

以東北角海岸國家風景特定區之植生與昆蟲為例 探討整合性森林資源調查與監測系統之建立

馮豐隆¹⁾ 楊正澤²⁾ 蔡尚蕙³⁾

(接受刊載日期：中華民國 87 年 7 月 31 日)

摘要：本研究由航照判釋及地面踏勘所獲之土地利用型圖，進而建立東北角海岸國家風景特定區之地理資訊系統。以土地利用型為基礎，進行分層逢機取樣設計，設立調查樣區，進行林木、下層植被樣區調查，並於此植生調查樣區內，每隔兩個月進行定量而標準化的昆蟲資源調查，期以植生與昆蟲為例，研擬整合性森林資源調查與監測之分析架構，提供生態系經營決策所需的資訊。復以生態歧異性的角度，對植生及昆蟲調查資料予以分析，並由林分、蟲相結構與植生、昆蟲群落間的相似度分析結果，檢討調查樣區，以為永久樣區設置之參考。

關鍵詞：植生、昆蟲、監測、生態系經營、生態歧異性

一、前 言

森林生態系中的自然資源繁多，是極為複雜之生物社會，若不瞭解資源，也就無法保護資源及善用資源，更遑論去做合理的經營決策。所以森林資源調查 (forest inventory) 益形重要。而 Husch et al.(1982) 對森林資源調查的定義是；獲取森林資源中質與量一定時間週期，發現其變化情形及預測其發展趨勢之系統 (IUFRO,1992)，其主要功能在於針對時間推移過程中，自然生態資源受自然及人為活動影響而產生之變化作一觀察，繼而瞭解其變化趨勢並模擬各種活動產

生變化之情形，進行森林資源調查時，若能加入監測 (monitoring) 的理念，建立標準化的調查方法，在特定地區內，利用連續資源調查建立一森林監測基線 (baseline)，以便檢視其資源性態值的長期動態變化，更而瞭解或預測未來資源的發展趨勢或改變，以做為經營決策者之適應經營 (adaptive management) 的參考。

整合性森林資源調查與監測必須藉由監測系統之建立來進行。然其中的調查工作必須透過永久樣區之設立來達成。永久樣區 (permanent plot) 乃指在取樣設計後的相同地點，不同時間進行重複調查紀錄，藉以瞭

- 1) 國立中興大學森林學系教授。
- 2) 國立中興大學昆蟲學系副教授。
- 3) 國立中興大學森林學系研究生。

解及掌握樣區內性態值的變化 (IUFRO, 1992)。藉由永久樣區之設立，對於現有自然資源分佈狀況做一普查，所以整合性森林資源調查與監測之基礎，在於掌握土地利用與植物群落之現況。另動物之分佈與植物群落有密切之關係，故動物資源及其分布狀況之瞭解，亦是建立監測系統之基本工作。

本研究以植物與昆蟲二項資源為例，利用地理資訊系統之土地利用型圖，進行分層取樣，設置調查樣區，並於此樣區內，進行植生調查與連續性之昆蟲資源調查，以為整合性森林資源調查與監測之雛形；基於生態歧異性的理念，將植生與昆蟲調查資源予以分析；更而對設立之調查樣區進行檢核，探討永久樣區之設置。希冀藉由整合性森林資源調查與監測模式的發展建立，提供為生態系經營 (ecosystem management) 的實際規劃與執行的參考。

二、材料與方法

(一) 研究區概況

研究地區以東北角海岸國家風景特定區為主，本區陸域面積約為 9,525 ha (鄭明修等, 1996)，其陸域範圍北起台北縣瑞芳鎮水滴洞，南至宜蘭縣頭城鎮北港口，西以明顯適當之山脊線及山頭連接線為界，涵括了台北縣之貢寮、瑞芳及宜蘭縣之頭城等三鄉鎮之部分地區 (圖 1)。本研究針對龍洞、和美、巫里岸、澳底、大里等處，就其中的相思林及闊葉樹林等二種林型，進行林木、下層植被及昆蟲資源之調查。

(二) 研究方法

本研究以植生與昆蟲為對象，從此二類資源調查方法設計上之整合調配，以展現整合性森林資源調查與監測系統之架構。本研究之流程如圖 2 所示，茲將三項重點說明如下：

1. 調查設計與方法

藉由航空照片判釋，將清繪完成之土地利用型圖經數化建檔後，進入地理資訊系統資料庫中，並利用地理資訊系統之篩選、查詢、疊合及展示功能，可瞭解植生分佈的情形，以為分層取樣之設立地面調查樣區的依據。並進行植生與昆蟲的調查方法設計，樣區大小以 25m × 20m 長方形樣區行之，而基於多層次的取樣設計，於其中調查喬木層之樹種、林木位置、胸徑與樹高，以及地被層植物之種類與覆蓋度，並於調查樣區內，另以攔截網、性費洛蒙誘蟲器、黃色黏蟲紙及吊網等定量且具標準化的調查方法，進行昆蟲資源之試調查 (pilot study)。

2. 資料分析

對植生與昆蟲之調查資料，依所建立生態歧異度求算公式檢索表，系統性地選擇合適的歧異度進行分析；就 α 歧異性之層級，瞭解各種資源之種豐富度及種豐富度變化，再自 β 歧異性之層級，瞭解各群落間的相似性。

3. 永久樣區檢核

永久樣區的代表性相當重要，因此，利用植生及昆蟲資源的調查資料，由喬木層植物之林分結構與昆蟲之蟲相結構的分析結果；並以 β 歧異性之調查樣區間的相似度分析，檢核永久樣區的設置。

