

地理資訊系統和碎形維度於森林地景 空間變化上之應用

王素芬¹ 陳永寬² 鄭祈全³

摘要

航空照片為森林地景研究上之有利工具，地景單元的分布情形，可由照片判釋之。本研究以配合生態多樣性觀念的修正碎形維度為指標，分別以模擬的地景資料，和六龜試驗區航空照片為分析之材料，了解各種經營作業下，對地景可能造成的影響，以及真實地景資料之維度情形。

本研究結果如下：

- (1) 在森林伐採時，沿著二個區塊的邊界作業，以及採用不規則形狀的作業方式，可以減少人為干擾對地景多樣性產生的影響。
- (2) 道路對森林地景而言為一種干擾，會降低修正碎形維度，故林道開闢時要考慮地景的完整性，不宜任意穿越地景區塊。

關鍵詞：地理資訊系統，碎形維度，地景，多樣性。

1. 緒論

森林是一個龐大且複雜的生態系，其中蘊含著許多珍貴的資源。以往的森林資源經營管理所著重的是經濟樹種的木材價值，而現今的森林資源經營管理則是講求整個生態的平衡。所以要對森林做一適當經營，首先要了解森林中的各項資源以及其分布的狀況。但是台灣地形險峻，各種森林資源調查不易，往往造成保育及經營上的困難，因此如何正確、且具時效性的取得資料，對森林資源經營管理而言是必須的。

遙感探測和航空照片可以大量的收集地面資料，對於森林資源資料收集而言，是一種有力的工具。在分析資料方面，地理資訊系統 (GIS) 是設計用來收集、儲存、分析具有地理區位特性與現象的一套資訊系統。這套系統包括了電腦軟硬體的設備、地

¹ 國立台灣大學森林學研究所碩士

² 國立台灣大學森林學系教授

³ 台灣省林業試驗所研究員兼副所長

收到日期：87.09.29

修改日期：88.02.10

接受日期：88.03.27

理資料庫、以及操作維護人員。透過電腦，我們可以處理較多且較複雜的資訊，所以利用 GIS 來處理森林資料是值得考慮的。應用 GIS 來整合包含地理區位特性的森林資料，經過多年的發展已有初步的成就。

在本研究中，將以航空照片所產生的地理資訊資料，經由地形地景上的碎形維度概念來分析，希望藉此能找到一合適之指標，可以充分表現森林生態之複雜性，以期對於將來森林資源經營管理、保育方面有所助益。

2. 理論架構

在森林經營的過程中，時間和空間是最重要的兩個尺度。在本研究中，暫時不考慮時間的因子，完全是以空間的尺度出發，探討森林地景的空間分布情形，以及森林經營對地景空間結構的影響。為了清楚描述地景的空間變化，將地景的抽象狀況予以量化是必要的。量化地景的方式很多，在前人研究中曾多次利用碎形維度來描述地景的結構，碎形維度可以視為一個地景多樣性的指標。

此外，任何經營作業對森林地景而言都是一種干擾，干擾會改變原來的地景結構以及其中的生態活動。故在取得正確的地景多樣性指標之後，本研究進一步探討干擾對森林地景可能造成的影響，然而干擾可以分為自然干擾和人為干擾兩部分，本研究僅針對人為部分加以探討。

綜上，本研究之理論架構可以分為幾個部分，以下分別說明之。

2.1 地景生態學

地景是由一系列自然和非自然的因素交互作用所產生的一種複和性生態系統 (傅伯杰, 1993)，這是一種具有生態意義的解釋。地景是由地景單元 (landscape units) 所組成，地景單元不同的排列方式會造成不同的地景形態，兩個相鄰的區塊之間存在著高度的異質性。從地景生態學的觀點來看，可以將每一個地景單元視為一個生態系，所以地景單元的形狀、大小、以及其排列情形，可以決定一個地景的結構。

地景生態學是指一個具有空間異質性區域，而其中地景的特性包括三個要素，即結構 (structure)，功能 (function) 和改變 (change)，在研究地景的過程中，尺度 (scale) 是一個關鍵，在地景的排列上可以分成規則和不規則二種，其中所謂的規則，是指不論其組成的單元是均質，或者是非均質的情況，其排列是規則的，但是事實上地景上的區塊大小和分布都是不規則的 (Turner, 1990)。

1939 年，德國植物學家 Troll 在使用航空照片研究土地利用問題時，首先提出了地景生態學一詞，地景為一具有空間異質性的區域，而地景生態學則是以地景為對象，研究生態之動態發展，以及其時間和空間上的變化，同時也考慮生態與非生態過程之影響，但在當時並未受到重視，直到 1980 年，資源管理與全球變遷的研究逐漸受到重視，加上遙感探測與地理資訊系統的發展，此一科學才再度被應用。

航空照片判釋可以幫助我們了解森林地景的排列情形及其特性，掌握大面積的地面資料，故有助於森林資源經營管理，若再配合地理資訊系統的分析功能，可以對森林資源做一完整的規劃及監測。

但是如果只是研究圖像，在地景上並無法得到很豐碩的成果，以往學者研究所得的結論是：多種生態過程皆可以導致相同的圖像，因此若要了解地景或是達成預測的功能的話，則必須分析基本的生態過程才能引申出來，將圖像研究由生態學中獨立出來，是不合理論的研究方式 (Rex and Malason, 1990)。

爲了了解在規則排列中的空間發生改變的情形，我們常是量取區塊的距離和面積爲其計算標準，因爲在地景中的區塊會有重覆的情形，有機體在不同的尺度中運轉的結果會產生資源不同的密度和分布。爲了更清楚的界定尺度的定義，我們通常先有一些規定，我們將尺度分成範圍 (extent) 和質地 (grain) 二部分，其中範圍是用來描述資料的時間或空間寬幅，而質地則是指資料中最小的時空單元。在研究地景方面的問題時，尺度的界定是必要的，因爲一個地景在小尺度下可能是異質的，但是如果將尺度放大，則該地景很可能被視爲是均質的 (肖篤寧, 1993)。這其中的改變並不是因爲地景的客觀屬性有所改變，而是研究的尺度改變了，不適當的尺度會導致錯誤的結論，尺度過大容易遺漏細節，反之，尺度過小，則無法推論全局，以往研究地景受限於人力及工具，尺度通常不大，自從航測、遙測和地理資訊系統發展出來之後，研究地景的尺度就擴大了。目前地景研究的尺度，一般而言大多是界定在幾公里到幾百公里之間。

2.2 地景要素

地景的基本構成要件包括三個部分，即基質 (matrix)、鑲嵌體 (mosaic)、廊道 (corridors)。關於此三種要素說明如下：

(1) 基質：

基質是面積最大，連接性最好的要素類型，因此在地景功能上扮演著重要的角色。

(2) 鑲嵌體

地景鑲嵌結構的觀念主要來自島嶼生態學，鑲嵌塊是一種異質空間單元，被包圍在基質系統之中，如果由此一觀點出發，基質相當於海洋，而每一個鑲嵌塊都是一個孤立的島嶼，故地景生態學上的問題可以用島嶼生態學的理論加以研究。在森林地景上，鑲嵌體即爲林型，也就是一般地景圖像中所稱的區塊。

