

都市邊緣農村地景破碎化研究

李素馨* 林敬妤** 吳治達***

論文收件日期：100年6月23日

論文接受日期：101年4月18日

摘 要

自2000年台灣通過農業開發修正條例，正式開啟農地自由買賣的紀元後，農村地景受到了極大的衝擊。為探究農村地景破碎化的問題，本研究以宜蘭縣三星鄉尾塹村、大洲村、大義村為研究區域，利用馬可夫模式預測未來地景變遷，並透過地景指標分析地景格局的變動，以探討農村地景破碎化的情形、因素及影響。研究結果有幾項發現：（1）1987-2009年間，農地為本區之地景基質，但比率逐年下降，若以2000-2009年之開發速度持續開發本區，迄2054年建地將取代農地成為本區最主要之土地利用方式。（2）1987-2000年時因道路網絡的建構，本區處於「分割」之破碎化階段，然至2000-2009年間，受到建地群集擴張的影響，致使本區之破碎化現象呈現「消散」並趨於「收縮」之形式。（3）由於2000-2009年之建地增長率較高，且其地景破碎化情形更形劇烈，故可判斷，農業政策對農村地景變遷具有影響力。（4）1987-2009年期間地景破碎化持續加劇，農村地景逐漸轉變成城郊地景類型，隨著農地急速消失，農產供給的匱乏將成為未來之隱憂，文化服務、調節服務、維持服務等生態系統服務價值，亦將隨著農村地景的變遷而受到損害，建議相關單位應予重視。

關鍵詞：農村地景、破碎化、馬可夫模式、地景指標、生態系統服務。

* 教授，國立臺灣師範大學地理系，TEL: (02)7734-1665，E-mail: shlee@ntnu.edu.tw。

** 博士，通訊作者，國立臺灣師範大學地理系，TEL: (02)7734-1665，E-mail: wagalimasu@gmail.com。

*** 研究員，哈佛大學公衛學院環境健康學系，TEL: 1-617-384-8816，E-mail: wu@hsph.harvard.edu。

Rural Landscape Fragmentation in Urban Fringe Areas

Su-Shin Lee*, Jing-Yu Lin**, Chih-Da Wu***

Abstract

Since the Agricultural Development Act Amendment has been enacted in 2000, the era of free trade in farmland began and brought great impact on rural landscape. In order to explore rural landscape fragmentation, three typical countryside villages such as Weiqian, Dazhou, and Dayi, of Sanxing Township were taken as the experimental areas. The Markov model was applied to predict future landscape changes, and landscape indices were used to analyze rural landscape pattern. There are several findings in this paper: (1) Farmland is the main landscape matrix of our research region during 1987~2009, but the ratio is declining. If we keep developing it based on the rate of 2000~2009, constructs would convert into farmland and become main land type in 2054. (2) Due to road network construction, landscape was in the stage of dissection of landscape fragmentation in 1987~2000. But in 2000~2009, because of constructs clustering, it was in the stage of shrinkage toward attrition. (3) Judging from higher increasing speed of constructs and severer phenomenon of landscape fragmentation, we suggest policy is an important factor to rural landscape fragmentation. (4) Rural landscape fragmentation became worse during 1987~2009 and transformed cultivation landscape into peri-urban landscape, then ecosystem services including provisioning services, culture services, regulating services and supporting services have been destroyed. The Government should grapple with this phenomenon seriously, and take actions to solve the problems.

Keywords: Rural landscape, Fragmentation, Markov model, landscape indices, ecosystem service.

* Professor, Department of Geography, National Taiwan Normal University.

TEL : (02)7734-1665, E-mail: shlee@ntnu.edu.tw

** Ph.D, Corresponding Author, Department of Geography, National Taiwan Normal University,

TEL: (02)7734-1665, E-mail: wagalimasu@gmail.com

*** Research Fellow, Dept. of Environmental Health Harvard School of Public Health.

TEL: 617-384-8816, Email:wu@hsph.harvard.edu

一、前 言

近年來，全球化的浪潮隨著交通革新與資訊進步襲捲而來，無國界之跨國合作雖活絡了全球的經濟發展，同時，亦付出高昂的生態成本為代價，如近世紀以來愈演愈烈之氣候變遷問題即為一例。聯合國千禧生態系統評估（Millennium Ecosystem Assessment, MA）於2005年評測估算之結果顯示，快速增加的世界人口和成長超過6倍的全球經濟對生態系統產生了巨大的需求，但全球約有2/3的生態系統服務卻不斷下降（中國21世紀議程管理中心，2009）。換言之，全球生態環境因人類高度生存壓力以及無節制之土地利用方式而岌岌可危，因此，地景變遷對生態環境所產生的衝擊等課題，長久以來一直受到學界高度關注；其中，由於透過生態系統服務的探討，可幫助人們瞭解生態系統隨地景變遷之轉變對人類社會所產生的影響，因此經常作為相關議題探討之切入視角。

生態系統服務（Ecosystem Service），簡言之，就是生態系統為人類社會所提供的服務功能，如Daily（1997）定義生態系統服務為「透過自然生態體系以及其中的物種，支撐並滿足人類生活之條件與過程」；Costanza et al.（1997a, 1997b）則定義為「生態系提供直接或間接能夠促進人類福利的貨品與服務」；中國科學院可持續發展戰略研究組（2003）將生態系統服務的含義進一步闡釋為「人類直接或間接從生態系統得到的利益，主要包括向經濟社會系統輸入有用物質和能量、接受和轉化來自經濟社會系統的廢棄物，以及直接向人類社會成員提供服務（如人們普遍享用潔淨空氣、水等舒適性資源）」。農地生態系統係人類為滿足其生存的需要，利用農作物的生長繁殖，以獲得物質產品所形成的人工或半人工生態系統（蔡銀鶯與張安祿，2010）。在生產過程中，農人輸入勞力、資金於土地，土地輸出農產為回饋，農人、農田、水利系統、生物構成基本之農業生態體系。對人類社會而言，農地生態體系的運作除了提供糧食、纖維、燃料等需透過市場交易才得以獲得的服務外（Swinton et al., 2007），尚包括許多非商業性質之生態系統服務，包括提供遊憩休閒環境、生物棲地、地景維護、維繫農村社群、調節氣候、水土保持等服務（孫新章等，2007；Porter, et al., 2009）。至於農業生產過程中之負面輸出，如水源污染、土壤侵蝕、甲烷排放、生物棲地破壞等（Pretty et al., 2001; Environment Agency, 2002; Dobbs and Pretty, 2004; Randall, 2007），Ribaudo et al.（2010）認為可透過減少化肥與農藥的使用等有機耕作之方式，積極改變經營模式而得到改善，其觀點正面肯定了農地存在的價值。

為了系統性地理解農地的價值，本文依據聯合國千禧生態系統評估的4個分

類架構，並透過文獻整理得知農地生態系統服務包括以下內涵：（1）供給服務（Provisioning Services）：食物、工業原料之供給；（2）文化服務（Culture Services）：休閒娛樂、地景美學價值、教育價值、社會聯結；（3）調節服務（Regulating Services）：固碳、氣候調節、水質淨化、自然災害調節；（4）維持服務（Supporting Services）：氧氣生產、土壤形成、營養物質循環（Pretty et al., 2001; Environment Agency, 2002; Dobbs and Pretty, 2004; Randall, 2007; Porter et al., 2009; 劉鳴達等, 2008; 黃書禮, 2008）。正因農地在經濟、社會、文化，甚至在環境保育均能提供多元之生態系統服務價值，故在全球人口激增、缺糧問題日益嚴重、氣候變異威脅之際，其重要性愈受重視，不過事實上，由於人為力量的干擾，全球農地，尤以地處都市邊緣者，正遭受劇烈的土地利用變遷以及地景破碎化的衝擊（Xi and Cho, 2007），此現象著實令人憂心。

地景生態學（Landscape Ecology）係地理學與生態學之組合科學，強調以宏觀尺度，探討地景之結構（Structure）、功能（Function）及變遷（Change）三者之關係，進而分析生態過程與人類活動之交互作用（McGarigal and Marks, 1995）。當地景受到自然或人為力量的干擾時，其內相對均質之基質（Matrix）要素在干擾過程的影響下，產生異質化的過程，稱為地景破碎化（Skole and Tucker, 1993）。近年來隨著地理資訊系統（Geographic Information System, GIS）的快速發展，已有許多專家學者利用其空間分析功能發展量化之地景指標（Landscape metric），以檢視綴塊（Patch）之大小、形狀、類別及分佈等數據，以了解干擾因子之傳播及分佈，進而達到監測地景變遷之目的（Skole and Tucker, 1993; Zaizhi, 2000）。

