

## 玉山國家公園地景變遷之時空分析

# Spatial and Temporal Analysis of Landscape Changes in Yushan National Park

黃靜宜\*

Jing-Yi Huang\*

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集镇民生東路 1 號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

\*通訊作者：lily@tesri.gov.tw

\*Corresponding author: lily @tesri.gov.tw

### 摘 要

瞭解並掌握地景變遷過程是保護區經營管理的重要工作。本研究以玉山國家公園為研究區域，結合遙測、地理資訊系統與地景生態學方法，進行 1990~2013 年間的地景變遷分析，並利用單因子多變量變異數分析考驗研究區內不同流域間地景的差異性。研究結果顯示，國家公園成立後，地景發展極為穩定，且區內高屏溪、濁水溪與秀姑巒溪流域範圍之穩定地景均保有相同的穩定度，但在歷年天然災害的干擾下，卻造成不同流域間，非穩定地景之「退化」與「新生干擾」類型存在差異性，其中以高屏溪流域受到的影響最顯著，主要原因乃係受到較高頻度及強度之天然災害影響所致，尤其以溪流兩側為主要影響區位，然「退化」與「新生干擾」對生態系的影響，則有待未來更進一步的監測及研究。

### Abstract

Landscape changes in Yushan National Park from 1990 to 2013 were analyzed using remote sensing, geographic information system, and landscape pattern analysis. Results show that “stable landscapes”

maintained substantial stability across the Gaoping, Jhuoshuei and Siouguluan river basins. However, multivariate analysis of variance showed that the condition of “unstable landscapes” differed significantly amongst these river basins. Comparisons of landscape changes brought about by natural disasters among these three river basins revealed that disasters with higher frequency and intensity had led to differences in “degradation” and “new disturbance” of “unstable landscape”, especially around both sides of Gaoping River.

**關鍵詞：**保護區、地景生態學、遙感探測、地理資訊系統、天然干擾

**Key words:** protected area, landscape ecology, remote sensing, geographic information systems, natural disasters

收件日期：2015 年 01 月 16 日      接受日期：2015 年 07 月 24 日

Received: January 16, 2015

Accepted: July 24, 2015

## 前 言

維護生態環境資源為目前世界各國正努力落實之永續目標，國家公園之設置與經營管理乃為重要策略之一。國家公園是指具有國家代表性之自然區域或人文史蹟，臺灣自 1961 年起便開始推動國家公園與自然保育，1972 年制定國家公園法，其第 1 條明訂國家公園設立的目的是在於「保護國家特有之自然風景、野生物及史蹟，並供國民之育樂及研究」，因此，任一區域被劃設為國家公園，必有其特殊性或代表性的景觀與生物多樣性，為世人所須加以保護的自然資源。為達成國家公園永續經營之目標，蒐集園區內相關地理資訊與時空資料，並建立土地長期監測計畫，係研擬經營管理策略所不可或缺之重要工作。

地景(landscape)係一塊具有明顯可辨之

特徵土地，特別視為某些自然作用下的產物(何 2009)，而地景生態學(landscape ecology)著重於探討地景於空間上的大小、種類、排列與配置等結構特徵，以及解讀其背後所代表之意義(Forman 1995)。一般而言，地景的結構特徵會隨著時間的推進而發生變遷，並且具有其特殊之方向性，例如地震與颱風的侵襲使原本覆蓋完整的森林植被轉變為裸露地，因此，唯有透過不同時間與空間的動態分析，才能理解地景變遷的內涵與機制(Antrop 1998)，進一步釐清發生變遷的區域、程度與原因為何(Griffiths and Mather 2000)。有關大尺度的地景變遷研究中，遙測(remote sensing)技術可供大範圍、多時性及數值化的環境監測資訊，搭配地理資訊系統(geographical information system, GIS)與地景生態學理論的應用與分析，係探討各種地景變遷議題的最佳研究模式，亦是最快速、最

有效率之方法(Mondal and Southworth 2010; Pôças *et al.* 2011; Wasige *et al.* 2013; Russell and Ward 2014)。

臺灣屬高災害風險地區，近 20 年國內發生的重大天然災害至今仍記憶猶新，舉凡 1999 年 921 大地震、1996 年賀伯、2001 年桃芝、2004 年敏督莉、2009 年莫拉克等颱風，以及所挾帶的超大豪雨，使中部山區出現大面積的崩場地，自然環境嚴重受創(陳 2006；謝等 2010；呂及何 2013)。玉山國家公園於 1985 年設立，為臺灣典型高山生態系之代表，其地理位置位處中部山區，勢必可能改變國家公園轄區內之地景原貌，如 921 大地震造成玉山主群峰有明顯的崩塌情形，而莫拉克颱風亦重創南部園區(何及廖 2000；周 2000；林 2012)，迄今聯外道路及多條登山步道仍封閉未開放。然而，至今可供參考之全區地景變遷相關文獻或研究報告仍鮮少，有鑑於此，本研究以玉山國家公園作為研究區域，結合衛星遙測、GIS 與地景生態學等學理，利用不同時期的時空動態分析，探討國家公園設立後，近 20 餘年來之地景變遷，期研究成果可供為未來土地規劃與自然資源經營管理之參考。