(3) 廊道

廊道是另一個地景要素，廊道是指不同於二側基質的狹長地區，幾乎所有的地景都被廊道所分割，但同時也因廊道而相連，在交通運輸和通訊聯絡上扮演著重要的角色，此類要素是地景要素中異質性最明顯者 (Forman and Godron, 1986)，在此要素中，

物質、能量、物種以及多樣性都是偏高的，廊道的寬度決定了它的格局，以及邊緣種和內部種之多樣性分配，例如小道、公路等狹窄的廊道，完全是邊緣種佔優勢，而區塊邊緣帶、過渡帶及森林採運作業中的帶狀伐或疏伐等寬度大的廊道，都同時具有邊緣種和內部種，多樣性分配取決於廊道的寬度。

2.3 地景多樣性

量測森林狀態之量化指標有很多，如：林分密度、豐富度 (abundance)、頻度 (frequency)、優勢度 (dominance)、DFD (密度、頻度、與優勢度之總和指標)、重要值指數 (IVI)、多樣性指標…等等。其中又以多樣性指標最能顯示回饋系統 (feedback) 的作用程度，多樣性和食物鏈的長度成正比，而食物鏈越長則表示整個生態系是呈現比較穩定的情況，生物之間容易共生，同時反向回饋的情況也會比較顯著 (李，1993)。此外，多樣性指標可以表達出生物種類、數量以及物種間的相互關係，用於森林生態系的描述較其他幾種指標來得適切。Ludwig, John and James (1988) 定義多樣性是由物種豐富度 (species richness) 和物種的均勻度 (species evenness) 所組成，這是比較常被使用的，在景觀生態學上的景觀多樣性，也是同時考量生態單元的豐富度和其均勻度。

地景多樣性是指地景中區塊的複雜性，區塊類型的齊全程度或多樣化情況，包括區塊的豐富度、均勻度、區度和連結度。以此觀念可以發展出以下幾種地景指標：

(1) 多樣性 (diversity)

多樣性在地景上的應用，是借用了物種多樣性中不定性的研究方法。也就是在一個地景系統中，地景要素類型愈豐富，破碎化程度愈高，地景中所含的多樣性以及不定性也就愈大，依 Shannon and Weaver 公式所計算得的值也愈大

$$H = -\sum_{i=1}^m P_i \cdot \log_2 P_i \quad (1)$$

m 為地景要素類型數目， P_i 為第 i 種地景要素類型所占的面積比例。

這個指標所求得值，可以同時表現地景區塊的豐富度和異質性，如果某個地景系統中有 S 個區塊類型，則在完全均勻分布的條件下，每類區塊所占的面積比為 $1/S$ ，此時的多樣性稱為最大多樣性指標

$$H_{\max} = -S \cdot \left(\frac{1}{S} \cdot \log_2 \frac{1}{S} \right) = -\log_2 \frac{1}{S} \quad (2)$$

地景實際多樣性指標與最大多樣性指標的比值稱為均勻性指標，即 $E = H / H_{\max}$ ，可以提供我們比較不同地景或同一地景不同時期多樣性變化的一個有力的工具。

(2) 優勢度 (dominance)

優勢度指標用於測度地景結構組成中一種或一些地景要素類型支配地景的程度，

這是透過計算最大可能多樣性指標的離差 (deviation) 來表達。

$$D = -\log_2 n + \sum_{i=1}^n P_i \cdot \log_2 P_i \quad (3)$$

其中 $n = 1/S$, $\log_2 n = H_{\max}$, 優勢度值大時, 表示地景只受一個或少數幾個區塊類型所支配, 例如未受干擾的天然林地景。而優勢度值小時, 表示該地景是由多數比例相近的區塊類型所組成, 這個指標在完全均質的地景當中是不適用的, 此時的優勢度值 $D = 0$ 。

(3) 蔓延度 (Contagion)

蔓延度又稱為區塊鄰接度, 是量測地景是否有多種要素聚集的指標。其數學式表示如下:

$$C = 2n \log_2 n + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n P_{ij} \log_2 P_{ij} \quad (4)$$

其中 P_{ij} 是和 j 區塊相鄰的 i 區塊所占的長度比例, 式中的 $2n \log_2 n$ 是最大的能鄰接度, 一個大的 C 值表示地景具有多種要素密集的情況, 即具有高度蔓延, 可以代表該地景中具有的某種優勢族群形成了良好的連結; C 值小的地景則是由許多不連接或連接甚少的區塊所組成的地景, 可能是地景因為人類活動或是地形分割而形成許多小區塊。

2.4 干擾

干擾是一個重要的演替機制, 植群干擾鑲嵌體可以簡單的包括有機體的自然死亡、動物的採食、倒木等小型區塊, 也可以包括火災、蟲害、伐木干擾等大型的區塊。

干擾可以定義成任何一種在時間上不連續的事件, 而這些事件會使生態系、群落或族群產生分裂, 同時改變資源或其物理環境 (White and Picktt, 1985)。干擾源於地景的異質性, 其頻率和嚴重性由物理環境和植生情形所控制, 尤其以位置和坡向的影響為鉅 (Foster, 1988)。

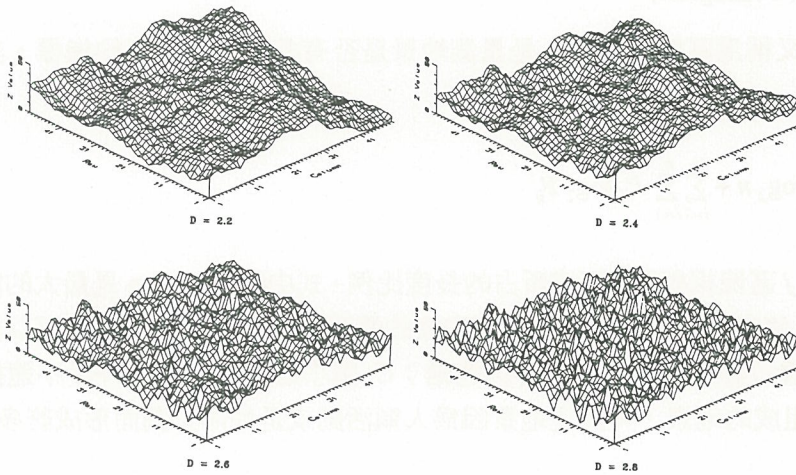
干擾在地景的傳播上, 是受地景圖像所影響的生態過程 (Turner, 1987), 干擾由一點發生, 然後覆蓋廣大的面積, 而且干擾會因為地景的異質性而被加強或者是減弱, 以森林為例, 棋盤式的皆伐作業會造成地景異質性的增加, 因此導致老齡林對於風災的敏感性大幅提高 (Franklin and Forman, 1987), 也就是強化了風的干擾。另一方面, 地景的異質性也可能減弱干擾的傳播, 例如: 異齡的混淆林可以有效阻止火災干擾的蔓延。相反的, 如果地景是均質的話, 大致來說干擾都是會被加強的。

干擾會使原本安定的地景產生變化, 改變其多樣性。大部分的干擾會降低多樣性, 但是亦有少部分的干擾可以提高多樣性, 因此干擾對於多樣性的影響取決於干擾的形態和強度。

2.5 碎形維度

2.5.1 碎形維度 (fractal dimension)

