

應用遙測技術評估玉山國家公園之植生退化潛勢

Estimating the potential of vegetation degradation using remote sensing in Yushan National Park of Taiwan

黃靜宜^{1,*} 林文和²

Jing-Yi Huang^{1,*} and Wen-ho Lin²

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

²玉山國家公園管理處 55344 南投縣水里鄉中山路1段515號

¹Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

²Yushan National Park Headquarters, Shueili, Nantou, Taiwan

*通訊作者：lily@tesri.gov.tw

*Corresponding author: lily@tesri.gov.tw

摘要

玉山國家公園成立於1985年，迄今已將屆30年，園區內之森林植生在國家公園依法經營管理之下，其演替變化為何？實務上有必要進行調查及分析，但廣闊的園區調查不易。本研究以1990及2013年之衛星影像，結合遙測、地理資訊系統與主成分分析方法，進行森林植生變遷之分析。研究結果發現天然災害的干擾為造成植生退化之重要因子，尤其莫拉克風災所形成的退化區位，多分布於南部園區之水系周邊，另藉由植生退化的分布與環境因子資料，產生植生退化潛勢分布，並劃分為高、中、低等級，其中屬高度等級者多出現在一般管制區，因此，有必需要注意該計畫分區未來之發展趨勢。除此之外，有許多地區雖尚未有嚴重的植生退化情形發生，然其區位同樣座落於高度退化潛勢等級，亦須特別因應與防範。

Abstract

It has been nearly 30 years since Yushan National Park was established under the National Park Law of Taiwan in 1985. Vegetation succession in the Park, however, has yet to be further understood to facilitate management efforts. In light of the high cost entailed by a large-scale ground-level study, in this study techniques of remote sensing, geographical information system and principal component analysis were integrated to estimate the vegetation change from 1990 to 2013 in Yushan National Park. The results demonstrated that decreased vegetation was more likely to occur adjacent to southern streams due to impact of typhoon Morakot in 2009. We used spatial patterns of degraded vegetation and environmental data, which came out with three levels to classify rankings of degradation, namely, high, medium and low. The results indicated that in addition to existing use area, most areas classified as high level included pristine vegetation coverage. These findings may provide insights for future land management.

關鍵詞：經營管理、植生變遷、地理資訊系統、主成分分析、莫拉克

Key words: management, vegetation change, geographical information system, principal component analysis, Morakot

收件日期：2014年03月24日 接受日期：2014年09月20日

Received: March 24, 2014

Accepted: September 20, 2014

緒 言

劃定保護區是為了致力於保護及維持生物多樣性、自然及文化相關資產等，保護區亦為依法律或其他有效方法管理的陸域或海域地區(IUCN 1994)，換言之，設立保護區乃是維護生物多樣性的重要措施(Bishop *et al.* 1997)，也是達成愛知生物多樣性目標(Aichi Biodiversity Targets)的重要方法與途徑之一。惟近代受全球氣候變遷，以及難以預測的極端天氣等因素影響，造成生態環境及生物多樣性的衰退速度加快，為設法減低其所帶來的衝

擊，2013年11月於日本仙台舉辦的首屆亞洲保護區大會(1st Asia Parks Congress)中，特別提出天然災害與保護區的討論主題，冀望能建立有效的經營管理模式，發揮保護區減緩與調適各種天然災害衝擊的功能。

台灣位於歐亞大陸與菲律賓海兩個板塊交會處，地理位置特殊，再加上地質脆弱、地勢陡峭，屬容易受天然災害影響之區位，一旦遭受地震、颱風與強降雨等侵襲，常使保護區或其周邊的森林生態系結構受到改變(康等 2005)，甚至引起山崩、地滑等植生變遷現象(黃 2002; 陳 2005)，進而直接或間接影響野生物

棲息環境及其族群的分布與組成(林等 2003; 楊等 2013), 因此, 如何兼顧國土保安與生物多樣性的永續發展, 並提供有效的預警資訊加以因應, 實為保護區經營管理層面上, 值得探討的議題。