由前人研究之結果可知，地景破碎化將導致生物多樣性降低（趙羿等, 2003）、綴塊對外部干擾的表現更加脆弱（Nilsson and Grelsson, 1995）。多數研究認為，地景結構之破碎化將造成平均綴塊面積縮小、綴塊數增多等表徵，如Forman（1995）認為破碎化的空間形態就是基質逐漸消散（Dissipation）；Carvalho et al.（2009）也認為地景破碎化是一個完整的棲地轉變成許多面積較小，並因周圍異質土地利用方式而造成彼此成為孤立綴塊的過程。Jaeger（2000）廣義化地景破碎化的概念，認為地景破碎化不僅等同於「消散」的形式，其將土地區分為基質與異質兩種利用形態，從這兩種土地利用形態的互動關係及產生出來的空間特性，來表達地景破碎化的演進過程，包括穿鑿（Perforation）、切入（Incision）、分割（Dissection）、消散（Dissipation）、收縮（Shrinkage）和磨蝕（Attrition）。分析Jaeger之破碎化理論，得知各階段地景破碎化之特性如下：

- （1）「穿鑿」、「切入」階段：可視為地景破碎化的初始狀態，基質面臨異質

土地利用的入侵造成面積減少，不過基質綴塊數目於此時尚未改變；（2）「分割」：異質地景元素（如道路）貫穿、分割基質，造成基質平均綴塊面積下降、綴塊數目增加；（3）「消散」階段：異質地景元素的規模擴大，造成基質綴塊零散分布，此時基質平均綴塊面積下降而綴塊數目增多；（4）「收縮」、「磨蝕」階段：在「收縮」階段，由於異質地景元素持續擴大，造成已存在之基質綴塊面積縮小，部份並於「收縮」階段消逝，導致基質綴塊數目降低。Jaeger認為這6個地景破碎化之階段亦可視為6種地景破碎化的「相」（Phase），不同的「相」往往同時並存，但由主要的「相」來決定地景破碎化目前所處之階段；研究者透過地景要素的變化與特徵，以辨識地景破碎化之變化歷程與影響因素後，即可透過適當的調整、規劃方法，以達到環境保育的目的。

基於地景生態學之概念可知，造成農村地景破碎化之原因，主要係由於外力干擾因素，造成異質地景要素之入侵與擴張，致使農村之土地利用型態從農業使利用趨向複雜化的過程。至於其在空間上之分布特性，Xi and Cho（2007）指出都市邊緣的破碎化程度較高，原因則多與都市擴張、交通發展以及區域政策之走向有關（Gircetz et al., 2008; Jaarsma and Willems, 2002; Weng, 2007），如美國芝加哥於1975~1990年間受都市擴張之影響，城市邊緣的農田以極快的速度被低密度住宅所取代（Greene, 1997）；中國在1978年改革開放後，許多城市邊緣的土地在政府的許可下轉變成工業與住宅用地（Lichtenberg and Ding, 2008）。同樣的問題亦於台灣上演，近年來台灣因經濟轉向工商業發展，都市取代鄉村成為區域發展之重心，進而威脅農地存在之空間，尤其自從2000年頒布農業發展修正條例後，農地取得與繼承條件大幅放寬，讓喜愛鄉村田園景緻的民眾有機會成為獨門大戶的農舍主人，政策的開放造成農村地景變遷劇烈，農地逐漸被一棟又一棟的豪華農舍所切割、侵蝕，其中又以都市邊緣農地受到的影響最為明顯，如黃書禮（2008）以台北-桃園地區為案例，探究都市周邊土地使用與地表覆蓋變遷之研究結果亦指出，都市邊緣地區之地景變遷與農地政策的鬆綁有關。宜蘭縣羅東鎮與三星鄉交界地帶本為生產稻作、蔥等農作之富麗農村，但同樣因農業政策的轉變，以及2006年國道五號通行，而吸引都會區市人口在此尋求物超所值之優質居住空間，目前當地隨處可見農舍興築、農地買賣廣告。在地的碾米行老闆憶起過去加班趕工碾米的繁忙景象時，亦感嘆今日農田面積減少，導致店內碾米收入大為減少，這些情形皆反映農地生產環境正歷經劇烈變遷。農地為農村基質，當農地因人為力量的干擾而產生破碎化，表示農田綴塊的面積、數目、空間分布以及與其他綴塊間的連結性、能量流動關係將隨之改變，若異質地景元素如道路、建地等持續擴張，將壓縮農地生存空間、影

響農田生態系統的運作，結果勢必對農業生態系統服務價值有所損害，例如Jaeger（2000）認為因道路、聚落等人為設施所導致之地景破碎化，將強化污染物與噪音的擴散，並衝擊當地氣候條件、水平衡、景緻與土地利用；Van Eetvelde and Antrop（2004）亦指出，都市蔓延帶動人工建物與相關基礎設施擴散至現有農地，這些高密度的土地利用方式在發展中又創造更新、更為複雜的土地利用形式，增加地景的異質性與破碎程度，對於環境所造成的破壞相當強烈。

透過文獻回顧與現象觀察不但瞭解到農村地景破碎化對生態系統服務產生的負面影響，也得知台灣都市邊緣農村正歷經地景破碎化的衝擊。故本文欲以生態系統服務為觀點、地景破碎化理論為研究理論基礎，目的在於探討農村地景破碎化的產生原因、歷程以及可能產生的影響，望研究成果能裨益農村地景保育。故本文以宜蘭縣羅東鎮與三星鄉交界之尾塹村、大洲村與大義村為研究區域，以馬可夫模式（Markov model）、轉移機率矩陣（Transition probability matrix）以及景觀生態指數為研究方法進行分析研究。由於馬可夫模式（Markov model）與轉移機率矩陣（Transition probability matrix）能夠輔助分析地景破碎化之現象與原因分析，馬可夫模式預測的地景變遷結果可作為未來地景規劃之參考，因此成為許多專家學者預測未來各土地利用類型面積變化之分析方法，如López et al.（2001）利用馬可夫模式分析墨西哥墨瑞利亞（Morelia）城郊未來20年之土地利用變遷，Weng（2002）透過馬可夫變遷分析以探討珠江三角洲於1989~1997年之地景變化，郭士鳳與盧光輝（2008）應用馬可夫模式推估2007年各土地利用型之面積。然而縱觀過去之地景變遷研究，仍多將焦點放置於土地利用變遷因素之探討、未來地景變遷模擬，或運用地景指標分析不同時期地景格局的變動，破碎化僅作為描述地景結構的空間特色之一，針對相關議題之深入探討仍較缺乏，此外，在國內方面，有關都市邊緣農村地景破碎化之研究亦尚所未見。為達到研究目的，首先，經由航照地圖之判釋及實地訪查等方法，獲取試區之土地利用資料後，透過馬可夫模式及轉移機率矩陣，進行宜蘭農村土地利用變遷之分析與預測；其次，選擇多項與破碎化有關之地景指標以量化研究區之地景結構，進而分析宜蘭農村在不同時期之破碎化程度；最後，整合以上分析成果，綜合探討宜蘭農村地景破碎化的現象、原因以及影響。

二、研究區域與方法

(一) 研究區域

研究區包含宜蘭縣三星鄉尾塹、大洲與大義村，總面積約為11.37 km²，全區屬非都市土地利用區，農田為主要土地利用類型，因鄰近宜蘭縣溪南（蘭陽溪以南）第一大鎮—羅東鎮之地緣關係（圖1），故本區已成為都市蔓延之潛勢發展區。自2000年以後由於交通網絡之建構大致完成，使得本區對外交通更加便捷，加上2006年國道5號全線通行，大幅縮短本區與台北都會區之時間距離，隨著交通設施的改善以及可及性與便利性的提升，本區亦逐年吸引許多人口遷入（李承嘉，2010）。表1為2002-2010年間研究區移入人口來源地之統計表，由表1可知羅東鎮為縣內移民之主要來源（51.40%），台北都會區之居民則佔縣外移民之首（60.82%），由此可知交通要素在本區人口之遷徙上扮演重要角色。經實地走訪後發現，隨著政府於2000年發佈之農業發展修正條例中，放寬民眾購買農地的限制後，再加上交通發展等利多條件的影響下，本地農舍興建方興未艾，廣大農田漸被豪華農舍所取代（林敬好，2010）。

在研究素材方面，考量到影像取得、拍攝時間與研究目等因素，本研究選擇1987、2000及2009年等三時期之像片基本圖及航照正射影像做為材料，其中1987年為像片基本圖，2000年及2009年則為航照正射影像，每時期均使用6張影像之圖幅，以涵蓋研究區之全體範圍。此外，為求統一，三時期均以冬季影像為主，透過影像判釋之方法數化土地利用圖，以代表農業政策開放前後之地景狀態；至於道路、水系以及行政區界等圖籍資料，則係取自內政部國土繪測中心繪製之臺灣地區二萬五千分之一地形圖。

