

# 九二一地震後台灣九九峰鳥類組成變化 與植被回復之關係

## Bird Assemblages in Relation to Vegetation Recovery at Mt. Jeou-jeou-fen of Taiwan after the 921 Earthquake

林瑞興 許富雄 姚正得 艾台霖

Scott Ruey-Shing Lin, Fu-Hsiung Hsu, Cheng-Te Yao and Tai-Lin Ai

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

### 摘 要

1999年九二一地震於九九峰地區造成大面積的崩塌，並導致山腳形成土石掩埋區與殘存樹林鑲嵌的棲地型態。本研究比較兩類棲地2000-2002年4-7月生殖季的鳥類組成，以決定地震後鳥類組成與植被回復間的關係。在兩個棲地類型內各選擇5個半徑30m的調查點進行鳥類計數與植被測量。在三年的調查期內，樹林組於植被覆蓋度、枝葉高度歧異度及鳥類數量都顯著多於掩埋組，而其差異主要在於樹林蟲食者。掩埋組的植被覆蓋度及鳥類數量雖有逐年增加，但相較於樹林組，其樣點間的變異很大。樹林組與掩埋組的鳥種豐富度無顯著差異，推測與個別土石掩埋區面積小且和殘存樹林鑲嵌分布有很大的關係。

### Abstract

Mt. Jeou-jeou-fen of the central Taiwan had an extensive landslide in the 921 Earthquake of 1999, resulting in patchy formation of rubble-piled areas and remained wooded areas on its mountain slope. This study compared bird assemblages between the two areas during the bird breeding months of April to July in 2000 to 2002 to determine the relationship between the bird assemblages and vegetation recovery after the earthquake. At each of the areas, five plots, each with a radius of 30m, were select for bird counts and vegetation measurements. During the three-year study period, percent coverage of vegetation, diversity of foliage height, and the number of bird were significantly higher in the wooded areas than in the rubble-piled areas. The latter was particularly obvious for the forest insectivorous birds. The vegetation coverage and the number of bird in the rubble-pile areas increased with the years but had

wider variation among the plots, as to compared to those in the wooded areas. There was no significant difference in the species richness of the birds between the two areas, perhaps due to their patchy distribution.

**關鍵詞：**九九峰、九二一大地震、鳥類組成、植被回復

**Key words:** Mt. Jeou-jeou-fen, 921 Earthquake, bird assemblage, vegetation recovery

收件日期：92年2月26日

接受日期：92年7月11日

Received: February 26, 2003

Accepted: July 11, 2003

## 緒 言

大地震是改變森林結構與功能的重要因子之一(Pickett and White 1985)，但若無陡峭的地形，罕見地震造成大規模的棲地變化，加上地震難以準確預測的特性，欲於大地震後評估地震對生物的影響相當不容易。由於植物固著於地表，已有少數研究探討地震引起的山崩對森林的影響(Allen *et al.* 1999)：相較於植物的研究，或因地形限制、或因動物反應迅速，地震對動物族群或群聚影響的研究始終付之闕如。

陸地鳥類的分布與植被有直接的關係，而大地震導致的植被變化，當然也會改變鳥類群聚的組成與數量。鳥類群聚受植被結構(physiognomy)及植物種組成 floristics)的影響(Rotenberry 1985; Bersier and Meyer 1994)。植被的形相結構主要包括垂直層次與水平叢塊(patch)分布，愈複雜的結構能提供愈多的生態棲位(niche)，鳥類多樣性亦隨之增加(MacArthur and MacArthur 1961; Karr 1968; Karr and Roth 1971; Wilson 1974)。而愈多樣的植物種組成則可提供愈多樣的食物資源，在類似的植被形相結構下，植物種組成較多

樣的棲地有較多的鳥種棲息(Karr 1971; Rotenberry 1985)。此外，植物種組成與植被形相結構息息相關，不同植物種類具備不同的結構形態，而予鳥類造就不同的覓食棲位(Holmes *et al.* 1978)。在量化植被形相結構時，覆蓋度(vegetation cover)與枝葉高度歧異度(foliage height diversity)為二個經常被使用的介量(parameter)(MacArthur and MacArthur 1961; Karr 1968; Wilson 1974; 方 1996)。已有研究發現枝葉高度歧異度可用以預測鳥種歧異度(MacArthur and MacArthur 1961; Karr 1968; Wilson 1974)，而總覆蓋度增加與鳥種歧異度亦有顯著非線性關係(Karr 1968; Wilson 1974)。

1999年9月21日，台灣發生芮氏規模7.3的大地震，造成九九峰地區嚴重的崩塌，其山坡崩塌面積屬該次地震中最大者(陳 2001; 黃 2002)。本研究利用大地震後九九峰地區地景(landscape)的改變，比較山坡基腳殘存樹林與崩塌土石掩埋區之間的鳥類組成差異，並透過地震發生後連續三年的鳥類與植被調查，觀察演替初期植被結構與鳥類組成的變化。

## 材料與方法

### 一、研究地點描述

九九峰位於台灣中部，地處台中縣霧峰鄉與南投縣草屯鎮及國姓鄉的交界。整個區域面積約15 km<sup>2</sup>，海拔在200-700m之間。區域內侵蝕溝發達，大小山峰林立且邊坡陡達50°-85°。九九峰原為中央山脈受到侵蝕、沖刷等地質作用沖積下，所形成的卵礫石堆積，復因造山運動，使得深埋地底的礫岩層逐漸露出地表，再受風化、侵蝕及地震等作用而形成(陳 2001)。本研究在南投縣草屯鎮北側石灼子的乾溪與田尾坑溪間進行，溪谷通常在濕季期間才有明顯水流跡象。依據雙冬雨量站的資料顯示，2000-2001年該區年平