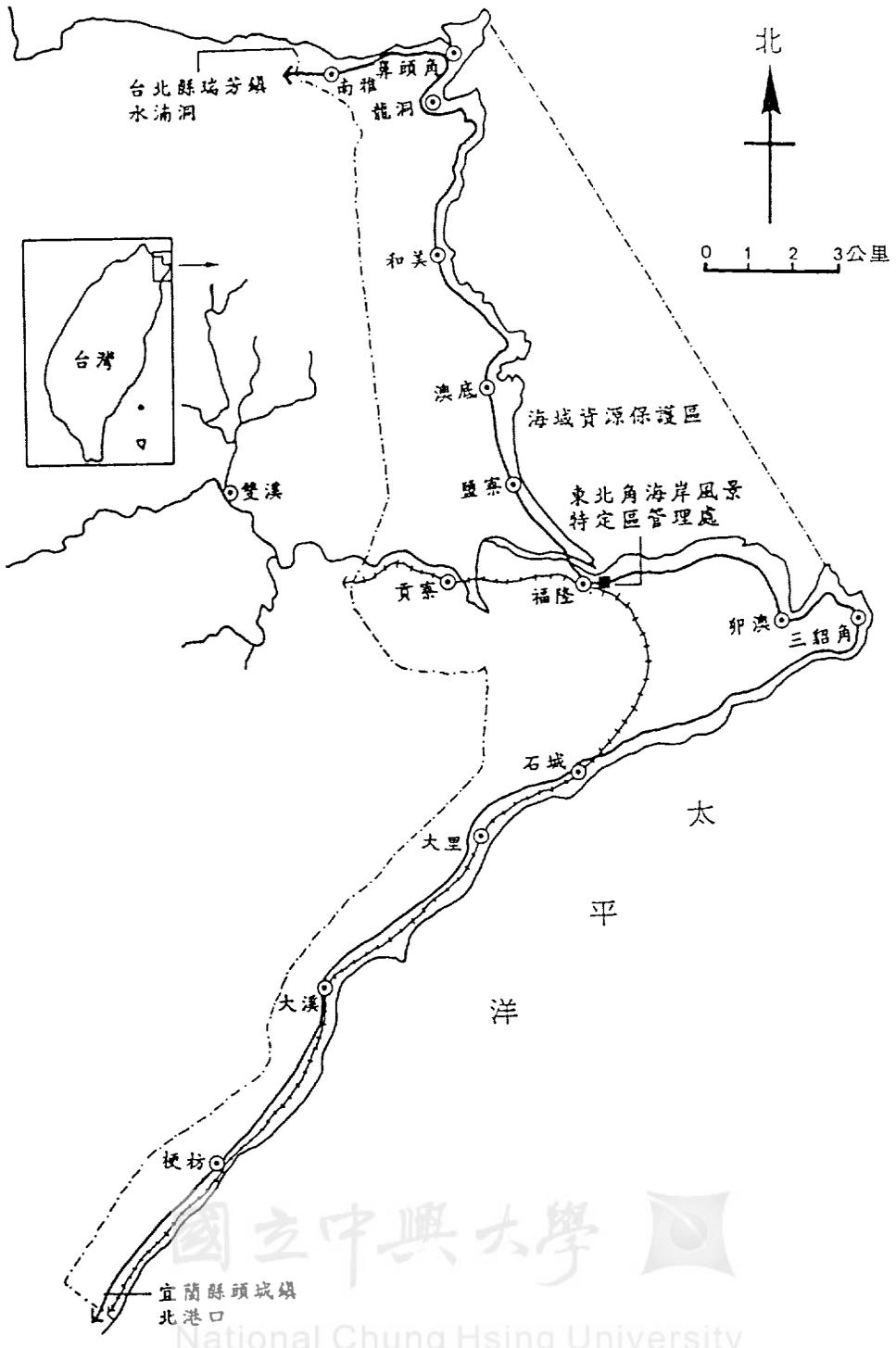


圖 1 東北角海岸國家風景特定區範圍圖

Figure 1. Map of the Northeast Coast National Scenic Area

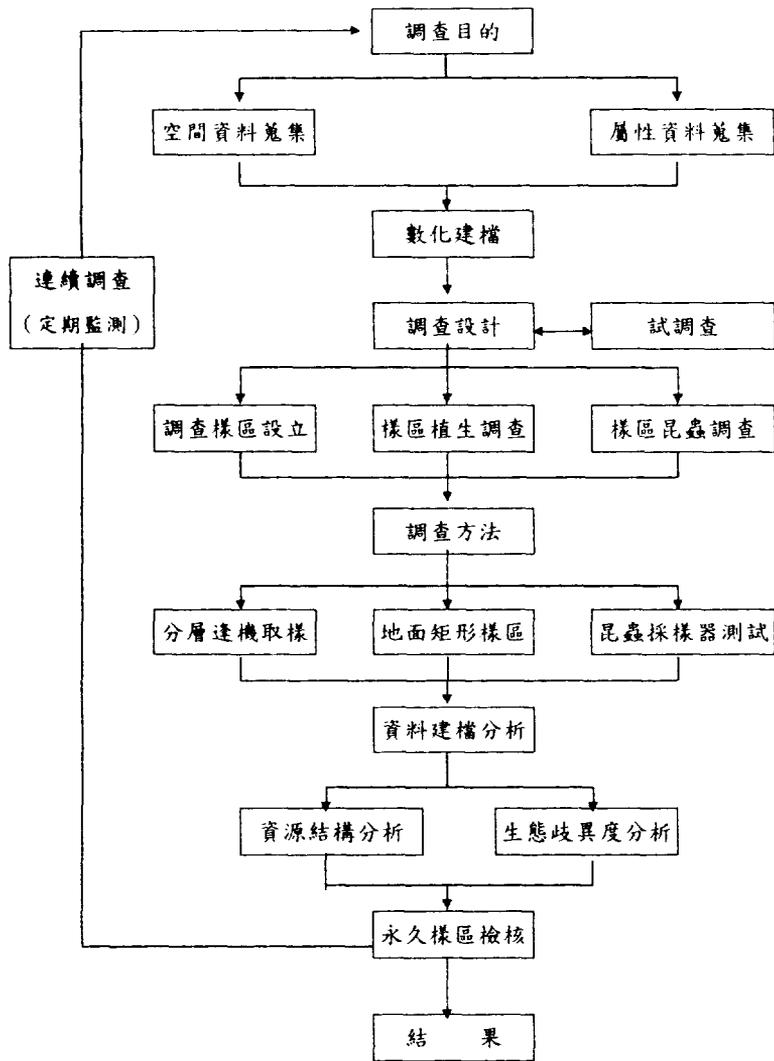


圖 2 整合性森林資源調查與監測系統建立之研究流程

Figure 2. Flowchart of the integrated forest resource inventory and monitoring system

三、結果與討論

(一) 調查樣區之取樣規劃及設立

利用地理資訊系統之查詢、篩選功能，得知該區計有 31 種土地利用類型（如圖 3 所示），其中以闊葉樹林、草地及相思林之分佈頻度最高；闊葉樹林佔陸域總面積之 58.97 % 最多，相思林佔 5.6 %，以此二種林型進行分層逢機取樣。調查工作自

1995 年 1 月 22 日開始，共設 16 個樣區。然因植生的調查較具干擾性及破壞性，所以，先進行昆蟲資源調查，各種昆蟲調查方法於設置一週後收回，發現有八處樣區之昆蟲誘集器遭破壞，因此，在 1995 年 2 月 5 日的植生調查即針對其餘的十個樣區。植生調查完成後，於 1995 年 2 月 23 日檢查此十個樣區，又發現另二個樣區遭嚴重破壞（如樣區線被砍斷或懸掛之樣木