(二) 研究方法

本文結合航照判釋與馬可夫模式，進行土地利用變遷的監測與模擬，再利用量化之地景指標為工具，以分析三時期農村地景結構之變化，最後綜合以上結果，深入探究宜蘭農村地景破碎化之問題，詳細研究方法說明如下：

1. 地圖判釋

本研究透過地圖判釋，利用農林航空測量所於1987年出版之像片基本圖，以及2000年、2009年之航照正射影像為基圖，於正射投影糾正後，進行三時期土地利用之數化工作，以分析研究區之土地利用變遷，於數化之過程中並輔以實地勘查與

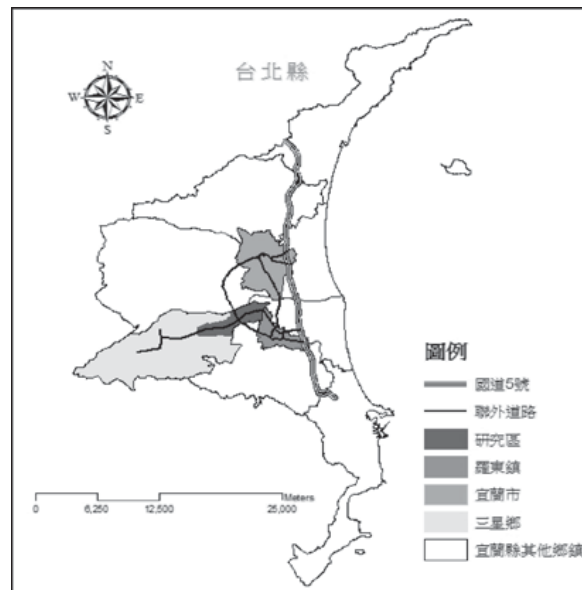


圖1 研究區位置圖

表1 2002-2010年間研究區移入人口之來源地

縣內移民	移民來源	羅東鎮	宜蘭市	其他鄉鎮	縣內遷移總值
	人數(人)	1105	156	889	2150
	百分比(%)	51.40	7.26	41.35	100
縣外移民	移民來源	台北縣市	其他縣市		縣外遷移總值
	人數(人)	447	288		735
	百分比(%)	60.82	39.18		100

資料來源：統計自三星鄉戶政事務提供之人口遷移資料

訪談資料，以提高結果之正準確。總計共將試區分為農地、建地、道路與水體等四種土地類別，其中農地包括稻田、果園、檳榔園，水體包括河川、水圳、水池；建地為受建物覆蓋之土地。考量到最小區塊體之單位面積，故於三時期土地利用圖數化完成後，將其紀錄於5m網格之地理資訊系統資料庫中，以供後續分析之用。此外，為評估土地利用圖數化之精度，本研究以均方根誤差（Root Mean Square Error, RMSE）作為數化結果之點位精度檢核依據；RMSE是一種廣義的標準偏差，適用於對多個不同的物理量進行檢核，RMSE值越小表示兩圖層匹配的密合情形越佳，亦即系統誤差量越小，對應於界址點較差之點位誤差亦會降低（陳世平，2003）。

2. 馬可夫轉移機率矩陣模式

本研究運用馬可夫轉移機率矩陣模式進行分析，目的除在藉由轉移機率矩陣以瞭解各土地類型於不同時期之空間變遷外，進一步透過馬可夫鏈之機率自乘原理，以推估未來地景變遷之可能情況。本研究利用ARC/INFO地理資訊系統軟體的AML指令，配合C語言所開發之逢機取樣（Random Sampling）程式選取約1%的逢機樣點，透過地理資訊系統套疊樣本點與研究區之土地利用型圖，求得每個樣點於1987、2000、2009年等三時期之土地利用類型資訊，以計算其轉移機率矩陣，並以建立模式所用之後期資料為基準，利用模式預測該年度土地類型面積百分比之推估值後，與航照判釋真值資料比較，以驗證模式之正確性。

由於馬可夫模式係假設某一時期類型發生的機率，將隨著前一時期所存在的類型而改變，亦即地景的變化具有馬可夫特性存在的前提下進行預測，換言之，若某一時期所有狀態的發生是獨立的（Independent），不受前一時期任一狀態之影響，表示後續發生的狀態不具有馬可夫特性，便不適合以馬可夫模式進行後續相關研究（林金樹，1996），因此在應用馬可夫鏈模式進行地景變遷預測之前，必須先測定其轉移矩陣是否具有馬可夫特性，才可進行變遷預測；馬可夫特性的檢驗一般使用Goodman法（Goodman, 1968）進行卡方檢定（ χ^2 - test），方式如下：

$$\alpha^2 = \left\{ \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^M [T_{ij} \times \ln(p_{ij}/A_j)]^2 \right\}; d.f. = (M-1)^2$$

式中 T_{ij} 為轉移矩陣， P_{ij} 為轉移機率矩陣， A_j 為轉移矩陣第 j 行（Column）元素合計與全區總像元數之比率， M 為組類數，而d.f.為自由度。利用公式可驗證研究區之土地利用變遷是否具有馬可夫特性，卡方檢定結果若大於理論卡方值，表示變遷量矩陣具有馬可夫特性，反之則無。最後，在確認本研究區之分析時段具馬可夫特性後，方可進行研究區未來地景變遷之馬可夫鏈模擬。

3. 地景生態分析

地景指標為地景生態分析中普遍用以理解生態結構與功能的方法。本文以土地利用類型作為地景要素之綴塊類型，參考前人文獻中較常用於地景破碎化議題之指標，共選定綴塊指標（Patch Index）、邊緣與形狀指標（Edge and Shape Index）、鄰近指標（Proximity Index）、多樣性指標（Diversity Index）與聚散性指標（Contagion and Interspersion Index）等5大類、其中屬於地景層級者有12項，包括綴塊數目（Number of Patch, NP）、綴塊密度（Patch Density, PD）、平均綴塊面積（Mean Patch Area, MPA）、綴塊面積標準差（Patch Area Standard

Deviation, PASD) 、為最大綴塊指標 (Largest Patch Index, LPI) 、邊緣密度 (Edge Density, ED) 、地景形狀指標 (Landscape Shape Index, LSI) 、面積加權平均碎形維度 (Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension, AWMPFD) 、平均最鄰近距離 (Mean Nearest Neighbor Distance, MNN) 、地景多樣性指標 (Shannon's Diversity Index, SHDI) 、地景均勻度指標 (Shannon's Evenness Index, SHEI) 及聚散型指標 (Contagion Index) ; 類別層級者有8項, 包括綴塊密度 (Patch Density, PD) 、平均綴塊面積 (Mean Patch Area, MPA) 、綴塊面積標準差 (Patch Area Standard Deviation, PASD) 、最大綴塊指標 (Largest Patch Index, LPI) 、邊緣密度 (Edge Density, ED) 、面積加權平均形狀指標 (Area-Weighted Mean Shape Index, AWMSI) 、平均最鄰近距離 (Mean Nearest Neighbor Distance, MNN) 及平均類近指標 (Mean Proximity Index, MPI) 。應用FRAGSTATS 程式集, 針對1987、2000以及2009年三時期之地景結構進行量化計算, 並綜合不同層級指標之計算結果, 以探討宜蘭農村地景破碎化的問題。各類別指標之說明如下:

(1) 綴塊指標 (Patch Index)

本研究共選擇綴塊數目 (NP) 、綴塊密度 (PD) 、平均綴塊面積 (MPA) 、最大綴塊指標 (LPI) 與綴塊面積標準差 (PASD) 等五項綴塊指標進行分析。NP係某地區內之綴塊總數, PD為單位面積之綴塊數目, 由於NP與PD可反映地景的空間格局, 故常被用來描述整個地景的異質性與破碎度情形 (Fahrig, 2003; Van Eetvelde and Antrop, 2005; 白濤等, 2008) 。MPA代表綴塊面積的平均狀態, 可反映地景異質性與破碎化程度。LPI為最大綴塊面積佔總面積的比例, 在地景尺度中, LPI有助於理解地景基質的變化, 故亦可作為地景破碎化的參考指標。PASD可用來理解綴塊面積的離散程度, 當地景中的所有綴塊大小面積一致或只有一個綴塊時, 其值為0。

(2) 邊緣與形狀指標 (Edge and Shape Index)