## 材料與方法

### 一、研究區概述

玉山國家公園位居臺灣本島之中央地帶，東隔花東縱谷與東部海岸山脈相望，西鄰阿里山山脈，南面包括南橫公路部分路段及關山，北面以東埔村及郡大山為界，北迴歸線通過園區塔塔加附近，轄區範圍分屬南投、嘉義、花蓮及高雄等 4 縣市，幅員遼闊，面積廣達 103,121.4 ha，為全臺陸域面積最大的國家公園。全區之地勢陡峻且坡度高，以高山及河谷為主要地形，海拔落差在 300 m 至 3,952 m 之間，氣溫隨著高度上升而遞減，形成溫帶、寒帶兩種氣候型，海拔 3,500 m 以上地區，年平均溫約 5°C，而海拔 2,500 m 地區，年平均溫約 10°C，雪期由 12 月至翌年 4 月，惟降雪日不多，雨量豐沛，年雨量 3,000 至 4,700 mm，雨季較集中於 5 至 9 月。區內水系發達，支流眾多，分屬濁水溪、高屏溪及秀姑巒溪 3 大河流域範圍(如圖 1)。植群型自低海拔之闊葉林，以至高海拔之針葉林、高山寒原，其依序變化明顯可見，依其形相及主要優勢種，可分為高山植群帶、冷杉林帶、鐵杉雲杉林帶、櫟林帶及楠櫟林帶。在土地利用方面，僅北側南投縣信義鄉東埔村第一鄰為原住民保留地外，全區面積仍以林地占最大比例。

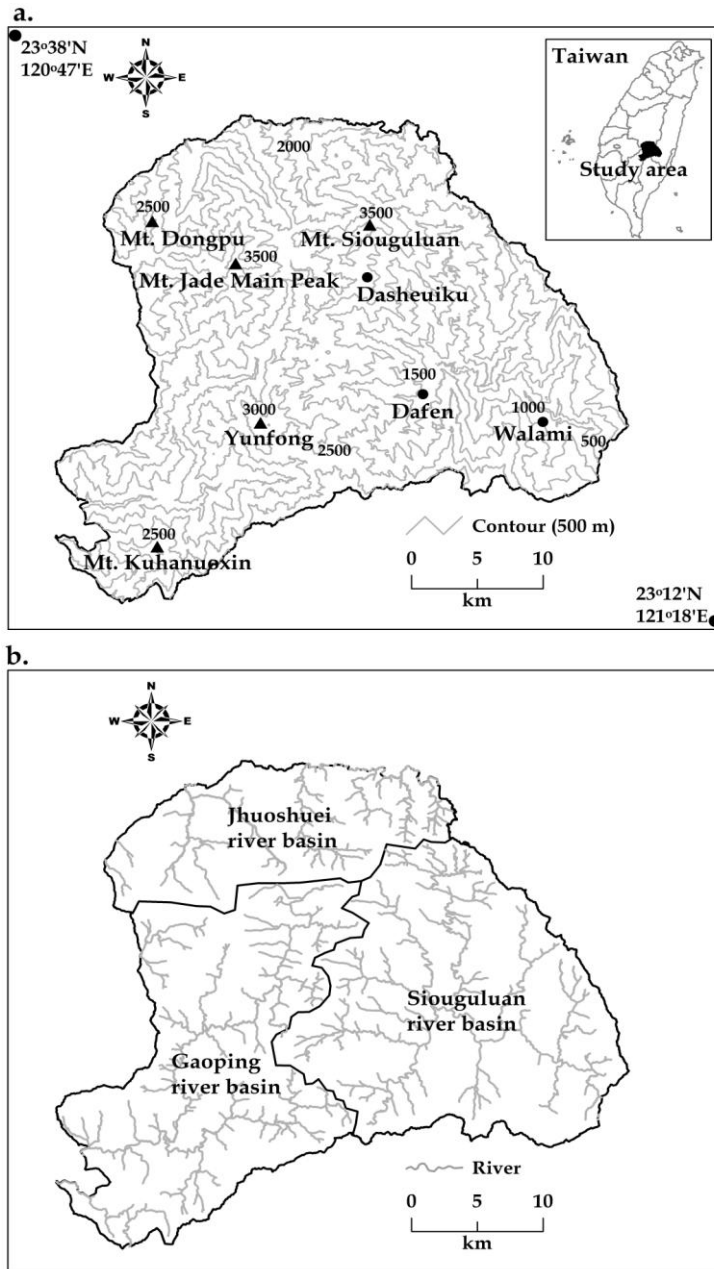


圖 1. (a)研究區地理位置圖，(b)流域範圍。

Fig. 1. (a) General geographical features of this study site and (b) river basin areas.