傳統描述空間的問題，所論及的是點、線、面體，也就是一般幾何上所稱的零維、一維、二維、三維空間。這些概念從歐幾里得時代一直使用到 1977 年才被法國數學家 B. Mandelbrot 所質疑，他利用幾何圖形上的組成元素具有自我相似性 (self-similarity) 的特質來對幾何圖形做描述，由幾何圖形的複雜程度和圖形本身自我相似性的大小來決定一個值，此一值稱為碎形維度值。當這個值愈大時，表示幾何圖形愈複雜，而此值愈小則圖形愈簡單 (如圖一所示)。



圖一 碎形維度示意圖

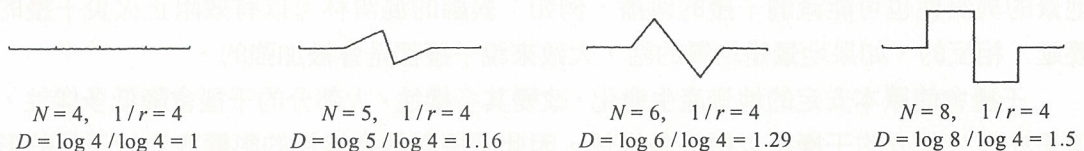
B. Mandelbrot 是一位思維偏向視覺圖像的數學家，他在 1970 年代發現了自然界中不規則形狀的新幾何圖像「碎形」(Fractal)。碎形最重要的兩大特點及條件為

- (1) 自我相似性 (self-similarity)
- (2) 尺度不變性 (scale-invariant)

根據以上的觀念，我們可以利用自我相似性將碎形維度定義出來，其計算公式可寫成

$$D = \log N / \log (1/r) \tag{5}$$

其中 $1/r$ 為相似率 (similarity ratio)，而 N 表示沿圖形繞一遍時，等長的總邊數，如圖二所示



圖二 碎形維度和自我相似性

碎形集有三個主要的特性可以讓碎形集和其他的集合加以區分開來：

- (1) 碎形集符合豪斯多夫 (Hausdoff) 維度，而且此一維度會大於一邊的拓樸維度，舉例來說，如果一個碎形曲線的維度為 D 的話，則 D 會大於或等於 1，其中 1 是指該曲線的拓樸維度。
- (2) 碎形集合具有自我相似性，在超出長度的尺度範圍下，碎形集合會從部分開始，以一定的關係延伸直到充滿這個集合。
- (3) 此一集合在移轉的過程中，其統計性質會被保留下來，也就是說在集合的計算過程中，其統計上的性質是不會被改變的，因此可以用統計的方法和觀念來處理碎形集合。

地景的表現方式，不論是在排列組成上，或者是區塊形狀上，都是非歐幾里得型的。因此，傳統的幾何學並不能解釋地景圖像分佈的情形，所以在研究地景時，必須利用碎形幾何學才能得到較適切的描述。將地景視為一個具有碎形本質的區塊集合，可以幫助我們了解大區域地景區塊。地景區塊的周長和面積會呈現出一種碎形的關係，近似直線的邊緣，例如：田野或農地區塊會表現出較低的碎形維度，當大尺度的地景區塊其形狀由地形地貌自然形成時，碎形維度會增加。在早期 Mendelbrot 分析集水區的河流長度與面積時，就已得到一個利用周長和面積公式來描述幾何圖形的方式，如下：

$$P = k\sqrt{A}^D \quad (6)$$

P ：周長

A ：面積

D ：維度值

2.5.2 修正碎形維度

碎形維度可以比較合宜的來描述一些自然界中不規則的、破碎的情形，所以常用在景觀生態學的問題上。Rex and Malason (1990) 指出地景中的區塊形狀並不是影響生態過程的唯一因子，同時他們也提出區塊間的相鄰關係，在生態的演進過程中也扮演著相當重要的影響因子。更進一步來說，一個地景多樣性的完整定義，應該包括區塊的豐富度（即不同區塊的數目）和區塊的均勻度（即區塊在此一地景中的分佈情形），此一定義和 Shannon and Weaver 所定義的生物多樣性是相同的。

Olsen (1993) 將碎形維度用在地景多樣性的描述，這個研究是利用一修正後的碎形維度計算公式，去衡量分類影像上的地景多樣性。因為它所計算的不只是區塊的形狀，還包括區塊之間的相鄰情形以及其均勻度，故結果顯示這種計算方式較未修正的碎形維度更能描述地景上的多樣性。這個修正碎形維度是根據區塊不同類別相鄰的關係，對周長做一修正，即：

$$Dm = 2 \times \ln(Pm / 4) / \ln(A) \quad (7)$$

其中 $P_m = P + P_c$

$$P_c = Q \times \frac{C}{C_t - 1} \quad (8)$$

Q : 因相鄰所造成的周長減少量

C : 與該區塊相鄰的類別數

C_t : 總共的類別數

其中的 Q 可以 $P_t - P_g = 2(A - 1)$ 來取代, P_t 是理論上每一區塊單元不相鄰所計算得的最大周長, P_g 則是區塊單元完全直線相鄰所求的理論周長。因此, 由上式可代換成:

$$\begin{aligned} P_m &= P + P_c \\ &= P + Q \times \frac{C}{C_t - 1} \\ &= P + \left[2(A - 1) \times \frac{C}{C_t - 1} \right] \end{aligned} \quad (9)$$

3. 研究材料與方法

3.1 研究材料

3.1.1 圖籍資料

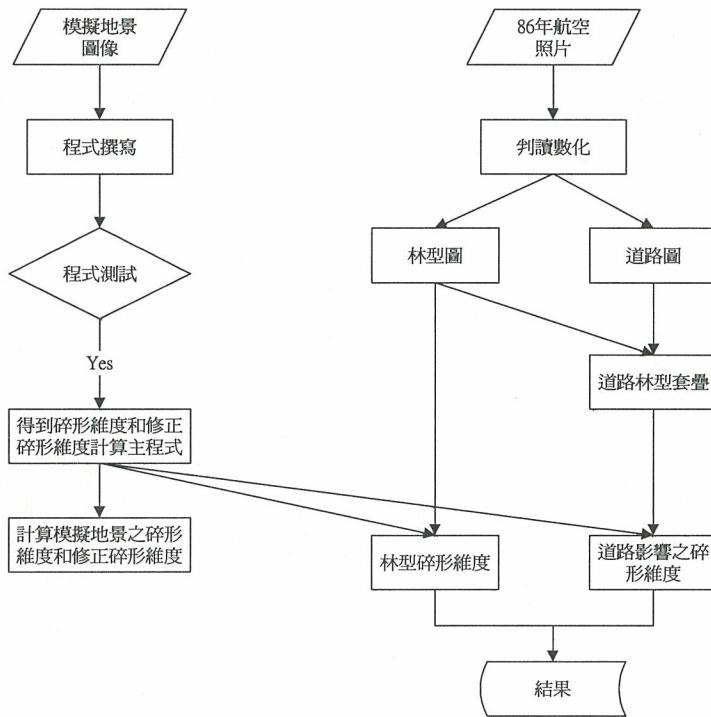
- (1) 農航所 85 年航空照片, 繪製成 1/5000 之林型圖
- (2) 六龜生態系經營區林班界圖

3.1.2 軟硬體設備

- (1) Pentium 個人電腦
- (2) SUN SPARC 工作站
- (3) ARC/INFO 地理資訊系統軟體
- (4) ARC/VIEW3.0 地理資訊系統軟體