邊緣密度 (ED) 為綴塊平均邊緣長度, 在地景面積不變的情形下, 綴塊數目愈多, ED值隨之增高; 在形狀指標方面, 基於面積較大綴塊對地景較具影響力, 故本研究採用面積加權平均形狀指標 (AWMSI) 進行分析, AWMSI可指示綴塊形狀之不規則性, 其值愈小, 代表綴塊愈接近圓形, 地景較少邊緣環境, 核心區範圍較大; 其值愈大, 表示綴塊形狀更加複雜, 使得地景有較多的邊緣環境, 核心區範圍較小 (吳治達, 2004) 。地景形狀指標 (LSI) 為地景尺度使用之形狀指標, 其意義與AWMSI類似, 其值愈大, 表示區域內之綴塊形狀愈複雜。面積加權平均碎形維度 (AWMPFD) 由綴塊的周長和面積所組成; 面積-周長關係往往牽涉到綴塊

與基質或綴塊間之交互生態作用強度，一般而言，形狀愈複雜的綴塊，其與外界作用的介面相對愈大，生物作用力的效應也愈來愈大（蔡厚男與呂慧穎，2003）；AWMPFD值經由計算介於1至2之間，值愈大，代表地景周長愈複雜，受人類力量干擾較小；值愈小，代表地景要素的邊緣愈單純，受人類活動干擾影響大（蔡厚男與呂慧穎，2003；吳治達，2004）。

（3）鄰近性指標（Proximity Index）

平均最鄰近距離（MNN）係地景中每一個綴塊與其最近鄰體距離的總和，除以具有鄰體之綴塊總數（鄔建國，2003），MNN值愈大，表示綴塊間相隔之距離較遠，分布較為分散；值愈小，表示綴塊在空間上呈現群聚分布。平均鄰近指標（MPI）常用來分析同類型綴塊間的鄰近程度，MPI值愈小，代表綴塊的離散程度較高或是地景較為破碎，由於MNN與MPI能表現綴塊之空間分布特性，故可作為地景破碎度的參考指標。

（4）多樣性指標（Diversity Index）

多樣性指標（SHDI）為度量系統結構組成複雜程度的指標，計算方法是將每一個綴塊類型所占地景總面積的比例乘以其對數，求和之後再取其負值，SHDI為0表示整個地景僅由一種綴塊類型組成；SHDI值愈大，表示綴塊類型增加或各類型之綴塊在地景中呈現均勻分布之趨勢，故SHDI可反應地景破碎度。均勻度指標（SHEI）可反映地景中各綴塊面積分布的不均勻程度（鄔建國，2003），其值表示多樣性指標與其最大值的比例，當SHEI等於0，代表無多樣性，SHEI等於1表示地景綴塊的均勻程度達到最大。基於上述，SHEI與SHDI可用以比較不同地景多樣性之差異，或同一個地景不同時期多樣性的變化。

（5）聚散性指標（Contagion and Interspersion Index）

聚散度指標（Contagion, CONTAG）可描述地景裡不同綴塊類型的團聚程度或延展趨勢，CONTAG值高表示地景中的某種優勢綴塊類型形成了良好的連接性；CONTAG值小，則表示地景內具有多種要素並存在許多小綴塊，其破碎化程度較高。

4. 現地調查與訪談

為了對於研究現象進行深入的瞭解，故本文輔以現地調查與訪談內容。本文以文獻分析、參與觀察、訪談及田野調查等方式，蒐集研究區的背景資料，以理論抽樣（Theoretical Sampling）的方式針對尾塹村年滿18歲以上的居民進行深度訪談，共有16位受訪者接受訪談。資料的蒐集方式是以「半結構式訪談」（Semi-

structured Interviews) 方式，將欲發問之問題，擬定成訪談大綱。而為獲得真實的資料，本研究下列方式來強化研究的嚴謹性，包括：尊重受訪者訪談地點的選擇、對受訪者盡到明確告知研究身份與目的的責任、注意訪談輔助工具使用的適切性以及與訪談對象再確認訪談結果。

四、研究結果

(一) 土地利用變遷分析

為評估三時期土地利用之判釋精度，本研究以2000年之數化成果為基準，分別計算1987-2000年、以及2000-2009年兩兩時期間之均方根誤差 (Root Mean Square Error, RMSE)，作為點位精度之檢核依據，結果顯示，1987-2000年間之RMSE值為1.97，而2000-2009年間則為1.41，由此可知本研究數位之結果確實可供後續地景變遷分析之用。圖2、表2分別為三時期宜蘭農村之土地利用圖、以及各時期土地利用比例之統計結果，由表2可知，農地於三時期內皆為研究區最主要之土地利用型，但所占比率卻呈現下降的趨勢，由1987年之74.24%、2000年之63.63%，減少至2009年的56.46%；相對而言，建地所占比率反而逆勢上揚，從1987年之5.19%、2000年之12.71%，大幅上升至2009年的18.58%；在道路方面，由於道路網絡系統的建構，道路比例於1987年時雖僅0.35%，然至2000年及2009年時，已增加為6.03%及7.15%；至於水體在三時期內，則由1987年之20.22%、2000年之17.63%，轉變為2009年的17.81%，整體呈略微下降的趨勢。

(二) 農村土地利用變遷之模擬

表3與表4分別為1987-2000年以及2000-2009年之轉移機率矩陣。透過表3得知，1987-2000年間除了建地沒有發生轉變外，其餘農地、道路與水體均有變化。農地約有八成之範圍維持其原有用途 (0.81)，其餘則以轉移至建地之比率 (0.10) 為最大；部份道路之面積被轉換成水體 (0.06)，在透過航照判讀、文獻分析、實地訪查後可知，這是由於羅東溪與安農溪進行河道整建，大部份河道至2000年時已完成堤防增建，使得多處位於河岸的農地與鄉間道路遂變成堤外地，造成土地利用變遷；這樣的情形於水體方面亦有發現，表3顯示，水體除了保留原用途外 (0.74)，因河堤之興建以及養殖魚池轉成他用，部份區域被轉變成農地 (0.21)、建地 (0.02)、道路 (0.03) 等土地利用型態。至於在2000-2009年間之



圖2 1987年（上左圖）、2000年（上右圖）、2009年（下圖）之土地利用圖

表2 三時期土地利用型比例統計結果

	1987年		2000年		2009年	
	像元	百分比	像元	百分比	像元	百分比
農地	337688	74.24%	289395	63.63%	256780	56.46%
建地	23590	5.19%	57820	12.71%	84522	18.58%
道路	1606	0.35%	27416	6.03%	32524	7.15%
水體	91951	0.22%	80204	17.63%	1009	17.81%
總計	454835	100%	454835	100%	454835	100%

土地利用變遷方面，從表4得知，原有建地與道路並無轉為他用；水體僅有些微變動，大致上仍維持水域之形式（0.99）；農地之變化則較為明顯，分別轉變成建地（0.08）、道路（0.03）及水體（0.01），由此可知建地仍為農地變遷後之主要轉變類型。

由於馬可夫模式是基於地景變遷呈現穩定的狀態、各時期之土地利用變遷機率固定不變、且無新增干擾因素等假設下，推估未來地景狀態之理論估值，因此，考

表3 1987-2000年轉移機率矩陣

土地利用 類型	農地	建地	道路	水體
農地	0.81 (2709)	0.10 (344)	0.06 (197)	0.03 (114)
建地	0 (0)	1 (235)	0 (0)	0 (0)
道路	0 (0)	0 (0)	0.94 (15)	0.06 (1)
水體	0.21 (188)	0.02 (21)	0.03 (28)	0.74 (679)

註：() 內數值為像元數目

表4 2000-2009年轉移機率矩

土地利用 類型	農地	建地	道路	水體
農地	0.88 (2557)	0.08 (239)	0.03 (79)	0.01 (22)
建地	0 (0)	1 (600)	0 (0)	0 (0)
道路	0 (0)	0 (0)	1 (240)	0 (0)
水體	0 (1)	0 (3)	0.01 (5)	0.99 (785)

註：() 內數值為像元數目

量到本區於1987-2000年間曾發生河道整建之重大事件，如此用此時期之資料進行模擬似較不合適，為求真實呈現研究區當前之土地變遷趨勢，故決定以2000~2009年之轉移機率矩陣建立馬可夫模式，以9年為一期，預測未來土地利用面積百分比之變化情形，以進行地景變遷之時空分析。在自由度等於9以及1%顯著水準的情形下，統計結果顯示，2000-2009年之卡方統計值大於查表之理論卡方值（ $\chi^2 = 1856678 > 21.67$ ），此結果表示宜蘭農村於此期間之地景變遷具有馬可夫特性，得以應用馬可夫模式進行地景面積變遷模擬。又為了確認模式之準確性，本研究先以所建立之馬可夫轉移矩陣，推估2009年試區之土地利用狀態，並與航照判釋之真值進行比對，結果如表5。綜觀檢核之結果，四種土地類別中雖以「道路」之誤差較大（0.73%），但其差值仍小於1%，由此可知，本研究所建立之馬可夫模式，確實適合應用於宜蘭農村地景變遷預測。表6係未來45年土地利用變遷之模擬結果，由表6之資料可知，農地自2000至2054年間之比率不但逐年下降（從63.63%降至30.18%），至2054年時，建地更可能取代農地，成為本區最主要之土地利用方式。

