

景觀生態計量方法於農業景觀生態系統 之空間結構探討

Quantitative Landscape Ecological Methods to the Spatial Structure Study of Agriculture Landscape Ecosystem

中國文化大學景觀學系
副教授

林裕彬
Yu-Pin Lin

中國文化大學地理學研究所
碩士研究生

鄧東波
Tung-Po Teng

中國文化大學景觀系
研究助理

吳振發
Cheng-Fa Wu

摘要

研究景觀結構為分析生態系統間之空間關係，此關係即是能量、物質與物種分佈的大小、形狀、數量及種類與元素間之相互作用。本研究以桃園縣蘆竹鄉為研究區，分別以南嵌溪、坑子溪、中山高速公路與中山高速公路機場聯絡道將區內高程100公尺以下之地區由北而南分為A、B、C、D及E五區，並應用景觀生態理論探討研究區農業景觀生態系統，分析稻田及埤塘景觀之空間結構及相關性。就景觀異質性而言，不論南北向或東西向，區內稻田景觀皆呈現小異質性特性；旱田則是在南北向上呈小異質性景觀，而東西向則是呈不規則異質性的現象。埤塘之空間分析上，A與B兩區、D與E兩區及C區分別為三種不同發展型態。A與B區之都市化程度最高，其稻田優勢度低，土地利用（人為景觀）多樣性及稻田碎形維度最高，且埤塘的發展偏小且形狀上較不規整；D、E兩區因處於都市化狀態，因此土地利用（人為景觀）多樣性次高，稻田碎形維度次高，埤塘之發展處於轉型狀態；而C區之稻田優勢度最高，多樣性低，碎形維度低，埤塘發展趨於面積大且形狀上較近於圓形。此外，亦發現研究區之農業景觀生態系統受廊道系統影響。

關鍵詞：景觀生態學，異質性，多樣性，優勢度，碎形，農業景觀。

ABSTRACT

The study of landscape ecological structure is to analyze the ecological relations that present the energy, masses, sizes, shapes, quantities, species, and interaction of elements

in the landscape ecosystems. This study used landscape ecology theorem in the study of the ecological system of agriculture landscape to analyze the agricultural fields and irrigation ponds of Luchu area in Taoyuan County. The study area was divided into five sub areas named A, B, C, D and E by four major corridors that are Nakan River, Kanze stream, Chun-Shan highway and airport inter highway. The heterogeneity analysis results illustrated that in both south-north and east-western directions of this study area paddy-field landscape displays micro-heterogeneity. Dry-field landscape displays micro-heterogeneity in the south-north direction and irregular formation in the east-western direction of Luchu area. The spatial pond-landscape analysis results indicated that there were three pond landscape groups, A and B, D and E, and C sub areas. A and B sub areas had low dominance, high diversity and high fractal dimension on paddy fields with small and irregular shape ponds. Meanwhile, D and E sub areas had high landscape diversity, high fractal dimension on paddy fields with transmitted ponds. Moreover, C sub area had high dominance, low diversity and low fractal dimension on paddy fields with large and compact shape ponds. Finally the agriculture-landscape ecological system was affected by the major corridors in the Luchu area.

Keywords: Landscape ecology, Heterogeneity, Diversity, Dominance, Fractal, Agricultural landscape.

一、前言

景觀生態學 (Landscape Ecology) 主要是研究景觀組成之空間要素、結構、變化與其間相互作用之關係。農業景觀生態系統是由自然與人所建立之景觀生態系統，不同的農田空間尺度與物種，其所組成景觀之結構與功能亦不相同，這些景觀組成要素按其形狀和作用可分為嵌塊體 (Patch)、廊道 (Corridor) 和基質 (Matrix) 三種類型。嵌塊體是景觀空間比例尺上所能見到的最小均質單元；廊道則是具有通道或屏障功能的線狀或帶狀嵌塊體，廊道具有五個主要功能，包括棲地、通導、過濾、來源和沈澱，此功能主要為廊道的寬度及連結所控制；基質為相對面積高於景觀中其他任何嵌塊體類型的要素 (Forman, 1986、張啟德等, 1996、林裕彬, 2000)，其最具連續性，因此往往形成景觀的背景。而景觀空間之結構研究主要為分析生態系統間之空間關係，此關係即是能量、物質與物種分佈的大小、形狀、數量及種類；景觀功能之研究則是探討空間元素間之相互作用；景觀變遷則為研究嵌塊體

之結構與功能的變化。而研究景觀異質性 (Heterogeneity) 的核心也就是分析景觀要素的空間分佈，特別是確定景觀結構中特殊性狀態，即明顯的非隨機分佈的空間格局 (Forman, 1986、張啟德等, 1996)。

景觀生態學之初期研究以描述性為主，然近年來許多景觀生態理論之學者 (Turner, 1991, Baker, 1992; Gustafson 與 Parker, 1992; Kienast, 1993; Leduc 等人, 1994; Wickham 與 Norton, 1994; With, 1994; Leduc 等人, 1994; Forman, 1995; Hulshoff, 1995; Gross, 1995; Gross, 1995; Dramstad 等人, 1996; Loehle 與 Li, 1996; Reed 等人, 1996; Villard 與 Maurer, 1996; Li 與 Archer, 1997; Collins 與 Barrett, 1997; Obeysekera 與 Rutchey, 1997; Hokit 等人, 1999; Vladimir 等人, 1999) 皆指出景觀生態方面的研究是需要計量方法於景觀空間型式 (Spatial Pattern) 之量化、景觀之比較、明顯異同之界定、以及相互間之相關性，這些計量方法可在時空間尺度上解釋與分析景觀之空間型式、生態過程與變遷。例如景觀之嵌塊體是研究某一景觀生態之重要基

礎，亦是主要指標。嵌塊體之大小、型式、形態等參數為描述或反映景觀嵌塊體結構之基本參數，藉由這些指數與計量方法可分析與解釋景觀結構與嵌塊體之空間型式與其具有之生態過程 (Turner, 1991)。景觀異質性就是分析景觀要素的空間分佈，特別是確定景觀結構中特殊性狀態，其影響景觀中之物種及能量，一般而言景觀異質性之量測多以線性法與網格法較多，且以信息理論為分析之基礎；景觀空間多樣性指的是景觀中嵌塊體的複雜性，嵌塊體類型的齊全程度或多樣化狀況，包括嵌塊體的豐富度、均勻度、鑲嵌度和連接度；優勢度 (Dominance) 指標用於測量景觀結構組成中一種或數種景觀要素類型支配景觀的程度；破碎度可量測景觀之破碎程度 (Fragmentation)。

近年景觀生態計量之研究甚多，例如 Baker (1992) 應用直方圖探討景觀嵌塊體之自然度，並應用統計學方法分析、解釋及推論和各種景觀變遷的現象與意義。Gustafson 與 Parker (1992) 模擬農業景觀並以碎形維度與蔓延度探討景觀型式 (Landscape Pattern)。Russell 等人 (1992) 以碎形維度分析 (Fractal Analysis) 探討海域地區島與餌之空間型式。Kienast (1993) 應用隨機穿越方式結合地理資訊系統與多樣性、蔓延度、碎形維度於景觀型態歷史之分析，並計算面積一周長之碎形維度探討景觀型態之變遷。Wickham 與 Norton (1994) 以基質、碎形維度、優勢度討論森林、農業與都市地區之差異。With (1994) 以碎形維度分析評估草蟻之移動模式。Luque 等人 (1994) 應用型態指數、延度、優勢度研究國家保育區之時空變遷。Leduc 等人 (1994) 應用碎形維度估計 Cazavill 地區森林景觀之碎裂情形。Hulshoff (1995) 以優勢度、型態指數量化景觀型態之變遷。Gross 等人 (1995) 以碎形維度分析 (Fractal Analysis) 探討草食性動物之移動規則。Reed 等人 (1996) 計算嵌塊體之指數探討景觀結構變遷。Hainesyoung 與 Chopping (1996) 以景觀生態指數量化森林景觀結構。Collins 與 Barrett (1997) 探討嵌塊體之碎度於實驗草地嵌塊體之動態集團。Li 與 Archer (1997)