牌被扯下)，故而決定以其餘的八個樣

區，做為以後連續調查之固定樣區。

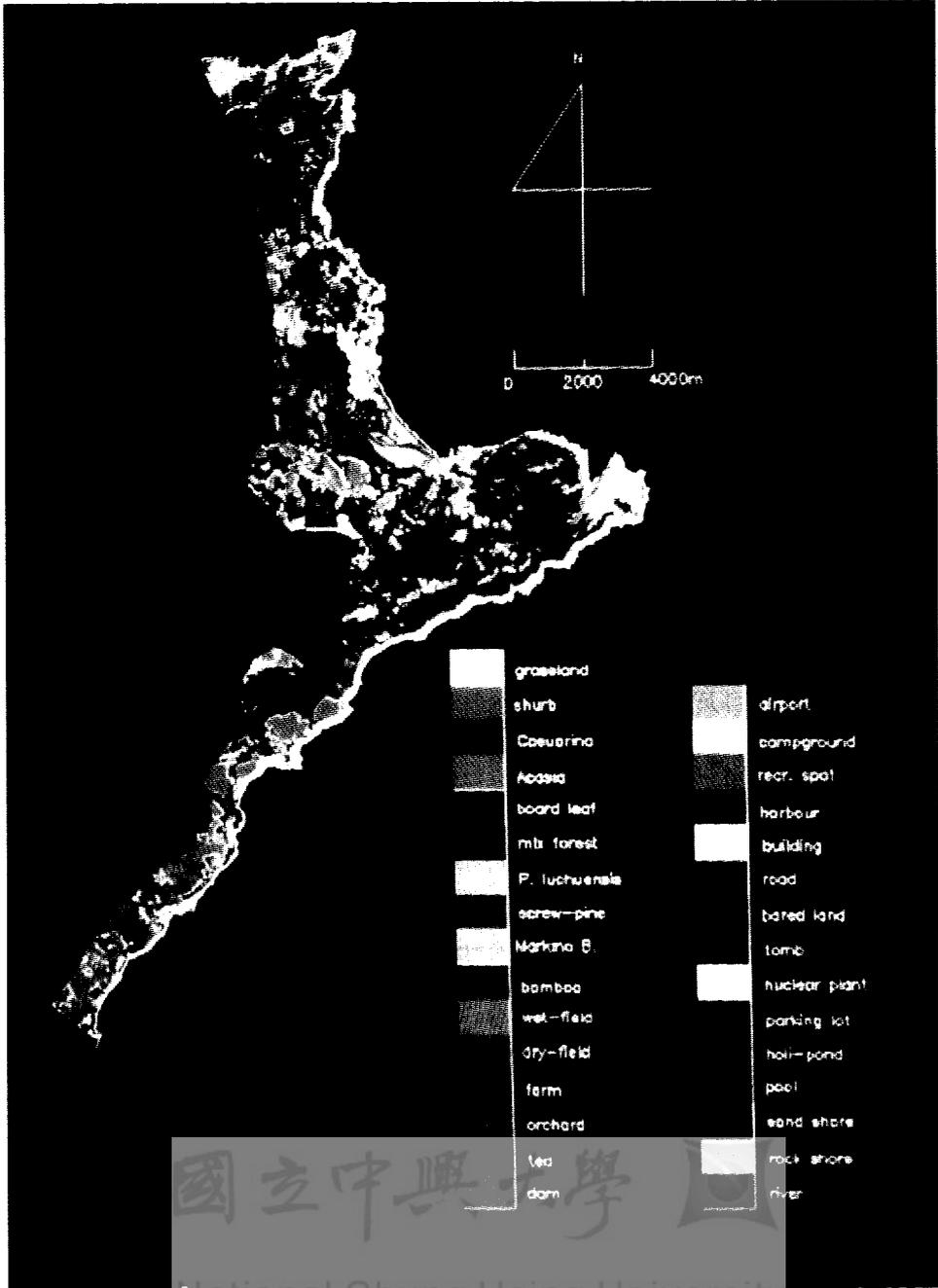


圖 3 東北角海岸國家風景特定區之 1993 年土地利用型圖

Figure 3 Land-use map of the Northeast Coast National Scenic Area in 1993

(二) 調查方法設計與執行

1. 植生調查

本研究以特定區內所佔土地利用面最大之兩種林型；闊葉樹林 (H) 及相思林 (HA) 為對象，設置調查樣區八處，各樣區之植生種類與數量可參閱鄭明修等 (1996) 與蔡尚惠 (1996)，另其樣區屬性資料如表 1 所示。

2. 昆蟲調查

本研究結合植生與昆蟲的調查，為避免植生調查過程，干擾昆蟲，在樣區設置之初，先以攔截網、性費洛蒙、吊網、黃色黏蟲紙等不同昆蟲調查方法，進行資料收集。經調查後，檢討所施用的昆蟲調查方法如下：

(1) 黃色黏蟲紙

(yellow sticky paper, YSP)

黃色黏蟲紙較不受天候影響，且施用方便，適合長期調查與監測。調查結果顯示，以同翅目及雙翅目的誘集數量較多。另洗脫黃色黏蟲紙上的昆蟲時，所使用之代用二甲苯可能具有毒

性，需於抽氣櫃中進行（楊正澤，1995）。然因此法所誘集之昆蟲其處理手續極為繁瑣，目前尚無法完成所有洗脫標本及鑑定的工作。故當人力缺乏或昆蟲鑑定能力不足時，較不宜採用此法。

(2) 攔截網 (flight-intercept, FIT)

在架設時應詳加考慮其高度、風向、坡度、地被狀況，材料方面擬改用黑布，而承妾的水槽須預設排水孔。可應用於調查飛行於森林中下層的小型昆蟲。但架設上費時費力，加因該區東北季風強，攔截網架設不易，且架設後不易維持；更甚者各樣區的坡向及立地條件不同，所以無法同效攔截透集昆蟲；又下設水槽承接掉落之昆蟲，常因雨量多而使水槽易氾濫，常導致誘集失敗，故於風大多雨地區不宜使用。

(3) 性費洛蒙誘蟲器

(sex pheromone, SPH)

利用人工合成的性費洛蒙當誘餌，再

表 1 東北角海岸國家風景特定區之 1995 年資源調查與監測樣區的屬性資料¹⁾

Table 1. Attributes of the 1995 inventory and monitoring plots in the Northeast Coast National Scenic Area¹⁾

Plot No.	Location	Altitude (m)	Slope angle(°)	Slope aspect(°)	SP-PC azimuth angle(°)	SP-PC distance (m)	Marked wood		Plot area (ha)
							Species	DBH (cm)	
HA1	和美	110	14.00	212	92.0	25.72	相思樹	18.7	0.05
HA2	和美	30	18.00	41	141.0	21.85	相思樹	17.8	0.05
HA3	澳底	31	21.00	191	56.0	52.00	相思樹	12.9	0.05
HA6	巫里岸	163	18.00	209	24.0	23.80	野桐	21.2	0.05
HA7	大里	110	23.00	111	305.0	55.00	相思樹	19.4	0.05
H1	龍洞	25	10.00	294	120.0	25.00	大葉楠	14.5	0.05
H2	和美	36	35.00	105	223.0	33.00	山螞蝗	16.5	0.05
H5	和美	140	22.00	226	70.0	16.00	森氏紅淡比	18.0	0.0375

1): 表 1 是依據第三次全省森林資源及土地利用調查之樣區調查紀錄表來填寫；其 H5 之闊葉樹林樣品因地形的關係，只能圍成 25m × 15m 的大小，故其面積為 0.0375ha。

利用寶特瓶製作適當的誘蟲器，性費洛蒙誘蟲器的試用結果，概略得知：因其專一性高，只針對特定的甘藷蟻象，故不宜在各樣區施行。

(4) 吊網 (moth trap, MOT)

將黑紗網製成圓柱形，下接一塑膠圓盤，再以鳳梨皮置於圓盤上，逢機選取林木，將其懸掛於樹高 1.3m 處，誘引鱗翅目（如蝶、蛾等）成蟲來停棲取食，待有風振動吊網或完成取食離開時，利用昆蟲會向上起飛的習性來誘集之。此法適用於樣區內之定量調查設計。

由上述討論可知各種方法之優劣互見的特性，往後每二個月進行連續昆蟲調查，於植物樣區內進行吊網與黃色黏蟲紙的昆蟲誘集。因黃色黏蟲紙洗脫標本較費時，尚未完成其昆蟲鑑定的工作，因此，本文僅就吊網主要誘集所得之鱗翅目的昆蟲資料加以分析。另各樣區昆蟲種類與數量可參閱蔡尙熹等(1998)。

(三) 生態歧異性之分析

1. 植生調查分析

(1) 植物組成

① α 歧異性的分析

基於 Spellerberg(1991) 中之 α 歧異性的層級，對各樣區之喬木層及地被層植物群落，以蔡尙熹(1996) 之生態歧異度求公式檢索表（附錄 1），選擇適用的生態歧異度分析之。

以喬木層植物群落來說，由表 2 得知，Margalef(1951) 之 (1-1.2) 式所求算的種豐富度指數，H2 闊葉樹林樣區高而 HA3 相思林樣區最低；而種豐富度指數中，基於信息理論所求算的 Shannon and Weaver(1963) 之 (1-3.1) 式，也是以 H2 闊葉樹林樣區最高而 HA3 相思林樣區最低；然基於優勢度，以 Berger and Parker (1970) 之 (1-3.16) 式所求算的豐富度，HA3 相思林樣區較高，表示其最優勢種佔總個體數之大多數，故歧異度低，H2 闊葉樹林樣區則反之；另以 Simpson(1949) 之 (1-3.13) 式及 McIntosh(1967) 之 (1-3.14) 式所求算的豐富度之變化趨勢雷同，即 H2 闊葉樹林樣區最高、H5 闊葉樹林樣區次之，表示其優勢種所佔總個體數之比例較小，而歧異度較高。由上述結果可推論 H2 及 H5 等闊葉樹林樣區之喬木層植物群落的歧異度較高，而 HA3 相思林樣區之喬木層

表 2 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之喬木層植物群落的 α 歧異度
Table 2. Tree community α diversity of each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

Diversity index	Plot No.							
	HA1	HA2	HA3	HA6	HA7	H1	H2	H5
Margalef	1.315	2.978	0.204	3.314	2.310	2.007	3.856	3.139
Shannon	1.336	2.081	0.586	2.425	1.927	2.226	2.817	2.557
Shan-evenness	0.686	0.769	0.845	0.856	0.775	0.896	0.925	0.922
Berger	0.622	0.452	0.728	0.256	0.461	0.217	0.149	0.182
Simpson	0.591	0.772	0.398	0.875	0.757	0.871	0.929	0.910
McIntosh	0.381	0.551	0.237	0.681	0.536	0.675	0.773	0.738
McIn-evenness	0.576	0.700	0.761	0.848	0.709	0.894	0.932	0.927

植物群落的歧異度較低。由 (1-3.3) 式及 (1-3.15) 式計算之均勻度指數，以 H2 及 H5 等闊葉樹林樣區之喬木層植物群落的均勻程度較高，即各物種之個體數分配較均勻，而 HA1 相思林樣區反之。