3.2 研究方法

整個研究方法主要可以分成二個方向來進行, 第一部分是利用模擬的方式來了解各種經營作業對地景的影響, 第二部分是真實地表狀態的修正形維度求算。研究方法整體架構如圖三所示。



圖三 研究整體架構

3.2.1 模擬地景碎形維度計算

(1) 各種圖像模擬

干擾可以分成自然干擾和人為干擾兩大部分，其中自然干擾非人力所能控制。在既有的生態地景中，我們很難預測自然干擾對地景的影響，若要維持地景的完整性及多樣性，我們只能著力於降低人為干擾。因此，本研究簡化了地景要素之間的排列和架構，針對人為活動所可能產生的影響做了各種模擬。期以簡馭繁，了解干擾對地景的影響。

人為開發過程中，我們必須考慮的因素相當多，包括地點是否容易到達、地形是否合宜、地質是否穩定…等問題。本研究僅就地景的觀點進行模擬，暫不考慮真實地形、地貌狀態。

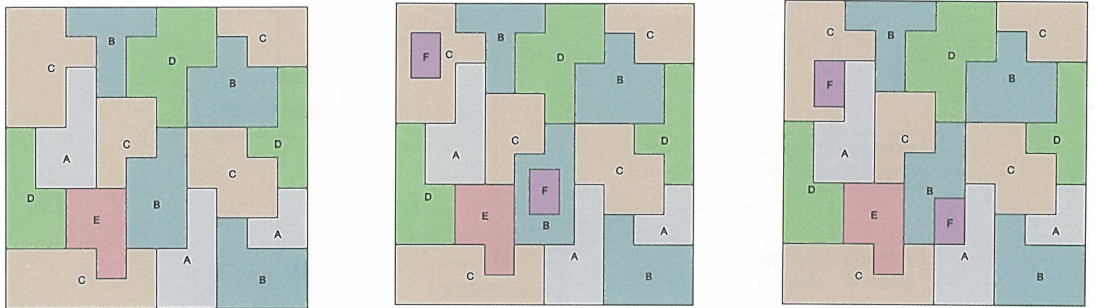
本研究簡化真實地景來模擬地景圖像。先模擬面積為 400 平方單位的地景圖像一幅做為基礎，其中包括 A、B、C、D、E 五種不同的地景類型，如圖四(a)，再根據皆伐和道路這二種干擾形態可能的情形加以變化，分成皆伐模擬、道路模擬以及皆伐和道路的綜合模擬等三大部分，總共產生十張圖像。

(A) 皆伐模擬

在原始圖像中模擬皆伐情形，並給定砍伐後的地景類型為 F，在這一部分共模擬二組，每組含二個情形，分述如下：

a. 皆伐位置模擬：

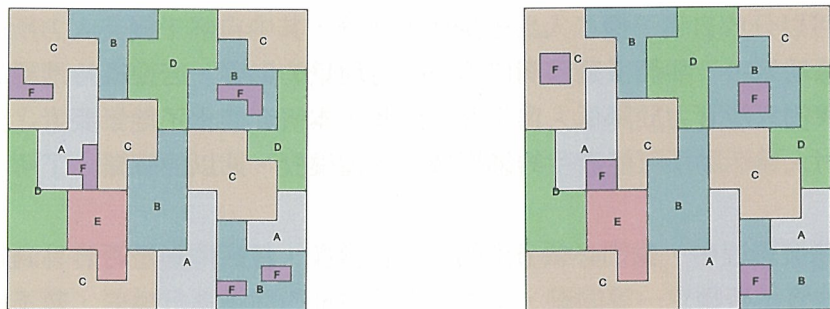
任意選取原始圖像中的二個區塊，在這二個區塊各模擬 6 平方單位的皆伐跡地，如圖四(b)，並做上幅地景的對照模擬，選取圖四(a)相同的二區塊，一樣是模擬各 6 平方單位的皆伐，唯一不同的是在這個模擬當中，是沿著邊界來給定皆伐的位置，如圖四(c)所示。



圖四(a) 原始模擬圖 圖四(b) 不沿邊界皆伐之模擬圖 圖四(c) 沿邊界之皆伐模擬圖

b. 皆伐區塊形狀之模擬

在這個模擬中，我們任意選取 4 個區塊，並在其中各模擬 4 平方單位的皆伐面積，但是每一伐採跡地的形狀各不相同，如圖四(d)，另外做一對照模擬，在相同的區塊中，選擇相近的位置，各模擬 4 平方單位的正方形伐採跡地。如圖四(e)。



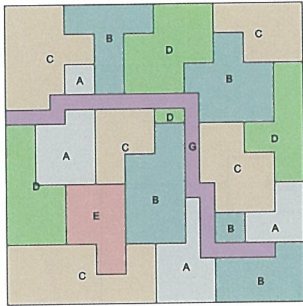
圖四(d) 不規則形狀之伐採模擬

圖四(e) 規則形狀之伐採模擬

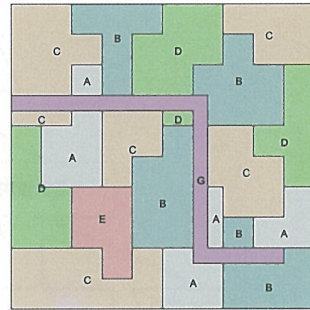
(B) 道路模擬

在這部分是以開闢一條道路為模擬，假設為了配合 B 類樹種的伐採，這條道路的開闢條件是從左邊進入後，要到達最右邊的一個 B 區塊，而且其中必須能到達地景中所有的 B 類區塊，連結地景的左右二邊，據此條件設計出二種道路情形，其中一條道路是考慮地景的完整性，在儘量不穿越區塊內部的情形下，選擇較近的距離開闢道路，如圖四(f)所示。另外一種情形則是完全以距離最近為考量，作出一條道路模擬，如圖

四(g)，在這個二個模擬中，距離是用來取代道路開闢成本的考量，所以在可能的情況下，以距離小者為佳。



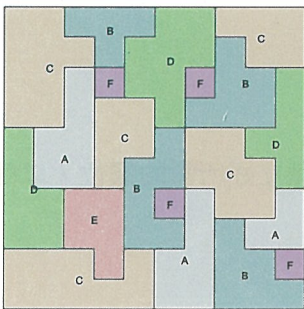
圖四(f) 道路沿邊界開闢之模擬



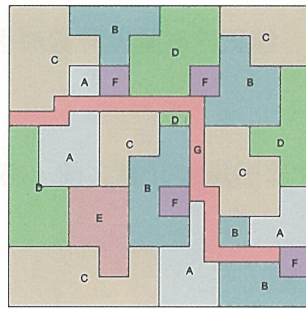
圖四(g) 道路不沿邊界開闢之模擬

(C) 道路配合皆伐之模擬

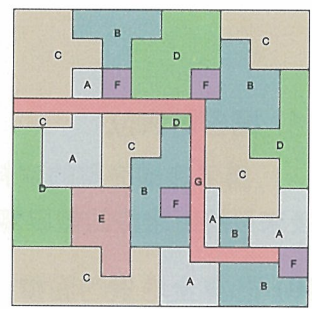
在這一部分的模擬當中，我們假設皆伐的標的為 B 類樹種，因此必須開闢一條能將 B 類地景要素做連結的道路，本研究中先假設每一個 B 區塊都要皆伐 4 平方單位如圖四(h)，接著道路必須能到達這四個皆伐目的地，於是根據上述的道路模擬，做出了二張道路和伐採同時存在的模擬，其中一條是路線選取時考慮地景的完整性，儘量沿著二區塊邊緣來開闢道路，而進行 B 樹種的伐採，如圖四(i)。另外一條道路是不考慮地景的完整性，選取較短的路線，直接穿過其他地景區塊，到達伐採的目的地，如圖四(j)。