## 二、研究方法

### (一) 衛星影像處理

本研究主要採用美國國家地質調查所 (United States Geological Survey, USGS) 網站所下載之 Landsat 衛星影像為研究材料，影像選取年份為玉山國家公園成立初期之 1990 年 (7 月 6 日)、中期之 2001 年 (9 月 14 日) 以及近期之 2013 年 (8 月 6 日) 等 3 幅影像，每一像元符合地面取樣距離 (ground sampling distance, GSD) 30 m，所有影像皆經 USGS 完成幾何校正 (level 1T)，其中 2013 年之 Landsat 8 影像輻射解析度力 (radiometric resolution) 係以 16 bit 型態儲存資料，為利後續多期影像之分析比較，本研究統一將其轉換為 8 bit 型態。首先，以超圓方向餘弦轉換法 (hyperspherical direction cosine) 降低研究區內高山地形效應的影響 (謝及鄭 1995; Warner and Chen 2001)，另以偽恆定地物法 (pseudo invariant features) 消弭大氣分子及浮懸物質造成之雜訊與干擾 (呂及鍾 2007; 黃及林 2014)。研究過程中之遙測影像處理與資料分析程序均利用 Erdas Imagine 與 ArcGIS 軟體予以完成。

### (二) 地景分類

預設研究區之地景類型為森林、草原及裸露地，並蒐集與 Landsat 影像日期相近之地真 (ground truth) 資料，做為影像分類與準確度評估參考之用，其中包含 1995 年林務局第 3 次森林資源調查製作之土地利用圖、2001 年農林航空測量所出版之彩色航空照片，以及瑞峻科技公司於雲端服務平臺所提供之 2013 年 Worldview 2 號影像 (GSD=50 cm)，另利用全球衛星定位儀進行訓練樣區 (training set) 與檢核點之現地調查。地景分類採用混合式分類法 (hybrid classification) 進行，即組合非監督性分類 (unsupervised classification) 與監督性分類

(supervised classification) 兩種方法，先以非監督性分類法中的反覆自我組織資料分析法 (iterative self-organizing data analysis techniques algorithm)，將研究區概略粗分為 20 種地景類型，隨後將光譜特徵相似之類型予以合併，並參考其對應區域之地真資料，選取均質之訓練樣區，再以監督性分類之最大似法 (maximum likelihood) 進行全幅影像之分類演算，建立森林、草原、裸露地等 3 種地景類型。研究區內水體面積甚小，此類型地景本研究予以忽略，另將分類結果遭雲霧及雲影遮蔽之區位排除，不列入後續分析範圍。

分類結果之準確度評估，係以分層隨機取樣，於各年份之分類影像，抽取 550 個檢核點，逐一與地真及現地資料進行比對，判斷各樣點分類正確與否，並依所產生之誤差矩陣 (error matrix)，計算其生產者準確度 (producer's accuracy, PA)、使用者準確度 (user's accuracy, UA)、總體準確度 (overall accuracy, OA) 及 kappa 統計值，以評估其分類準確度 (Congalton and Story 1986; Congalton 1991)。

經由影像分類所獲得之多時期地景類型，可提供有效的地景變遷量化資訊，透過分析地分類型在時間軸上的動態軌跡，有助於瞭解地景變遷與地景破碎化的情形 (Southworth *et al.* 2004; Mondal and Southworth 2010)。本研究建立之地景變遷類型數量依下列公式計算 (Petit *et al.* 2001)：

$$m_t = m_c^t \quad (1)$$

式中  $m_t$  為變遷類型之數量， $m_c$  為地景類型之數量， $t$  為分析期別數，分析之地景類型或期別數量愈多，所組成之地景變遷類型也愈多，就本研究預設之地景類別 (森林、草原與裸露地)

及分析期別(1990、2001 與 2013 年)而言，即可產生 27 種變遷類型。為利後續分析與解釋，再依表 1 規則進行重組與歸類，將其簡化為 8 類變遷類型，分別命名為穩定裸露地(stable bare soil)、穩定草原(stable grass)、穩定森林(stable forest)、穩定非森林(stable non-forest)、