同樣以指數計量方法量化景觀結構。Obeysekera 與 Rutchey (1997) 以多樣性、碎形維度移轉率探討模式之尺度，量化水源保護區之景觀空間型式 (Spatial Pattern)。Hokit 等人 (1999) 應用地理資訊系統探討景觀結構、灌木林嵌塊體之分離度 (Isolation) 與蜥蜴分佈，並應用變異數分析 (ANOVA) 分析植被密度與蜥蜴移動之相關性。Vladimir 等人 (1999) 以碎形探討與分類嵌塊體之空間分佈自我相似特性。因此，以指數與計量方法探討景觀嵌塊體型式、大小、形狀、離散、破裂程度、碎形、異質性等，為研究景觀之生態結構、功能與空間變遷等有效之工具。林裕彬和林怡君 (1999) 以農田嵌塊體之大小、形狀及密度分析蘆竹鄉農田之景觀結構，並以南坎溪為界討論南北兩區之農田嵌塊體異同，其結果發現在不同人為干擾下南北兩區之農田景觀出現不同結果，林裕彬和柳文成 (1999) 則進一步以信息理論分析農田景觀異質性，亦發現南北兩區之農田景觀不同的發展。而林裕彬等人 (2000) 則以南坎溪及坑子溪為界將蘆竹鄉分為三區，分別探討 1904 年~1993 年間埤塘之時空間變化，其結果顯示埤塘的發展受自然地形限制，但在人為干擾下，北中南三區之發展，逐漸不同。

因此，本研究以地理資訊系統應用線性法、信息理論、碎形理論及統計方法探討蘆竹鄉農田景觀異質性、多樣性、優勢度、碎形之空間變化，並以嵌塊體之面積、周長、形狀指數分析蘆竹鄉埤塘之景觀生態特性，最後探討此地區農田、埤塘及廊道之景觀空間變化及其相關性。

二、理論與方法

(一) 景觀異質性 (Landscape heterogeneity)

一景觀生態系統中景觀之異質增加時，其能量與生物量於景觀元素間的流動速率隨之增加，其物種多樣性增加，內部物種之豐富度減少；因此，景觀異質性影響景觀中之物種。若有 A 與 B 兩點，而一景觀要素僅存在於 A 點或 B 點，則此兩點存在景觀異質性 (Forman, 1986、張啟德等, 1996)，且沒有一景觀為完全大異質性或小異質性；因此，景觀異質性分析為景觀結構

分析重要一環。而一般量測景觀異質性通常採用兩種方法，一為線性法，另一為網格法。線性方法是應用信息水準於一橫跨線段上描述與比較每一景觀之起始點、終點、分佈之規律性、聚集性與空間聯結。而網格法則是將網格置於研究區內，並計算往網格內景觀要素出現之次數。且量測所得之異質性信息可以出現頻率(f)及(H)表示， f 為某景觀出現之次數與全區(線)之總次數之比。而 H_E 則可由下式表式。

$$H_E = \log \frac{M!}{f!(M-f)!} \dots\dots\dots(1)$$

式中： M 為總線段數， f 為出現某一景觀要素之線段數， H_E 之單位為比特(Bit)。若一景觀要素隨線段(網格)加長(大)其信息(H_E)有規律增加，則此景觀呈現大異質性，換言之當視野擴大時信息增加。反之，則表此景觀具小異質性。

(二) 景觀多樣性 (Landscape diversity)

一景觀生態系統中，景觀組成要素類型愈豐富，其景觀破碎程度愈高，因此景觀之多樣性可由 Shannon-Weaver，即熵值 (Entropy) 求得。

$$H = -\sum_{i=1}^m P_i \log_2 P_i \dots\dots\dots(2)$$

式中 m 為景觀要素類型數目。 P_i 為景觀要素類型占的面積比例。

(三) 景觀優勢度 (Landscape dominance)

景觀優勢度指標用於測量景觀結構組成中一種或一些景觀要素類型支配景觀的程度，低的優勢度其反映多種景觀中佔有人為相等比例(張啟德等，1996)。

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

式中 n 為景觀炭塊體類型數目。

(四) 形狀指數 (Shape Index)

此形狀指數意義，代表人為活動在景觀形成的干擾程度及自然特性限制人為活動的程度，其

可由下式求得

$$D = \frac{P}{\sqrt{4\pi A}} \dots\dots\dots(4)$$

式中： P 為炭塊體邊緣長度 (周長)； A 為炭塊體面積； D 為形狀指數。

(五) 碎形維度 (Fractal Dimension)

碎形維度為一描述炭塊體形狀特徵之量度，用來測度方法有很多種，如島嶼一斷面法、回轉半徑法、步測法、盒計法、半變異元法…等，而其目的都是為了求得空間資訊，本研究所引用的是碎形維度是 Hausdroff 維，量測方法即是根據空間資料相關性，了解空間資料結構之特性，而空間資料結構訊息即由變異圖或半變異圖 (variogram or semivariogram) 表現資料之空間變異，來得知空間相關性。地理統計之變異圖， $\gamma(h)$ ，定義

$$\gamma = 0.5E[z(x+h) - z(x)]^2 \dots\dots\dots(5)$$

式中(x)為在點 x 之觀測值； $z(x+h)$ 為在點 $x+h$ 之觀測值； h 為點 x 與點 $x+h$ 之距離。

一般典型變異圖，具有三種重要之參數分別為：(1)閾值 (sill value)；(2)影響範圍 (range)；(3)碎塊效應 (nugget effect)。 $r(h)$ 最後會逼近一定值，此值稱為閾值；此時之距離 h 稱為影響範圍，在此範圍外的資料之間無相關性。另一特徵是圖形在半變異圖軸的截距，稱為碎塊效應，為生的原因可能為，小距離發生在小採樣間隔內的變異或是觀測值之實驗誤差。以半變異圖與距離為坐標軸所繪之散佈圖，稱為實驗變異圖 (experimental variogram)，其計算式如下：

$$\gamma(h) = (1/2N(h)) \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i+h)]^2 \dots\dots\dots(6)$$

式中， $N(h)$ 為樣本點間距為 h 之組數。

在 x 位置的隨機變數 $Z(x)$ ，選定一臨界值 z ，定義下式為指標函數

$$\begin{cases} i_k(x) = 1 & \text{if } z(x) \leq z_k \\ i_k(x) = 0 & \text{if } z(x) > z_k \end{cases} \dots\dots\dots(7)$$

