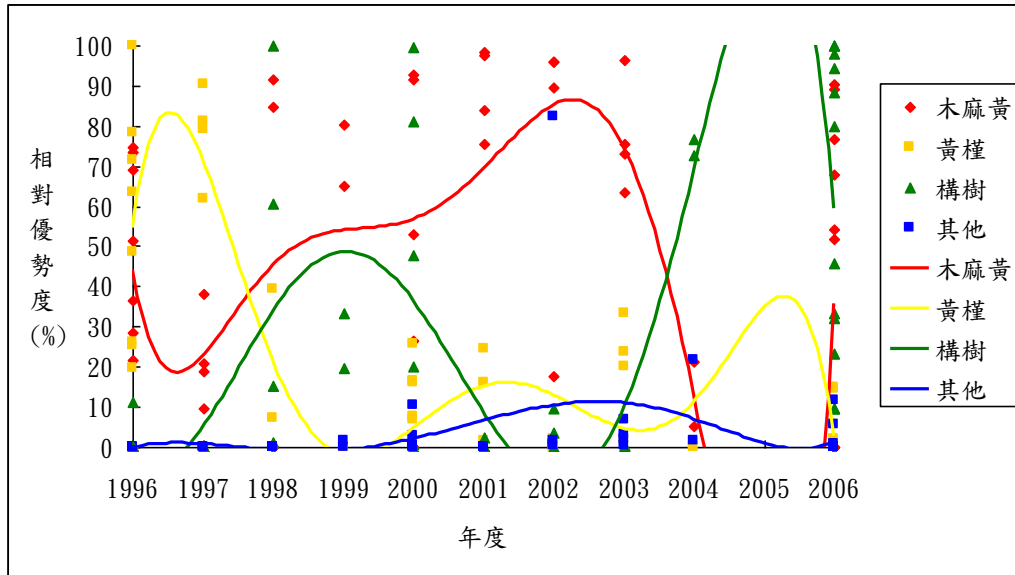


圖 34 樣區內主要樹種相對優勢度(%)趨勢圖

利用樹種株數所計算出相對密度，結果顯示(圖 35)早期黃槿擁有較大族群，後由構樹所取代，木麻黃曾於 2001-2002 年為區內數量最多的樹種，至 2003 年之後被構樹、黃槿所取代。構樹族群成長與木麻黃、黃槿成負相關性。

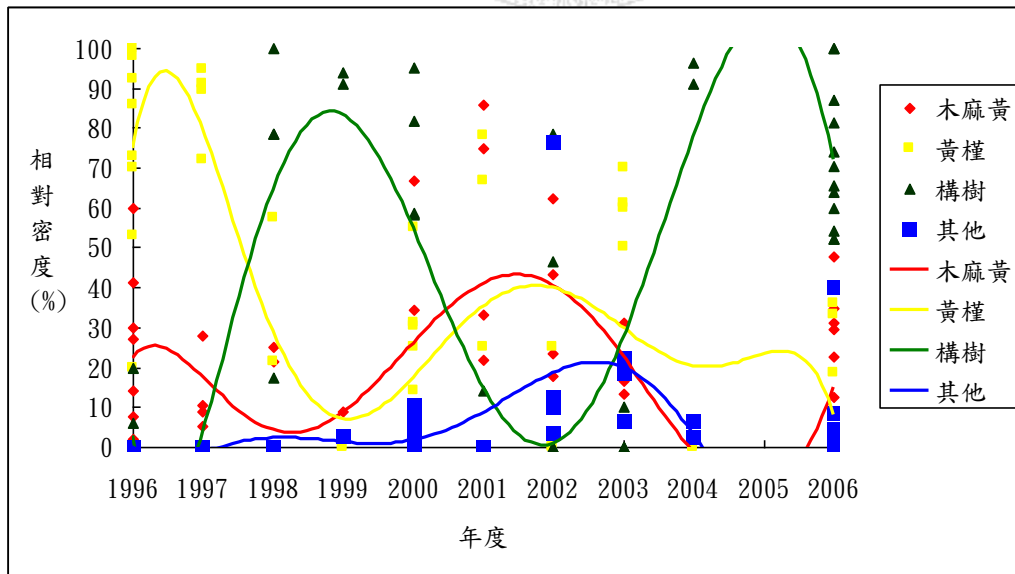


圖 35 樣區內主要樹種之相對密度(%)趨勢圖

第五章 結論與建議

第一節 結論

由研究結果可知，四湖海岸林之地景類型從 1995 年到 2006 年變遷率為 51.3 %，闊葉林與混合林面積逐年增加，木麻黃所佔面積逐年減少，顯示闊葉林逐步取代木麻黃林分。