良好的森林覆蓋對於生物多樣性的維持具有重要作用, 而遙測技術可即時獲得大面積且多時間序列的地表資訊, 尤其透過衛星影像之光譜資料所推導的植生指標(vegetation index)可用於表示森林覆蓋度, 並監測其變遷情形(Gaughan *et al.* 2009; Bradley and O'Sullivan 2011; Alphan and Derse 2013)。除此之外, 發生變遷之區位, 常與其所在地之環境因子存在著密切關係, 因此, 整合各種環境因子的空間特性加以分析, 可進一步推測其他可能會受到影響的潛勢地帶, 對於擬定因應對策確實有所幫助, 許多研究也均利用此方法, 探討入侵物種、災害危險度與生態環境脆弱度等相關議題(Bethany and Mustard 2006; Wang *et al.* 2008; 陳等2010; 呂與謝 2013)。

玉山國家公園為台灣典型高山生態系之代表, 其位處中部山區, 為維護中央山脈生物多樣性之重要保護區之一, 然而, 近代極端天氣事件發生的機率較以往增加, 恐對敏感且脆弱的高山生態系造成威脅與破壞, 爰此, 本研究以衛星遙測影像作為材料, 結合地理資訊系統與主成分分析(principal component analysis, PCA), 進行玉山國家公園受天然災害干擾後, 植生的退化與潛勢評估, 期研究成果能提供生態保育與經營管理工作之參考。

材料與方法

一、研究區概述

本研究區為玉山國家公園轄區範圍, 區域

範圍於 1983 年 1 月 1 日經行政院公告生效, 1985 年 4 月 10 日成立管理處, 並依計畫內容執行保育、育樂與研究事項。其地理位置位於台灣本島之中央地帶, 行政區域分屬南投、嘉義、花蓮及高雄等 4 縣市, 面積約 100,000 ha, 為全台陸域面積最大的國家公園, 區域內水系發達, 支流密布, 為濁水溪、高屏溪及秀姑巒溪三大河川之發源地。經營管理面上, 依據國家公園法規定, 將全區土地依資源特性、型態及區位條件劃分為生態保護區、特別景觀區、史蹟保存區、遊憩區及一般管制區等 5 種分區, 研訂保護利用計畫, 以利經營管理(圖 1)。氣候屬亞熱帶氣候區之高山溫、寒帶氣候型, 冬雪夏涼, 為典型之高山地區國家公園, 年均溫約 4.3 °C, 相對濕度約 80 %, 年平均降雨量約 3,600 mm, 全年降雨日數約 140 日, 主要集中於 5~8 月的梅雨季及颱風季間。地形以高山及河谷為主, 海拔梯度變化大, 自 300 m 的拉庫拉庫溪河谷上升至 3,952 m 的玉山主峰, 其中包含之植群型複雜多樣, 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、櫟林帶及楠櫟林帶等。

二、研究方法

(一) 衛星影像處理

由美國國家地質調查所(United States Geological Survey, USGS)網站下載清晰、雲霧少且已完成幾何糾正(level 1T)之 Landsat 衛星影像, 研究過程中, 所有遙測影像處理程序係利用 ERDAS IMAGINE 軟體執行。選取玉山國家公園成立初期之 Landsat 5 與近期 Landsat 8 作為研究用影像, 拍攝日期各別為 1990 年 7 月 6 日及 2013 年 8 月 6 日, 其中選擇可見光與紅外光之波段影像進行分析, 兩期影像中, 每一像元之空間解析力(spatial resolution)均為

30×30 m，另 Landsat 5 影像之輻射解析力 (radiometric resolution) 本身係以 8 bit 型態儲存資料，而 Landsat 8 影像則為 16 bit，因此，將 Landsat 8 影像轉換為 8 bit 型態，以利兩期影像之分析與比較。由於本研究樣區多為高山地形，為降低地形效應的影響，透過超圓方向餘弦轉換法 (hyperspherical direction cosine, HSDC)，以簡單的徑向計算 (radial measure) 將太陽角度效應及大氣散射之雜訊在 HSDC 轉換中加以消弭 (謝及鄭 1995; Warner and Chen 2001)。除地形外，遙測光譜反射訊息亦易受大氣分子與浮懸物質之干擾，以偽恆定地物法 (pseudoinvariant features) 進行輻射相對量校正，其方法乃從兩期影像挑選不易隨時間而改