均雨量約2,260 mm，全年分乾濕兩季，主要降雨期為4-9月，是為濕季。10月起至隔年3月則為乾季。年均溫23.3°C，一年中以7月或8月最熱(最高月均溫29°C)，最冷的月份則在12-2月間(最低月均溫16.6°C)。

研究區內因九二一大地震而於山坡基腳形成許多大小不一且不連續的土石掩埋區，山坡下方及溪谷兩側的棲地因而大幅改變或為崩場地所隔離。由於各個土石掩埋區的面積並不大，透過地震後的航空照片及現場勘查，在殘存樹林與掩埋區各設立5個半徑30m的調查樣點(圖1)，同性質樣點距離均在150m以上。

樹林組各樣點都位於次生林或廢耕多時的果園內，各樣點的植被種組成雖然略有不同

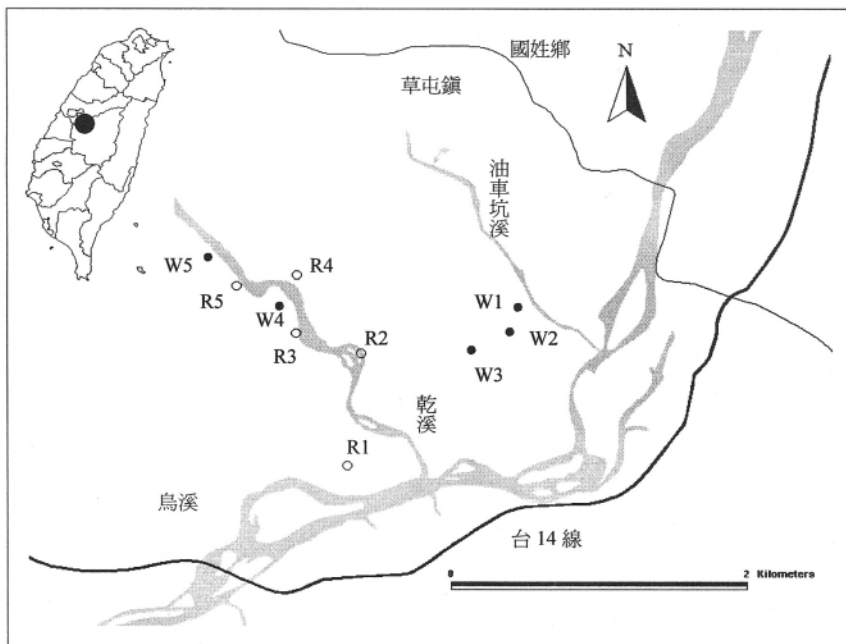


圖1. 本研究樹林組及掩埋組樣點於九九峰地區位置圖。

**Fig. 1.** A map showing the localities of the wooded plots (solid circles with W1 to W5) and the rubble-piled plots (open circles with R1 to R5) at Mt. Jeou-jeou-fen in this study.

同，但其樹冠層常以血桐(*Macaranga tanarius*)、刺竹(*Bambusa stenostachya*)、山黃麻(*Trema orientalis*)、白匏子(*Mallotus paniculatus*)、龍眼(*Euphoria longana*)、荔枝(*Litchi chinensis*)等植種為主，台灣鐵莧(*Acalypha angatensis*)、蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa*)、相思樹(*Acacia confusa*)、糙葉榕(*Ficus irisana*)、無患子(*Sapindus mukorossii*)也頗為常見，灌木層則以龍眼、山柑(*Capparis sikkimensis*)、小梗黃肉楠(*Litsea kruckovii*)、龍船花(*Clerodendrum paniculatum*)、九節木(*Psychotria rubra*)、土肉桂(*Cinnamomum osmophloeum*)等為主；猿尾藤(*Hiptage benghalensis*)、老荊藤(*Millettia reticulata*)、菊花木(*Bauhinia championii*)、葛藤(*Pueraria lobata*)、血藤(*Mucuna macrocarpa*)、七日暈(*Breynia officinalis*)等則為常見的爬藤。掩埋組各樣點的原生植被幾全遭地震崩落的土石所掩埋，僅二個樣點殘存數株山黃麻。地震後大量快速生長的本本植物以山黃麻、白匏子、白桉(*Sapium discolor*)、血桐、山鹽青(*Rhus javanica*)等陽性樹種為主，而小花蔓澤蘭(*Mikania micrantha*)、毛西蕃蓮(*Passiflora suberosa*)、台灣蘆竹(*Arundo formosana*)、臭茉莉(*Clerodendrum phillopinum*)、大黍(*Panicum maximum*)、五節芒(*Miscanthus floridulus*)、杜虹花(*Callicarpa formaosana*)等則攀爬於地表或叢生於地面。

## 二、鳥類相對數量估算

本研究以30m固定半徑點調查法(fixed-radius point count method)(Bibby *et. al.* 1992)進行生殖季鳥種相對數量估算。於2000-2002年，每年4-7月中旬鳥類生殖季期間，由一位固定人員於10樣點依序進行調查。每年進行同向與反向各3次的重複調查，調查於天亮後開始進行，除一次遲至10:40完成外，其餘均