經由空間分布，可為四湖海岸建立基礎資料以及分析立地條件。使用衛星影像對海岸林分進行監測，研究顯示以夏天進行的效果較佳，因夏季光合作用導致黃槿在葉面積反射的近紅外光相較於木麻黃差異大。

不同樹種有其不同的環境生長條件，經由光譜混合比例可以瞭解植群的動態變化，可做為未來混合林比例變遷方法。雙光譜圖上季節光譜值可以看出原始 DN 值受大氣效應、光照條件等影響導致不同日期有明顯光譜差異，若無經過校正，則無法突顯植物受季節物候情形。紅光無法有效的區分出不同季節與不同植生的差異，而近紅外光與 NDVI 能完全區分初四個季節與植生，如需瞭解植生變化情形與變遷趨勢，由雙光譜分析能得到校正確的資訊。

利用不同時期土地覆蓋圖所建立的研究架構，可運用多時期及不同種類的遙測資料混合使用，做為建立孔隙分布圖做植群調查之依據。經由孔隙形成期及空間分布之掌握，可以解釋研究林分植群變化的情形，做為瞭解木麻黃海岸林結構動態及林分演替過程之方法。

出現頻度最高者分別為三角葉西番蓮、潺槁樹和大花咸豐草，三者分別為藤本、木本及草本，所在林地內的生活型不盡相同，其中潺槁樹應為苗圃人為栽植後經鳥類傳遞天然更新之小苗。

第二節 建議

日後若要運用衛星影像區分海岸地區土地覆蓋類型，宜以夏季影像進行，但須注意不同地區不同植生的生長特性。

海岸變遷較大，建議保安林界定期每幾年檢測一次；海岸林缺乏種植地區的空間資訊以及地面造林面積，希望未來能運用地理資訊系統整合造林資料與空間資訊，將造林位置與造林資料結合呈現，以利往後造林記錄以及永續管理。

混合林比例變化可以明顯看出樹種的變化趨勢，未來運用於樹種的選擇，配合海岸環境條件，選用限制因子較少、生長能力較強的為造林樹種。另外，為加速孔隙縮小，可在林間孔隙地逐步混植深根性之本土原生樹種營造混合林、複層林相，以兼顧防風及景觀效益。為防止木麻黃林受颱風侵襲後因風折、枯斷而老化形成大面積之孔隙，故於林間孔隙營造之樹種亦可及早進行更新，得以填補孔隙。

運用 SPOT 監測植生動態為可行，須注意的是未來相關研究可先將研究地區所屬季節變化做區分，切合研究地區氣候變化以利光譜或衛星影像分析研究。雙光譜圖中可看出植生正常的光譜範圍與週期性的變化，因此後續研究地區可由雙光譜圖的變化看出植生異常現象，如病蟲害、淹水、火燒等。西部地區易受季風影響，因此若發現影像有異常時，可由氣候資料與區位來進一步分析比對。

近紅外光、植生指數能有效地區分不同植群型，應用這種植群光譜特性的差異，可以應用於較大區域的海岸林木麻黃林分的植群監測上，輕易地偵測出不同植群的分布情形，掌握地區內植群變遷的動態資訊，有助於瞭解木麻黃林演替的變化，亦可做為林分健康監測的一環，並提供未來大面積海岸林監測的方法。