以地被層植物群落來說，由表 3 得知，Margalef(1951) 之 (1-1.2) 式所求算的種豐富度指數，H5 闊葉樹林樣區最高而 HA3 相思林樣區最低；而種豐富度指數中，基於信息理論所求算的 Shannon and Weaver(1963) 之 (1-3.1) 式，也是以 H5 闊葉樹林樣區最高而 HA3 相思林樣區最低；然基於優勢度，以 Berger and Parker(1970) 之 (1-3.16) 式所求算的豐富度，HA3 相思林樣區較高，表示其最優勢種佔總個體數之大多數，故歧異度低，H1 闊葉樹林樣區則反之；另以 Simpson (1949) 之 (1-3.13) 式及 McIntosh (1967) 之 (1-3.14) 式所求算的豐富度之變化趨勢相同，即 H5 闊葉樹林樣區最高、H1 闊葉樹林樣區次之，表示其優勢種所佔總個體數之比例較小，而歧異度較高。由上述結果可推論 H5 及 H1 等闊葉樹林樣區之地被層植物群落的歧異度較高，而 HA3 相思林樣區之地被層植物群落的歧異度較低。由 (1-3.3) 式

及 (1-3.15) 式計算之均勻指數，以 H2 及 H5 等闊葉樹林樣區之地被層植物群落的均勻程度較高，即各物種之個體數分配較均勻，而 HA3 相思林樣區反之。

就生態系之觀點而言，生物社會之歧異度，可顯示反饋系統 (feedback system) 之作用程度 (Margalef, 1968)。歧異度高，表示食物鏈較長；食物網較綿密，生物容易發生交互作用之現象，負反饋作用也較顯著，因而增加社會之安定性 (劉棠瑞與蘇鴻傑, 1983)。在穩定生態系中，歧異度大，反之，發育中之生態系則歧異度較小。

(2) β 歧異性的分析

繼美國 Wisconsin 學派之後，北美洲之群體生態學者大量採用重要值指數 (importance value index, IVI) 來表示植物在某社會之重要性 (劉棠瑞與蘇鴻傑, 1983)；因此，將喬木層及地被層之各植物種類在各樣區中之重要值指數，依照 Motyka et al. (1950) 之 (2-2.4) 式 (附錄 1)，計算各樣區間之相似度指數，製成相似度矩陣；再根據群團分析之結果，連絡各樣區而製成樹形圖。圖 4 中若以相似性指數 25 % 作為臨界值，可將所有樣區分為四群，其中 HA1、

表 3 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之地被層植物群落的 α 歧異度
Table 3. Understory vegetation community α diversity of each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

Diversity index	Plot No.							
	HA1	HA2	HA3	HA6	HA7	H1	H2	H5
Margalef	5.292	2.015	1.990	6.739	5.971	7.482	5.216	10.753
Shannon	2.449	1.835	1.669	2.935	2.457	3.121	2.618	3.426
Shan-evenness	0.743	0.797	0.725	0.804	0.716	0.830	0.786	0.841
Berger	0.291	0.309	0.447	0.212	0.329	0.118	0.162	0.163
Simpson	0.856	0.807	0.739	0.920	0.850	0.945	0.911	0.947
McIntosh	0.662	0.599	0.523	0.762	0.654	0.813	0.746	0.818
McIn-evenness	0.761	0.814	0.710	0.848	0.740	0.892	0.855	0.874

HA2、HA3、HA6、HA7 等相思林樣區為第Ⅰ群（相思樹群叢）；另 H1、H2、H5 等闊葉樹林樣區為第Ⅱ群（稜果榕-樹杞群叢）；而第Ⅰ群的 H7 不歸為第Ⅱ群，乃因蓮霧樹在該樣區的重要值為 189.3，概屬為蓮霧的果園，所以，不與 H1 及 H2 等闊葉樹林樣區歸群在一起；第Ⅲ群的 M1 為針闊葉混淆林，因此與其它樣區之重要值相異更大。然因 H7 及 M1 二樣區於植生調查後遭人為破壞，剔除 H7 及 M1 兩個樣區，而後的昆蟲調查重點放於其它的八個樣區。

圖 5 中若以相似性指數 40 % 作為臨界值，可將樣區分為七群，其中 HA1、HA3 及 HA7 等相思林樣區之地被層可歸為一群；而 HA6 相思林及 H5 闊葉樹林樣區之地被層則歸於另一群，而其它樣區之地被層則差異

較大，藉此結果希可建立地被層與喬木層的關係，且地被層的資料，也可與昆蟲調查資料相聯結。

(3) 林分結構

林分結構 (stand structure) 是指林地、樹種、林木各種性態值大小分佈，為樹種生長習性，環境條件和經營實施的綜合結果 (Husch et al., 1982)。天然林的林分結構可由林木的性態值如胸高直徑、斷面積、樹高、材積大小的分布加以說明。所以直徑分布是林分結構中的一種表示方法，乃因胸高直徑資料最易獲得，故常被使用，而直徑分布以 Weibull 機率密度函數 (probability density function, pdf)，(如下所示) 描述得最理想 (馮豐隆，1989)。

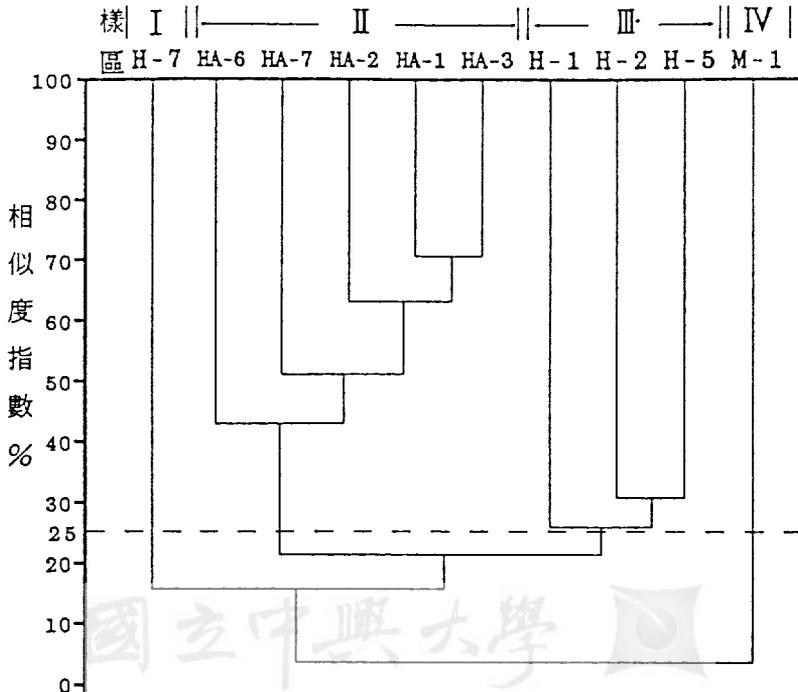


圖 4 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之喬木層植物群落之 Motyka et al. (1950) 相似度指數樹形圖

Figure 4 Motyka et al. (1950) similarity index dendrogram of tree communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

$$f(x) = (c/b)[(x-a)/b]^{c-1} \exp\{ -[(x-a)/b]^c \}$$

$$\infty > x \geq a \quad b > 0 \quad c > 0$$

式中的 x 為胸高直徑

a、b、c 分別表示位置 (location)、尺度 (scale)、形狀 (shape) 的母數，若配置在直徑分佈上時，三個參數皆為正。

若將圖 4 依相似度指數以 40 % 為臨界值，則可再將 H1、H2 及 H5 等闊葉樹林樣區各區分為稜果榕－大葉楠群叢、黃果豬母乳－海濛果群叢及森氏紅淡比－台灣假黃楊群叢，以其為主要樹種求算最佳 Weibull pdf 母數值如表 4 所示。由研究可知因 a、b、c 三值分別具有幾何上之意義；a 值決定曲線之起始位置，因未實施間伐等作業，故表示

最小胸高直徑的 a 值為 0；b 值決定曲線大小尺度，即 b 值由小變大時，曲線基部範圍亦由大變小，由高變低；c 值則影響形狀，即 c > 1 為反 J 型分佈，1 < c < 3.6 為正偏態，c = 1 為指數分佈，c = 3.6 為常態分佈，c > 3.6 為負偏態（憑豐隆，1989），然求解出之 c 值概約界於 2 至 4 間，故皆近於正偏的分佈。