在10:00前結束。此外，下雨及強風天候不調查。各樣點記錄8 min，而為了減少行進對鳥類活動可能的干擾，在到達樣點後先靜止2 min再開始記錄。調查時依聲音及目擊，記錄位於30m半徑內所有覺察的鳥種及數量，移動的個體以最初發現位置為記錄地點，持續於空中飛行的鳥種則不列入記錄。

## 三、垂直高度分層覆蓋度

為量化各樣點的植被形相結構，本研究採用與Wunderle *et al.* (1987) 類似的方法進行測量。首先以樣點為中心，沿東西向設一條長40m的直線，再於此線上每隔10m向南北拉一條長20m的直線。在這5條長20m的直線上，每隔1m取一調查點以畫有高度標記的長竿垂直地表，並檢視0-0.5m、0.5-1m、1-1.5m、1.5-2m、2-3m、3-4m、4-6m、6-8m、8-10m、10-14m及14-18m等11個高度層次有無碰觸枝葉，以其百分率作為覆蓋度。本研究分別於2000年12月至2001年1月對樹林及掩埋組進行第一次覆蓋度調查，除樹林組第3樣點，因地勢崎嶇，僅測得2樣線、42個點資料外，其餘各樣點均測量105個點。2001年10月及2002年7月再以同樣方法對掩埋組5個樣點，重複進行覆蓋度調查。

## 四、資料分析

本研究鳥類群聚之分析僅包含可能於研究區內繁殖的鳥種。同功群(guild)為一群利用相似資源物種的組合(Root 1967)，本研究以各同功群數量的變化來反應鳥類群聚結構的改變趨勢，而其分類則參考翟(1977)、李(1995)、方(1996)及尤(1999)等之研究，依據棲所、活動層次及食性來加以區分並略作修改。棲所類別包括次生灌草叢及次生樹林；活動層次依據高度區分為上層、下層及地表層；此處的上層相當於森林層次的中層至樹冠層，下層則相當於灌木層至地表層；食性

則區分為雜食、蟲食及植食。

鳥類群聚介量則包括數量(number of bird)、種豐富度(species richness)以及歧異度(species diversity)。歧異度採用Shannon's diversity index ( $H'$ )，計算公式為：

$$H' = -\sum P_i \ln P_i$$

其中 $P_i$ 為各鳥種數量占總數量的比例 (Krebs 1989)。

植被結構分析的介量則包括各高度分層覆蓋度(coverage of each stratum)、總覆蓋度(total coverage)及枝葉高度歧異度(foliage height diversity)。總覆蓋度為各高度分層覆蓋度的總和。枝葉高度歧異度仍採用Shannon's diversity index，但 $P_i$ 為各分層覆蓋度占總覆蓋度的比例。

樹林及掩埋組組內不同年度間的平均鳥類數量及覆蓋度比較以Wilcoxon matched-pairs test分析。兩組間鳥種豐富度以Contingency table analysis來進行比較，鳥類數量則以Mann-Whitney U-test分析。簡單相關分析(Simple linear correlation)則用以檢測植被總覆蓋度、枝葉高度歧異度與各樣點鳥類平均數量、鳥種豐富度及鳥類歧異度的關係。上述分析均以StatView套裝軟體運算 (SAS institute 1998)。

兩組不同年度及組間的鳥種組成相似性以Jaccard's similarity index (Krebs 1989)計算，係數值介於0到1之間，其計算公式如下：

$$S_j = a/a+b+c$$

其中 $S_j$ 為Jaccard's similarity index， $a$ 代表在比較的二類別都出現的種類數， $b$ 及 $c$ 分別代表只在單一類別出現的種類數。另外，鳥種組成及數量的相似性則以Modified Morisita's similarity index (Horn 1966)計算，係數值亦介於0到1之間，計算公式如下：

$$C_H = 2 \sum X_{ij}X_{ik} / [(\sum X_{ij}^2/N_j^2) + (\sum X_{ik}^2/N_k^2)] N_j N_k$$

其中 $C_H$ 為Modified Morisita's similarity index， $X_{ij}$ 與 $X_{ik}$ 為物種 $i$ 在樣點 $j$ 及 $k$ 發現的數量， $N_j = \sum X_{ij}$  在樣點 $j$ 發現的總數量， $N_k = \sum X_{ik}$  在樣點 $k$ 發現的總數量。求得相似性後，再以平均聯結法(average linkage)中的UPGMA法(unweighted pair-group method)，依相似度高低來建構樹狀圖(dendrogram)。相似性的運算及樹狀圖的導出以MVSP (Multi-Variate Statistical Package)程式來進行(Kovach 1999)。

## 結果

### 一、鳥種豐富度與鳥類數量

2000-2002年生殖季期間，於九九峰地區10個樣點共記錄留鳥26種、927隻次，其中樹林組5個樣點記錄16種、662隻次，掩埋組5個樣點記錄22種、265隻次，各年發現的鳥種、數量及其同功群之分類如表1。樹林組鳥種記錄在12-13種之間，掩埋組則在12-15種之間，兩組間所發現的鳥種豐富度無顯著差異( $p > 0.05$ )(表1)。

各年每樣點平均記錄鳥類數量，樹林組在7-7.8隻間，掩埋組則在1.9-3.67隻之間(表2)。樹林組組內各年記錄數量無顯著變化( $p > 0.05$ )；掩埋組方面，2000-2001年數量有顯著增加( $Z$ -value = 2.023,  $p < 0.05$ )，但2002年與2000及2001年無顯著差異( $p > 0.05$ )。而比較兩組各年度間的鳥類數量發現2000年(Mann-Whitney U-test,  $Z$ -value = 2.611,  $p < 0.01$ )及2001年( $Z$ -value = 2.522,  $p < 0.05$ )樹林組數量均顯著多於掩埋組，但2002年兩組間的差異則未達顯著水準( $p > 0.05$ )，這主要是因為2002年掩埋組各樣點間記錄數量的變異很大(表2)。