變之地物作為校正樣區，如步道或岩地，共計挑選 1,000 個樣本，以線性迴歸法推導各波段影像之迴歸式，演算式如下：

$$y_i = ax_i + b \quad (1)$$

式 1 中依變項 y_i 為第 i 波段之參考影像，自變項 x_i 為第 i 波段之欲校正影像， a 與 b 分別為斜率與截距。兩期影像中，雲霧最少、品質較佳者，可作為參考影像，另一期則為欲校正影像，所求得之迴歸式將欲校正影像代入運算，便可將影像間的輻射偏差量加以排除 (Schott 1988; Myeong *et al.* 2006; 呂及鍾 2007)，另為減少人工選取樣區的誤差，將殘差較大者予以刪除，並重複進行迴歸分析，使其判別係數 (R^2) 達到 0.95 以上。

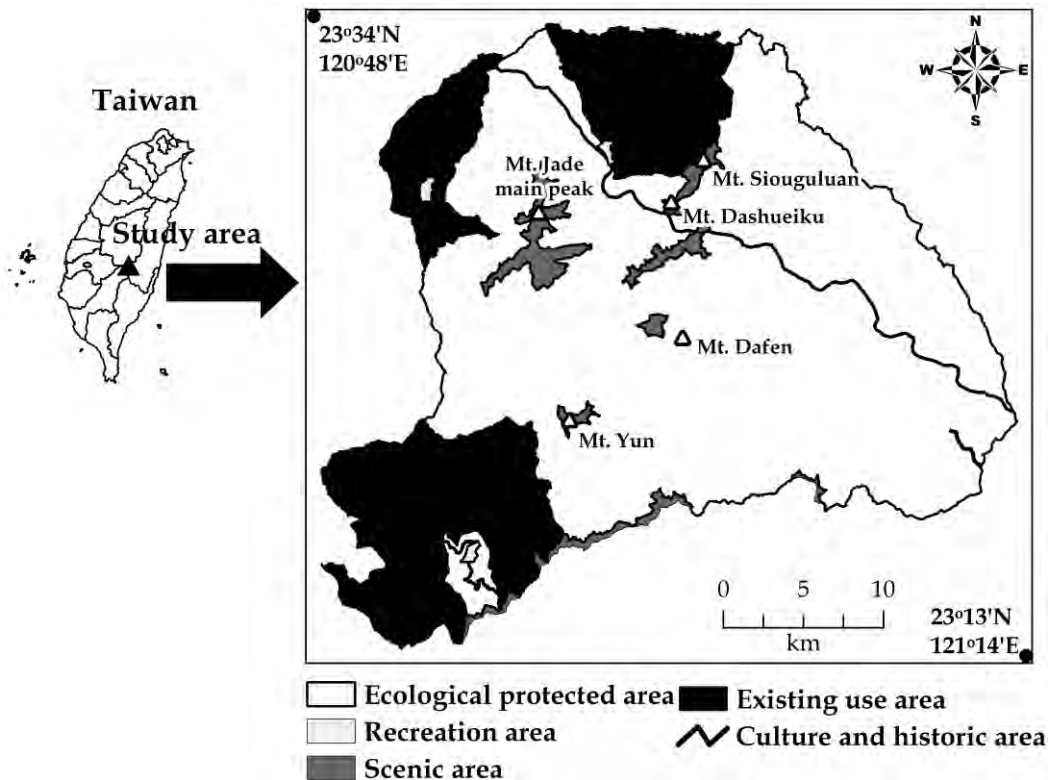


圖 1. 研究區地理位置圖。

Fig. 1. General geographical features of this study site.