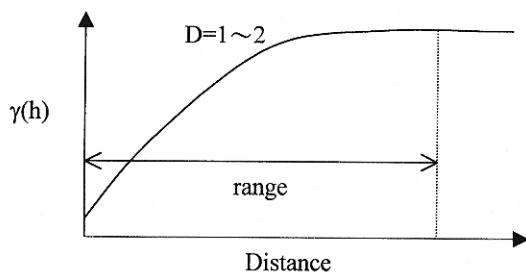


圖 1 半變異圖表現與碎形維度關係圖

其半變異圖可定義為：

若空間變異方向依方向不同而有變化時，為非等向性空間變異，此時之變異圖模式為距離與方向之函數。其定義為：

$$\gamma_1(h, z) = 1/2E[I(x+h, z) - I(x, z)]^2 \dots\dots\dots(8)$$

若空間變異方向依方向不同而有變化時，為非等向性空間變異，此時之變異圖模式為距離與方向之函數。其定義為：

$$\gamma_1(h, \theta) = (1/2(h, \theta)) \sum_{i=1}^{N(h, \theta)} [z(x_i) - z(x_i + h, \theta)]^2 \dots\dots\dots(9)$$

Hausdorff 碎形維度與半變異圖之關係如圖 1 所示，在影響範圍之內的碎形維度為 1~2，影響範圍外的維度則為 2。而半變異圖之 X、Y 軸兩邊取對數之斜率即是碎形維度值。

對變異圖之兩坐標軸取自然對數其斜率(m)與碎形維度(D)之關係如下：

$$D = (4 - m)/2 \dots\dots\dots(10)$$

此碎形維度稱 Hausdorff-Besicovitch 維度(FD)(Burrough, 1983)或 H-B 碎形維度。一碎形曲線可直接由 H-B 維度所描述(Mandebrot, 1997; Hurrough, 1983)。

三、研究區域

本研究以蘆竹鄉為研究區域，本研究區位於桃園縣最北端，如圖 2 所示。蘆竹鄉東與龜山鄉為鄰，西與中正機場、大園鄉為界，南接桃園市，北連台北縣林口鄉。高速公路之南坎交流道正是本鄉的輻輳地區，同時鄰近的中正國際機場更是

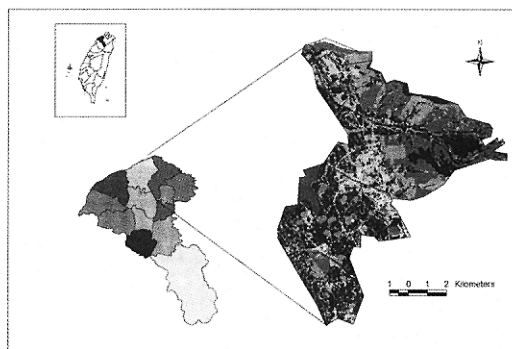


圖 2 研究區位置圖

與國際往來的交通要衝，不僅是桃園縣對台灣南北交通的樞紐更是國門的重鎮。蘆竹鄉的地勢由東北向西南傾斜，東北為丘陵地，約佔全鄉三分之一的面積，西南是平坦的農地，部份瀕臨台灣海峽。蘆竹鄉因為遍生蘆竹，故以此成為鄉名，蘆竹鄉南坎為桃園縣最早開發地區。蘆竹鄉全鄉耕地面積按八十五年桃園縣統計要覽所示，有 3,687.21 公頃，其中水稻田 3,466.41 公頃，旱田有 220.8 公頃。與八十四年底耕地面積資料相較，水稻田耕地面積減少了 10 公頃，旱田面積則無改變。因此依八十五年桃園縣統計要覽敘述，水稻田與旱作為蘆竹鄉之主要農田景觀。

桃園台地上大小各類的埤塘是農業發展所衍生出的特殊且獨特之景觀。其主要由於水源不足，夏季又常乾旱，因而開鑿埤塘，應農田灌溉所需，且台地上紅土有不易透水的特性，使得埤塘的開發更加有利，進而偏佈台地，此反映人與自然互動之現象。然而在工業化、都市化之下，蘆竹鄉土地利用逐漸轉型，使得埤塘也隨之變遷。蘆竹鄉位於桃園台地北端如圖 2 所示，地勢由東向西南傾斜，東方緊臨林口台地，地勢較高，為殘存的丘陵地，約佔全鄉三分之一的面積，西南是平坦的農地，部份濱臨台灣海峽，海岸線長約二公里。在不同自然條件下之埤塘景觀，所受之自然環境限制與人為影響必不同，因此景觀之結構、型式及時空變遷，必然有其特殊之景觀生態意義與研究價值。

本研究農田景觀異質性分析上，首先以內政部蘆竹鄉土地利用之數化檔及地理資訊系統，於

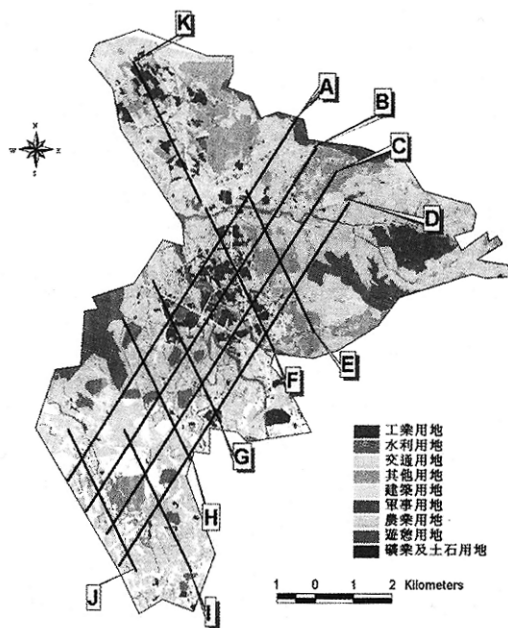


圖 3 研究採樣線分佈圖

研究區內劃出橫與縱列於研究區內之線段 A、B、C、D、E、F、G、H、I 與 J 等 10 條縱橫線段 (圖 3)，A、B、C 與 D 線段相互平行且長度為 11 公里，分為 96 子線段，E、F、G、H、I 與 J 則為 4 公里，分為 36 段，且此 6 條線相互平行。為求取信息之增減趨勢，將 A、B、C、D 線段數依比例減 48、24、12 及 6 段，C、D、E、F 則依比例減為 18 及 9 段。並應用線性法、信息理論、卡方檢定與繪圖法分析區內之景觀異質性。

廊道具有五個主要功能，包括棲地、通導、過濾、來源和沈澱。因此，於景觀空間結構分析上，本研究以研究區內主要廊道(河川、高速公路)將蘆竹鄉高程 100 以下之區域分為 A、B、C、D、E 五區如圖 4，應用內政部蘆竹鄉土地利用之數化檔求此五區之景觀多樣性及優勢度。於埤塘景觀分析上，應用地理資訊系統軟體 Arcview3.0a 數化與建置之埤塘嵌塊體基本資料庫，並進行嵌塊體大小及形狀指數探討埤塘嵌塊體之空間分佈，以期瞭解蘆竹鄉埤塘之空間分布，並以影像處理套裝軟體 ERDAS Imagine 8.3.1