在同功群方面，樹林組以上層蟲食者、上層雜食者及下層蟲食者的種類及數量較為普遍，掩埋組則僅上層的雜食者數量稍多(表

表1. 2000-2002年九九峰樹林組及掩埋組樣區鳥種記錄、同功群分類及各年記錄總數量

Table 1. Guilds and species of birds and their numbers observed at the wooded plots and the rubble-piled plots of Mt. Jeou-jeou-fen in 2000 to 2002

Guild	Species	Wooded plots			Rubble-piled plots		
		2000	2001	2002	2000	2001	2002
Overstorey insectivores	繡眼畫眉 ( <i>Alcippe morrisonia</i> )	60	40	52	6	4	2
	黑枕藍鶇 ( <i>Hypothymis azurea</i> )	24	39	38	3	2	1
	綠畫眉 ( <i>Yuhina zantholeuca</i> )	17	-	1	3	-	-
	棕面鶇 ( <i>Abroscopus albugularis</i> )	-	2	-	-	-	-
Overstorey insectivores	白頭翁 ( <i>Pycnonotus sinensis</i> )	18	50	29	18	24	36
	紅嘴黑鵯 ( <i>Hypsipetes leucocephalus</i> )	15	20	13	10	32	6
	綠繡眼 ( <i>Zosterops japonicus</i> )	2	13	27	3	22	20
	五色鳥 ( <i>Megalaima oorti</i> )	19	1	1	3	1	-
	樹鵲 ( <i>Dedrocitta formosae</i> )	-	3	-	-	-	-
	台灣藍鵲 ( <i>Urocissa caerulea</i> )	-	-	-	-	-	4
Overstorey plantivores	白環鸚嘴鵯 ( <i>Spizixos semitorques</i> )	9	3	8	3	-	2
Bark feeders	小啄木 ( <i>Dendrocopos canicapillus</i> )	-	-	-	-	2	-
Understorey insectivores	山紅頭 ( <i>Stachyris ruficeps</i> )	33	14	19	3	1	1
	頭烏線 ( <i>Alcippe brunnea</i> )	19	4	1	1	1	-
	小彎嘴 ( <i>Pomatorhinus ruficollis</i> )	5	26	20	1	4	-
	大彎嘴 ( <i>Pomatorhinus erythrocnemis</i> )	1	-	-	-	-	-
Ground omnivores	竹雞 ( <i>Bambusicola thoracica</i> )	12	3	-	1	-	-
Bush insectivores	褐頭鷓鴣 ( <i>Prinia criniger</i> )	-	-	-	-	7	7
	灰頭鷓鴣 ( <i>Prinia flaviventris</i> )	-	-	-	-	1	3
	斑紋鷓鴣 ( <i>Prinia inornata</i> )	-	-	-	-	1	-
	畫眉 ( <i>Garrulax canorus</i> )	-	-	-	-	1	-
	大卷尾 ( <i>Dicrurus macrocerus</i> )	-	-	1	-	-	-
Bush omnivores	粉紅鸚嘴 ( <i>Paradoxornis webbianus</i> )	-	-	-	-	7	7
Bush seed eaters	斑文鳥 ( <i>Lonchura punctulata</i> )	-	-	-	-	-	9
Bare ground insectivores	白鵲鴿 ( <i>Motacilla alba</i> )	-	-	-	1	-	-
Bare ground omnivores	巨嘴鵯 ( <i>Corvus macrorhynchos</i> )	-	-	-	1	-	-
Total number of species	26	13	13	12	14	15	12
Total number of birds	927	234	218	210	57	110	98

**表2.** 2000-2002年九九峰樹林組及掩埋組樣區6類主要同功群每樣點平均記錄數量(mean ± SE, n = 5)  
**Table 2.** Relative abundance (mean ± SE, n = 5) of six major bird guilds observed at the wooded plots and the rubble-piled plots of Mt. Jeou-jeou-fen in 2000 to 2002

Guild	Wooded plots			Rubble-piled plots		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Overstorey insectivores	3.37 ± 0.89	2.70 ± 0.51	3.03 ± 0.86	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.22	0.10 ± 0.22
Overstorey omnivores	1.80 ± 0.95	2.90 ± 1.07	2.33 ± 0.57	1.13 ± 1.33	2.63 ± 1.82	2.20 ± 2.10
Overstorey plantivores	0.30 ± 0.30	0.10 ± 0.22	0.27 ± 0.26	0.10 ± 0.15	-	0.07 ± 0.15
Understorey insectivores	1.93 ± 1.08	1.47 ± 0.59	1.33 ± 0.31	0.17 ± 0.24	0.20 ± 0.30	0.03 ± 0.08
Ground omnivores	0.40 ± 0.25	0.10 ± 0.15	-	0.03 ± 0.08	-	-
Bush insectivores	-	-	0.03 ± 0.08	-	0.33 ± 0.31	0.33 ± 0.66
All species combined	7.80 ± 1.61	7.27 ± 1.41	7.00 ± 0.41	1.90 ± 1.51	3.67 ± 2.24	3.27 ± 4.36