恢復(regrowth)、退化(degradation)、次生演替(secondary succession)及新生干擾(new disturbance)等 8 類地景變遷類型；前 4 類本研究稱為穩定地景(stable landscape)，後 4 類則稱為非穩定地景(unstable landscape)。

表 1. 1990、2001 與 2013 年地景變遷類型

Table 1. Landscape change categories for 1990, 2001 and 2013

Landscape change categories	Description
Stable bare soil	Bare soil on all three dates
Stable grass	Grass on all three dates
Stable forest	Forest on all three dates
Stable non-forest	Non-forest on all three dates, but changed from bare soil to grass or vice versa
Regrowth	Non-forest in 1990 and forest in 2013 irrespective of 2001
Degradation	Forest in 1990 and non-forest in 2013 irrespective of 2001
Secondary succession	Forest in 1990 and 2013, but non-forest in 2001
New disturbance	Non-forest in 1990 and 2013, but forest in 2001
Non-forest=bare soil or grass	

### (三) 變遷偵測

地景之結構往往與其生態功能之表現習習相關，因此，地景結構的量化常是研究地景變遷或評估地景功能的首要工作，依據地景生態學之觀點，本研究將重新歸類之地景變遷類型視為地景結構之最小單元「嵌塊體(patch)」，利用地景指標(landscape metrics)量化地景結構。「流域(river basin)」以山稜為界，是由多個不同結構、功能的生態系所組成，透過內部的水文循環與生態過程等機制，自成一個獨立

而完整的系統，適合作為生態研究的基本單元(Lotspeich 1980; 龐及陳 2007)，因此，本研究以流域範圍作為地景分析單元，將玉山國家公園切割為濁水溪、高屏溪及秀姑巒溪流域等 3 大區域，計算每一流域範圍內，每一嵌塊體大小(patch size, PS)、形狀指數(shape index, SI)及歐基里德最近相鄰度(euclidean nearest neighbor, ENN)等 3 種指標，所有指標皆使用套裝軟體 Fragstats 3.3 進行運算，演算公式如下(McGarigal and Marks 1995)：

$$PS = a_{ij} \left( \frac{1}{10,000} \right) \quad (2)$$

式中  $a_{ij}$  為  $i$  類  $j$  個嵌塊體面積(m<sup>2</sup>)， $PS > 0$ ，單位為 ha。

$$SI = \frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad (3)$$

式中  $p_{ij}$  為  $i$  類  $j$  個嵌塊體周長(m)， $a_{ij}$  為  $i$  類  $j$  個嵌塊體面積(m<sup>2</sup>)， $SI \geq 1$ ，無單位，當  $SI$  為 1 時，表示嵌塊體為正方形；值愈增加，代表愈呈現不規則狀態

$$ENN = h_{ij} \quad (4)$$

式中  $ENN > 0$ ， $h_{ij}$  為同一地景類型中，任一嵌塊體與相鄰嵌塊體的最近距離，單位為 m。

完成地景指標演算後，續以 SPSS 統計軟體進行單因子多變量變異數分析(multivariate analysis of variance, MANOVA)，藉以瞭解不同

流域範圍之地景變遷類型在結構上是否有顯著差異存在，當該變遷類型之  $p < 0.01$  時，即表示在不同流域範圍間，3 種地景指標中至少有 1 種指標的平均數達到差異顯著性，反之則無。凡經 MANOVA 整體考驗，達到差異顯著性之地景變遷類型，則進一步進行 Tukey test 事後多重比較，以找出 3 個指標在不同流域範圍間的差異程度。

## 結 果

本研究衛星影像分類結果共產生 1990、2001 及 2013 年等 3 時期之地景類型圖，其中包含森林、草原與裸露地 3 種地景類型，表 2 為各期影像分類準確度評估結果，各時期之 OA 值均達 94% 以上，總體 kappa 統計值則達 0.85 以上，以各別地景類型而言，森林準確度最佳(PA 與 UA 皆高於 96%)，草原與裸露地較森林略低，PA 與 UA 分別介於 84~91% 及 85~91%，為分類誤差之主因

表 2. 1990、2001 與 2013 年影像分類後之準確度評估

Table 2. Accuracy assessment on the land cover maps from 1990, 2001 and 2013

Classified data	1990		2001		2013	
	PA	UA	PA	UA	PA	UA
Forest	96.96	97.42	97.19	96.74	97.85	97.62
Grass	87.30	85.94	84.13	84.13	91.04	87.14
Bare soil	88.14	86.67	86.67	89.66	85.94	91.67
OA		94.91		94.55		95.64
OK		0.86		0.85		0.89

UA: user's accuracy (%); PA: producer's accuracy (%); OA: overall accuracy (%); OK: overall kappa value.