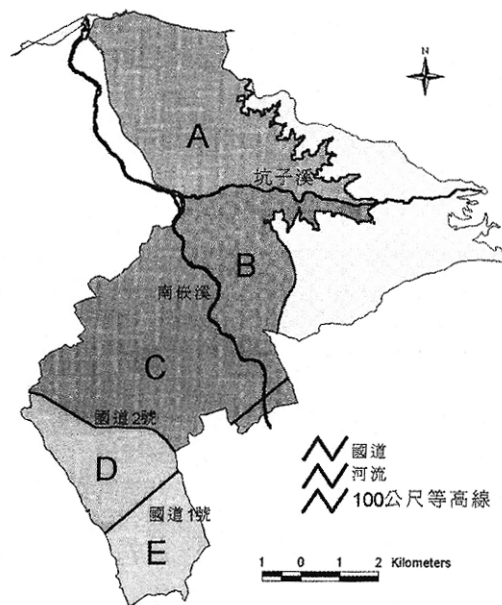


圖 4 研究分區圖

將各區內土地利用數化之向量資料轉換為 50m x 50m 之網格資料，並轉換為二元變數(Binary variable)，網格為農田者給定為 1，其餘之網格為 0，求得 Hausdorff-Besicovitch 維度探討研究區之農田空間破碎程度。分析農田及埤塘景觀之空間結構，及此二景觀之相關性，藉此了解此地區農業景觀生態系統。

四、結果與討論

蘆竹鄉全區面積約為 76.81 平方公里，水稻田面積為 29.24 平方公里，佔全區面積之 38%，旱田面積為 13.22 平方公里，佔全區面積之 17%。因此，就全區之農田景觀而言，水稻田為全區農田景觀中之基質；若考慮全區之土地利用時其基值同樣為農田；換言之，全區之景觀基質亦為農田。因此，區內之景觀生態系統主要由農田所控制。

(一) 農田景觀異質性分析

研究區內農田景觀出現於線段 A、B、C、D、E、F、G、H、I 與 J 如圖 3 所示。水稻田於縱向線段 A、B、C 與 D 皆出現聚集現象 (圖 5)，

表 1 縱線段稻田出現頻率

子線段數	A	B	C	D
96	0.614583	0.677083	0.541667	0.43750
48	0.708333	0.708333	0.604167	0.58333
24	0.833333	0.791667	0.666667	0.70833
12	0.916667	0.916667	0.833333	0.91667
6	1	1	1	1

表 2 縱線段稻田出現信息

子線段數	A	B	C	D
96	88.747	83.596	91.902	91.304
48	37.489	38.811	43.292	43.928
24	13.375	15.375	19.488	18.401
12	3.585	3.585	6.044	3.585
6	0.000	0.000	0.000	0.000

表 3 縱線段稻田卡方檢定

子線段數	χ^2	df	Asymp sig (2-sided)
96	12.436	3	0.006
48	2.282	3	0.420
24	2.222	3	0.528
12	0.670	3	0.880

此 4 線段水稻田出現之頻率、信息如表 1 及 2 所示；其出現頻率之卡方檢定結果列於表 3。於 96 段中水稻田出現頻率而言，此 4 線段有顯著差異。當 A、B、C 與 D 線段內線段數減為 48 段時，換言之，每一小段長度增加 2 倍，其水稻田於線段 A、B、C 與 D 同樣出現聚集現象，就水稻田出現頻率而言，此 4 線段並無顯著差異；出現之訊息小於 99 線段之信息。若將線段數減少為 24，每一小段增加 4 倍，其水稻田於線段 A、B、C 與 D 同樣出現聚集現象，就水稻田出現頻率而言，此 4 線段並無顯著差異；出現之訊息小於 96 及 48 線段數之信息，A、B、C 與 D 線段水稻田信息逐漸減少。若將線段數減少為 12，每一小段增加 8 倍，其水稻田於線段 A、B、C 與 D 同樣出現聚集現象，於 12 段中此 4 線段水稻田出現頻率並無顯著差異。若將線段數減少為 6，每一小段增加 16 倍，其水稻田於線段 A 與線段 B 同

樣出現聚集現象，於 6 段中出現之頻率分別為 1，因此就水稻田出現頻率而言，此 4 線段並無顯著差異；出現之訊息，A、B、C 與 D 線段皆為 0 比特。

因此，A、B、C 與 D 線段之水稻田景觀在以 96 段抽取水稻田所出現的訊息時，此四線段具有不同的性質，但在抽取訊息的尺度加大時，也就是增大 2、4、8、16 倍，A、B、C 與 D 線段即無顯著不同。此 4 線隨線段加長其信息(H)有規律減少，換言之當視野擴大時信息減少。由此可知本研究區田縱向水稻景觀呈現小異質性之分佈。且線上之稻田景觀具有聚集現象。

橫向線段 E、F、G、H、I、J 與 K，此 7 線段農田出現之頻率（圖 6）、信息如表 4 及 5 所示。其出現頻率之卡方檢定結果列於表 6。每一線段取 36 子線段，且取相同尺度之子線段，此 7 線段有顯著不同。因此，就水稻田出現頻率與信息而言有由南向北明顯減少，且愈往南其頻率與信息愈高。與縱現相同本研究區橫向水稻田出現小異質性之分佈。

旱田於縱向線段 A、B、C 與 D 皆無聚集現象出現（圖 7），此 4 線段旱田出現之頻率、信息如表 7 及 8 所示。其出現頻率之卡方檢定結果列於表 9。於 96 段中就旱田出現頻率而言，此二線段有顯著差異。當 A、B、C 與 D 線段內線段數減為 48 段時，旱田出現頻率而言，此二線段有顯著差異；出現之訊息小於 96 線段之信息。若將子線段數減少為 24，旱田出現頻率而言，此二線段有顯著差異；出現之訊息小於 96 及 48 線段數之信息，信息逐漸減少。若將子線段數減少為 12，就旱田出現頻率而言，此二線段有顯著差異；出現之訊息小於 96、48 及 24 線段數之信息。若將子線段數減少為 6，出現之訊息小於 96、48、24 及 12 線段數之信息，本區旱田景觀隨線段(網格)加長其信息(H)有規律減少，換言之當視野擴大時信息減少。由此可知本研究區縱向旱田亦出現小異質性之分佈。

橫向線段 E、F、G、H、I、J 與 K，此 7 線段旱田出現之頻率（圖 8）、信息如表 10 及 11 所示。其出現頻率之卡方檢定結果列於表 12。

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	
E	*	*	*	*	.	.	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	.	*	.	.	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*
F	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	*	.	.	*	.	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	.	*	*	.	
G	*	*	.	*	*	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	.	.	*	.	*	*	*	*	.	.	.	.	.	*	*	*
H	.	.	*	*	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	*	*
I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	.	*	*	*	*	*	.	.	.	.	*	.	.	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	.	.	*
J	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	*	*	.	*	*	*	*	.	.	.	.	*	*

(a) 36子線段

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
E	*	*	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	.	*	*	*	*
F	*	*	.	.	.	*	.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
G	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	*	*	*	*	*	.	*	*
H	.	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	*	*	.	.	.	.	*
I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	.	*	*	*	*	*	*	.	*
J	*	*	.	.	.	.	*	*	.	.	*	*	*	*	*	*	*	*
K	.	.	.	.	.	.	.	*	*	.	*	*	*	*	*	.	*	*

(b) 18子線段

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
E	*	*	*	*	*	*	*	*	*
F	*	.	*	*	*	*	*	*	*
G	*	*	*	.	.	*	*	*	*
H	*	*	*	.	.	.	*	.	*
I	*	*	*	*	*	*	*	*	*
J	*	.	.	*	*	*	*	*	*
K	.	.	.	.	*	*	*	*	*