2)。樹林組3年間，除上層雜食者於2001年顯著多於2000年(Wilcoxon matched-paired test, Z-value = 2.023,  $p < 0.05$ )及地面雜食者數量於2001年(Z-value = 2.023,  $p < 0.05$ )及2002年(Z-value = 2.023,  $p < 0.05$ )顯著少於2000年外，其餘同功群在不同年度間的數量均無顯著差異( $p > 0.05$ )。在掩埋組的年間變化方面，最大的改變在於生活於灌草叢的同功群於2001年後開始出現，但數量仍不多，差異均未達顯著水準( $p > 0.05$ )。比較相同年度不同組間幾個主要同功群的數量發現，依賴樹林生活的蟲食者，無論是上層或下層蟲食者，樹林組數量均顯著多於掩埋組(Mann-Whitney U-test, Z-value > 2.54,  $p < 0.05$ )；此外，2000年樹林組地面雜食者的數量亦顯著多於掩埋組(Z-value = 2.629,  $p < 0.01$ )。掩埋組則僅於2001年在灌草叢蟲食者的數量上顯著多於樹林組(Z-value = 2.372,  $p < 0.05$ )。另數量普遍的上層雜食者在兩組間並無差異( $p > 0.05$ ) (表2)。

由連續3年的調查結果發現樹林組鳥類數量比掩埋組多，而兩組間數量差異主要在於樹林蟲食者。掩埋組數量有逐漸增加的趨勢，但調查點間的變異很大。另樹林及掩埋

組鳥種豐度無顯著差異。

## 二、鳥類組成相似性

以Jaccard's similarity indices來看鳥種組成的變化，樹林組3年間的相似性係數介於0.667-0.786之間，均比掩埋組各年間的相似性係數來得高(介於0.368-0.500)，顯示樹林組鳥種組成比掩埋組穩定。不同組別年度間的鳥種組成相似性係數在0.389-0.800間，變異頗大，其中2000年掩埋組鳥種組成與樹林組3年間的相似性係數在0.688-0.800間，遠高於其餘組間相似度(0.389-0.500)，甚至高於樹林組3年彼此間相似性，顯示地震後初期掩埋組出現的鳥種與樹林組相當相近，但第2年起鳥類相即有所改變。兩組不同年度間鳥種組成的相似性關係也可由圖2分群的結果明顯看出。

除了鳥種組成外，再加入平均發現數量，以Modified Morisita's similarity indices來看群聚的改變，與單比較鳥種組成的結果有所不同。在加入數量後，組內的相似性係數一般都高於組間的比較。樹林組3年間相似性係數在0.747-0.932間，略高於掩埋組的0.771-

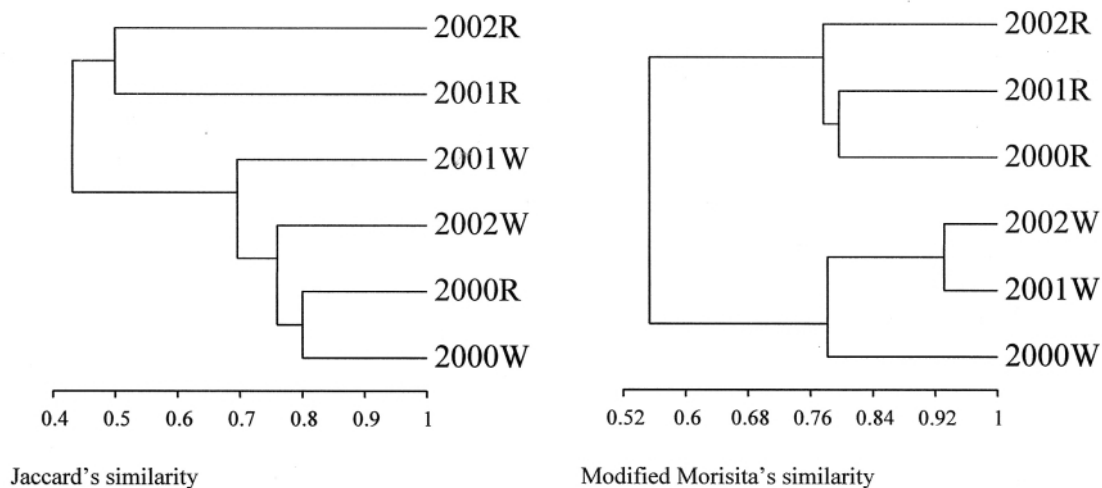


圖2. 利用2000-2002年九九峰樹林組(W)及掩埋組(R)樣區鳥類組成之Jaccard's similarity indices及 modified Morisita's similarity indices 矩陣畫出之樹狀圖。

**Fig. 2.** Dendrogram constructed by a matrix of Jaccard's similarity indices and that of modified Morisita's similarity indices of the bird assemblages observed at the wooded plots (W) and the rubble-piled plots (R) of Mt. Jeou-jeou-fen for the years of 2000, 2001, and 2002.