由 K-S test (Kolmogorov-Smirnov test) 做適合度測驗發現；除 H5 闊葉樹林樣區只小於 D_{0.05} 臨界值外（即無顯著差異），其餘各樣區皆小於 D_{0.01} 的臨界值（即無非常顯著差異）。即表示各樣區之喬木層植物群落的直徑分佈配置，可由 Weibull 機率密度函數來描述。

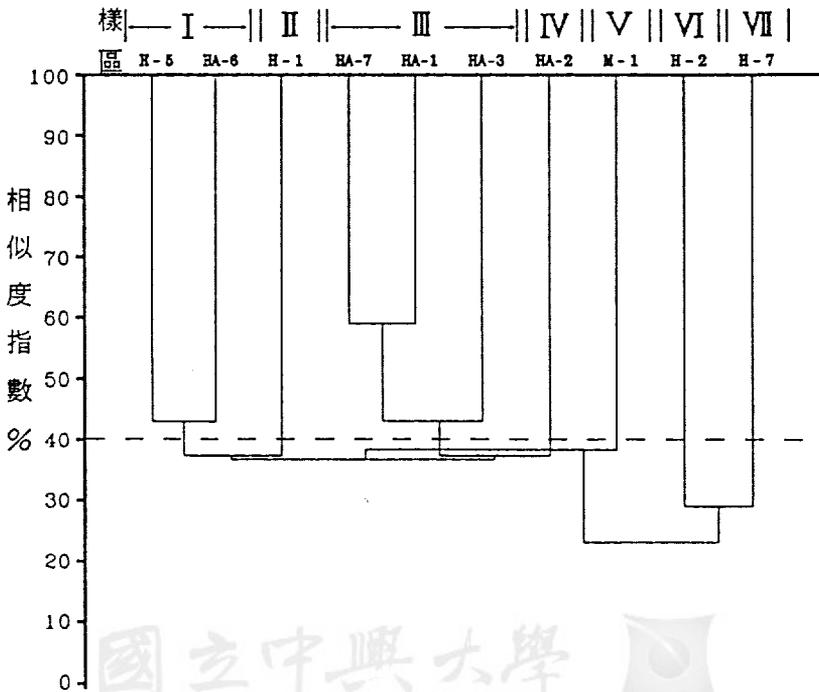


圖 5 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之地被層植物群落之

Motyka et al. (1950) 相似度指數樹形圖

Figure 5 Motyka et al. (1950) similarity index dendrogram of understory vegetation communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

表 4 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之喬木層植物群落之 Weibull 機率密度函數母數值

Table 4. Parameters of Weibull probability density function of tree communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

Plot No.	Weibull pdf parameter			K-S test	
	b	c	D	D _{0.01}	D _{0.05}
HA1	15.173680	2.539983	0.064080 ^{ns2)}	0.121505	0.104416
HA2	14.562680	2.406413	0.107926 ^{ns}	0.150387	0.129236
HA3	11.950200	2.823900	0.041114 ^{ns}	0.104682	0.089960
HA6	14.628610	3.968734	0.054859 ^{ns}	0.185173	0.159130
HA7	19.127600	3.154167	0.082871 ^{ns}	0.144369	0.124065
H1	7.942467	3.331341	0.063587 ^{ns}	0.104869	0.087476
H2	9.387488	1.976508	0.082403 ^{ns}	0.133102	0.114382
H5	12.030140	2.681024	0.141274	0.157226	0.135114

2) : 上表中 ns 表無非常顯著差異

2. 昆蟲調查分析

(1) 種豐富度模式檢測

以 Motomura(1932) 之幾何序列 (geometric series) 的 (1-2.1) 式、Fisher et al.(1943) 之對數序列 (logarithmic series) 的 (1-2.2) 式及 May(1975) 之折枝模式 (broken stick model) 的 (1-2.4) 式 (附錄 1) 進行適合度測驗 (表 5)。發現皆不符合幾何序列及折枝模式等分佈模式，而 HA1、HA3、HA7 及 H5 等樣區皆符合對數序列之分佈模式，然 H2 樣區若以 $\chi^2_{0.01}(=18.475)$ 檢測，則可符合對數序列之分佈模式，另 HA2、HA6 及 H1 等樣區不符合對數序列之分佈模式，推測乃是因為部分蟲種的誘集數量極高所致。但基本上來說，各樣區之蟲相結構大概是屬於對數序列之分佈模式，亦即本昆蟲資源調查概屬逢機性之小樣本。

(2) α 歧異度的分析

基於 Spellerberg(1991) 中之 α 歧異性的層級，對各樣區之昆蟲群落，以蔡尙熹 (1996) 之生態歧異度求公式檢索表 (附錄 1)，

選擇適用的生態歧異度分度。結果由表 6 得知，以 Menhinick(1964) 之 (1-1.5) 式所求算的種豐富度指數，HA1 相思林樣區最高而 H5 闊葉樹林樣區最低；其與種豐富度指數中，基於信息理論所求算的 Shannon and Weaver(1963) 之 (1-3.1) 式及 Pielou(1969, 1975) 之 (1-3.6) 式的變化趨勢類似，即 HA1 相思林樣區較高而 H2 及 H5 等闊葉樹林樣區較低，Shannon and Weaver(1963) 之訊息統計指數是當生物社會由單一物種組成時 ($S=1, n_i=N$)，則此值為 0，即無歧異度可言，此值之最大者並不固定，種數越多，個體分佈越平均，則此指數越高 (劉崇瑞與蘇鴻傑, 1983)。而此指數受種豐富度影響較大，對樣本之大小影響較小；另外蔡明利 (1992) 曾指出此指數宜用在體型相似；或生態地位相似；或同一營養階上，因其指數不能顯示某物種之重要性，而且，此指數易受個體數量中等的種類影響，受個體特多或稀少的影響較小。然利用優勢度，以 Berger and Parker(1970) 之 (1-3.16) 式所求算的豐富度，H2 闊葉樹林樣區之歧異度較

表 5 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之蟲相結構之種豐富度模式檢測
Table 5. A species abundance models of the insect communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

Plot No.	geometric series		logarithmic series		broken stick model	
	χ^2	$\chi^2_{0.05}$	χ^2	$\chi^2_{0.05}$	χ^2	$\chi^2_{0.05}$
HA1	180.246* ³⁾	73.773	7.219 ^{ns}	11.070	49.284*	11.070
HA2	1715.319*	50.998	287.279*	15.507	2.290×10^{13} *	15.507
HA3	87.174*	32.670	6.929 ^{ns}	11.070	131.763*	11.070
HA6	914.174*	53.384	28.650*	14.067	2.530×10^5 *	14.067
HA7	63.838*	32.670	5.760 ^{ns}	11.070	118.270*	11.070
H1	692.428*	40.113	60.456*	14.067	2.704×10^7 *	14.067
H2	340.433*	23.685	15.182*	14.067	3331.616*	14.067
H5	122.112*	18.307	5.322 ^{ns}	12.592	40.909*	12.592

3)：上表中*表具 0.05 的顯著水準

表 6 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之昆蟲群落的 α 歧異度
Table 6. Insect community α diversity at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

Diversity index	Plot No.							
	HA1	HA2	HA3	HA6	HA7	H1	H2	H5
Menhinick	2.443	1.812	2.157	2.022	2.147	1.800	0.970	0.898
Shannon	2.428	1.455	2.171	2.011	2.298	1.464	0.929	1.017
Shan-evenness	0.707	0.403	0.702	0.549	0.744	0.439	0.343	0.424
Pielou	2.187	1.344	1.917	1.874	2.037	1.329	0.854	0.926
Berger	0.385	0.710	0.404	0.535	0.362	0.665	0.774	0.747
Simpson	0.826	0.490	0.802	0.696	0.832	0.541	0.386	0.429
McIntosh	0.627	0.300	0.605	0.471	0.644	0.343	0.230	0.264
McIn-evenness	0.704	0.341	0.694	0.532	0.739	0.396	0.291	0.347
α	11.420	9.806	8.527	10.980	8.482	8.188	3.551	2.734