(c) 9子線段

圖 6 稻作在橫線出現頻率圖

表 4 橫線段稻田出現頻率

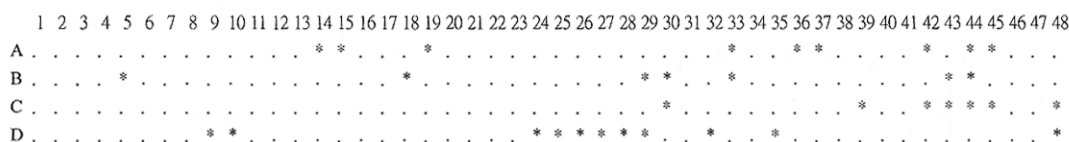
子線段數	E	F	G	H	I	J	K
36	0.8056	0.6111	0.5000	0.3333	0.7222	0.5556	0.3056
18	0.8889	0.7778	0.6667	0.3889	0.8889	0.6111	0.4444
9	1.0000	0.8889	0.7778	0.5556	1.0000	0.7778	0.5556

表 5 橫線段稻田出現信息

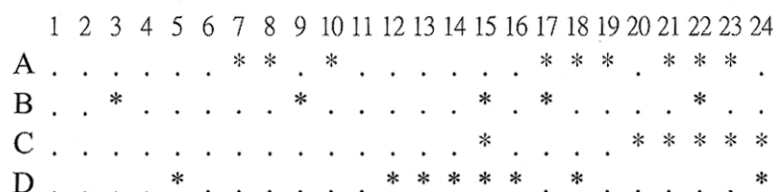
子線段數	E	F	G	H	I	J	K
36	22.9929	31.8219	33.0793	30.2212	27.9213	32.7668	29.1623
18	7.2574	11.5793	14.1802	14.9578	7.2574	14.9578	15.4173
9	0.0000	3.1699	5.1699	6.9773	0.0000	5.1699	6.9773



(a) 96 子線段



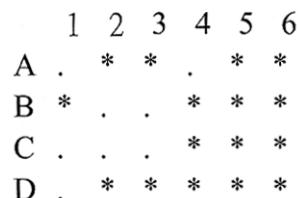
(b) 48 子線段



(c) 24 子線段



(d) 12 子線段



(e) 6 子線段

圖 7 旱田在縱線出現頻率圖

表 6 橫線段稻田卡方檢定

子線段數	χ^2	df	Asymp sig (2-sided)
36	31.554	6	0.000
18	19.500	6	0.003

表 7 縱線段旱田出現頻率

子線段數	A	B	C	D
96	0.0938	0.0729	0.0833	0.1250
48	0.1875	0.1458	0.1458	0.2292
24	0.3750	0.2083	0.2500	0.3333
12	0.5833	0.3333	0.3333	0.5000
6	0.6667	0.6667	0.5000	0.8333

表 8 縱線段旱田出現信息

子線段數	A	B	C	D
96	40.2378	33.4726	36.9483	49.1501
48	30.6433	26.1338	26.1338	34.3953
24	20.3184	15.3753	17.0383	19.4883
12	9.6294	8.9513	8.9513	9.8517
6	3.9069	3.9069	4.3219	2.5850

表 9 縱線段旱田卡方檢定

子線段數	χ^2	df	Asymp sig (2-sided)
96	1.176	3	0.633
48	1.573	3	0.666
24	2.017	3	0.569
12	2.286	3	0.515

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
E	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*
F	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*
G	.	*	*	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	*	.	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*
H	.	*	*	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	*
I	.	.	.	.	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*
J	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
K	.	.	.	.	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	*	.	.	.	.	.	.	*	.	.	.	.	.	.

(a) 36 子線段

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
E	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	.	.	.	.	.	*
F	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	.
G	*	*	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	.	.
H	.	*	*	*	*	.	.	.	.	.	.	.	*	*	.	.	.	*
I	.	.	.	*	.	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	.	*
J	.	.	.	.	.	.	.	.	.	*	*	*	.	.	.	.	.	.
K	.	.	.	*	.	.	.	*	*	.	.	*	.	.	*	.	.	.

(b) 18 子線段

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
E	.	.	.	.	.	*	.	.	*
F	.	.	.	.	.	.	.	.	*
G	*	.	.	*	*	.	.	.	.
H	*	*	*	.	.	.	*	.	*
I	.	*	.	.	*	*	.	.	*
J	.	.	.	.	*	*	.	.	.
K	.	*	.	*	*	*	.	*	.

(c) 9 子線段

圖 8 旱作在橫線出現頻率圖

表 10 橫線段旱田出現頻率

子線段數	E	F	G	H	I	J	K
36	0.0833	0.0278	0.1667	0.3333	0.1667	0.1667	0.1944
18	0.1111	0.0556	0.2778	0.3889	0.2778	0.1667	0.2778
9	0.2222	0.1111	0.3333	0.5556	0.4444	0.2222	0.5556

表 11 橫線段旱田出現信息

子線段數	E	F	G	H	I	J	K
36	12.8017	5.1699	20.8934	30.2212	20.8934	20.8934	22.9929
18	7.2574	4.1699	13.0647	14.9578	13.0647	9.6724	13.0647
9	5.1699	3.1699	6.3923	6.9773	6.9773	5.1699	6.9773

表 12 橫線段旱田卡方檢定

子線段數	χ^2	df	Asymp sig (2-sided)
36	14.448	6	0.025
18	34.500	6	0.000

表 13 多樣性及優勢度

區域	A	B	C	D	E
多樣性(H)	3.295	3.528	2.645	3.148	2.566
優勢度(D)	1.915	1.931	2.713	2.100	2.241

相同之分析方法此橫向線段其出現旱田之頻率與信息而言則無明顯趨勢。因此，本研究區旱田異質性出現不規則之趨勢。

(二) 景觀多樣性與優勢度分析

本研究有別於林裕彬等人(2000)以南嵌溪和坑子溪將蘆竹鄉分為三區分析埤塘之變遷，而以區內主要廊道，分別為南嵌溪、坑子溪、中山高速公路與中山高速公路機場聯絡道為界，將蘆竹鄉高程 100 公尺以下之地區分為五區，如圖 4 所示。以檢驗在廊道的阻隔下地域的發展可能產生不同的結果，故此以 5 區域分析土地利用多樣性與優勢度，及在廊道的阻隔下，土地利用多樣性與優勢度不一樣的結果，並探討土地利用（人為景觀，man-made landscape）與埤塘發展關聯性。

依內政部土地利用第三類及(2)、(3)式計算結果如表 13 所示。B 區之多樣性最高為 3.528，其次 A 區為 3.295、D 區為 3.148、C 區為 2.645、E 區為 2.566。B 區為南嵌都市計劃區，並受高速公路交流道的帶動發展下，因此多樣性高；而 A 區亦由於交通便利且流動性增加下，土地利用（人為景觀）趨於都市化、工業化，因此多樣性偏高，且優勢度最低。同樣地，D 區則為大竹都市計劃區，因此土地利用（人為景觀）類別較為多樣，反之優勢度則較低，而反觀其它二個區域之土地利用（人為景觀）多以農作為主，因此土地利用（人為景觀）之多樣性低，但優勢度高。此結果顯示都市開發程度愈高之地區，其土地利用（人為景觀）多樣性愈高之趨勢。

(三) 農田景觀碎形分析

Hausdroff 碎形維度之結果如表 14 所示，以南—北方向而言，碎形維度最高者為 A 區，其次分別為 B、D、E 及 C 區；以東北—西南向而

表 14 稻田碎形維度

分區\方向	南—北	東北—西南	東—西	西北—東南
A	1.795	1.814	1.812	1.843
B	1.794	1.815	1.795	1.807
C	1.738	1.762	1.751	1.754
D	1.776	1.766	1.766	1.777
E	1.776	1.749	1.738	1.784