0.797。組間比較除2001年樹林組與2000年掩埋組達0.824外，其餘均在0.678以下(0.256-0.678)。群集分析的結果也顯示同組間相似性較高(圖2)。

### 三、鳥類組成與植被結構

掩埋組由2000-2001年總覆蓋度並無顯著變化( $p > 0.05$ )，但2002年與2000年相較覆蓋度則有顯著的增加(Wilcoxon matched-pairs test,  $Z$ -value = 2.023,  $p < 0.05$ ) (表3)；在枝葉高度歧異度方面，3年間並無顯著改變( $p > 0.05$ ) (表4)。整體而言，掩埋組在地震3年後，總覆蓋度雖有增加(表3)，但無論是總覆蓋度(Mann-Whitney  $U$ -test,  $Z$ -value  $> 2.4$ ,  $p < 0.05$ ) (表3)或枝葉高度歧異度( $Z$ -value = 2.611,  $p < 0.01$ ) (表4)仍舊顯著少於樹林組。

雖然2000-2002年掩埋組總覆蓋度增加，但各樣點年度間的差異很大且各點並非均呈持續性增加(表3)。掩埋組5樣點中，第1點植被成長遠比其餘4點來得快(表3)，其原因主要是因為崩塌土石中包含一併掉落但未完全死亡的樹木，在崩塌地上迅速重新生長，此外，雨水沖刷或土石流的影響也比較小。覆蓋度非持續增加的情形在第3及5點最為明顯(表3)，2001年颱風所造成的土石流，使得上述兩樣點再次遭到沖刷，第5樣點殘存的山黃麻也因此於2001-2002年間陸續死亡；在枝葉高度歧異度上也顯現類似的趨勢，土石流影響大的樣區，枝葉高度歧異度因而降低(表4)。因此，在進行各樣點植被結構與鳥類平均記錄數量的相關分析時，為使植被調查所得數值與鳥類調查期間各樣點實際植被結構

表3. 2000-2002年九九峰樹林組及掩埋組樣區各樣點的總覆蓋度

Table 3. Total coverage of vegetation at the wooded plots and the rubble-piled plots of Mt. Jeou-jeou-fen in 2000 to 2002

Year	Plot					Mean ± SD
	1	2	3	4	5	
Wooded plots						
2000	349.5	297.1	400.0	341.9	425.7	362.9 ± 50.67
Rubble-piled plots						
2000	178.1	91.4	41.0	11.4	78.1	80.0 ± 63.21
2001	319.1	116.2	13.3	30.5	64.8	108.8 ± 123.94
2002	312.4	154.3	48.6	56.2	105.7	135.4 ± 107.67

表4. 2000-2002年九九峰樹林組及掩埋組樣區的枝葉高度歧異度

Table 4. The foliage height diversity at the wooded plots and the rubble-piled plots of Mt. Jeou-jeou-fen in 2000 to 2002

Year	Plot					Mean ± SD
	1	2	3	4	5	
Wooded plots						
2000	2.163	2.205	2.289	2.257	2.346	2.25 ± 0.071
Rubble-piled plots						
2000	1.688	0.684	1.1	0	2.004	1.095 ± 0.798
2001	1.891	0.859	0.257	0.377	1.998	1.076 ± 0.825
2002	1.875	1.056	0.456	0.492	1.062	0.988 ± 0.576

較為接近，將2001年受土石流嚴重影響的掩埋組第3及第5點資料去除。

相關分析發現，掩埋組植被總覆蓋度與鳥類數量有顯著正相關( $r = 0.823, p < 0.001$ )，但與鳥類歧異度( $r = 0.257, p > 0.05$ )及鳥種豐度( $r = 0.48, p > 0.05$ )之間，並無顯著相關性(表5)。植被枝葉高度歧異度同樣與鳥類數量有顯著正相關( $r = 0.694, p < 0.01$ )，但相關性不及總覆蓋度與鳥類數量之間，不過枝葉高度歧異度卻與鳥種豐度有顯著正相關( $r =$

$0.696, p < 0.01$ )，與鳥類歧異度也有接近顯著之正相關( $r = 0.545, p = 0.067$ ) (表5)。

地震過後3年樹林及掩埋組間在覆蓋度及枝葉高度歧異度上仍有很大的差距。掩埋組的植被覆蓋度雖有增加，但點間及年間的變異頗大。植被結構的複雜化確實與鳥種豐度、鳥類數量及歧異度有正相關，但不同植被結構介量(覆蓋度及枝葉高度歧異度)間顯現的趨勢並不完全一致。

表5. 九九峰掩埋組樣區植被結構與鳥類組成介量的相關係數及其顯著性

Table 5. Correlation coefficient (r-values) and their significant levels (p-values) between vegetation structures and bird assemblage parameters observed at the rubble-piled plots of Mt. Jeou-jeou-fen

Vegetation structure	Bird assemblage parameters	r-value	p-value
Total coverage	Number of bird	0.832	<0.001
	Species diversity	0.257	0.421
	Species richness	0.480	0.074
Foliage height diversity	Number of bird	0.694	<0.01
	Species diversity	0.545	0.067
	Species richness	0.696	<0.01

## 討 論

九二一大地震導致九九峰地區裸露地面積大幅增加，改變當地植被形態(黃 2002)。而如同許多研究已經證明植被結構與鳥類群聚間密切的關連性(如 MacArthur and MacArthur 1961; Karr 1968; Wilson 1974; Mills *et al.* 1991; Shankar Raman *et al.* 1998)，本研究也發現，相較於掩埋組，在植被覆蓋度及枝葉高度歧異度都顯著較高的樹林組，其鳥類數量明顯較多，群聚組成及數量也較為穩定；此外，透過植被結構與鳥種群聚介量的相關分析，更可看見掩埋組鳥種豐度、數量及歧異度隨著植被結構的複雜化而增加。