高，表示其最優勢種佔總個體數之大多數，HA7 相思林樣區則反之；另以 Simpson (1949) 之 (1-3.13) 式及 McIntosh (1967) 之 (1-3.14) 式所求算的豐富之變化趨勢雷同，即 HA7 相思林樣區較高、HA1 相思林樣區次之，表示其優勢種所佔總個體數之比例較小，而歧異度較高；此結果與由 (1-3.3) 式及 (1-3.15) 式求算之均勻度相似，即 HA7 與 HA1 等相思林樣區之均勻程度較高，各物種

之個體數分配較均勻。另有一 α 值，是基於對數序列求算而得，也可為一歧異度指數，但當兩樣本之種數與總個體數皆相等時，則失去檢測力。綜上所觀，要瞭解不同指標所能適用的範圍及其代表的意義，若針對研究目的選擇一最合適之指數恐怕不易，所以 Spellerberg (1991) 建議最好使用幾種相同性質的指數，交互對照比較，以免造成結論的誤導。

(3) β 歧異度的分析

以各物種之個體數為介量，使用給與優勢種權重較多的 Morista(1959) 之 (2-2.5) 式及 Horn(1966) 之 (2-2.6) 式 (附錄 1)，求算兩兩樣區之相似度指數，製成相似度矩陣；並採群團分析法予以歸群，而製成樹形圖。圖 6 中，若以相似度指數 0.75 作為臨界值，可將所有樣區分為二群，其中 HA1、HA3 及 HA7 等相思林樣區為一群；而 HA2、HA6、H1、H2 及 H5 等樣區為另一

群。然圖 7 中，若以相似度指數 0.75 作為臨界值，也可將所有樣區分為相同的二群，可見此二種方法求算之結果大致相同。

四永久樣區之檢核

1. 植生之相似性分析探討

圖 4 中，使用對共有種給予較多權重之 (2-2.4) 式 (Motyka et al.,1950)，計算每一樣區間之相似度指數，以行群團分析，另將圖 3 依相似度指數以 40 % 為臨界值，則可將 H1、H2 及 H5 等闊葉樹林樣區各區分為較

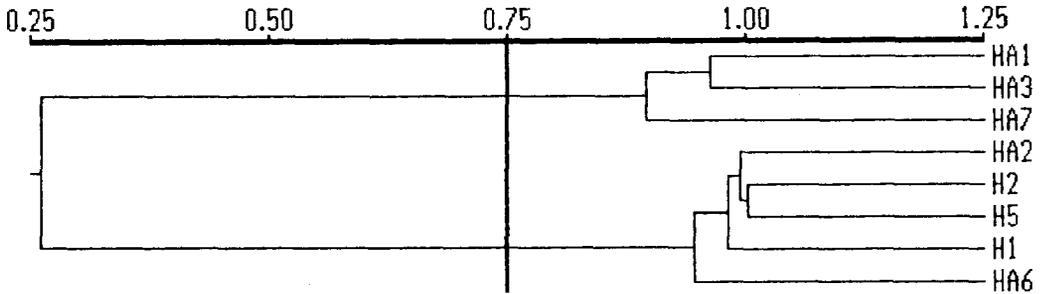


圖 6 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之昆蟲群落的 Morista (1959) 相似度指數樹形圖

Figure 6. Morista (1959) similarity index dendrogram of insect communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

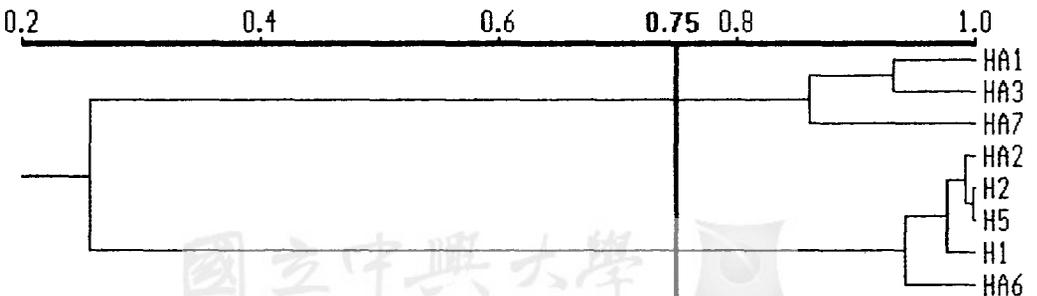


圖 7 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之昆蟲群落的 Horn (1966) 相似度指數樹形圖

Figure 7. Horn (1966) similarity index dendrogram of insect communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

果榕－大葉楠群叢、黃果豬母乳－海濛果群叢及森氏紅淡比－台灣假黃楊群叢等三種不同群叢，此結果與使用對優勢種給予較多權重之 Morista(1959) 的 (2-2.5) 式及 Horn (1966) 的 (2-2.6) 式，計算各樣區之相似度指數，製成相似性矩陣，歸群而得之樹形圖 (圖 8、圖 9)，分別以相似度指數 0.60 為臨界值，其分群結果皆相同。

圖 5 中，同樣使用對共有種給予較多權

重之 (2-2.4) 式 (Motyka et al.1950)，計算每一樣區間之相似度指數，再行群團分析，發現若以相似度指數 40 % 作為臨界值，可將樣區分為 7 群，其中 HA1、HA3 及 HA7 等相思林樣區之地被層可歸為一群 (求米草－五節芒群叢)；而 HA2 及 HA6 兩相思林樣區之地被層則各歸於雙蓋蕨屬群叢及九節木－海金沙群叢。此結果與使用對優勢種給予較多權重之 Morista (1959) 的 (2-2.5)

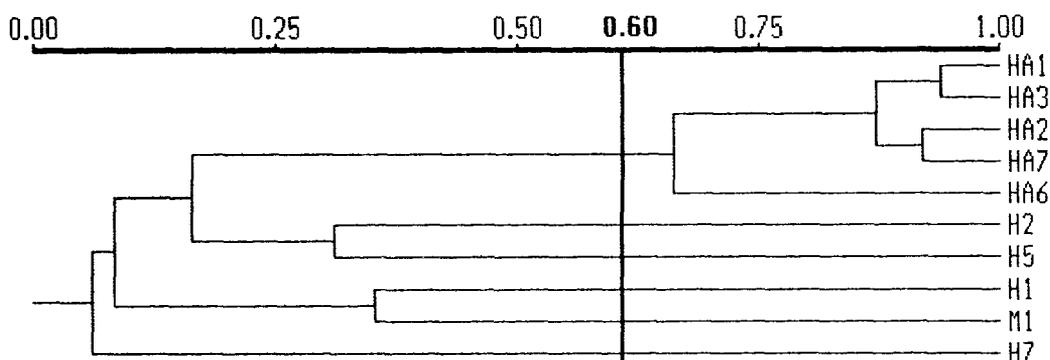


圖 8 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之喬木層植物群落的 Morista (1959) 相似度指數樹形圖

Figure 8. Morista (1959) similarity index dendrogram of tree communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

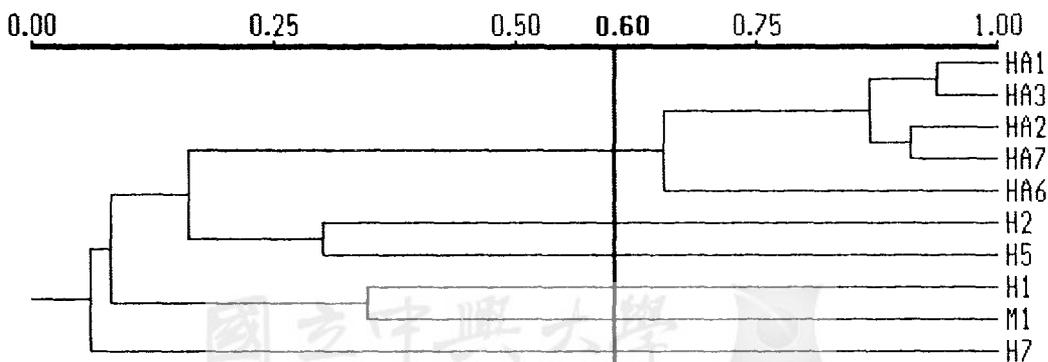


圖 9 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之喬木層植物群落的 Horn (1966) 相似度指數樹形圖