圖四(h) 配合林道開闢之
伐採模擬



圖四(i) 配合伐採區道路
沿邊界開闢之模擬



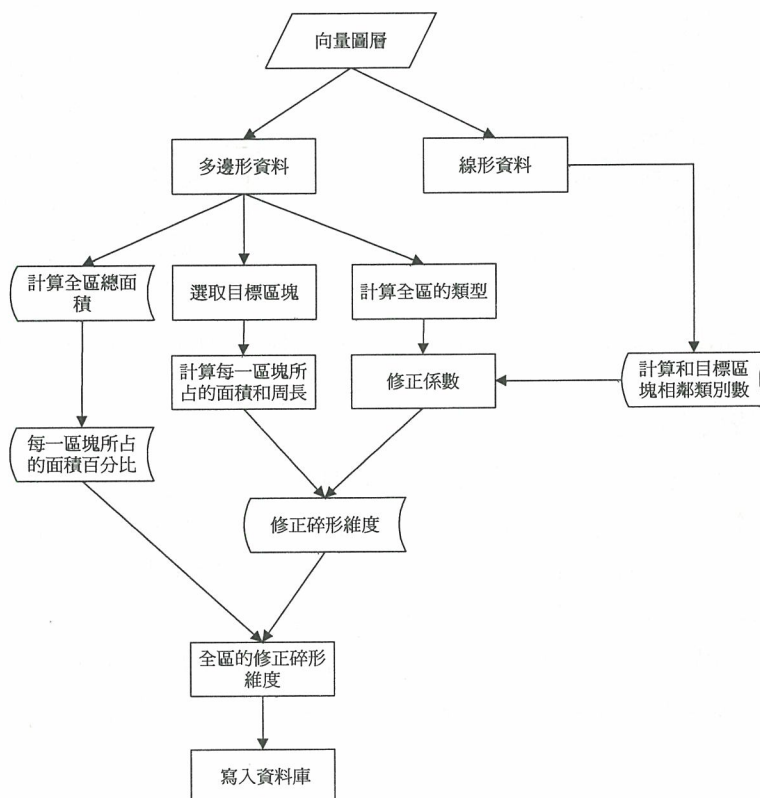
圖四(j) 配合伐採區道路
不沿邊界開闢之模擬

(2) 模擬圖像之碎形維度求算

以往計算碎形維度是直接利用周長和面積來求算，如此，碎形維度求得的指標只考慮區塊的形狀。實際上地景生態學中所強調的是生態單元的水平分布，以及其中物種和能量之間的流轉，很明顯的，碎形維度只是地景指標的一部分，對於整個地景生態指標而言並不完全。本研究為了考慮地景單元間之交互作用，引用了 Olsen 於 1993

年所提出的修正碎形維度指標，做為地景生態系中的多樣性指標。

本研究以向量方式求算修正碎形維度，整個分析在 ARC/INFO 的向量模組中進行。其作業流程說明如下：



圖五 修正碎形維度計算流程圖

(A) 開啓新欄位

為了建構完整的資料庫，在碎形維度計算之前，必須先建立好所需的欄位，以備後來可將所求得的值填寫回去。

(B) 計算全地景的面積

在求算地景碎形維度時，我們所得到的每個值都是代表一個區塊的修正碎形維度值，但是為了了解全區的地景修正碎形維度，本研究以面積加權方式，求算全部地景修正碎形維度值，因此必須先求得全地景的面積。

(C) 計算總類別數和每一區塊相鄰的類別數

目的在求算每一個區塊周長的修正項。由公式(8)可知，修正碎形維度的修正項是利用 $C / Ct - 1$ 對周長做修正，所以要計算出全地景的總類別 (Ct) 和每一區塊相鄰的類別 (C)。

在 ARC/INFO 的向量模組中，雖有 ADJACENT 指令可供計算每一個區塊相鄰的

區塊和類別，但利用方式計算所得的相鄰區塊，包括兩區塊僅有一個點相鄰者。在生態上，相鄰區塊間的能量會流轉，物種之間也會相互影響，其影響的程度視相鄰的多寡而定。由於只有一點相鄰之兩區塊，其相鄰的長度幾乎為零，故並不視為真正造成影響的區塊，在計算相鄰的類別時，應予以剔除。

為了剔除點相鄰的區塊，在此並不採用 ADJCENT 的方式，而是建立一個線資料檔，選取組成區塊的每一線段，再檢查這些線段相鄰的左邊區塊編號和目標區塊是否相同，相同的話則暫存於資料庫中，再比較右邊區塊的編號和目標區塊的編號是否相同，經過左、右二邊區塊和目標區塊的比對，可以決定和目標區塊真正相鄰的區塊，如果將萃取得的相鄰區塊編號和原來的類別屬性做關連，則可以得到相鄰的類別數。

此外，在這個程序中，同時要計算全區的總類別，針對每一個區塊的相鄰類別數去計算周長的修正項。

(D) 萃取區塊面積和周長

周長和面積是碎形維度的二大要素，在向量圖層中一個很大優點是這二個參數可以直接從屬性表中取得。

(E) 碎形維度和修正碎形維度的計算

根據上面程序所求得的各项參數，包括面積、周長、修正項等，我們可以代入公式(6)求得碎形維度值，代入公式(7)求得修正碎形維度值，雖然前人研究中指出修正碎形維度較具生態上的意義，但是為了比較修正前後的差異，在此一併求算碎形維度值，並將所得的結果寫入原先建好的欄位中，成為更完整的資料庫。

(F) 全區碎形維度和修正碎形維度的計算

前述作業可以得到每一個區塊的維度值，但是從地景的角度來看，我們所重視的是全部地景狀況，而不是局部地景單元或者是每一個區塊的各別情形。因此，全地景維度必須予以計算。

地景生態的異質情況可以決定其多樣性，每一個地景生態系，都有由不同的地景要素單元組成，這些單元區塊大小不一，所含的生物量和所控制的能量自然不同，其在生態系中所扮演的角色和重要性也各不相同，面積最大者可以視為基質，為地景生態系中的優勢族群，可以引導整個地景生態系的進行方向，而面積小者，其生態過程對於全地景的影響並不大。

根據以上概念，本研究利用面積加權的方式，對於每個區塊的碎形維度做加總，依照每一區塊的面積大小，給予不同的權重，利用區塊面積除以總面積當做權值。權值給定之後，分別乘上區塊的碎形維度和修正碎形維度，最後加總得全地景的維度值。