(二) 植生變遷偵測

植生之量化常依據植物對光譜反射特徵的原理進行推導，本研究採用最為普遍使用之常態化差異植生指標 (normal difference vegetation index, NDVI) 進行植生之量化，其演算式如下：

$$NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R} \quad (2)$$

式 2 中 NIR 為近紅外光段， R 為紅光段。NDVI 值域介於 -1 至 1 之間，呈現負值之像元，通常是雲層、水域、道路或建築物等非植生區域，而愈趨近於 1 之像元，則表示其地表植物生長愈旺盛 (Tucker and Sellers 1986)，因此，NDVI 能有效判定植生量的多寡，適用於植生變遷監測之研究。完成 1990 及 2013 年兩時期 NDVI 影像之演算後，再經由下列演算式進行影像相減，求得全區植生變遷影像。

$$NDVI_{t+1} - NDVI_t = \Delta NDVI \quad (3)$$

式 3 中 $NDVI_{t+1}$ 為 $t+1$ 時期 (2013 年影像) 之 NDVI 值， $NDVI_t$ 為 t 時期 (1990 年影像) 之 NDVI 值， $\Delta NDVI$ 為兩時期 NDVI 差異值。為確實掌握植生變遷之區位，提升準確率，本研究參考 Roganet *et al.* (2002) 與 Liu *et al.* (2005) 的變遷偵測方法，設定平均值為基準，大於或小於 1.5 倍標準偏差 (standard deviation, SD) 則為變遷門檻，當任一像元達該標準，視為植生「有變遷」(changed)，反之，則視為「無變遷」(unchanged)，應予以排除，另在「有變遷」的影像中萃取負值像元，定義這些負值像元為植生退化區位。

(三) 植生退化之潛勢分析

影響高山地區植生退化的環境因子眾多，經相關文獻回顧 (Li *et al.* 2006; Wang *et al.* 2008; Lu *et al.* 2011) 並考量研究區域特性，本研究擇訂坡度、坡向、海拔高，以及距離水系、

道路 (含林道、步道)、森林邊緣、裸地等 7 個因子，作為評估植生退化潛勢之基礎資料 (表 1)。先將各因子依其資料特性進行適當分級，坡度以 5°、坡向以 8 個方位、海拔高以 50 m 為一分級單位，其餘與距離有關之因子 (水系、道路、森林邊緣及裸地)，配合 Landsat 影像之空間解析力，以 30 m 為一分級單位，再利用下列公式，進行每個因子在各分級下植生退化可能率之演算。

$$P_{ij} = \frac{n}{N} \quad (4)$$

式 4 中 P_{ij} 為第 i 個因子在第 j 個分級下之植生退化可能率， n 為該因子及分級下的植生退化像元數， N 則為所有像元數。

PCA 的統計原理係將數個較難解釋且彼此間具相關的變項，轉化成少數且彼此獨立性大之新成分，不僅可簡化複雜的資料結構，亦可避免各變項間存在過高的共線性，同時又能保存原來大部分的資訊內涵，許多與自然保育相關之研究均曾使用過此法將各種環境因子作有系統的整合與歸類 (Li *et al.* 2006; Yu *et al.* 2007; 呂及謝 2013)。有鑑於此，本研究在求得各因子於不同分級下的植生退化可能率後，將其視為 PCA 的統計變項，並透過 IBM SPSS 20.0 統計軟體進行運算，各變項經由 PCA 轉換成新的成分後，利用迴歸分析法取得新成分的得點，除此之外，PCA 構成之統計模型具線性組合特性，可利用各變項之解釋變異量作為權重 (Wotling *et al.* 2000; Parinet *et al.* 2004)，推估全區植生退化之潛勢分布，其運算式為：

$$VD = \alpha_1 F_1 + \alpha_2 F_2 + \dots + \alpha_n F_n \quad (5)$$

式 5 中 VD 為植生退化之潛勢度， $F_1 \dots F_n$ 為各成分之得點， $\alpha_1 \dots \alpha_i$ 為各成分之權重 (解釋變異量)，當某一像元之 VD 值愈高，代表該環境具有愈高的植生退化機率，反之則愈小。