Figure 9. Horn (1966) similarity index dendrogram of tree communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

式及 Horn(1966) 的 (2-2.6) 式，計算各樣區之相似度指數，製作相似性矩陣，歸群而得之樹形圖 (圖 10、圖 11)，分別以相似度指數 0.60 為臨界值，然所得之分群結果大致相同。

綜上所述；以植生之群團分析資料，探討各樣區之喬木層及地被層的相似性，其可將樣區區分為兩群 (即相思林及闊葉樹林)

六類 (表 7)；即 HA1、HA7 與 H A3 等樣區為相思林之求米草-五節芒群叢，HA2 樣區為相思林之雙蓋蕨屬群叢，HA6 樣區為相思林之九節木-海金沙群叢，H1 闊葉樹林樣區為稜界榕-大葉楠群叢，H2 闊葉樹林樣區為黃果豬母乳-海欖果群叢，H5 闊葉樹林樣區為森氏紅淡比-台灣假黃楊群叢。

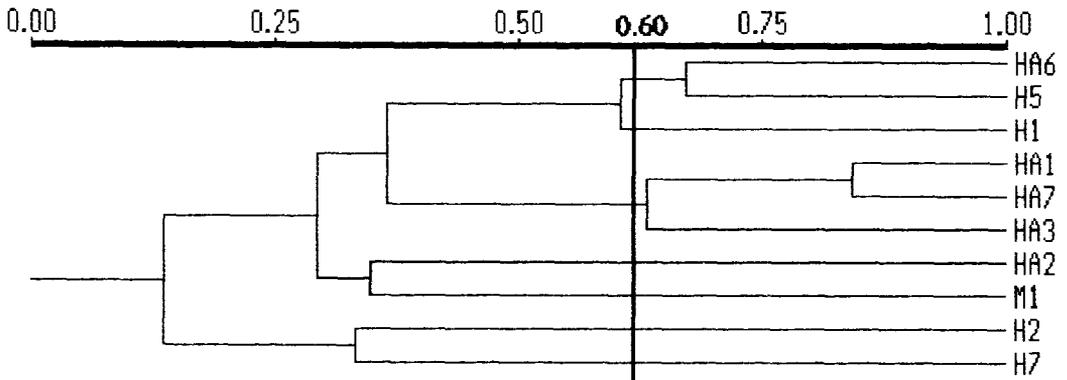


圖 10 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之地被層植物群落的 Morista (1959) 相似度指數樹形圖

Figure 10. Morista (1959) similarity index dendrogram of understory vegetation communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

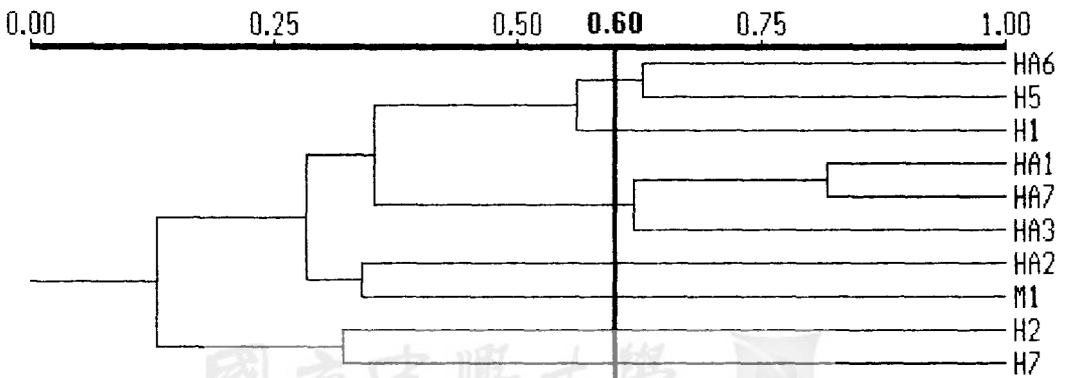


圖 11 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之地被層植物群落的 Horn (1966) 相似度指數樹形圖

Figure 10. Horn (1966) similarity index dendrogram of understory vegetation communities at each 1995 inventory and monitoring plot in the Northeast Coast National Scenic Area

表 7 東北角海岸國家風景特定區 1995 年資源調查與監測樣區之分類檢核
Table 7. Classification of each 1995 inventory and monitoring plot in the
Northeast Coast National Scenic Area

Land-use map	Tree and understory vegetation	Plot No.
相思林樣區	求米草－五節芒	HA1,HA7,HA3
相思林樣區	雙蓋蕨屬	HA2
相思林樣區	九節木－海金沙	HA6
闊葉樹林樣區	梭果榕－大葉楠	H1
闊葉樹林樣區	黃果豬母乳－海欖果	H2
闊葉樹林樣區	森氏紅淡比－台灣假黃楊	H5

2. 喬木層植物之林分結構探討

各樣區內樣木的林分結構，由 Weibull 機率密度函數描述結果良好。然各樣區求解出之 c 值概約界於 2 至 4 間，故各樣區直徑分佈皆近於常態分佈，樣區間沒有明顯的差異。

3. 昆蟲之相似性分析探討

另以昆蟲資料，使用給與優勢種較多之權重的 Morista(1959) 之 (2-2.5) 式及 Horn (1966) 之 (2-2.6) 式求算兩兩樣區之相似度指數，所做的群團分析樹形圖（圖 6、圖 7），同樣以相似度指數 0.75 為臨界值，皆可將所有樣區分為二群，其中 HA1、HA3 及 HA7 等相思林樣區為一群；而 HA2、HA6、H1、H2 及 H5 等樣區為另一群，此與表 7 之分類結果相同。

4. 昆蟲之蟲相結構探討

各樣區以幾何序列、對數序列及折枝模式，進行適合度測驗（表 5）。發現皆不符合幾何序列及折枝模式，各樣區之蟲相結構概是屬於對數序列，即為逢機性之小樣本，故樣區間沒有明顯的差異。

綜合以上植生與昆蟲的群團分析資料得知；HA2、HA6、H1、H2 及 H5 等樣區之各蟲相之相似性較高，而以喬木層及地

被層之相似性來比對，恰可區分為五種不同的群叢。另 HA1、HA3 及 HA7 等樣區之蟲相之相似性與喬木層及地被層之相似性皆較高而歸於一類，然其中 HA1 與 HA3 二樣區分別位於該區台北縣境內的和美與澳底二處，位於核四廠所在地之附近，兩樣區之海拔高分別為 110m 及 31m，若繼以連續之調查，日後可為自然資源監測之用。另 HA7 樣區位於該區宜蘭縣境內之大里，距核四廠之所在地較遠，海拔高為 110m，若繼以連續之調查與監測，可為 HA1 樣區之對照組。至於各樣區之喬木層植物的林分結構與蟲相結構並無顯著差異，可能所用的比較參數或分佈模式不夠敏感，此推論尚待繼續深入探討研究。

四、結 論

(一) 整合性森林資源調查與監測即在傳統的森林資源調查中，加入生態調查的方法，包括了喬木層和地被層植物之調查，以及動物資源如昆蟲的調查，在監測的理念下，以土地利用型、植生及昆蟲的多層次取樣調查方式，進行整合性的森林資源調查與監測，將不同層級之生物、地理空間資料

予以整合分析，以便掌握資源的現況。

(二)因僅具一年的調查資料，故先由調查樣區之植生及昆蟲資源的調查結果，以生態歧異性中 α 歧異度的分析，可瞭解各資源之物種組成及結構；再以林分、蟲相結構與植生、昆蟲群落間的 β 歧異度性之相似度分析結果，檢討永久樣區設置。若能繼以連續調查資料的蒐集，可進一步掌握及預測自然資源受人為與天然影響所可能造成