言，最高者為 B 區，其次為 A、D、E；若以東—西向而言，以 A 區最高，其次為 B、D、C 及 E 區；而以西北—東南向而言，A 區最高，其次 B、E、D 及 C；由此以上之結果顯示，A、B 區的碎形維度有較高之趨勢，可能為受都市開發程度較高所影響，人為干擾程度高，土地利用（人為景觀）開發愈多樣，而致使土地利用單元切割愈小，而呈現破碎化，因此稻作的空間碎形維度高；與多樣性相較，多樣性高之地區也會有較高的碎形維度，而土地利用多樣性亦愈高，而稻作所佔之面積則愈少，優勢度低，訊息量少，表示基質功能在該區域的控制能力降低。因此，景觀呈現雜異多樣的訊息，而此結果可能受都市化過程影響下，致使單純的農業景觀因人為開發而出現更多不一樣的景觀單元。而 D、E 區亦由於都市計劃介入而逐漸都市化中，而碎形維度較 C 區高。C 區之多樣性最低，稻田優勢最高，為單純之稻作景觀，因此碎形維度最低。

若由每個分區之碎形維度最高之方向而言，A 區為西北—東南最高、B 區為東北—西南最高、C 區為東北—西南最高、D 區為西北—東南最高、E 區為西北—東南最高，由此結果顯示，A、B 及 C 區碎形維度最高方向符合坑子溪及南嵌溪河谷之方向，因此稻作之發展受河流廊道的影響大，而 D 及 E 區之方向與中山高速公路國道 1 號方向符合，表示稻田受此廊道影響。

(四) 埤塘嵌塊體分析

以 1993 年經建版地形圖為資料，並抽取埤塘資料數化並建置埤塘資料庫，若將蘆竹鄉埤塘依此地理環境特性分為 5 區探討埤塘之面積、周長與形狀指數之特性，此 5 區之埤塘敘述統計如表 15 及圖 9~13。

表 15 埤塘述敘統計

區	指 數	個數	全距	最小值	最大值	平均值	標準差	偏態	峰度
A	面 積	57	19867.403	523.026	20390.429	3772.834	3856.275	2.345	6.201
	周 長	57	536.483	88.102	624.585	246.529	131.554	1.531	1.754
	形狀指數	57	0.538	1.055	1.593	1.218	0.137	1.126	0.433
B	面 積	25	9940.969	885.629	10826.598	3209.044	2320.166	1.866	3.914
	周 長	25	360.222	123.357	483.579	221.482	80.783	1.515	3.435
	形狀指數	25	0.500	1.040	1.530	1.158	0.122	1.591	2.423
C	面 積	28	129575.607	691.790	130267.397	41679.209	41521.556	0.745	-0.623
	周 長	28	1443.794	101.481	1545.275	722.273	449.97204	0.132	-1.412
	形狀指數	28	0.559	1.055	1.614	1.196	0.11815	1.942	5.001
D	面 積	24	88695.452	795.257	89490.709	10683.965	21134.448	2.831	8.343
	周 長	24	1101.521	104.181	1205.702	317.147	300.976	2.006	2.971
	形狀指數	24	0.497	1.026	1.523	1.154	0.131	1.510	1.733
E	面 積	21	63002.479	388.712	63391.191	8929.586	15686.152	2.551	6.882
	周 長	21	923.830	76.374	1000.204	293.573	255.406	1.685	1.975
	形狀指數	21	0.352	1.043	1.395	1.159	0.093	0.942	0.249