表 1. 本研究所使用之環境因子

Table 1. Environment factors used in the study

| Name | Description (unit) | Source |
|-------------|------------------------------------|---|
| Elevation | Elevation (m) | ASTER Global DEM (USGS) |
| Aspect | Aspect (eight cardinal directions) | ASTER Global DEM (USGS) |
| Slope | Slope (degree) | ASTER Global DEM (USGS) |
| Stream | Distance to any stream (m) | Yushan National Park Comprehensive Review Plan3rd |
| Road | Distance to any road (m) | Yushan National Park Comprehensive Review Plan3rd |
| Forest edge | Distance to any forest edge (m) | Identified in 1990 Landsat imagery |
| Bare area | Distance to any bare area (m) | Identified in 1990 Landsat imagery |

Note: ASTER = Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer; DEM = digital elevation model.

結 果

本研究運用 HSDC 減少 1990 及 2013 年 Landsat 影像之地形效應影響後，挑選品質較佳者的 1990 年時期作為參考影像，求得兩時期影像之各波段迴歸式係數(表 2)，再將 2013 年之影像代入所求得之迴歸式，排除影像兩時期的輻射偏差量，以利後續植生變遷分析。

表 2. 1990 與 2013 年 Landsat 影像經相對輻射校正後所建立之迴歸係數

Table 2. Regressive coefficients of Landsat data between 1990 and 2013 for relative radiometric correction

| Band | <i>a</i> | <i>b</i> | <i>R</i> ² |
|------|----------|----------|-----------------------|
| R | 0.87 | 8.45 | 0.95 |
| NIR | 0.94 | 10.62 | 0.96 |

將前後期之影像進行 NDVI 演算及相減後，結果如圖 2a 所示，可初步瞭解植生變遷的分布情形，圖中顏色分布愈黑者，表示植生減少程度愈大，反之，愈趨向白色部份，則表示其植生有增加的情形。由於本研究主要目的在於偵測植生退化之區位，因此，設定平均值為基準，萃取大於 1.5 倍 SD 之植生減少像元，可得到植生退化之確切區位(圖 2b)，經計算後可知，本區 1990~2013 年間，植生退化之面積約 3,120 ha。此外，與玉山國家公園計畫分區範圍(圖 1)進行套疊，可瞭解植生退化區位面積在各分區的分配情形，其結果顯示(表 3)，一般管制區及生態保護區的面積各約 1,574 及 1,534 ha，其餘分區均不足 5 ha，而計算植生退化區位在各分區所占的比例發現，以一般管制區所占比例最大(約 6%)，配合圖 2b 來看，絕大部分面積分布於南部園區，即研究區域西南方位置，其餘分區的分布均較零散，面積比例也僅有 3% 以下。

將坡度、坡向、海拔高，以及距離水系、道路、森林邊緣、裸地等 7 個環境因子，配合不同的分級取得植生退化可能率後，經由 PCA 將各因子退化可能率(統計變項)轉化為新的成分，其分析結果如表 4 所示，新成分數量的萃取一般取決於特徵值大於 1 者，而由表 4 結果顯示特徵值大於 1 之新成分有 3 項，然其累積

解釋變異量稍有不足，僅 58 % 左右，為避免遺漏過多資訊，本研究參照林及陳(2003)之建議，將新成分數量選取之標準，設定為累積解釋變異量達 80 % 以上水準，以提升新成分資料之代表性及有效性，依此標準，可將 7 個變項轉換為 5 個新成分，其累積解釋變異量達 85.34 %。