參考文獻

- 王相華、郭耀綸、潘順勇 (1997) 墾丁高位珊瑚礁森林樹冠疏開對二十種樹木種子發芽的影響。台灣林業科學 12(3):299-307。
- 甘偉航 (1987) 山木麻黃優良營養品系在台灣之生長及其抗風力。台灣林業試驗所研究報告季刊 2(4):283-294。
- 甘偉航、陳財輝 (1988) 台灣防風林之經營。現代育林 3(1):3-25。
- 何坤益、張怡萱、鄧書麟、莊安靖 (1996) 四湖地區一木麻黃防風林空隙地的更新栽植。台灣省林業試驗所簡訊 3(5):13-15。
- 周朝富、鄭祈全 (1994) 航空照片掃描資料應用於林地變遷監測之研究。林業試驗所研究報告季刊 9(2):87-115。
- 林文智、郭耀綸、陳永修、張乃航、洪富文、馬復京 (2004) 台灣南部多納針闊葉林土壤種子庫與森林更新。台灣林業科學 19(1):33-42
- 邱祈榮 (1996) 遙測技術於水資源經營。森林與水資源經營研討會論文集 pp. 15-49。
- 邱祈榮、林朝欽、曾仁鍵、薛怡珍 (2004) 台灣大度山地區地景變遷之研究。2004 兩岸四地地理信息系統發展研討會論文集 (光碟版) 共 21 頁。香港地理信息系統學會。
- 陳利項、傅伯杰 (1996) 景觀連接度的生態學意義及其應用。生態學雜誌 17(4):37-42。
- 陳利項、傅伯杰 (2000) 干擾的類型、特徵及其生態學的意義。生態學報 20(4):581-586。
- 陳明義、周文邛、蔡進來 (2000) 關刀溪森林生態系之倒木孔隙更新。林業研究季刊 22(1):23-32。
- 陳益明、蘇鴻傑 (2002) 台灣北部大桶山區柳杉林下層植群恢復之研究。國立台灣大學森林學研究所博士論文。131 頁。
- 陳財輝、呂錦明、沈慈安 (1990) 苗栗海岸地區不同齡級木麻黃防風林生長之調查。林業試驗所研究報告季刊 5(1):17-24。
- 陳財輝、許博行、張峻德 (1998) 四湖海岸木麻黃林分土壤樣分量調查。台灣林業科學 13(3):225-235。
- 陸象豫、黃良鑫、黃惠雪 (2007) 林業試驗所中埔研究中心四湖與中埔氣象站氣象資料彙整 1993~2006。行政院農委會林業試驗所。
- 郭寶章 (1992) 鹽風害後之澎湖綠化展望。現代育林 7(2):5-9。
- 曾世昌、郭幸榮、李遠欽 (1991) 鹽沫對木麻黃之若干生理危害。中華林學季刊 24(3):27-34。
- 焦國模 (1998) 森林航空測計學。國立編譯館。
- 馮豐隆、黃志成 (1997) 惠蓀林場土地利用之地景排列和變遷。中華林學季刊 30(4):387-400。
- 黃書禮、蔡靜如 (2000) 台北盆地土地利用變遷趨勢之研究。都市與計畫 27(1):1-23。
- 黃國禎、鍾玉龍、林美雲、李久先 (2004) 航空照片應用於大鵬灣土地利用變遷之研究。航測及遙測學刊 9(4):35-46。
- 鄧書麟、何坤益、陳財輝、王志斌、高銘發 (2005) 台灣西海岸防風林造林策略與樹種之選介。台灣林業 31(1):62-67。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1983) 森林植物生態學。台灣商務印書館。第 341 頁。第 354-375 頁。