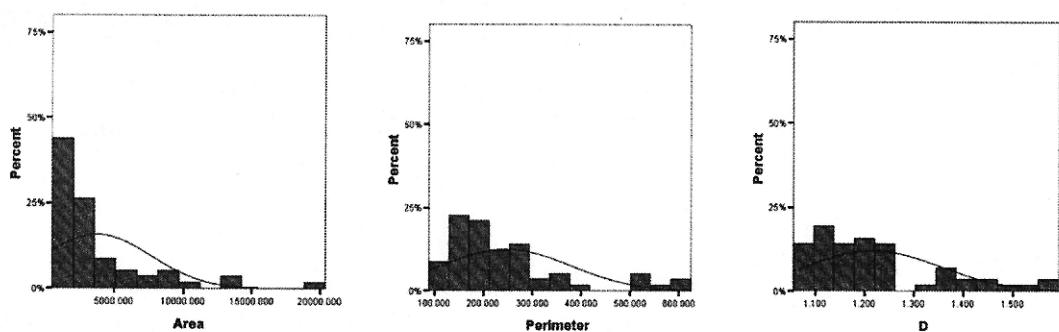


圖 9 A 區面積、周長及形狀指數之次數直方圖

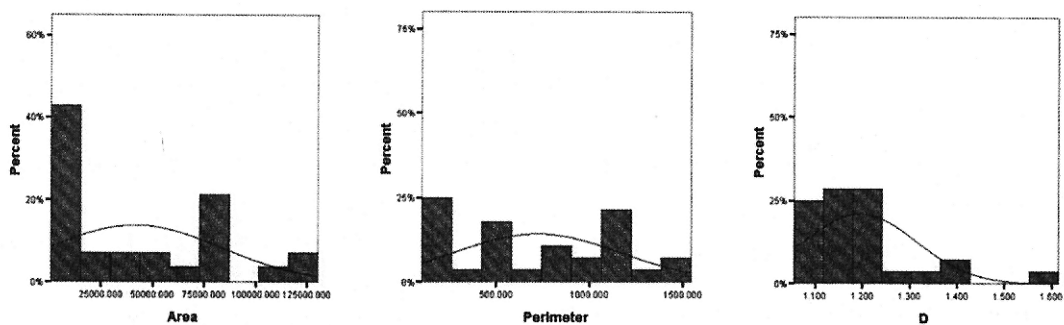


圖 10 B 區面積、周長及形狀指數之次數直方圖

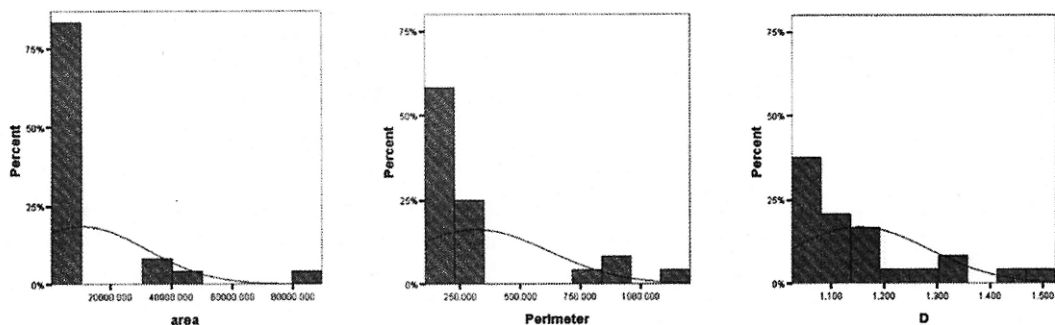


圖 11 C 區面積、周長及形狀指數之次數直方圖

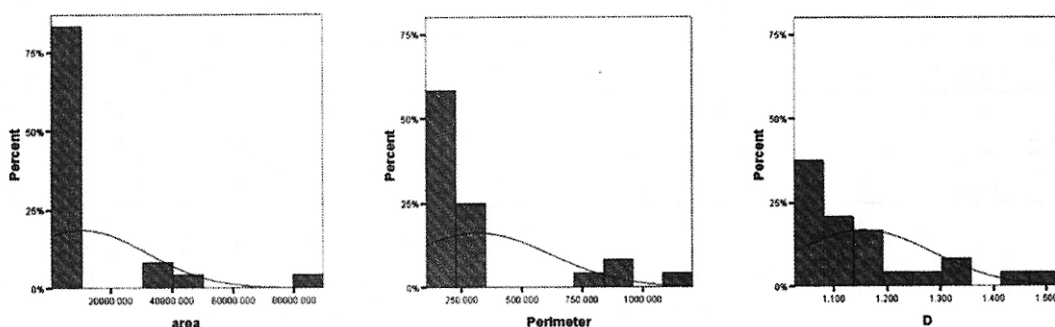


圖 12 D 區面積、周長及形狀指數之次數直方圖

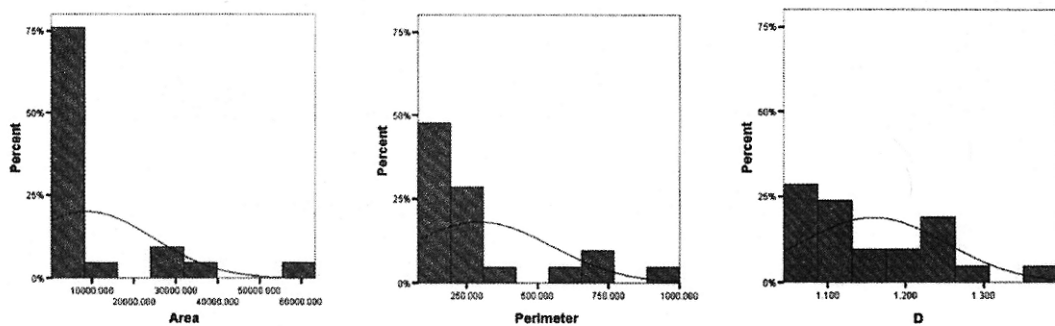


圖 13 E 區面積、周長及形狀指數之次數直方圖

以無母數統計方法檢測蘆竹鄉埤塘在空間上是否有差異，其結果如下表 16 所示，若雙尾檢定水準為 0.05 時，則 A 區及 B 區之面積周長在空間分佈上相似，但形狀上仍具有差異；而雙尾檢定水準變為 0.01 時，則 A、B 兩區之面積、周長及形狀指數，則皆無差異；而雙尾檢定水準

為 0.05 或 0.01，其 D 區及 E 區之面積、周長及形狀指數在空間上則無顯著差異。

由以上的結果顯示 A 區與 B 區的埤塘在空間的發展上較為相近，而 D 區與 E 區亦較為相似；以地形條件而言，A、B 區為丘陵地區，C、D、E 區則為平地區；因此在不同的空間條件下，

表 16 1993 年蘆竹鄉埤塘分區之 Kruskal-Wallis 檢定表

分 區		面積	周長	形狀指數
A-B	Chi-square	0.056	0.071	5.183
	Sig.	0.813	0.790	0.023*
A-C	Chi-square	24.986	23.867	5.988
	Sig.	0.000**	0.000**	0.050*
A-D	Chi-square	24.649	23.680	10.732
	Sig.	0.000**	0.000**	0.013*
A-E	Chi-square	25.270	24.450	11.434
	Sig.	0.000**	0.000**	0.022*
B-C	Chi-square	15.646	15.929	3.878
	Sig.	0.000**	0.000**	0.049*
B-D	Chi-square	17.821	18.099	6.107
	Sig.	0.000**	0.000**	0.047*
B-E	Chi-square	20.239	20.417	5.959
	Sig.	0.000**	0.000**	0.114
C-D	Chi-square	10.437	10.556	4.893**
	Sig.	0.001**	0.001**	0.027*
C-E	Chi-square	15.733	15.797	4.866
	Sig.	0.000**	0.000**	0.088
D-E	Chi-square	0.530	0.298	0.598
	Sig.	0.467	0.585	0.439

註：“*”表示顯著水準小於 0.05；“**”表示顯著水準小於 0.01

埤塘的開發呈現不同的結果；而 A、B 兩區雖然以坑子溪為界，但相較於 B、C 兩區分界的南嵌溪，其反應出廊道的阻隔效應較小，可能是因為坑子溪為南嵌溪的支流，河流較小，阻隔效應較小，因此 A、B 兩區在區域發展上呈現較為一致。而相對地南嵌溪較大，所造成的阻隔效應較大，而使得 B、C 區兩所呈現不一樣的區域發展；而 D、E 兩區在空間上並沒有因為中山高速公路的分隔而有不同，是因為 D、E 區分別靠近一交流道，D 區靠近機場系統交流道，而 E 區則靠近桃園交流道，因此在空間的發展上有雷同之處，但 C 區則受交流道的影響較小，而使得機場聯絡道呈現較大的阻隔作用。

表 17 各區稻作、旱作面積比

	A	B	C	D	E
稻作	0.2359	0.2665	0.5325	0.4080	0.5106
旱作	0.1178	0.0572	0.0252	0.0352	0.0214

表 18 稻作、旱作和埤塘形狀指數

	A 區	B 區	C 區	D 區	E 區
稻作	1.570	1.542	1.607	1.459	1.581
旱作	1.480	1.527	1.518	1.507	1.445
埤塘	1.218	1.158	1.196	1.154	1.159

(五) 農田與埤塘之關係

A、B 兩區之稻作面積在此兩區只佔 23.59% 及 26.65%，由異質性分析中，亦發現稻田信息較弱，且破碎度高，因此埤塘的面積偏小。C 區之稻作面積所佔比例最高佔 53.25% 且碎形維度低，表示稻作信息強，而基質控制力強，所以埤塘面積偏大（表 17）且近於圓形（表 18）；D 區因都市計劃的介入，稻作面積比下降，破碎程度增加而信息量下降，雖然較大面積之埤塘依然存在，但小埤塘數量增加；E 區受廊道影響下，發展上與 D 區關係密切，雖然稻作在該區所佔面積比例只僅次於 C 區，基質影響力還是存在，但受到都市化影響下，埤塘面積偏小。

埤塘之空間分析上，A 與 B 兩區、D 與 E 兩區及 C 區分別為三個發展型態。A 與 B 區之都市化程度最高，農田優勢度低，其土地利用（人為景觀）多樣性及稻田碎形維度最高，且埤塘的發展偏小且形狀上較不規整；D、E 兩區因處於都市化狀態，因此土地利用（人為景觀）多樣性次高，稻田碎形維度次高，埤塘之發展處於轉型狀態；而 C 區之農田優勢度最高，多樣性低，碎形維度低，埤塘發展趨於面積大且形狀上較近於圓形。且研究區之農業景觀生態系統受廊道系統影響。