依式 1 所列公式求算，本研究所產生之 3 種 3 期地景類型，其組合共有 27 種變化，圖 2 為依表 1 規則進行適當之重組與歸納的 8 種結果。整體而言，研究區絕大部分之地景類型均維持穩定不變，經計算面積後發現(表 3)，穩定地景的面積約占全區總面積之 92%，其中又

以「穩定森林」類型所占比例為最大(約 87%)，而「穩定裸露地」或「穩定草原」均不及 3%。非穩定地景部分，應是受到天然災害之擾動所造成，其中以「恢復」類型面積較大(近 4%)，「退化」類型次之(近 3%)，而「次生演替」及「新生干擾」則不及 1%。

**表 3.** 研究區內各地景變遷類型面積與百分比統計

**Table 3.** Area and proportions of landscape change categories within study area

	Landscape change categories	Area (ha)	Proportion (%)
Stable landscape	Stable bare soil	2,008.62	2.01
	Stable grass	2,551.05	2.55
	Stable forest	87,479.40	87.36
	Stable non-forest	100.44	0.10
	Regrowth	3,727.80	3.72
Unstable landscape	Degradation	2,868.84	2.86
	Secondary succession	976.41	0.98
	New disturbance	428.76	0.43

Non-forest=bare soil or grass

就非穩定地景之空間分布狀況而言，經套疊研究區內之海拔高(圖 1a)、水系與流域範圍(圖 1b)，結果顯示「恢復」與「次生演替」兩類型之分布多超過海拔 3,000 m 以上，並且位於「穩定森林」周邊居多，另秀姑巒河流域範圍內的溪流兩側發生率亦高，反之，濁水溪及

高屏河流域範圍則在遠離溪流 1.5 km 以上區域之發生率才較為明顯；「退化」與「新生干擾」類型多座落海拔 1,000 m 以下且距離溪流 300 m 以內之區域，尤以高屏河流域範圍分布最多。

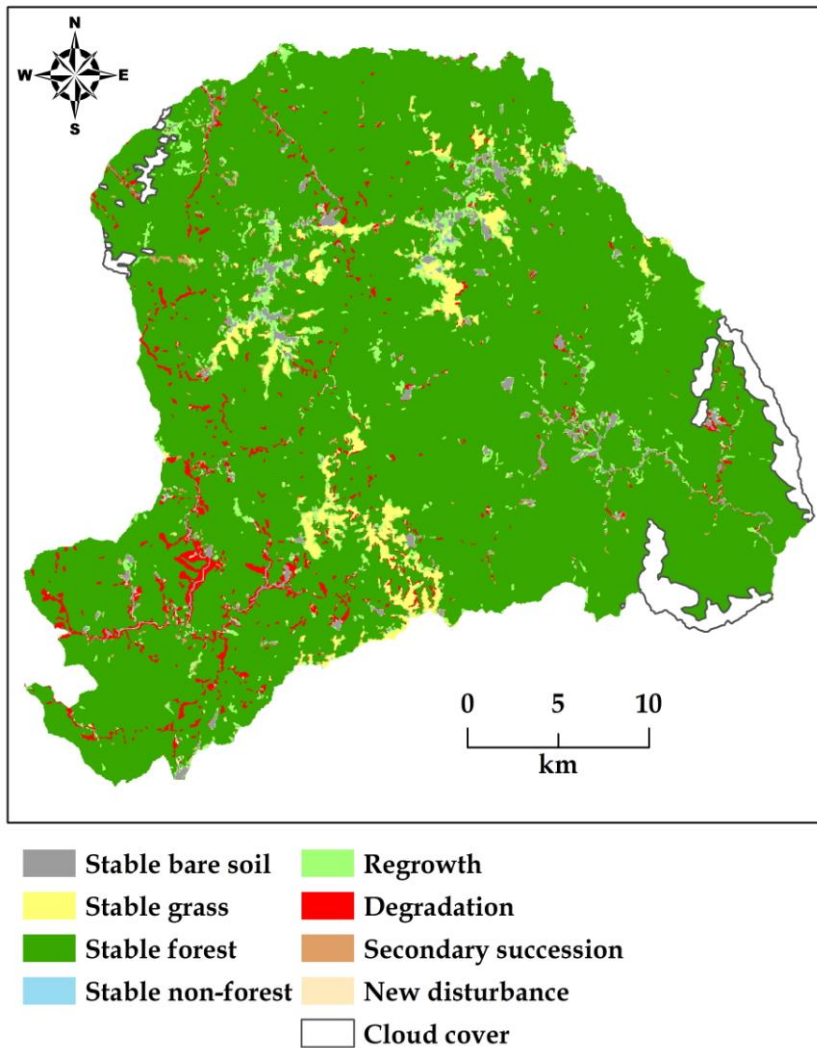


圖 2. 研究區 1990 年至 2013 年之地景動態變化。

Fig2. Distribution of landscape change categories from 1990 to 2013 across the park