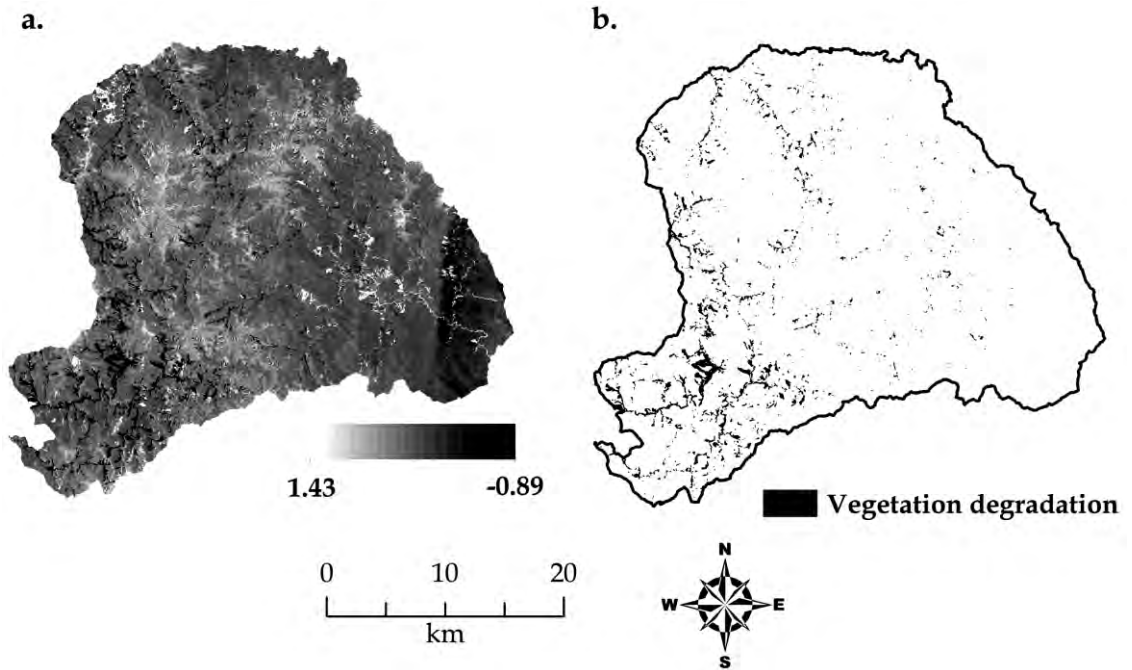


圖 2. 植生變遷區位分布圖，(a) 1990 至 2013 年之相減影像與(b)植生退化分布(取 1.5 倍標準偏差的植生減少像元)。

Fig. 2. Distribution maps of vegetation change. (a) Image subtraction for 1990~2013 and (b) distribution of vegetation degradation(decreasing at 1.5 standard deviation from the mean).

表 3. 玉山國家公園各計畫分區內植生退化之面積與比例分配

Table 3. Area and proportion of vegetation degradation within Yushan National Park's planned regions

| Planned region | Vegetation degradation area (ha) | Proportion(%) |
|---------------------------|----------------------------------|----------------|
| Existing use area | 1,574.91 | 6.24 |
| Culture and historic area | 4.59 | 2.02 |
| Ecological protected area | 1,534.23 | 2.34 |
| Scenic area | 2.79 | 0.08 |
| Recreation area | 4.05 | 1.71 |

表 4. 主成分分析結果

Table 4. Results of principal component analysis

| | Selected principal components | | | | |
|-------------------------|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| | I | II | III | IV | V |
| Eigenvalue λ_i | 1.71 | 1.26 | 1.08 | 0.98 | 0.95 |
| Variance (%) | 24.36 | 17.98 | 15.37 | 14.06 | 13.58 |
| Cumulative variance (%) | 24.36 | 42.33 | 57.70 | 71.76 | 85.34 |

本研究接續以 PCA 產生 5 個新成分之解釋變異量作為權重，將其套入植生退化潛勢度推估公式中，如下演算式：

$$VD = 0.2436F_1 + 0.1798F_2 + 0.1537F_3 + 0.1406F_4 + 0.1358F_5 \quad (6)$$

利用式 6 進行研究區域植生退化潛勢分布

之推導，結果如圖 3a 所示，其圖中顏色愈白者，代表其 VD 值愈高，即該區位具有較高的植生退化可能性，為便於後續討論，本研究以 ArcGIS 9.3 軟體 symbology 分類功能中的 Jenks 自然間斷法(natural breaks)，將植生退化潛勢區位分為高、中、低等 3 種等級(圖 3b)。