大地震為自然界的干擾之一，其對鳥類的影響與颶風(hurricane)具相似性。颶風對鳥類的影響中與地震較為近似者，包括直接導致鳥類的死亡，以及間接導致食物、覓食場所、巢位的喪失與增加暴露蹤跡的危險、微氣候的改變；而在災難之後，鳥類的反應則包括食性、覓食場所、棲地及生殖狀況的調整；此外，對應於災難後次生環境的增加也會使適應次生環境的鳥種族群量增加(Wiley and Wunderle 1993)。鳥類因颶風的風雨而直接死亡的比例並不高(Wiley and Wunderle

1993)，相較於颶風影響的面積，衝擊面積更小的地震對移動迅速的鳥類而言，直接致死的比例將更低，因此地震對鳥類主要為間接的影響。由於地震後適合生存的棲地減少，可能逼使某些鳥類改變或移動至剩餘的棲地，使殘存的樹林在地震後初期有更高的密度。竹雞(*Bambusicola thoracica*)、綠畫眉(*Yuhina zantholeuca*)、山紅頭(*Stachyris ruficeps*)、五色鳥(*Megalaima oorti*)及頭烏線(*Alcippe brunnea*)等鳥種，於地震後初期在樹林組樣區有最高的數量紀錄(表1)，即或許與棲地減少，鳥種集中於殘存樹林有關。地震後數量變動較大的鳥種散布在不同的同功群，與颶風後以食果性、食蜜性及種食性等鳥種所受衝擊較大，蟲食性鳥種所受影響較小，有所不同(Askins and Ewert 1991; Lynch 1991; Wiley and Wunderle 1993)，此乃因地震對植被的影響不若颶風具選擇性。不過，本研究調查人員的不一致也可能是導致特定鳥種記錄變異較大的原因之一(Faanes and Bystrak 1981)。

掩埋組的鳥類數量顯著少於樹林組，但在鳥種豐度上兩組之間並無差異，在掩埋組發現的總鳥種數甚至超過樹林組。空曠的掩埋組環境使活動其中的鳥類有很高的偵測度

(detectivity)(Wunderle 1995)；然而，兩組間的差異主要為生活於次生灌草叢的鳥種，如鷓鴣類(*Prinia* spp.) (表1)，而此類鳥種並不出現在樹林組，加上本研究調查半徑僅30m，故偵測度應不是影響鳥種豐度的主要因子。本研究掩埋組樣點常與殘存樹林接壤，並在溪谷與陡峭山坡之間彼此鑲嵌。在碎裂化(fragmented)樹林彼此距離不遠時，對於生活於樹林但善於移動的鳥種來說，隔離的效應並不嚴重(Andreas 1994)。因此，當鳥類沿著山腳移向其他樹林或短暫覓食於樹林邊緣時，便增加了樹林鳥種在掩埋組樣點被記錄的機會。再者，樹林組的優勢鳥種，如繡眼畫眉(*Alcippe morrisonia*)、小彎嘴(*Pomatorhinus ruficollis*)、山紅頭、竹雞、紅嘴黑鸝(*Hypsipetes leucocephalus*)等，都屬於偏好森林邊緣環境的鳥種(陳 1996)，所以於距離樹林不遠的掩埋組樣點也有較高的發現機會。另部分掩埋組樣點，在地震後仍殘存數棵大樹，這些樹可充作鳥類移動時的休憩地點或提供少量的食物(McClanahan and Wolfe 1993)，因而也增加掩埋組的鳥種豐度。整體而言，樹林與掩埋地鑲嵌的地景對掩埋組樣區的鳥種豐度有很大的影響，這影響在地震後初期，生活於灌草叢的鳥種尚未出現前最為明顯，彼時樹林組與掩埋組鳥種非常相似(圖2a)。

本研究利用植被總覆蓋度與枝葉高度歧異度來分析植被結構改變與鳥種豐度、數量及多樣性間的關係。相關分析結果發現，總覆蓋度與枝葉高度歧異度與不同鳥類群聚量間顯現的趨勢並不完全一致。在數量上，總覆蓋度比起枝葉高度歧異度具有較高的相關性，但枝葉高度歧異度與鳥種豐度及鳥類歧異度有較高的相關性(表5)。總覆蓋度或枝葉量(foliage volume)為植物生產力的象徵，其量的多寡反應植物能提供給鳥類利用的資源量(Mills *et al.* 1991)，Wolda (1978)及Brown

and Southwood (1983)的研究即發現新葉量或植物量增加，昆蟲量亦隨之增加。因此植被總覆蓋度常與鳥類密度成正相關(Mills *et al.* 1991)。然而，不同鳥種在食物種類、覓食方法、覓食位置以及巢位、避敵場所等皆有所不同，大量的資源若未均勻分布在森林不同的垂直層次，往往只有少數物種能利用。枝葉高度歧異度代表枝葉量在各垂直層分布的均勻度，而每一植被層次常包含某些鳥種所需的特定棲位，因此當枝葉量的垂直層次分布越均勻，生活其中的鳥種就越多(Moss 1978)，這可解釋為何在相同枝葉量下，枝葉高度歧異度比起總覆蓋度，在與鳥種豐度及歧異度的關係上有更高的相關性。

台灣地區的鳥類多樣性隨海拔而呈現先增加而後逐漸減少的峰形(hump-shaped)分布，低海拔生態環境的嚴重開發導致原生環境減少即可能是此種分布型態的形成原因之一(Ding 2001; 許等 2004)。位於低海拔的九九峰地區雖然地勢十分陡峭，但在山腳，甚至坡度極大的山坡及稜線兩側仍不乏檳榔園、果園的種植，因此九九峰地區的棲地植被大都處於間歇性干擾的演替初期，而棲息的鳥類也以樹林邊緣及次生林鳥種為主，所以就九九峰自然保留區的經營管理而言，更應該注意的是非邊緣性森林鳥種(non-edged and forest species)，如大彎嘴(*Pomatorhinus erythrocnemis*)、深山竹雞(*Arborophila crudigularis*)的生態需求(Wiley and Wunderle 1993)。九九峰自然保留區廣達1,198 ha，在適當的保護之下，應可為非邊緣性森林鳥種在台灣低海拔地區增加適合生存的棲息環境。