表 5 2000-2009年馬可夫模式之驗證

	模式預測	航照判釋真值	預測誤差
農地	56.18%	56.46%	0.28%
建地	18.03%	18.58%	0.55%
道路	7.88%	7.15%	-0.73%
水體	17.91%	17.81%	-0.10%
合計	100%	100%	0%

表6 未來土地利用變遷模擬結果

	土地利用現況		未來土地利用變遷預測				
	2000年	2009年	2018年	2027年	2036年	2045年	2054年
農地	63.63%	56.46%	49.61%	43.81%	38.69%	34.17%	30.18%
建地	12.71%	18.58%	22.73%	26.89%	30.58%	33.84%	36.73%
道路	6.03%	7.15%	9.52%	10.99%	12.3%	13.48%	14.53%
水體	17.63%	17.81%	18.14%	18.31%	18.44%	18.52%	18.57%

(三) 運用地景指標分析農村地景破碎化

1. 整體地景格局之量化分析

表7為1987、2000與2009年12項地景層級之量化指標計算結果。透過表7可知，1987-2000年期間之綴塊數目(NP)與綴塊密度(PD)均呈上升之趨勢、而平均綴塊面積(MPA)則逐漸減少，此顯示1987-2000年間本區綴塊趨於零碎；然2000-2009年之NP與PD數值略為下降，但MPA則略為提升，說明此時期同類之綴塊有合併的現象。進一步分析最大綴塊指標(LPI)及綴塊面積標準差(PASD)可發現，LPI與PASD值均逐年下降，此表示大規模之均質綴塊漸被削減、綴塊的面積漸趨向均勻。在邊緣與形狀指標方面，邊緣密度(ED)之值逐年上升，ED值之變化與綴塊之數目及形狀有關，故如進一步檢視地景形狀指標(LSI)可發現，該指標之值逐年上升，此顯示綴塊形狀愈顯複雜、呈不規則化，而從面積加權平均碎形維度(AWMPFD)逐年下降可判斷，本區受人類活動干擾愈來愈大。在鄰近指標方面，平均鄰近距離(MNN)於1987-2000年間呈現增加的現象、然於2000-2009年間卻呈下降的趨勢，此表示本區綴塊之空間分布由散布而後趨向聚集。在多樣性指標方面，多樣性指標(SHDI)與均勻度指標(SHEI)值均趨於成長，此代表試區之地景結構組成趨向複雜化，且各綴塊類型於空間格區上之排列逐漸呈現均勻的狀態。

態。在聚散性指標方面，聚集度指標（CONTAG）逐年下降，如此可知研究區之地景係由多數之小綴塊所構成。經由多樣性指標與蔓延度指標的結果可知，研究區內逐漸不存在優勢之綴塊。

綜合以上結果，整體而言，宜蘭農村於1987-2009年間之地景結構趨向多樣化、複雜化，且基質之優勢度不斷下降，此顯示地景格局有異質化的現象。不過，不同時期各項指標值之變化趨勢略有不同，例如1987-2000年綴塊數目及綴塊鄰近距離之值上升，而平均綴塊面積縮小，此顯示綴塊呈破碎而零散之空間分布形態；2000-2009年間綴塊數目減少、平均面積略為擴大，由此可知同類綴塊產生合併的現象。

表7 三時期地景尺度之量化指標計算結果

時間	NP	PD	MPA	LPI	PASD	ED	LSI	AWMPFD	MNN	SHDI	SHEI	CONTAG
1987	697	61.30	1.6314	18.68	11.54	161.61	15.50	1.2134	22.75	0.86	0.62	62.35
2000	791	69.56	1.4375	10.77	7.46	274.32	25.00	1.2072	23.52	1.03	0.74	53.37
2009	789	69.39	1.4411	6.49	5.73	296.52	26.88	1.1885	22.43	1.11	0.80	49.58

註：NP：綴塊數目；PD：綴塊密度；MPA：平均綴塊面積；PASD：綴塊面積標準差；LPI：為最大綴塊指標；ED：邊緣密度；LSI：地景形狀指標；AWMPFD：面積加權平均碎形維度；MNN：平均最鄰近距離；SHDI：多樣性指標；SHEI：均勻度指標；CONTAG：聚散型指標。

2. 綴塊類型之地景量化分析

為深入探究農村地景破碎化的原因、歷程與型態，本研究針對不同綴塊類型進行8項地景指標之量化分析，結果如表8與圖3。以下結合量化指標之計算、土地利用變遷分析之結果，再輔以實地訪查、文獻分析等研究方法，分別就農地、建地、道路與水體等類型之地景結構進行分析。

(1) 農地地景結構分析

透過表2土地利用變遷之分析結果得知，農地於1987-2009年間之面積比率雖然逐年下降，但至2009年時仍超過試區總面積的一半以上（56%），故農地實可視為本區之地景基質，雖然如此，隨著面積比率逐年減少，農地之優勢性亦逐漸下降。

在地景指標之量化結果方面，透過表8及圖3得知，綴塊密度（PD）自1987-2009年間逐漸增加，平均綴塊面積（MPA）、最大綴塊指標（LPI）與綴塊面積標準差（PASD）之數值卻逐年下降，由此可知農地綴塊於1987-2009年漸趨於

破碎。至於邊緣密度（ED）之值則隨著時間增加，同時，面積權重平均形狀指標（AWMSI）之值亦愈趨偏離1，此說明農地形狀漸趨複雜，農地愈來愈容易受到相鄰綴塊的干擾。在鄰近指標方面，1987-2000年間平均最鄰近距離（MNN）與平均鄰近指標（MPI）之值均有下降，此意味著農地綴塊的鄰近距離縮小、但空間離散程度提高，由此可知，農地在空間雖呈離散分佈，但鄰近之農地綴塊間卻有群聚的現象；至於2000-2009年間MNN之值略為提高、而MPI之值下降，此表示農地綴塊間的距離逐漸拉遠，空間離散程度再次提高，農地綴塊的整體分布更加分散。

（2）建地地景結構分析

相較於農地比例逐年下降，土地變遷分析之結果證實，本區之建地比率於1987-2009年間逐年上升（表2），而為了探討農地開放政策之執行對宜蘭農村建地開發之影響效應，本文採用農地轉變成建地之土地年變遷率以進行比較。做法是分別將1987-2000年以及2000-2009農地轉變成建地占農地比率除以各期之變遷年數（13年與9年），所得結果以百分比表示。結果顯示，2000-2009年之土地年變遷率（0.89%）確實快於1987-2000年（0.77%），由此可知，農地開放政策對農村地景變遷與建地開發確有影響。

在綴塊密度（PD）方面，建地於三時期均呈增加之趨勢；然而平均綴塊面積（MPA）、最大綴塊指標（LPI）以及綴塊面積標準差（PASD）於1987-2000年間則呈現下降的現象，顯示此時期建地綴塊之規模與面積趨向均勻。根據地圖判釋、文獻分析以及實地訪查發現，1987年本地農家房舍主要為竹圍之閩南式院落為主，故建地佔地規模較大，爾後至2000年間由於農家人丁增多，農地被分割給子孫繼承或改建新式房舍，故造成建地數量增多，其規模亦朝向均勻化發展。不過這樣的綴塊特性至2000-2009年又有所改變，透過表8及圖3得知，2000-2009年間除了CA與PD值逐漸上升外，MPA、LPI與PASD之值亦全數提高，此顯示建地綴塊之面積逐漸擴大，並已形成大規模的綴塊，且繼續朝向極化發展。在考量政府對農舍的規模已加以限制後（農委會，2007），推測此種現象應係部份建地因群聚而產生的擴張現象。為探究這樣的推測是否屬實，本研究進一步對照綴塊鄰近指標，結果發現，2000-2009年間建地之平均最鄰近距離（MNN）持續下降、平均鄰近指標（MPI）值則呈現上升的現象，此證明建地之綴塊確實隨著時間而產生聚集的情況，造成之現象之原因，可能與移民之區位選擇偏好有關，例如受訪者（A0-2）表示：「11年前以前我在這個地方（安農溪畔）蓋房子的時候，旁邊還沒有什麼住戶，雪隧通車前後，就有人來問我們附近的居住環境與地價，像我有朋友在做房仲業就最清楚了，台北人喜歡找地景好的地段，最好前面沒有被別家擋住，安農