本研究利用 PS、SI 及 ENN 等 3 種地景指標進行玉山國家公園內，3 大流域地景結構之量化，經由 MANOVA 分析所得之 Wilks'  $\Lambda$  與  $F$  統計量，可觀察 3 大流域間地景結構是否有顯著差異性存在，Wilks'  $\Lambda$  愈小或  $F$  統計量愈大，表示流域範圍間差異愈顯著。由表 4 考驗結果可知，屬於穩定地景的 4 種變遷類型，所

有地景指標皆無顯著性差異，即表示 3 個流域範圍之穩定地景保有相同穩定度。在非穩定地景中，「恢復」與「次生演替」類型未達顯著性差異，「退化」與「新生干擾」類型則達顯著性差異，兩者 Wilks'  $\Lambda$  各別為 0.978 及 0.980，轉換為  $F$  統計量分別為 5.565 及 4.123，由此顯示，天然災害之擾動確實對玉山國家公

園區域內部分地景造成改變。

進一步將具差異顯著性之「退化」與「新生干擾」類型挑出，進行 Tukey test 事後多重比較，結果如表 5 所示，高屏河流域「退化」類型之 PS 與 SI 兩種指標，皆明顯大於濁水溪及秀姑巒溪，而 ENN 則無顯著差異，因此可發現，受天然災害擾動後，高屏河流域之地景退化情形最明顯，並出現許多大而不規則的非森林嵌塊體。就「新生干擾」類型來看，高屏

河流域的 PS 明顯大於濁水溪，秀姑巒溪與其他兩者則無顯著差異；SI 部分在各流域範圍之事後比較中，並無差異性存在；ENN 方面，高屏溪是明顯小於秀姑巒溪，濁水溪與其他兩者則無顯著差異，由此可知，較近期的天然災害仍以高屏河流域受到的影響較顯著，形成的非森林嵌塊體不僅面積較大，分散情況也較均勻。

表 4. 研究區內不同流域地景結構之單因子多變量變異數分析

Table 4. Multivariate analysis of variance of patch size, shape index and Euclidean nearest neighbor across Jhuoshuei, Gaoping and Siouguluan river basin

Change categories	Wilks' $\Lambda$	Multivariate $F$	$p$ -Value
Stable bare soil	0.992	0.598	0.732
Stable grass	0.983	0.731	0.625
Stable forest	0.985	0.332	0.920
Stable non-forest	0.981	0.595	0.735
Regrowth	0.996	1.489	0.177
Degradation	0.978	5.565	0.000
Secondary succession	0.993	2.30	0.032
New disturbance	0.980	4.123	0.000

表 5. PS、SI、ENN 之 Tukey's 事後多重比較結果

Table 5. Post-hoc Tukey's tests at  $p$ -Value < 0.01 in patch size (PS), shape index (SI) and Euclidean nearest neighbor (ENN)

Change categories	River basin	PS	SI	ENN
Degradation	Jhuoshuei	1.36 <sup>a</sup>	1.32 <sup>a</sup>	205.75 <sup>a</sup>
	Gaoping	2.85 <sup>b</sup>	1.40 <sup>b</sup>	177.00 <sup>a</sup>
	Siouguluan	0.84 <sup>a</sup>	1.26 <sup>a</sup>	199.89 <sup>a</sup>
New disturbance	Jhuoshuei	0.29 <sup>a</sup>	1.17 <sup>a</sup>	216.78 <sup>ab</sup>
	Gaoping	0.38 <sup>b</sup>	1.19 <sup>a</sup>	181.80 <sup>a</sup>
	Siouguluan	0.34 <sup>ab</sup>	1.20 <sup>a</sup>	246.14 <sup>b</sup>

Within a column mean values followed by the same letter do not differ significantly

## 討 論

本研究之目的在於瞭解天然災害對玉山國家公園自然地景的影響，因此選用國家公園成立(1985年)後之衛星影像作為研究材料，經地景分類結果可知，1990、2001與2013年等3期Landsat影像，所分類之森林、草原與裸露地等3種地景類型，其生產者與使用者準確度均高於84%以上，總體準確度與kappa統計值分別達90%及0.85以上(表2)，已符合前人研究建議之影像分類標準(Thomlinson *et al.* 1999; Foody 2002)，並適於進行更深入的地景轉移及結構量化分析(Nagendra *et al.* 2008; Kuemmerle *et al.* 2009)。