## 謝 誌

本研究為科技計畫89科技-1.5-林-07、90農科-1.3.3-生-W1及91農科-2.4.1-生-W1之成

果。研究期間承蒙劉寶華、楊順良、黃秀珍及陳志鵬協助野外工作。另蒙曾彥學、許再文及李權裕指導植物辨識、陳添水提供雨量資料、賴國祥博士的行政協調及兩位審查委員與蔡住發博士提供諸多寶貴意見，在此一併致謝。

## 引用文獻

- 方韻如。1996。森林結構與鳥類群聚的關係—以台灣北部中海拔林相改良作業之影響為例。台灣大學森林研究所碩士論文。
- 尤少彬。1999。關刀溪非繁殖季鳥類同功群之研究。林業研究季刊 21(2): 61-74。
- 李欽國。1995。人造針葉林與天然闊葉林鳥類群聚之比較。台灣大學動物學研究所碩士論文。
- 陳宏宇。2001。九九峰的石頭。行政院農委會特有生物研究保育中心。
- 陳恩理。1996。邊緣效應對於福山鳥類群聚的影響。台灣大學動物學研究所碩士論文。
- 許富雄、姚正得、林瑞興、楊吉宗。2004。台灣南部地區的鳥種組成與海拔分布。特有生物研究 6(1): 已接受。
- 黃凱易。2002。九九峰自然保留區地覆變遷之監測與分析。林業研究季刊 24(3): 35-48。
- 翟鵬。1977。台灣鳥類生態隔離的研究。東海大學生物學研究所碩士論文。
- Allen, R. B., P. J. Bellingham, and S. K. Wiser. 1999. Immediate damage by an earthquake to a temperate montane forest. *Ecology* 80: 708-714.
- Andreas, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71: 355-366.
- Askins, R. A., and D. N. Ewert. 1991. Impact of Hurricane Hugo on bird populations on St. John, U. S. Virgin Islands. *Biotropica* 23: 481-487.
- Bersier, L.-F., and D. R. Meyer. 1994. Bird assemblages in mosaic forests: The relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. *Acta Oecologia* 15: 561-576.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, and D. A. Hill. 1992. Bird census techniques. Academic Press, NorFolk, London.
- Brown, V. K., and T. R. E. Southwood. 1983. Trophic diversity, niche breadth and generation times of exopterygote insects in a secondary succession. *Oecologia* 56: 220-225.
- Ding, T.-S. 2001. Species diversity at different spatial scales: Birds in Yushan, Taiwan, and East Asia. PH. D. thesis, University of California at Davis, CA.
- Faanes, C. A., and D. Bystrak. 1981. The role of observer bias in the North American breeding bird survey. *Studies in Avian Biology* 6: 353-359.
- Holmes, R. T., R. E. Bonney Jr., and S. W. Pacala. 1978. Guild structure of the Hubbard Brook bird community: A multivariate approach. *Ecology* 60: 512-520.
- Horn, H. S. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *American Naturalist* 100: 419-424.
- Karr, J. R. 1968. Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. *Condor* 70: 348-357.

- Karr, J. R. 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. *Ecological Monograph* 41: 207-233.
- Karr, J. R., and R. R. Roth. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *American Naturalist* 105: 423-435.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP-Multi-Variate Statistical Package for window, version 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, UK.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, Publishers, New York.
- Lynch, J. F. 1991. Effects of Hurricane Gilbert on birds in a dry tropical forest in the Yucatan Peninsula. *Biotropica* 23: 488-491.
- MacArthur, R. H., and J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- McClanahan, T. R., and R. W. Wolfe. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: The role of birds and perches. *Conservation Biology* 7: 279-288.
- Mills, G. S., J. B. Dunning, and J. M. Bates. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bulletin* 103: 468-479.
- Moss, D. 1978. Diversity of woodland song-bird populations. *Journal of Animal Ecology* 47: 521-527.
- Pickett, S. T., and P. S. White. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. New York, USA.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation patterns of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317-350.
- Rotenberry, J. T. 1985. The role of habitat in avian community composition: Physiology or floristics?. *Oecologia* 67: 213-217.
- SAS institute. 1998. *StatView*. Second ed. SAS institute Inc., Raleigh.
- Shankar Raman, T. R., G. S. Rawat, and A. J. T. Johnsingh. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology* 35: 214-231.
- Wiley, J. W., and J. M. Wunderle Jr. 1993. The effects of hurricanes on birds, with special reference to Caribbean islands. *Bird Conservation International* 3: 319-349.
- Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017-1029.
- Wolda, H. 1978. Seasonal fluctuation in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369-381.
- Wunderle, J. M. Jr. 1995. Responses of bird population in a Puerto Rican forest to Hurricane Hugo: The first 18 months. *Condor* 97: 879-896.
- Wunderle, J. M. Jr., A. Diaz, I. Velazquez, and R. Scharron. 1987. Forest openings and the distribution of understory birds in Puerto Rican rainforest. *Wilson Bulletin* 99: 22-37.