溪旁的農田因為面對河堤所以不用擔心被擋住，又加上有腳踏車道，所以河岸邊的農田很受歡迎。」又受訪者（C1-1）表示：「以前安農溪會淹水，後來堤防做起來了，又加上做自行車道和地景美化，外地人比較喜歡那裏，我們這裏（蘭陽溪邊）地勢較低，比較會淹水啦！」。至於在邊緣指標方面，邊緣密度（ED）值逐年上升，此與建地綴塊數目增多有關。最後，建地之形狀指標（AWMSI）值介於1至2之間，這係由於建地之較易受人為力量所影響，故與其他土地類型相比，其形狀亦較趨規則化，此結果與新興農舍之形態亦甚相符。

（3）道路地景指標分析

根據表2，道路面積於1987-2009年期間持續增加，然其綴塊密度（PD）值逐年下降，但平均綴塊面積（MPA）、最大綴塊指標（LPI）以及綴塊面積標準差（PASD）等指標卻逐年上升，此顯示1987-2009年間道路綴塊之規模逐漸擴大，並朝向極化發展。透過地圖判釋（圖2）、訪談資料與文獻資料分析得知，本區於1987年起即致力於交通網絡的建構，至2000年已大致完成今日規模，為了確認這樣的推論，進一步透過表2計算1987-2000年與2000-2009年之道路平均土地年增長率，結果發現前期之增長速率（123.26%）遠超過後期（2.07%），顯示1987-2000年為本區交通路網構成之興盛時期。由於道路網絡的擴展將原本較分散、小規模之交通路線加以整合與連接，因此造成PD值下降、而MPA、LPI與PASD值升高，以及邊緣密度（ED）逐年提高的結果。至於在面積權重平均形狀指標（AWMSI）之結果方面，與其他土地利用相比，其值不但明顯偏高，且隨著時間變動持續增長，此說明道路之形狀朝向長條狀發展，此結果與航照判釋之結果相符，也符合一般對道路形狀的認知。最後，透過鄰近性指標可知，道路綴塊之平均最鄰近距離（MNN）於1987-2009年逐年降低，而平均最鄰近距離（MPI）卻逐年上升，由此可知道路之綴塊隨時間逐漸拉近其距離、並朝向群聚之空間分布形式，此結果代表道路網絡之建構日趨完整。

（4）水體地景指標分析

本區之水體面積（表2）於1987-2000年間大幅下降，綜合地圖判釋、轉移機率分析、文獻分析、與實地勘察之結果研判，這可能係由於本區地處蘭陽溪、羅東溪以及安農溪交會處之地勢低窪，導致當地居民常遭逢水患之苦，故相關單位於1987-2000年間進行河道整建工程，透過堤防的興建約束河川行水區範圍，因此造成水體之面積有明顯變動並導致土地利用變遷。如表3所示，約有26%的水體分別轉變為農地、建地及道路，此結果亦證實，本時期水體之土地利用確實有大幅度的改變。觀察1987-2000年各項地景指標的表現可知，水體之地景結構變動幅度較

大，此點反應出河道整建所造成的影響，例如：（1）在綴塊指標方面，水體之密度（PD）值下降、平均綴塊面積（MPA）增加、最大綴塊指標（LPI）與綴塊面積標準差（PASD）下降，此說明水體綴塊之結構特性趨向完整，其規模略為擴大並趨向一致性；（2）邊緣密度指標（ED）與面積權重平均形狀指標（AWMSI）值均大幅下降，顯示水體綴塊的形態受人為力量的干預而收斂；（3）平均最鄰近距離（MNN）之提升、以及平均鄰近指標（MPI）的縮小，說明了水體綴塊間的距離增加、空間分布較為分散。

至於在2000-2009年之結果方面，透過表8得知，此時期之平均最鄰近距離（MNN）上升、而平均鄰近指標（MPI）下降，顯示水體綴塊間的距離持續增加、空間分布更為分散。由於本時期河道形態已趨穩定，故結合實地訪查及文獻資料，配合轉移矩陣之分析結果（表4），本研究判斷，水池之變化為影響水體空間特性的主因。水池本為不規則的塊狀分散綴塊，由於此時期有部份水池分別轉變為農地、建地及道路，因而導致水體綴塊之空間離散程度提高。

表8 1987、2000與2009年類別層級景觀指數

綴塊類型	時間	PD	MPA	LPI	PASD	ED	AWMSI	MNN	MPI
農地	1987	2.29	30.33	18.68	47.36	138.66	4.70	14.63	13755.43
	2000	11.87	5.36	10.77	14.80	213.44	4.65	11.15	2473.94
	2009	17.33	3.36	6.35	7.49	219.99	3.32	11.57	1620.06
建地	1987	15.92	0.55	0.82	1.04	63.06	1.89	47.19	42.15
	2000	34.12	0.37	0.72	0.70	106.18	1.66	31.42	40.83
	2009	40.89	0.43	0.77	0.79	141.83	1.77	25.45	61.53
道路	1987	39.31	0.05	1.41	0.75	79.48	27.38	12.63	157.26
	2000	20.58	0.29	5.34	3.96	195.66	55.44	12.33	1686.95
	2009	8.09	0.83	6.49	7.65	199.29	61.78	12.24	2784.15
水體	1987	3.78	5.29	6.75	17.08	42.02	4.16	30.01	1194.41
	2000	2.99	5.90	5.07	14.42	33.35	2.81	59.48	677.63
	2009	3.08	5.76	5.10	14.43	31.93	2.69	70.06	431.97

註：PD：綴塊密度；MPA：平均綴塊面積；PASD：綴塊面積標準差；LPI：為最大綴塊指數；ED：邊緣密度；AWMSI：面積權重平均形狀指數；MNN：平均最鄰近距離；MPI：平均類近指數。