五、結論與建議

本研究以景觀生態學之理論結合地理資訊系統，以線性法與信息理論，評估桃園縣蘆竹鄉

之農田景觀生態異質性、多樣性與優勢度，以及埤塘之景觀空間分佈，經研究獲得之結果與建議歸納如下：

1. 桃園縣蘆竹鄉全區之農田景觀而言，仍以水稻田為基質，當水稻田景觀隨劃分之線段加長時，信息減少；換言之當視野擴大信息減少，即研究區稻田不論橫向或縱向皆呈現小異質性之分佈。研究區之旱田異質性變化，於研究區縱向呈現小異質性之分佈，於橫向則有不規則之異質性趨勢。就景觀差異性而言，無論是稻田或旱田景觀出現之頻率，研究區之橫向景觀無顯著差異，而縱向景觀則有明顯差異。
2. 景觀多樣性與稻田景觀碎形分析中皆示顯出，受都市化程度較高地區之多樣性高，且碎形維度高，而優勢度低，稻作面積所佔比例小，此現象表示人為干擾的作用下，土地利用單元被分割的愈多而亂度愈高，信息熵愈高（多樣性高）且碎形維度愈高，此現象出現於本研究中之 A、B 兩區。C 區則是以稻作景觀為主，都市化程度低，其多樣性及碎形維度低，但優勢度高；而 D、E 兩區介於兩者之間，處於都市化過程，各種人為干擾增加，而使得多樣性比 C 區高但比 A、B 兩區低，碎形維度亦有此趨勢。
3. 埤塘嵌塊體在空間發展的異質性分析中，與農田景觀結果相同；其埤塘發展上，A、B 兩區較為接近，D、E 兩區較為接近，C 區則自成一格，此結果與農田景觀的空間趨勢相符。
4. 本研究驗證廊道功能，區內之廊道阻隔力以南嵌溪及中山高速公路機場聯絡道國道 2 號較強，南嵌溪廊道在蘆竹鄉的埤塘與農田發展皆有明顯的阻隔作用，而造成南北發展上不同，但國道 2 號以南地區，由於地處桃園交流道旁，加上近年在都市計劃加入，而致使該區逐漸都市化，強化國道 2 號的廊道效應。
5. 未來之研究可加入歷年之農田、埤塘以及廊道系統之變遷，例如灌溉排水系統之發展趨勢，

以及產量及生物量之相關性，應可更完整了解此研究區之景觀生態系統。

六、謝誌

本研究承蒙國科會補助，計畫編號 NSC 89-2621-Z-034-003、NSC 89-2415-H-034-007，謹此致謝。

七、參考文獻

1. 林裕彬、林怡君，1999，“以景觀生態觀點探討蘆竹鄉農田景觀結構”，中國文化大學地理研究報告，第 12 期，pp.107-130。
2. 林裕彬、柳文成，1999，“農田景觀生態結構與異質性探討—以桃園蘆竹鄉為例”，環境規劃與管理研討會。
3. 林裕彬、鄧東波、鄭瑞鈞，2000，“以嵌塊體形狀指數與統計方法於埤塘景觀變遷之研究”，中國文化大學地理研究報告，第 13 期，pp.95-126。
4. 桃園縣，1997，桃園縣綜合發展計畫，桃園縣：桃園縣政府。
5. Baker, W. L., 1992, “The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves”, *Landscape Ecology*, vol. 7, no.3, pp.181-194.
6. Forman, R.T.T., 1996, *Landscape Principles in Landscape Architecture and Land-use Planning*, Island Press.
7. Forman, R.T.T. and M. Godron, 1986, *Landscape Ecology*, New York: John Wiley & Sons.
8. Forman, R.T.T., 1995, *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press.
9. Freund, J. E., 1984, *Modern Elementary Statistics*, 6th edition, Prentice-Hall.
10. Gross, J. E., C. Zank, N. T. Hobbs and D. E. Spalinger, 1995, “Movement rules for herbivores in spatially heterogeneous environments:

- responses to small scale pattern", *Landscape Ecology* vol. 10 no. 4 pp. 209-217.
11. Gustafson, E. J. and Parker, G. R., 1992, "Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern", *Landscape Ecology* vol.7 no.2 pp.102-103.
 12. Hainesyoung R. and M. Chopping, 1996, "Quantifying Landscape Structure- A Review of Landscape Indexes and Their Application to Forest Landscape", *Process in Physical Geography*, Vol. 20, Iss.4, p.418-445.
 13. Hoehle, C and Li, B.L., 1996, "Statistical Properties of ecological and geologic fractals", *Ecological Modelling*, Vol. 85, Iss. 2-3, p.271-284.
 14. Hokit, D.G., B.M. Stith and L.C. Branch, 1999, "Effect of Landscape Structure in Florida Scrub- A Population Perspective", *Ecological Application*, Vol. 9, Iss1, p.124-134.
 15. Hulshoff, R. M., 1995, "Landscape indices describing a Dutch landscape ", *Landscape Ecology* vol. 10 no. 2 pp. 101-111.
 16. Johnson L. B., and Gage S. H., 1997, "Landscape Approaches to the Analysis of Aquatic Ecosystems ", *Freshwater Biology*, 37, 113-132.
 17. Kalikhman I. and I. Ostrovsky, 1997, "Patchy Distribution Fields – Survey Design and Adequacy of Reconstruction ", *ICES Journal of Marine Science*, Vol. 54, Iss. 5, pp. 809-818.
 18. Kienast, F., 1993, "Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System – a methodological outline ", *Landscape Ecology* vol. 8 no. 2 pp. 103-118.
 19. Leduc, Y. T. Prairie and Y. Bergeron, 1994, " Fractal dimension estimates of a fragmented landscape: sources of variability ", *Landscape Ecology* vol. 9 no. 4 pp. 279-286.
 20. Li, B.L. and S. Archer, 1997, "Weighted Mean Patch Size- A Robust Index for Quantifying Landscape Structure ", *Ecological Modelling*, Vol. 102, Iss2-3, p353-361.
 21. Obeysekera J. and K. Rutchey, 1997, "Selection of Scale for Everglades Landscape Models ", *Landscape Ecology*, vol. 12, no.1 , pp.7-18.
 22. Palmer, M. W., 1988, " Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities ", *Vegetation* 75, pp.91-102.
 23. Rachel J. Collins and Gary W. Barrett, 1997, " Effects of habitat fragmentation on meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) Population dynamics in experiment landscape patches ", *Landscape ecology*, vol.12, no.2, pp.63-76.
 24. Reed, R.A., J. Johnsonbarnard and W.L. Baker, 1996, "Fragmentation of a Forested Rock-Mountain Landscape ", *Biological Conservation*, Vol. 75, Iss3, p267+.
 25. Russell, R. W., G. L. Hunt, Jr., K. O. Coyle and R. T. Cooney, 1992, " Foraging in a fractal environment: Spatial patterns in a marine predator prey system ", *Landscape Ecology* vol. 7 no.3 pp. 195-209.
 26. Sprent, P., 1989, *Applied Nonparametric Statistical Methods*, Chapman and Hall.
 27. Turner, M. G. and R. H. Gardner, 1991, *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer, New York.
 28. Villard, M.A. and M.A. Maurer, 1996, *Geostatistics a tool for examining hypothesized declines in migratory songbirds*, *Ecology*, Vol. 77, Iss1, p59-68.
 29. Vladimir I. Nikora, Charles P. Pearson and Ude Shankar, 1999, "Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience ", *Landscape Ecology* 14, vol. 14, pp.17-33.
 30. White J. G., R. M. Welch, and W. A. Norvell, 1997, " Soil Zinc Map of the USA using Geostatistics and Geographic Information Systems ", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:185-194.

31. Wickham, J. D. and Norton, D. J., 1994, "Mapping and analyzing landscape patterns ", Landscape Ecology, vol. 9 no. 1 pp. 7-23.
32. With, K. A., 1994, "Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure ", Landscape Ecology, vol. 9 no. 1 pp. 25-36.

收稿日期：民國 90 年 1 月 4 日

接受日期：民國 90 年 2 月 27 日