3.2.2 實際地景修正碎形維度求算

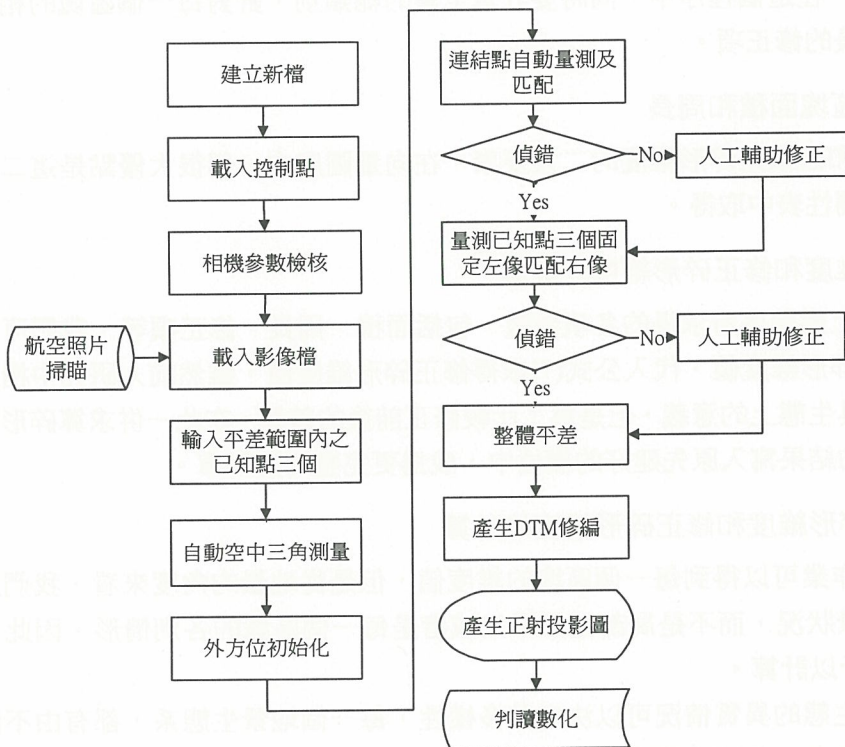
(1) 航空照片判讀與數化

目前研究地景最簡便的方法，是利用航空照片或地圖清繪出地景要素間的邊界，

但此種方法常遇到部分邊界難以區劃。因此，本研究採用航空照片搭配高程資料產生正射照片，以幫助我們清楚的找到二個林型之間的邊界，得到較正確的判讀資料。

其法，首先將航空照片掃描成數位影像，再利用航遙測協會所屬之數位航測工作站系統 (Digital Photogrammetric Workstation, 簡稱 Leica DPW), 完成自動空中三角測量平差，產生立體影像，利用自動匹配原理產生數值地形模型 (Digital Terrain Model; DTM)。判釋人員可直接在工作站上以 DTM 配合立體影像，在螢幕上進行判讀和數化工作，最後經過系統的檔案轉換，輸出 GIS 可以處理的資料格式，再經由地面實際核對修正，可以提高資料的準確性。

此部分之作業委託航遙測學會製作，其流程如下：



圖六 數位航測工作站判讀數化流程圖

(2) 真實地景之碎形維度求算

本研究選取六龜生態系經營區為實際地景，做修正碎形維度計算，以了解利用修正碎形維度指標，在實際地景應用上的可行性，以及在應用過程中可能遇到的問題。

試驗區原為天然闊葉林，除了面積最大之外，也是當地動態控制的主要地景類型。但本區為一試驗區，各種造林地相繼建構，造成地景結構的改變，這些人工造林地對原始天然林而言，是一種入侵的干擾區塊，同時也因為作業上的需要，而在其中開闢了林道，林道在這個試驗區中所扮演的角色是干擾廊道。

在本研究中，是將航空照片製成 1/5000 的林型圖做為真實資料的來源，為了達到

地面精度 0.5 公尺的要求，在求算碎形維度和修正碎形維度的過程中，周長和面積兩個參數都必須取至小數點後四位，才能使計算結果具有有效意義。

此部分做法和 3.2.1 節相似，但真實地面的地景狀況比較複雜，而且有道路分佈其中，故利用計算道路經過前後的碎形維度，來衡量道路通過對於原地景所造成的影響。

4. 結 果

本研究所得的結果可以分成下面二個部分來說明：

4.1 模擬地景碎形維度

在模擬的地景圖像中，圖四(b) ~ 四(c)為模擬皆伐或是樹種變更的情況。從表一結果顯示，皆伐或樹種變更的結果會使地景的碎形維度值上升，表示人為作業會使整個地景趨向破碎，改變原來的地景要素分佈，故使維度值增加；但就修正碎形維度而言，作業之後會使其值下降，和碎形維度計算所得的結果相反。可能的原因是，修正碎形維度計算過程，考慮了區塊之間的相鄰關係，就生態的觀點而言，人為干擾會降低原本的多樣性。因此若要完整考慮生態過程對地景圖像分佈的影響，我們應該採用修正的碎形維度做為地景多樣性的指標較為合理。

表一 伐採位置修正碎形維度比較表

	碎形維度	修正碎形維度
原始模擬 (圖四(a))	1.1104	1.6726
任意位置伐採模擬 (圖四(b))	1.1435	1.6085
沿邊界伐採模擬 (圖四(c))	1.1235	1.6181

此外，就作業的位置而言，圖四(b)是從區塊中任意伐採或變更，而圖四(c)是沿區塊邊界作業。結果顯示，沿區塊邊界作業對於多樣性的影響較小，因為邊界作業無論是伐採或者是樹種變更，因為相鄰的類別較多，有利於樹種的傳播或是天然更新，因此，相較於任意位置的作業可以維持較高的多樣性。

就作業形狀而言，在相同面積和相近位置的干擾下，所得的結果如表二所示，顯示在其他因素相同的情況下，不規則的干擾對於地景多樣性的影響程度較小。反之，如果作業干擾方式是規則的話，則會使地景多樣性大幅降低，其降低的比例高達 2%。

可能的原因可能為不規則形狀的作業方式比較類似自然干擾，自然干擾在自然界中經常發生，除了少數重大干擾，例如森林大火、嚴重蟲害等，會造成較破壞性的生態多樣性改變之外，大部分經常性的干擾，都是天然演替或更新的必要過程。因此這一類的干擾對於地景多樣性的影響較小，故在模擬的結果中，影響不大，對於原始的

表二 伐採形狀修正碎形維度比較

	碎形維度	修正碎形維度
原始模擬 (圖四(a))	1.1104	1.6726
不規則形伐採模擬 (圖四(b))	1.1687	1.6617
規則形伐採模擬 (圖四(c))	1.1477	1.6390

圖像而言只減少 0.65% (不到 1%) 的多樣性。惟相對於不規則的作業方式而言，規則形狀的作業則明顯為人為干擾，會使地景多樣性大幅降低。

在道路影響方面，道路開關對森林地景而言，可視為地景生態學中的廊道，一方面分割了地景，一方面地景要素單元之間也因廊道而相連，在交通運輸和物種間交流扮演著特殊的地位，對於多樣性的影響必須視廊道的寬度和形態而定。在模擬中，是以較簡單的結構排列為例，其結果如表三。由表可知在模擬圖四(f)中，道路通過後全區的修正碎形維度稍有增大，可見在道路開關時如考慮道路的位置，可以使開關道路對地景的影響減到最低，並使廊道對於地景區塊之間的連結性發揮最大的效用，以維持多樣性。

表三 道路影響之修正碎形維度比較

	碎形維度	修正碎形維度
原始模擬 (圖四(a))	1.1104	1.6726
考慮地景完整性之模擬 (圖四(f))	1.1431	1.6740
未考慮地景完整性之模擬 (圖四(g))	1.1397	1.6670