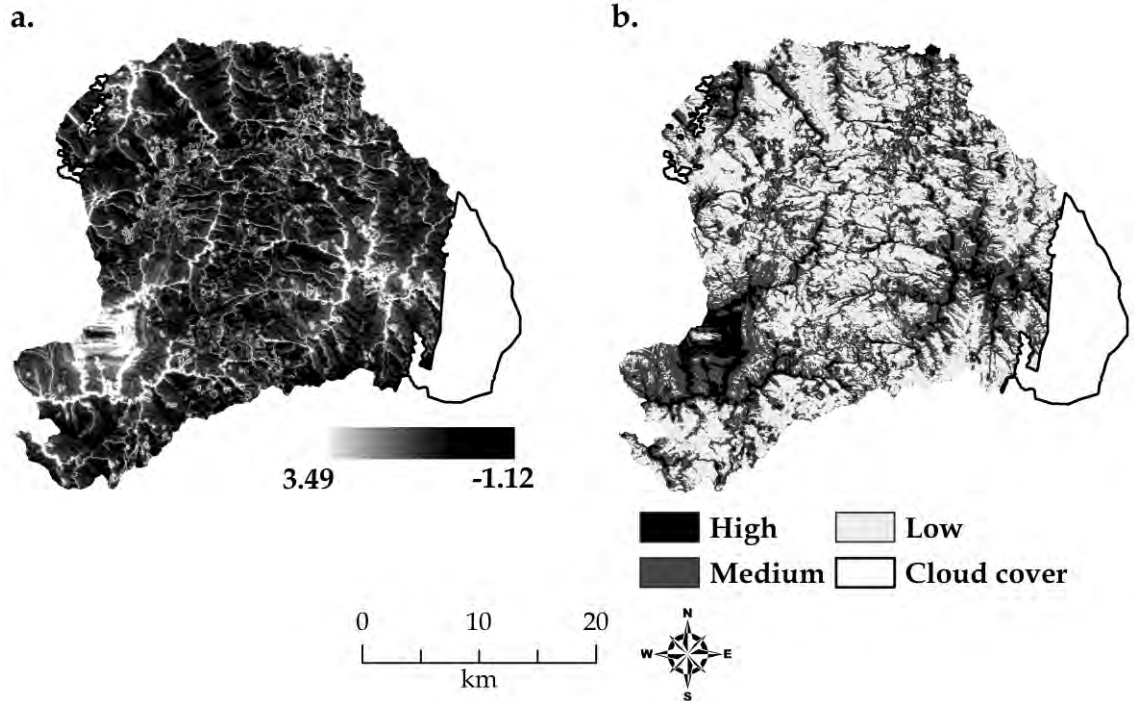


圖 3. 植生退化潛勢分布，(a)主成分分析結果與(b)植生退化潛勢分級。

Fig. 3. Potential distributions of vegetation degradation. (a) results of principal component analysis and (b) rankings of degradation.

為瞭解各級潛勢面積在國家公園各計畫分區之分配情形，將植生退化潛勢分級圖(圖 3b)與 5 大計畫分區(圖 1)進行套疊，並各別計算每一分區內，高、中、低等級之面積百分比，結果顯示一般管制區內，屬高度植生退化潛勢區位面積達 14%，為所有分區中最高，其次的

生態保護區及遊憩區均為 10%；以中度植生退化潛勢區位來看，以遊憩區之 54% 為最高，特別景觀區及史蹟保存區亦達 50% 左右；低度植生退化潛勢區位，以生態保護區之 49% 為最高，其次一般管制區為 45% (圖 4)。