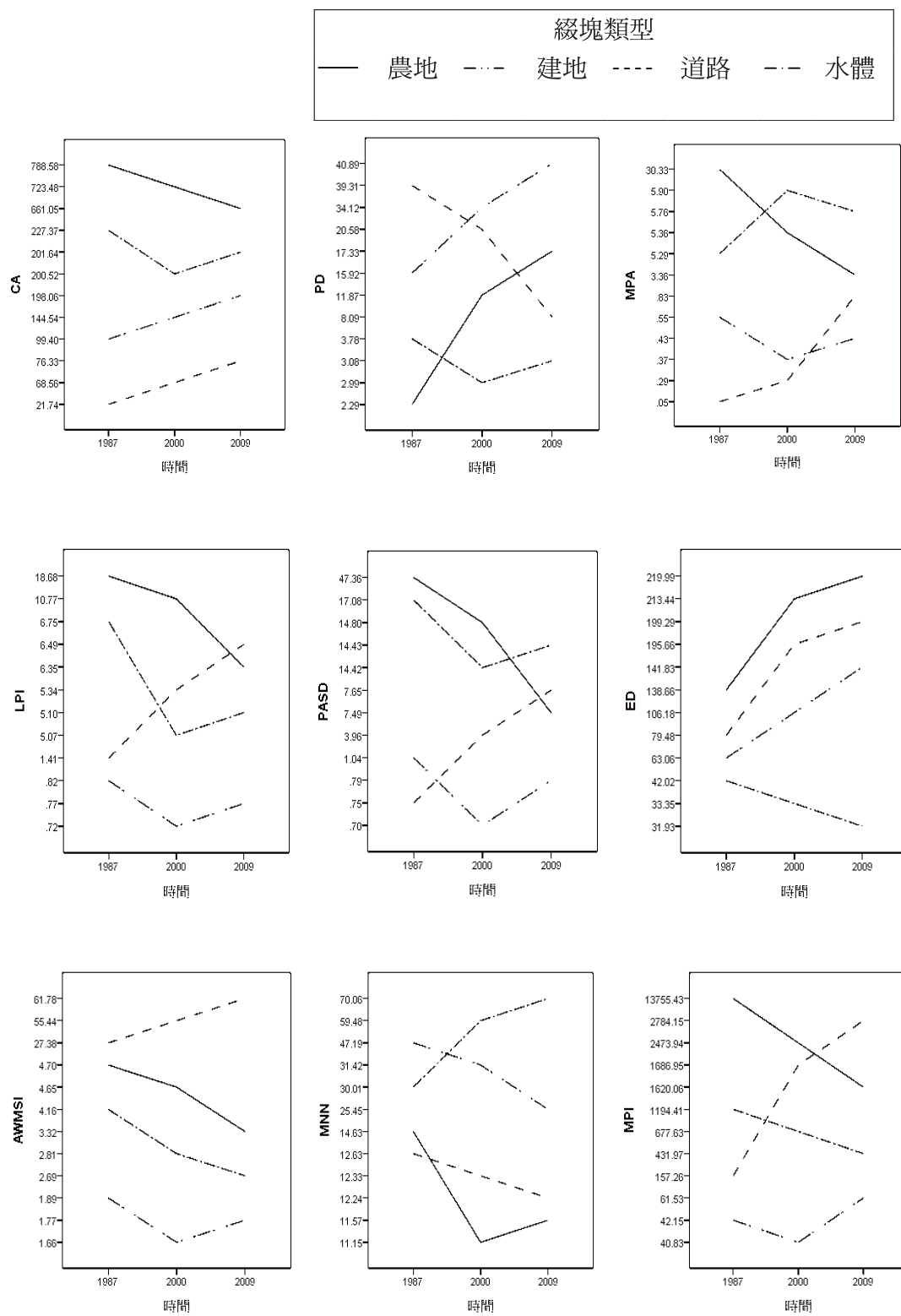


圖3 1987、2000與2009年各綴塊類型地景指標之變化趨勢

3. 農村地景破碎化之探討

透過地景指標以分析本區地景格局之結果發現，1987-2009年間本區之地景結構有明顯變動，由綴塊指標、邊緣與形狀指標、多樣性指標以及聚散性指標等指標之量化結果可知，宜蘭農村之地景結構趨向破碎化、多樣化且複雜化。此外，基質之優勢度亦不斷下降，影響所及，將導致農田生態系統的變動，進而衝擊其生態系統服務價值。至於各時期研究區地景破碎化發生之原因、歷程與型態，在綜合不同尺度之地景指標分析結果後，結論如下：

- (1) 1987-2000年間，研究區之綴塊密度提高、平均綴塊面積縮小，這樣的情形亦發生在基質（農地）的變化上，由於道路網絡的建構，係造成本時期地景結構切割與破碎化的主因，故本研究判斷，1987-2000年間宜蘭農村主要處於「分割」之地景破碎化階段。
- (2) 2000-2009年間，地景尺度之指標分析結果顯示，研究區之綴塊密度減少、平均綴塊面積略為擴大、平均綴塊鄰近距離縮短，但基質（農地）之綴塊特徵卻處於綴塊密度增加、平均綴塊面積下降、平均綴塊鄰近距離增加，與研究區整體格局之變化趨勢並不一致，由此可知，農地已非主導此時期試區地景結構特性的主角。
- (3) 由於本地之道路網絡於2000年已大致建構完成，農地開放政策與交通利多之雙重因素影響下，造成建地興築的情形更盛以往；至於建地的分布受到移入居民區位偏好的影響，致使建地之綴塊產生空間群聚及合併的現象，相對而言亦壓縮了農地的存在空間，綜合上述分析，本研究認為，宜蘭農村於2000-2009年之地景結構處於「消散」並趨於「收縮」之破碎化階段。

五、討論與結論

（一）討論

農村地景破碎化為本研究之核心，然而在分析過程中，本研究發現以下幾項值議題，實值得進一步深入探討：

1. Skole and Tucker (1993) 認為，地景破碎化係指相對均質之地景要素，在干擾過程的影響下產生異質性的過程；Forman (1995) 則基於綴塊的空間幾何特徵，認為地景破碎化為基質逐漸消散 (Dissipation)，也就是基質綴塊數目增多、平均面積縮小的過程。本研究之結果發現，研究區於1987-2009年間之地景要素的

組成趨向複雜化及異質化，基質（農地）綴塊之數量亦隨著時間而增多，然其平均面積則逐漸縮小，部份綴塊因建地擴張更有消逝的趨勢，這樣的結果顯示，破碎化並無法以特定之幾何空間特徵來認定，此正呼應Jaeger（2000）的觀點，認為地景破碎化非靜態、單調的概念，可能隨著人為因素的干擾而持續「演進」，綜合以上所述，本文認為，利用Skole and Tucker（1993）所提出之「地景要素受干擾而趨向異質性的過程」作為地景破碎化的根本概念似較合理。

2. 本研究在分析國內外地景破碎化之相關文獻後發現，許多研究多以單一或少數之地景指標，或者是結合若干量化指標，以建立整合之破碎化指標的方式，作為判斷地景結構是否破碎化的標準。然依據本研究之結果，綜合多項指標之分析結果，似乎是較為理想的分析方法，理由在於：（1）2000-2009年地景尺度之結果顯示，綴塊密度之指標值雖然下降，但其他指標卻傳達出地景破碎化的訊息，如單以綴塊密度來判斷地景是否破碎化，將導致分析結果有所偏頗；（2）「地景要素的異質性」為破碎化的重要指標，而就空間結構而言，異質性包括地景要素的類型、其所佔之比例、形狀、空間分佈以及區塊的緊臨狀態（Farina, 1997），其內涵並非單一指標所能涵蓋；（3）本研究發現，整合量化指標的表現並加以討論，較能深度解讀地景破碎化的現象與影響因素。
3. 本研究成果顯示，都市邊緣農村地景之破碎化有愈演愈烈的趨勢，隨著農地綴塊愈趨孤立、與其他類型之綴塊的接觸機會逐漸增加，遭受到外力干擾之機會亦隨之提高，如道路、建地等密集分佈之人為設施，其所產生的污染物對農業生態體系的運作即為一大損害，此點亦呼應Nilsson and Grelsson（1995）「破碎化造成綴塊對外部干擾的表現更加脆弱」的看法。
4. 本研究應用馬可夫模式，預測研究區未來土地利用面積變遷比率，藉以探討農地未來可能的變遷情形，然而馬可夫模式是在地景變遷呈現穩定的狀態，且各時期之土地利用變遷機率固定不變、無新增干擾因素之假設下所得之理論預測值的前提下進行預測，但事實上影響地景變遷之因子可能隨著時間而變動。以本研究之結果為例，研究區於1987-2000年間因經歷河道整事件，致使地景變遷情形較為劇烈，然而河道整治並非常規之事件，為提高模擬成果的可信度，故本研究採用2000-2009年之馬可夫模式，推估未來之土地利用變遷。

（二）結論

農地生態系所能提供之生態系統服務，已含蓋聯合國千禧生態系統評估內之所有類別，包括供給服務、文化服務、調節服務、維持服務等，由此可見農村地景之

價值多元且豐富，對人類社會而言實有存在必要性。尤其在地窄人稠的台灣，農地的存在不僅確保了糧食生產的安全，對社會經濟的發展與國家安定亦有重要貢獻。不過，受到經濟、交通、政策等因素的影響，農村地景產生劇烈變遷，尤其是地處都市邊緣之農村更易因都市的蔓延而遭受衝擊。本研究以位於宜蘭縣羅東鎮與三星鄉交界之尾塹村、大洲村與大義村等三個都市邊緣的農業村落為研究區域，透過1987、2000以及2009年三期之航照判釋、馬可夫分析與量化地景指標等方式，探究其農村地景破碎化的情形，研究結果共有以下幾項結論。首先，在土地利用變遷方面，1987-2009年間，農地雖均為本區之地景基質，但其優勢性逐年下降，相反地，建地比率卻逐年上升，若以2000-2009年之開發速度持續開發本地區，至2054年時，建地將取代農地成為本區最主要的土地利用方式。其次，在地景破碎化分析方面，本區於1987-2000年處於「分割」之破碎化階段，2000-2009年則處於「消散」趨於「收縮」的破碎化階段。第三，若以2000年為分界，綜合土地變遷分析以及地景破碎化之量化結果，以探討農業開放政策對農村地景變遷之影響，可發現2000-2009年間不僅建地增加的速度快於1987-2000年，地景破碎化的程度亦較1987-2000年劇烈，此顯示政府政策對農村地景變遷確有影響。

都市邊緣農村地景之破碎化愈演愈烈，結果將損害農業生態系之生態系統服務價值，影響全民的公共利益，此點實值得國人高度重視。Munroe et al. (2005) 認為，欲改善破碎化的現象應從政策著手，本研究亦抱持相同的看法。但令人感到遺憾的是，台灣目前的農村土地仍在重商主義的旗幟下，輕易被作為經濟開發的犧牲對象。徐世榮(2011)指出，台灣政策重工業、輕農業，重都市、輕農村，使得農業及農村不斷地成為被剝削的對象，尤其都市邊緣的農田成為地方政府及土地炒作者覬覦的對象。故民間提出「土地徵收條例修正草案」，內容符合土地徵收之五大要件：符合公共利益、必要性、比例性、最後手段及完全補償，不過日前卻於立法院遭到否決(曾韋禎、彭健禮，2011)，而內政部僅將土地徵收的價格從現行依公告現值加成的規定，改採市價補償(李順得，2011)。這樣的情形說明台灣土地政策仍然建構於狹隘的經濟觀點，並將農地徵收之「受害人」侷限於農民，顯示政府對於農地消逝可能造成的衝擊、以及農地多元價值的認知仍有待加強。然按照當前之政策走向，未來恐將造成「圈農地建工業區」無法可管，農村地景破碎化更加劇烈。