的變化，以為生態系經營決策時之參考與依據。

五、謝 誌

本研究承蒙交通部觀光局東北角海岸風景區管理處提供研究經費；以及中央研究院動物所鄭明修博士於研究期間之協助，謹此致上無限謝忱。

六、引用文獻

1. 馮豐隆。1989。求蓄積量最有效的方法—直徑分佈法。台灣林業 15(1):31-34。
2. 楊正澤。1995。利用黃色黏蟲紙調查惠蓀實驗林場第三林班昆蟲資源。中興大學實驗林研究報告 17(1):77-91。
3. 鄭明修、詹榮桂、馮豐隆、曾晴賢、楊正澤、黃志成、蔡尙惠。1996。東北角海岸風景特定區自然生態資源調查與監測(二)。交通部觀光局東北角海岸風景區管理處。184pp。
4. 劉棠瑞、蘇鴻傑。1983。森林植物生態學。台灣商務印書館，台北市。
5. 蔡明利。1992。物種歧異度。科學月刊 23(3):206-210。
6. 蔡尙惠。1996。整合性森林資源調查與監測系統之研究—以東北角海岸國家風景特定區之植生與昆蟲為例。國立中興大學森林學研究所碩士論文。145pp。
7. 蔡尙惠、楊正澤、馮豐隆。1998。吊網應用於東北角海岸國家風景特定區之昆蟲資源調查與監測。中興大學實驗林研究彙刊 20(2) (付梓中)
8. Berger, W.H. and F.L. Parker. 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. Science 168:1345-1347.
9. Fisher, R.A., A.S. Corbet and C.B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol. 12:42-58.
10. Gorn, H.S. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. Amer. Nat. 100:419-424.
11. Husch, B.C., I. Miller and T.W. Beers. 1982. Forest mensuration, p156-320. John Wiley & Sons, New York.
12. IUFRO. 1992. IUFRO guidelines for world forest monitoring. 32 pp.
13. Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Publ. Inst. Biol. Apl., Barcelona 6:59-72.
14. Margalef, R. 1968. Perspectives in ecological theory. University of Chicago Press, Chicago.

112pp.

15. May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity, pp.81-120. In *Ecology and Evolution of Communities* (M.L.Cody and J.M. Diamond eds.), Harvard University Press, Cambridge, MA.
16. McIntosh, R.P. 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology* 48:392-404.
17. Menhinick, E.F. 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45:859-861.
18. Morista, M. 1959. Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Memoirs Faculty of Science Kyushu University, Series E, Bio.* 3:65-80.
19. Motomura, I. 1932. A statistical treatment of associations (In Japanese and cited in May, 1975) . *Jpn, J. Zool.* 44:379-383.
20. Motyka, J.,B. Dobrzanski and S. Zawadski. 1950. Wstepne badania nad lakami, poludniowoschodnij. Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the Province Lublin, English Summary). *Ann. Univ. M. Curie-Sklodowska, Sec. E.* 5:367-447.
21. Pielou, E.C. 1969. *Anintroduction to mathematical ecology.* John Wiley & Sons, New York. 406 pp.
22. Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity.* John Wiley & Sons, New York. 165 pp.
23. Shannon, C.E. and W.Weaver. 1963. *The mathematical theory of communication.* University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
24. Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
25. Spellerberg, L.F. 1991. *Monitoring ecological change,* p14-326. University Press, Cambridge.

附錄 1

本文所使用之生態歧異度求算公式

1. Margalef (1951)

$$D_{mg} = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1-1.2)$$

式中的 S= 種數
N= 總個體數

2. Menhinick (1964)

$$D_{mm} = \frac{S}{N^{1/2}} \quad (1-1.5)$$

3. Motomura (1932)

$$E(n_i) = N C_k K(1-K)^{i-1} \quad (1-2.1)$$

式中的 E(n_i)= 第 i 物種之期望個體數
C_k=[1-(1-K)^s]⁻¹，為第一常數，
使確保 $\sum n_i = N$
K= 各物種所占之有效生態地位之空間
或資源的比例，其值由

$$\frac{N_{min}}{N} = \frac{[K/(1-K)](1-K)^s}{1-(1-K)^s}$$

來反覆求導，為一估測常數
N_{min}= 豐富度最低之物種所含的個體數

4. Fisher et al. (1943)

$$\alpha_x, \frac{\alpha_x^2}{2}, \frac{\alpha_x^3}{3}, \dots, \frac{\alpha_x^n}{n}$$

α_x 指僅具單一個體的種數， α_x^n/n 為 n
個個體的種數，依此類推。另 α 值亦可為一
歧異度指數，其求算公式如下所示：

$$\alpha = \frac{N(1-X)}{X} \quad (1-2.2)$$

式中的 X= 一矯正值，

由 $\frac{S}{N} = \frac{(1-X)[-1 \ln(1-X)]}{X}$ 來反覆求導

5. May (1975)

$$S(n_i) = \frac{S(S-1)}{N} \left(1 - \frac{N_i^{s-2}}{N}\right) \quad (1-2.4)$$

式中的 S(n_i)= 其 n_i 個個體數之豐富級的種數

6. Shannon and Weaver (1963)

$$H_{sw} = - \sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) = - \sum (P_i) \times (\ln P_i) \quad (1-3.1)$$

式中的 n_i= 第 i 物種所含之個體數
P_i=n_i/N 為第 i 物種之個體數占總個
體數之比例，即各物種之可能率

7. Pielou (1966)

$$E_{sw} = \frac{H_{sw}}{\ln S} \quad (1-3.3)$$

8. Pielou (1969,1975)

$$H_{b'} = \frac{\ln(N!) - \sum \ln(n_i!)}{N} \quad (1-3.6)$$

9. Simpson (1949)

$$D_{sp'} = 1 - \sum_{i=1}^s \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \quad (1-3.13)$$

10. McIntosh (1967)

$$D_m = \frac{N-U}{N-N^{1/2}} \quad (1-3.14)$$

式中的 U=($\sum n_i^2$)^{1/2}= 歐幾里德距離

11. Pielou (1969)

$$E_p = \frac{N-U}{N - \frac{N}{S^{1/2}}} \quad (1-3.15)$$

12. Berger and Parker (1970)

$$D_{bp} = \frac{N_{max}}{N} \quad (1-3.16)$$

式中的 N_{max}= 最豐富種所含之個體數

13. Motyka et al. (1950)

$$S_{mo} = \frac{2N_w}{N_a + N_b} \times 100 \quad (2-2.4)$$

式中的 $N_w = a$ 、 b 二群落之各共有種所含
個體數較少者之總和

$N_a = a$ 群落的總個體數

$N_b = b$ 群落的總個體數

15. Horn (1966)

$$S_{wo} = \frac{2 \sum (n_{ai} \times n_{bi})}{(d_a + d_b) N_a N_b} \quad (2-2.6)$$

$$\text{式中的 } d_a = \frac{\sum n_{ai}^2}{N_a^2}$$

$$d_b = \frac{\sum n_{bi}^2}{N_b^2}$$

14. Morista (1959)

$$S_{mi} = \frac{2 \sum (n_{ai} \times n_{bi})}{(\lambda_a + \lambda_b) N_a N_b} \quad (2-2.5)$$

$$\text{式中的 } \lambda_a = \frac{\sum n_{ai}(n_{ai}-1)}{N_a(N_a-1)}$$

$$\lambda_b = \frac{\sum n_{bi}(n_{bi}-1)}{N_b(N_b-1)}$$

$n_{ai} = a$ 群落中第 i 物種的個體數

$n_{bi} = b$ 群落中第 i 物種的個體數

Vegetation and Insect Survey of the Northeast Coast National Scenic Area Illustrating Integrated Forest Resource Inventory and Monitoring System

Fong-Long Feng¹⁾ Jeng-Tze, Yang²⁾ Shung-Der Tsai³⁾

(Accepted for publication: July. 31, 1998)

Summary

Here, we developed the framework for integrated forest resource inventory and monitoring to support ecosystem management decision making. Land-use maps were made from aerial photographs and digitized into Geographic Information Systems. Using a stratified random sampling design, inventory plots were set up to survey tree and understory vegetation. Every two months, from February 1995 to July 1996, plots were surveyed for insects species. This inventory will be used to select areas of high insect and vegetation diversity, and to compare forest stand structure, and insect and vegetation communities of various permanent plot.

Key words:vegetation, insect, monitoring, ecosystem management, ecological diversity

國立中興大學 

1) Professor, Dept. of Forestry, NCHU.

2) Associate Professor, Dept. of Entomology, NCHU.

3) Graduate student, Dept. of Forestry, NCHU.