在模擬圖四(g)中，道路使得全區的修正碎形維度略為下降，和模擬圖四(f)相較顯示，道路對於地景生態的影響，並不一定為正或為負，如果在道路開關時只要求最近的距離，而不考慮道路之通過位置，則會導致地景多樣性下降，此時道路開關的負面干擾大於它的連結性。

此外，如果將道路所形成的區塊單獨萃取出來，可以發現道路本身所形成的區塊，本身具有很高的修正碎形維度值 (分別為 1.9397 和 1.9391)，這是造成在模擬圖四(f)中，全區修正碎形維度增加的原因，也是模擬圖四(g)中維度減少不大的因素。

在道路和伐採作業的配合模擬方面，結果如表四。由該表可知開發會降低多樣性，而且二者同時所造成的影響，會大於道路和伐採單獨作業時的加總。模擬圖四(i)是模擬圖四(f)和模擬圖四(h)的套疊，在模擬圖四(i)中的維度變化為 -0.034 ，而模擬圖四(f)的維度變化是 0.0014 ，模擬圖四(h)的維度變化為 -0.0314 ，二者相加為 -0.03 ，故二種作業同時進行時的影響，並不具加法性，而是有交互作用的效果。

同樣的，模擬圖四(j)是模擬圖四(g)和模擬圖四(h)的套疊，但是模擬圖四(j)的維度

變化為 -0.0467 ，負面影響會超過二者的加總（模擬圖四(h)的維度變化是 -0.0056 ，模擬圖四(h)的維度變化為 -0.0314 ，二者相加為 -0.037 ）。

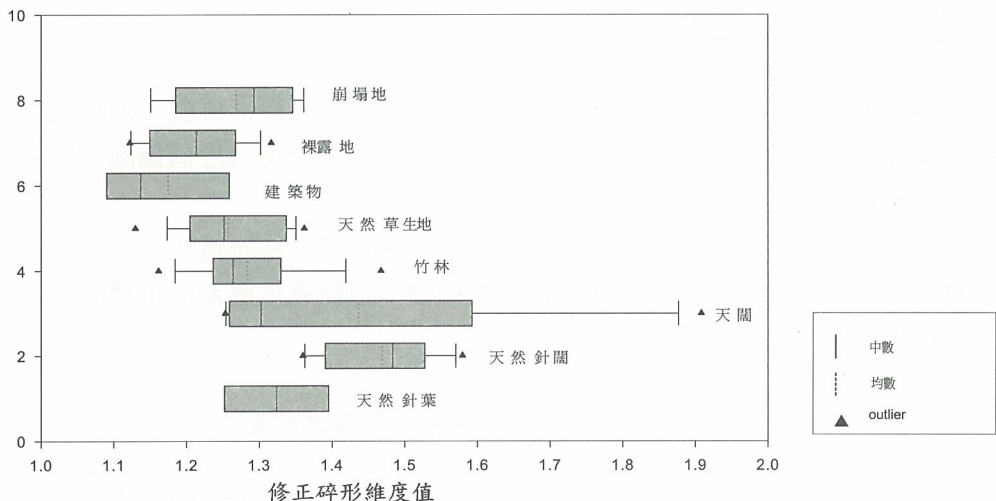
表四 道路和伐採配合修正碎形維度比較

	碎形維度	修正碎形維度
原始模擬（圖四(a)）	1.1104	1.6726
皆伐模擬（圖四(h)）	1.1200	1.6412
皆伐 + 道路之模擬（圖四(i)）考慮地景之完整性	1.1467	1.6386
皆伐 + 道路之模擬（圖四(j)）不考慮地景之完整性	1.1434	1.6259

4.2 實際地景碎形維度求算

六龜試驗林生態系經營區全區面積約 24.41 平方公里，天然闊葉林的面積約為 18.03 平方公里，佔總面積之 73.87%，可以視為地景生態系中的基質，而其他各種天然林或人工造林地則是分散在其中的區塊。

選取天然針葉林、天然針闊葉混合林、天然闊葉林、竹林、天然草生地、建築物、裸露地及崩場地等類型的區塊，做 Box-Plot 可得圖七。由圖可知，每一個區塊的值在 1.1 ~ 1.9 之間，其中維度最大者是天然闊葉林所屬之區塊，有高達 1.9 者。



圖七 八種土地利用型修正碎形維度之 Box-plot

在植生部分，有關修正碎形維度之結果如表五。由表可知天然針闊葉混合林和天然闊葉林的修正碎形維度值是最大的，表示這二種林型在六龜生態系經營區中具有較高的多樣性，其次依序是天然針葉林、竹林、草生地。至於非植生部分，建築物的維

度值是最小的 (平均值為 1.1724)，因為建築物是完全的人為干擾，對地景中的多樣性具有負面的影響，因此建築物的出現會降低地景的多樣性。此外非林木部分尚有裸露地和崩場地，因為崩場地的形成和地形有相當大的關係，而地形複雜者地景單元的組成亦較複雜，所以崩場地的維度值大於一般植生不易生長的裸露地。

表五 八種土地利用型修正碎形維度

	天然針葉林	針葉混合林	闊葉林	竹林	天然草生地	建築物	裸露地	崩場地
	1.2524	1.4838	1.2590	1.4069	1.2520	1.0942	1.2954	1.3410
	1.3955	1.3740	1.2536	1.3290	1.2023	1.0866	1.1538	1.3612
		1.3600	1.9081	1.2611	1.2077	1.3375	1.1460	1.1511
		1.5796	1.5927	1.1900	1.2516	1.1804	1.1243	1.1965
		1.5104	1.3121	1.3307	1.2038		1.2416	1.2930
		1.5334	1.2934	1.2419	1.3339		1.2673	
		1.4404		1.2215	1.2122		1.2092	
				1.1616	1.3382		1.3168	
				1.2565	1.3618		1.1222	
				1.2640	1.3426		1.2181	
				1.2664	1.1298		1.1911	
				1.2933			1.2675	
				1.4675				
平均	1.3240	1.4688	1.4348	1.2839	1.2578	1.1747	1.2128	1.2686

就全地景而言，經過加權平均後的碎形維度和修正碎形維度，因為受到面積權值的影響 (基質所佔的面積最大而且其維度值最高)，故全區維度值偏高，會大於所有區塊的平均維度。

在考慮道路的影響方面，結果如表六，該表顯示道路經過後，所計算的修正碎形維度值下降約 5.69%。表示就實際的地景而言，道路為生態系的干擾因子，在干擾之下多樣性會下降。

表六 六龜生態系經營區之維度

	碎形維度值	修正碎形維度值
未考慮道路影響	1.1608	1.8264
考慮道路影響	1.1274	1.7225
差值	-0.0334	-0.1039
變動百分比	-2.8%	-5.69%

5. 結 論

由於全球環境日益惡化，森林資源日稀，所以林業經營已不再以經濟為唯一目的。對於森林資源，我們不僅要保護而且更要維護基本的生態過程，以達生態系經營目標，保障物種和生態系之永續發展。然而生態必與空間相關，故我們在研究生態系之時，不可忽略地景的角度和觀點。就森林而言，任何一種人為作業都是干擾，干擾有正面影響和負面影響，若要維持生態系功能的正常運作，降低干擾之負面影響，必須納入地景生態學的觀念作一完整的規劃，才能獲致最大的效益。