研究區因受國家公園法及相關法令的規範與限制，許多資源利用與土地開發等人為干擾行為亦受到嚴格的管控(玉山國家公園管理處 2012)，且由黃及林(2014)的研究中也證實園區內人為干擾對地景變遷的影響並不顯著，在此前提之下，研究期間之地景變遷可歸因於天然災害干擾或自然演替的結果。依據表1完成重組與歸納之地景變遷類型分布圖(圖2)可發現，研究區在國家公園成立後，地景穩定度極高，即使在非穩定地景中，「恢復」及「次生演替」類型也占相當的比例(58.8%)，顯見在國家公園的庇護下，不僅可達到自然地景維持的效益外，就連遭受擾動過之森林地景亦具有良好的自我恢復能力。

從非穩定地景之空間分布來看，大致可發現其空間分配與海拔高及溪流距離具有相依性，其中「恢復」與「次生演替」兩類型地景中，以座落於3,000 m以上區位者居多，經由現場查核比對，應是玉山圓柏(*Juniperus Squamata*)或玉山杜鵑(*Rhododendron pseudochrysanthum*)，以及其他先驅性樹種入侵

定殖於緩坡或平坦之草原，並轉移為矮盤灌叢的結果，另一可推論原因為921地震形成高海拔崩場地之植生恢復(黃及林 2014)，且因災後未受影響之「穩定森林」，可供作為「恢復」與「次生演替」之散植體或繁殖體來源，因此，其恢復力以緊鄰「穩定森林」周邊區位較佳。

值得注意的是，「恢復」與「次生演替」類型之嵌塊體可沿著秀姑巒溪流域溪流兩側分布，然此情形卻少見於濁水溪及高屏溪流域，出現於濁水溪及高屏溪流域溪流兩側之變遷類型以「退化」與「新生干擾」類型為最多，回顧研究期間(1990~2013年)侵襲研究區之天然災害，推測其原因應係不同流域範圍遭受天然干擾之頻率與強度不同所致。從MONOVA分析結果亦可發現，天然干擾確實造成不同流域間「退化」與「新生干擾」類型的差異性(表4)，經由事後比較結果(表5)亦可得知，研究區中之「退化」與「新生干擾」類型皆以高屏溪流域最為顯著，不僅原有森林嵌塊體，被大而不一規則的非森林嵌塊體所取代，就連近十餘年恢復中的新生森林嵌塊體也再度遭到破壞，尤其以溪流兩側分布最為明顯，由此可見溪流兩側是極易受到天然災害影響的區位，而颱風則是造成溪流兩側地景變遷的主因(呂及何 2013)。另由相關研究亦可得知濁水溪及高屏溪流域受到颱風或地震等天然干擾之頻率及強度確實高於秀姑巒溪流域(周 2000；何及廖 2000；謝等 2010)，尤其近期發生的莫拉克颱風更是以高屏溪流域上游為主要降雨集中地，流域內地形陡峭、地質脆弱，再加上連續不斷的極端強降雨沖刷，以致於溪流兩旁產生許多大面積且不一規則之新增崩場地(謝等 2010；蔡等 2014)，且多數位處一般管制區內，往後若再遭擾動，則存在範圍擴增的可能性，為免影響遊憩安全，建議持續進行園區內崩塌

地長期監測，以做為坡地災害預警之參考。

整體而言，國家公園成立後，高屏河流域受天然災害的影響明顯大於其他兩流域，若以地景生態學的觀點論之，「退化」與「新生干擾」使原有的森林棲地喪失或縮減，可能導致生物多樣性的衰退(Turner 1996; Fahrig 2003; Echeverría *et al.* 2007)，而非森林嵌塊體的散布，也可能造成森林地景破碎化與邊緣效應(edge effect)的產生，進而改變其物理環境特性並降低生物族群間基因交換的機率(Andrén 1997; Baskent 1999)。然而，干擾對生態系而言，並非全然為負面影響，適當的擾動可促使物種多樣性的提升，是物種演化或演替階段的過程(Forman 1995; Nuttle *et al.* 2013)，至於現階段「退化」與「新生干擾」地景對生物多樣性的確切影響以及該兩類型地景往後的恢復程度，則有待未來長期的監測與研究。