- 劉銘煌 (1995) 恆春海岸林。台灣林業 21(8):47-49。
- 鍾玉龍、陳朝圳、呂明倫 (2005) 地景異質性演變之研究-以南仁山生態保護區為例。特有生物研究 7(2):55~61。
- 羅紹麟 (1983) 台灣海岸防風林經濟效益之研究。中華林學季刊 16(1):25-34。
- 蘇鴻傑、曾彥學、劉靜瑜 (2000) 玉山國家公園沙里仙溪集水區台灣雲杉林之動態與族群結構。國家公園學報 10(1):95-127。
- Bengtsson, J., S. G. Nilsson, A. Franc and P. Menozzi (2000) Biodiversity, disturbance, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132:39-50.
- Brokaw, N. V. L., and Grear, J. S. (1991) Forest structure before and after hurricane Hugo at three elevations in the Luquillo mountains, Puerto Rico *Biotropica* 23(4):386~392.
- Clements, F. E. (1916) Plant successional analysis of the development of vegetation. Carnegie institute of Washington publication. 512 pp.
- Driese, K. L., W. A. Reiners, G. M. Lovett and S. M. Simkin (2004) A vegetation map for the Catskill Park, NY, derived from multi-temporal Landsat imagery and GIS data. *Northeastern Naturalist* 11(4):421~442.
- Du, Y., P. M. Teillet, and J. Cihlar (2002) Radiometric normalization of multitemporal high-resolution images with quality control for land cover change detection. *Remote Sensing of Environment* 82:123~134.
- Goel, V. L. and H. M. Behl (2005) Growth and productivity assessment of *Casuarina glauca* Sieb. Ex. Spreng of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212(1-3):145-159.
- Garwood, N. C. (1989) Tropical soil seed banks: a review. In: Leck M. A., V.T.Parker, R. L. Simpson, editors. *Ecology of soil seed bank*. San Diego, C. A. Academic Press. p149-209.
- Holling, C. S., D. W. Schindler, B. W. Walker and J. Roughgarden (1995) Biodiversity in the functioning of ecosystems : an ecological synthesis In: Perrings, C.,K.-G.Mäler,C.S.Holling and B.-O.Jasson(Eds.) , *Biodiversity Loss : Economic and Ecological Issues*. Cambridge University Press:44-83.
- Jensen, J. R. (1996) *Introductory digital image processing-a remote sensing perspective*. Prentice Hall 234-250 pp.
- Jensen, J. R (2000) *Remote sensing of the environment-An earth resource perspective*. Prentice Hall 333-378 pp.
- Kennedy, R. S. H. and A. S. Thomas (2004) Forest cover changes in the Oregon coast range from 1939 to 1993. *Forest Ecology and Management* 200 : 129-247.
- Kremer, P. J. and T. T. Kozlowski (1979) *Physiology of woody plants*. New York:Academic Press.811pp.
- Lillesand, T. M, and R. W. Kiefer (2000) *Remote sensing and image interpretation*. 4th ed. John Wiley and Son. New York.
- Martin, M. E., S. D. Newman, J. D. Aber, and R. G. Congalton (1998) Determining forest species composition using high spectral resolution remote sensing data. *Remote Sensing of Environment* 65(3):249~254.
- Nelson, R. F., R. S. Latty, and G. Mott (1984) Classifying northern forests using Thematic Mapper simulator data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 50:607~617.
- Oliver, C. D. (1981) Forest development in North America following major disturbance. *Forest Ecology and Management* 3:153-168.
- Parrotta, A. J., O. H. Knowles and J. M. W. Jr. (1997) Development of floristic diversity

- in 10-years old restoration forest on a bauxite mined site in Amezonia. *Forest Ecology and Management* 99:21-42.
- Patil, B.N., S. G. Patil, M. Hebbara, M. V. Manjunatha, R.K. Gupta and P.S. Minhas (2005) Bioameliorative role of tree species in salt-affected vertisols of India. *Journal of Tropical Forest Science* 17(3):346-354.
- Peterson, G., Allen, C. R. and Holling, C. S. (1998) Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Pinyopusarrk, K., and E. R. Williams (2000) Range-wide provenance variation in growth and morphological characteristic of *Casuarina equisetifolia* grown in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* 134:219-232.
- Schiever, J. R. and R. G. Congalton (1995) Evaluating seasonal variability as an aid to cover-type mapping from Landsat Thematic Mapper data in the northeast. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61:321~327.
- Schmidt, K. S. and A. K. Skidmore (2003) Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment* 85:92~108.
- Shen, S. S., G. D. Badhwar, and J. G. Carnes (1985) Separability of boreal forest species in the Lake Jennette area, Minnesota. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 51:1775~1783.
- Shimizu, Y. (2005) A vegetation change during a 20-year period following two continuous disturbances (mass-dieback of pine trees and typhoon damage) in the Pinus-Schima secondary forest on Chichijima in the Ogasawara (Bonin) island : Which won, advanced saplings or new seedings ? *Ecological Research* 20:708-725.
- Tomar, O. S., R. K. Gupta (2002) Relative performance of some accessions of *Casuarinas* pp. and silvicultural practices on saline waterlogged soils in semiarid condition. *Arid Land Research and Management* 16 : 177-184.
- Watt, A. S. (1947) Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35:1-22.
- White, J. D., G. C. Kroh, and J. E. Pinder (1995) Forest mapping at Lassen volcanic national park, California, using Landsat TM data and a geographical information system. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61:321~327.
- Whitmore, T. C. (1989) Canopy gaps and the two major groups of trees. *Ecology* 70(3):536-538.
- Yamamoto, S. (1992) The gap theory in forest dynamics. *The Botanical Society of Japan* 375-383.

附錄植物名錄

蕨類

海金沙科 **Schizaeaceae**

海金沙 *Lygodium japonicum* (Thunb) Sw.