碎形維度是和形狀相關的地景生態指標，要正確的計算碎形維度值或是修正的碎形維度，首先都必須要能從影像或照片中萃取出各生態單元的確切邊界。然而一般的照片判釋都須經驗豐富才能勝任，而且所萃取的邊界是主觀認定的，不同的判釋者會有不同的判釋邊界。要減低此誤差，可利用數值地形資料配合立體圖像，產生各地景區塊之間的邊界正射圖，以取得邊界資料。

森林生態經營是台灣森林資源經營必走方向，任何作業決策的影響都是久遠的，所以任何經營計畫實施前，都必須經過周詳的考慮。有鑑於此，對於計畫實施前，可能產生的影響，我們必須能夠加以預測才能防患未然。但是預測是針對未知的將來，無法取得實際的資料，因此必須透過模擬才能達到預測的目的。

由本文的模擬結果可知，在相同形狀和面積的伐採作業中，我們應該特別注意作業的位置。如果在區塊的任意位置作業，將對地景多樣性造成較大的負面影響。反之，選擇區塊邊界作業則能維持較高的多樣性。因此，在未來的作業計畫中，必須考慮作業位置的易達性和適宜性，就地景生態的觀點而言，最佳的作業地點是區塊相鄰的地方，因為，區塊相鄰處就邊緣效應而言有較高的物種多樣性，在作業之後，能夠進入該處發展的樹種亦較多，可以加速更新。

就作業的形狀而言，以往林木伐採都是以方便作業的規則形狀加以作業，但是從地景的角度而言是不恰當的。規則形狀的作業，造成規則的邊界，物種進入的機會較小，而不規則的邊界所圍成的區塊能保有較高的多樣性，因此伐採作業除了考慮作業的位置外，也要考慮作業的形狀，依實際的地形、地勢，安排最恰當的作業計畫。

為了配合森林中的各項施業，林道的開闢是必要的，開闢林道除了要考慮坡度不能過陡、地形須較平坦、以及土壤、含水量等因子之外，也要考慮林道對生態系所造成的隔絕性和連結性。一般而言，林道不宜過度分割地景單元而影響地景的完整性，但是為了顧及其他因素和開路的成本，在必要時，林道設計得以穿越區塊內部，但是應儘可能減少穿越地景單元區塊的數目。

在應用上，如果利用修正碎形維度衡量地景的多樣性時，我們可以發現組成地景的要素區塊中，天然針闊混合林和天然闊葉林的修正碎形維度最高，而在實際的生態中，天然混合林的多樣性是高於純林的。表示修正碎形維度可為多樣性指標之一，維度高者多樣性亦高，大面積的混合林可以提高整個地景生態的多樣性，因此未來建造

森林時，可以此為標準建造混合林，不論在災害抵抗或是多樣性的維持上都較純林為佳。

建築物在地景區塊中的修正碎形維度是最小的，如果要使地景生態保有一定的多樣性，則不宜在森林中建造太多建築物。

道路的開闢會造成地景的破碎化，但是值得注意的是破碎化並不等於碎形維度增大。六龜試驗林生態系經營區的計算結果顯示，道路納入考量後碎形維度是減少的，這種情況以修正碎形維度為指標時可以明顯區別。

未來的森林經營應以整個生態系為主體，而不是以林木或林分為主，故大面積資訊的取得和分析是必要的工作。大面積資料如何取得和分析方法的選用，都必須考慮其尺度，因此地景和尺度的觀念是很重要的。在較大的尺度範圍內，可以使用航測、遙測和地理資訊系統為工具，對於干擾和變遷的監控能有良好的效果，但是在遙測方面必須先克服台灣地區遙測影像陰影過多以及分類準確度上的問題。在較小的尺度中，航空照片判釋可以了解森林的開發利用，以及樹種之間分布的情形，是有力的經營計畫輔助工具。

參考文獻

- 李國忠、陳建霖，1993。生物歧異度與森林生態經營模式之模擬，台大農學院研究報告 33(4)：229-250。
- 肖篤寧，1993。試論景觀生態學的理論基礎與方法論特點，景觀生態學理論、方法及研究：31-47。
- 彭少麟，1993。邊緣效應對森林景觀的影響，景觀生態學理論、方法及研究：259-265。
- 鄭祈全、周朝富，1990。地理資訊系統在森林經營規劃之應用，中華林學季刊，23(1)：105-116。
- 鍾玉龍，1996。地理資訊系統與遙測資訊應用於植群生態變遷之研究 — 以霧頭山自然保護區為例，博士論文，國立台灣大學森林學研究所。
- Cola, L.D., 1989. Fractal analysis of a classified landsat scene, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55(5): 601-610.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1990. *Landscape Ecology*, New York.
- Goodchild, M.F., 1980. Fractal and the accuracy of geographical measures, *Math. Geol.*, 12: 85-98.
- Jong, S.M. and Burrough, P.A., 1995. A fractal approach to the classification of mediterranean vegetation types in remotely sensed image, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(8): 1041-1053.
- Lam Nina, Siu-Ngan, 1990. Description and measurement of landset TM image using fractals, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56(2): 187-195.
- Ludwig, J.A., Reynolds, J.F., 1988. *Statistical Ecology: a Primer on Methods and Computing*, New York.
- Mandelbrot, B.B., 1967. How long is the coast of Britain? Statistical self-similarity and fractal dimension, *Science*, 156(3775): 636-638.

- Mandelbrot, B.B., 1983. *The Fractal Geometry of Nature*, W. H. Freeman and Co., New York.
- Milne, B.T., 1988. Measuring the fractal geometry of landscapes, *Applied Mathematics and Computation*, 27: 67–79.
- Olsen, E.R., *et al.*, 1993. A modified fractal dimension as a measure of landscape diversity, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 59(10): 1517–1520.
- Rex, K.D. and Malason, G.P., 1990. The fractal shape of riparian forest patches, *Landscape Ecology*, 4(4): 249–258.
- Turner, M.G and Gardner, R.H., 1990. Quantitative methods in landscape ecology, *Ecological Studies*.

Application of Geographic Information System and Fractal Dimension in Forest Landscape Spatial Variability

*Su-Fen Wang*¹

*Yeong-Kuan Chen*²

*Chi-Chuan Cheng*³

Abstract

Aerial photograph is a very useful tool for forest landscape studies. Interpretation of aerial photograph is very helpful for studying the distribution of landscape units. In this research, a modified fractal dimension was used as an index to study the effects on landscape resulted from various management activities using simulated data. In addition, the Luku experimental forest was selected as the study site to understand the fractal dimension in real landscape.

The results indicate that:

- (1) When harvesting timber, the effect on landscape diversity can be reduced if the harvesting sites, with irregular shapes, are selected along the boundary between two patches.
- (2) Road development is a disturbance to the forest landscape, and it will reduce the modified fractal dimension. Therefore the roads should not pass through the landscape, in order to preserve the integrity of the landscape.

Keywords: GIS, Fractal dimension, Landscape, Diversity.

¹ Graduate student, Department of Forestry, National Taiwan University

² Professor, Department of Forestry, National Taiwan University

³ Senior Researcher, Taiwan Forestry Research Institute