## 引用文獻

- 玉山國家公園管理處。2012。玉山國家公園第三次通盤檢討計畫書。玉山國家公園管理處。
- 何立德、廖汝銘。2000。大鐵杉-塔塔加鞍部-玉山群峰地區之崩塌地初步調查。環境與世界 4: 93-103。
- 何立德。2009。地景多樣性與地景保育。科學發展 439: 22-29。
- 呂明倫、何健銘。2013。烏石坑地區受天然災害引起之地景變遷分析。臺灣生物多樣性研究 15: 275-285。
- 呂明倫、鍾玉龍。2007。以 SPOT 衛星植生指標推估南仁山次生林之林分結構特徵。臺灣林業科學 22: 183-92。
- 周天穎。2000。玉山國家公園九二一震災及賀伯颱風災後環境變遷遙測分析研究計畫。玉山國家公園委託研究報告。66 頁。
- 林慶偉。2012。玉山國家公園園區地質監測及設施環境安全性整體評估規劃。玉山國家公園委託研究報告。119 頁。
- 陳添水。2006。桃芝與敏督利颱風對濁水溪植被面積變遷之影響-以濁水溪下游西濱至中沙大橋河段及清水溪南雲至龍門大橋河段為例。特有生物研究 8: 57-72。
- 黃靜宜、林文和。2014。應用遙測技術評估玉山國家公園之植生退化潛勢。臺灣生物多樣性研究 16: 379-391。
- 蔡光榮、陳穎慧、江介倫、陳怡睿、陳昆廷。2014。極端氣候變遷下高屏河流域水文與地文環境之變異性調查分析。中國鑛冶工程學會會刊 225: 45-61。
- 謝正倫、黃敏郎、蔡在宗、張維恕。2010。運用福衛二號影像進行莫拉克颱風崩塌地判釋。中華防災學刊 2: 35-42。
- 謝漢欽、鄭祈全。1995。福山地區 SPOT 多期影像植生綠度分析。林業試驗所研究報告季刊 10: 105-120。
- 龐元勳、陳右達。2007。結合「整合性流域管理」和「生態系統管理」觀念之永續性國土規劃：以頭前溪流域為例。都市與計劃 34: 193-217。
- Andrén H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 171-181.
- Antrop, M. 1998. Landscape change: Plan or chaos? *Landscape and Urban Planning* 41: 155-161.
- Baskent, E. Z. 1999. Controlling spatial structure of forested landscapes: a case study towards landscape management.

- Landscape Ecology 14: 83-97.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- Congalton, R. G. and M. Story. 1986. Accuracy assessment: A user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55: 1303-1309.
- Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. R. Benayas and D. A. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426-439.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34: 487-515.
- Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80: 185-201.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Griffiths, G. S. and P. M. Mather. 2000. Remote sensing and landscape ecology: Landscape patterns and landscape change. *International Journal of Remote Sensing* 21: 2537-2539.
- Kuemmerle, T., D. Müller, P. Griffiths and M. Rusu. 2009. Land use change in Southern Romania after the collapse of socialism. *Regional Environmental Change* 9: 1-12.
- Lotspeich, F. B. 1980. Watershed as the basic ecosystem: This conceptual framework provides a basis for a natural classification system. *Water Resource Bulletin*. 16: 581-586.
- McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351, Portland.
- Mondal, P. and J. Southworth. 2010. Protection vs. commercial management: Spatial and temporal analysis of land cover changes in the tropical forests of Central India. *Forest Ecology and Management* 259: 1009-1017.
- Nagendra, H., S. Pareeth, B. Sharma, C. M. Schweik and K. R. Adhikari. 2008. Forest fragmentation and regrowth in an institutional mosaic of community, government and private ownership in Nepal. *Landscape Ecology* 23: 41-54.
- Nuttle, T., A. A. Royo, M. B. Adams and W. P. Carson. 2013. Historic disturbance regimes promote tree diversity only under low browsing regimes in eastern deciduous forest. *Ecological Monographs* 83: 3-17.
- Petit, C., T. Scudder and E. Lambin. 2001. Quantifying processes of land-cover change by remote sensing: Resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia. *International Journal of Remote Sensing* 22: 3435-3456.
- Pôças, I., M. Cunha and L. S. Pereira. 2011. Remote sensing based indicators of changes in a mountain rural landscape of Northeast Portugal. *Applied Geography* 31: 871-880.
- Russell, J. M. and D. Ward. 2014. Remote

sensing provides a progressive record of vegetation change in northern KwaZulu-Natal, South Africa, from 1944 to 2005. *International Journal of Remote Sensing* 35: 904-926.

Southworth, J., H. Nagendra, L. A. Carlson and C. Tucker. 2004. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. *Applied Geography* 24: 303-322.

Thomlinson, J. R., P. V. Bolstad and W. B. Cohen. 1999. Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from site-specific to global: steps towards validating global map products. *Remote Sensing of the Environment* 70: 16-28.

Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.

Warner, T. A. and X. Chen. 2001. Normalization of Landsat thermal imagery for the effects of solar heating and topography. *International Journal of Remote Sensing* 22: 773-788.

Wasige, J. E., T. A. Groen, E. Smaling and V. Jetten. 2013. Monitoring basin-scale land cover changes in Kagera Basin of Lake Victoria using ancillary data and remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 21: 32-42.