政策既為造成台灣農村地景破碎化的重要因素，故本研究認為，政府應更積極認知農地生態系統服務價值，以及農村地景變遷對人類環境、經濟、社會的影響，進而理解農村地景格局的變動及未來變遷趨勢。在實質作法上，或許透過生態補償

的概念，理解農地保護所帶來的外部性經濟後，在「誰受益、誰補償、誰破壞、誰修復」原則下進行農村土地保護（張惠遠等，2006），並藉由地景要素的變化與特徵，辨識地景破碎化的變化歷程與影響因素，透過適當的調整、規劃方法，及早採取因應行動，以利國土永續發展。

參考文獻

- 中國科學院可持續發展戰略研究組，2003，生態系統服務理論，「中國網」，http://www.china.com.cn/zhuanti2005/txt/2003-03/19/content_5295916.htm。
- 中國 21 世紀議程管理中心，2009，生態補償原理與應用，北京：社會科學文獻出版社。
- 白濤、王宏燕、王江麗，2008，土地利用與景觀格局變化研究，東北農業大學學報，第 39 卷，第 10 期，頁 51-56。
- 吳治達，2004，民墾地之地景變遷監測研究，國立台灣大學森林系研究所碩士論文。
- 李承嘉、戴政新、廖麗敏、廖本全、林欣雨，2010，鄉村仕紳化—以宜蘭縣三星鄉三個村為例，台灣土地研究，第 12 卷，第 2 期，頁 101-146。
- 李順德，2011，土地徵收條例修正草案：改採市價補償 大埔事件催化 農地徵收照市價補償，聯合新聞網，<http://udn.com/NEWS/NATIONAL/NATS1/6367390.shtml>。
- 林金樹，1996，遙測資訊在生態環境變遷監測上應用之研究—以台南地區為例，國立臺灣大學森林學研究所博士論文。
- 林敬好，2010，農地政策變動後農村住民社會資本對社區發展影響之探究：以尾塹村為例，中國地理學會 2010 學術論文集：台灣師大地理系。
- 徐世榮（2011），澄社評論—看天田 看官田，自由時報電子報，<http://www.libertytimes.com.tw/2011/new/may/13/today-o12.htm>。
- 孫新章、周海林、謝高地，2007，中國農田生態系統的服務功能及其經濟價值，中國人口資源與環境，第 17 卷，第 4 期，頁 55-60。
- 陳世平，2003，數值法辦理圖解地籍圖數化區之土地複丈作業研究—以農地重測區為例，逢甲大學土地管理學系碩士在職專班碩士論文。
- 黃書禮，2008，全球環境變遷與都市周圍土地使用改變對都市生態經濟系統影響之研究：以台北—桃園為例（1/3），行政院國家科學委員會專題研究計劃成果

報告 (NSC96-2415-H-305-012-MY3)。

- 郭士鳳、盧光輝，2008，台北市內湖區土地利用的變遷分析，社會與區域發展學報，第 1 卷，第 1 期，頁 1-25。
- 曾韋禎、彭健禮，2011，立院封殺大埔農民：無語問蒼天，自由電子報 <http://tw.news.yahoo.com/article/url/d/a/110527/78/2s9c5.html>。
- 張惠遠、萬軍、王金南、饒勝，2006，中國生態補償政策評估與框架初探，生態補償機製與政策設計國際研討會論文集，第 49-60 頁。
- 鄔建國，2003，景觀生態學—格局、過程、尺度與等級，臺北：五南。
- 趙羿、賴明洲、薛怡珍，2003，景觀生態學：理論與實務，臺北：地景。
- 農委會，2007，農業發展條例，全國法規資料庫，<http://law.moj.gov.tw/LawClass/LawAll.aspx?PCode=M0020001>。
- 蔡厚男、呂慧穎，2003，都市化對地景碎裂影響的碎形分析，中國園藝，第 49 卷，第 2 期，頁 233-248。
- 蔡銀鶯、張安祿，2010，農地生態與農地價值關係，北京：科學出版社。
- 劉鳴達、黃曉姍、張玉龍、崔建國，2008，農田生態系統服務功能研究進展，生態環境，第 17 卷，第 2 期，頁 834-838。
- Carvalho, F. M. V., P. De Marco Júnior, L. G. Ferreira, 2009, The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil, *Biological Conservation*, 142(7), pp.1392-1403.
- Costanza, R., J. Cumberland, H. Daly, R. Goodland, R. Norgaard, 1997a, *An Introduction to Ecological Economics*, Delray Beach, FL, USA: St. Lucie Press..
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt, 1997b, The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp.253-260.
- Daily, G. C., 1997, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington, DC: Island Press.
- Dobbs, T. L., J. N. Pretty, 2004, Agri-environmental stewardship schemes and multi-functionality, *Review of Agricultural Economics*, 26(2), pp.220-237.
- Environment Agency, 2002, *Agriculture and natural resources: benefits, costs and potential solutions*, Bristol: Environment Agency.
- Lichtenberg, E. and C. Ding, 2008, *Assessing Farmland Protection Policy in China*, Land

- Use Policy, 25, pp.59-68.
- Fahrig, L., 2003, Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34, pp.487-515.
- Farina, A., 1997, Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean region agro-ecosystem, *Landscape Ecology*, 12, pp.265-378.
- Forman, R. T. T., 1995, *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*, google books, http://books.google.com/books?id=sSRNU_5P5nwC&printsec=frontcover&hl=zh-TW&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Goodman, L. A., 1968, The analysis of cross classified data: Independence, quasi-independence, and interactions in contingency tables with or without missing entries. *J. Am. Stat Assoc*, 63, pp.1031-1091.
- Girvetz, E. H., J. H. Thorne, A. M. Berry, J. A. G. Jaeger, 2008, Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, *Landscape and Urban Planning*, 86(3-4), pp.205-218.
- Greene, R. P., 1997, The farmland conversion process in a polynucleated metropolis, *Landscape and Urban Planning*, 36(4), pp.291-300.
- Jaarsma, C. F., G. P. A. Willems, 2002, Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming, *Landscape and Urban Planning*, 58(2-4), pp.125-135.
- Jaeger, Jochen A. G., 2000, Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology*, 15, pp.115-130.
- Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham, M. L. Pope, C. F. Donnelly, 1999, A field-based experiment to examine the response of mammals to landscape context and habitat fragmentation, *Biol. Conserv.* 88, pp.387-403.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza, E. Duhau, 2001, Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe: A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning*, 55(4), pp.271-285.
- McGarigal, K. and B. J. Marks, 1995, FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystem and Human Well-Being: A Framework for Assessment*, America: Island Press.

- Munroe, D. K., C. Croissant, A. M. York, 2005, Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: Assessing the impact of zoning, *Applied Geography*, 25(2), pp.121-141.
- Nilsson, C., G. Grelsson, 1995, The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*, 32(4), pp. 677-692.
- Porter, J., R. Costanza, H. Sandhu, L. Sigsgaard, S. Wratten, 2009, The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agro-ecosystem, *A Journal of the Human Environment*, 38(4), pp.186-193.
- Randall, A., 2007, A consistent valuation and pricing framework for non-commodity outputs: progress and prospects, *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 120, pp.21-30.
- Ribaudo, M., C. Greene, L. Hansen, D. Hellerstein, 2010, Ecosystem services from agriculture: Steps for expanding markets. *Ecological Economics*, 69(11), pp.2085-2092.
- Skole, D., C. J. Tucker, 1993, Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260, pp.1905-1910.
- Swinton, S. M., F. Lupi, G. P. Robertson, S. K. Hamilton, 2007, Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits, *Ecological Economics*, 64(2), pp.245-252.
- Van Eetvelde, V., M. Antrop, 2004, Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes--two examples from Southern France. *Landscape and Urban Planning*, 67(1-4), pp.79-95.
- Van Eetvelde, V., M. Antrop, 2005, The significance of landscape relic zones in relation to soil conditions, settlement pattern and territories in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, 70(1-2), pp.127-141.
- Weng, Y. C., 2007, Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 81(4), pp.341-353.
- XI, J. Y., Cho, N. N., 2007, Spatial and temporal dynamics of urban sprawl along two urban-rural transects: A case study of Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning*, 79(1), pp.96-109.
- Zaizhi, Z., 2000, Landscape changes in a rural area in China. *Landscape and Urban Planning*, 47(1-2), pp.33-38.