雙子葉植物

番荔枝科 **Annonaceae**

圓滑番荔枝 *Annona glabra* L.

樟科 **Lauraceae**

潺槁樹 *Litsea glutinosa* (Lour.) C. B. Rob.

豆科 **Fabaceae**

銀合歡 *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit

葛藤 *Pueraria montana* (Lour.) Merr.

大麻科 **Cannabaceae**

葎草 *Humulus scandens* (Lour.) Merr.

桑科 **Moraceae**

榕 *Ficus microcarpa* L. f. var. *microcarpa*

西番蓮科 **Passifloraceae**

毛果西番蓮 *Passiflora foetida* L.

三角葉西番蓮 *Passiflora suberosa* Linn.

葫蘆科 **Cucurbitaceae**

野苦瓜 *Momordica charantia* L. var. *abbreviata* Ser.

番木瓜科 **Caricaceae**

木瓜 *Carica papaya* L.

錦葵科 **Malvaceae**

磨盤草 *Abutilon indicum* (L.) Sweet var. *indicum*

細葉金午時花 *Sida acuta* Burm. f.

圓葉金午時花 *Sida cordifolia* L.

大戟科 **Euphorbiaceae**

蓖麻 *Ricinus communis* L.

藤黃科 **Clusiaceae**

瓊崖海棠 *Calophyllum inophyllum* L.

葡萄科 **Vitaceae**

虎葛 *Cayratia japonica* (Thunb.) Gagnep.

芸香科 **Rutaceae**

月橘 *Murraya paniculata* (L.) Jack. var. *paniculata*

無患子科 **Sapindaceae**

倒地鈴 *Cardiospermum halicacabum* L.

夾竹桃科 **Apocynaceae**

武靴藤 *Gymnema sylvestre* (Retz.) Schultes

茜草科 Rubiaceae

雞屎藤 *Paederia foetida* L.

馬鞭草科 Verbenaceae

馬纓丹 *Lantana camara* L.

莧科 Amaranthaceae

印度牛膝 *Achyranthes aspera* L. var *indica* L.

繖形科 Apiaceae

雷公根 *Centella asiatica*(L.) Urban

菊科 Asteraceae

大花咸豐草 *Bidens pilosa* L. var. *radiata* Sch.

昭和草 *Crassocephalum crepidioides* (Benth.) S. Moore

刀傷草 *Ixeridium laevigatum*(Blume) J. H. Pak & Kawano

山萵苣 *Pterocypsela indica*(L.) C. Shih

黃鵪菜 *Youngia japonica* (L.) DC. subsp. *japonica*

茄科 Solanaceae

苦蕒 *Physalis angulata* L.

旋花科 Convolvaceae

龍葵 *Solanum nigrum* L.

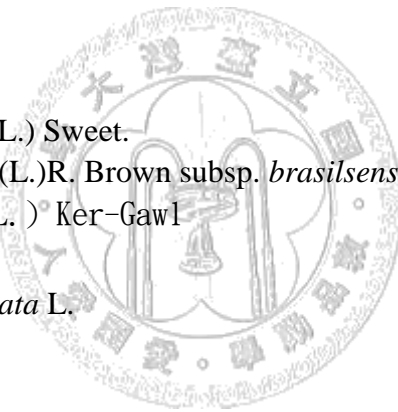
槭葉牽牛 *Ipomoea cairica* (L.) Sweet.

馬鞍藤 *Ipomoea pes-caprae*(L.)R. Brown subsp. *brasilsensis* (L.)

姬牽牛 *Ipomoea obscura*(L.) Ker-Gawl

酢醬草科 Oxalidaceae

黃花酢醬草 *Oxalis corniculata* L.



單子葉植物

Agavaceae 龍舌蘭科

龍舌蘭 *Yucca aloifolia*

Arecaceae 棕櫚科

台灣海棗 *Phoenix hanceana* Naudin

Pandanaveae 露兜樹科

林投 *Pandanus odoratissimus* L.F. var *sinensis* (Warb.) Kanehira

Poaceae 禾本科

類地毯草 *Axonopus affinis* Chase

狗牙根 *Cynodon dactylon* (L.) Pers.

牛筋草 *Eleusine indica*(L.) Gaertn.

象草 *Pennisetum purpureum* Schumach.

鼠尾粟 *Sporobolus indicus*(L.) R. Br.var. *major*(Buse) G. J. Baaijens