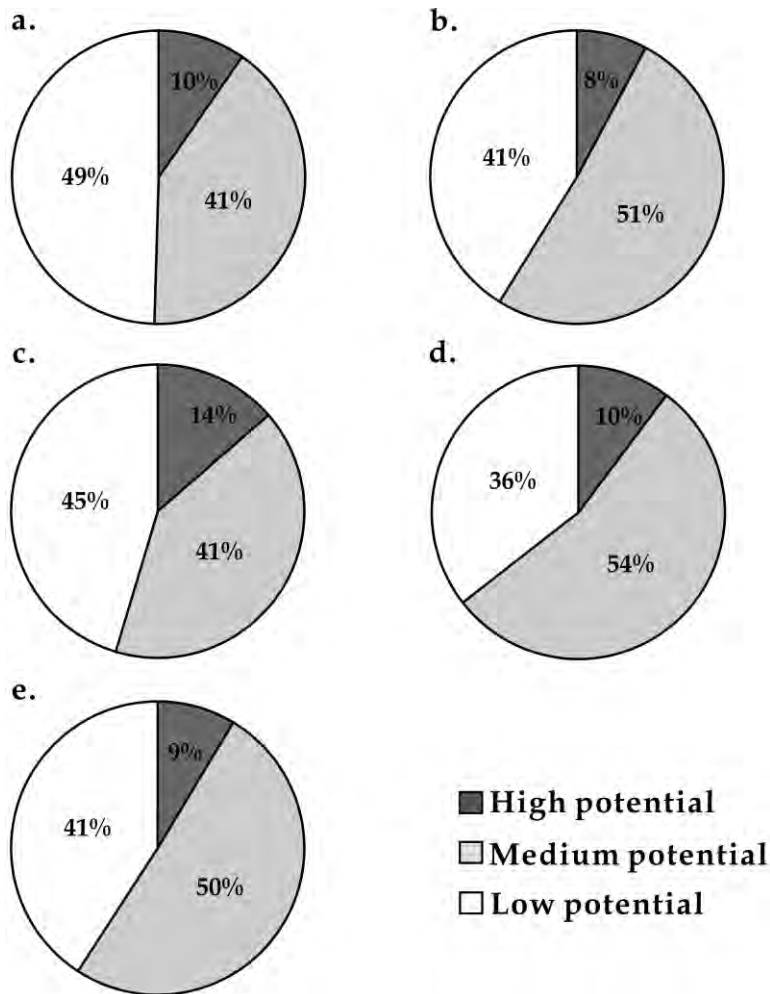


圖 4. 玉山國家公園計畫分區內，植生退化潛勢面積百分比統計，a.生態保護區，b.特別景觀區，c.一般管制區，d.遊憩區與 e.史蹟保存區。

Fig. 4. Potential proportions of vegetation degradation within Yushan National Park's planned regions: a. Ecological protected area, b. Scenic area, c. Existing use area, d. Recreation area and e. Culture and historic area.

討 論

從植生變遷的結果發現，1990~2013 年間玉山國家公園發生植生退化之分布與面積數量為數可觀(圖 2)。由於本研究監測期間係屬國家公園設立(1985 年)後，除生態承載量範圍內之遊憩行為外，其他人為開發或干擾行為均受到法規上的限制(玉山國家公園管理處 2012)，因此，該期間內之植生退化原因可歸咎於自然演替過程或天然災害所造成之現象。回顧 1990~2013 年間台灣發生的重大天然災害，以 1999 年之 921 大地震與 2009 年之莫拉克風災影響玉山地區最劇(何及廖 2000；林 2012)，而從相關的調查報告可知，玉山主群峰在 921 地震後，雖有明顯的崩塌情形(周 2000；何及廖 2000)，然而，由本研究的結果發現，2013 年玉山主群峰、大水窟草原及秀姑坪等高山草原地區之植生狀況均優於 1990 年(圖 1 及圖 2a)，顯見 921 地震所形成的崩塌地已有植生恢復的趨勢。此外，從植生退化的空間分布可發現(圖 2b、表 3)，研究區域內的一般管制區占有之植生退化比例最高，尤其是南部園區之水系兩側最為嚴重，其主因係莫拉克颱風重創該區域，造成大規模的土石坍方的結果(台灣地形研究室 2010)，就其空間分布特性而言，與周(2000)研究結果相符，由此可知，玉山國家公園成立後，造成植生退化的原因多係受颱風干擾所致。另特別景觀區與遊憩區之比例分別為最低與次低，表示該些區域在研究期間內，植生穩定度或恢復能力較佳，且未因遊憩壓力而產生植生退化的情形，顯現目前現有之計畫分區管制尚稱合理得宜。

在植生退化潛勢評估的過程中，本研究透過 PCA 將 7 個變項轉換並簡化為 5 個新成分，並以解釋變異量作為新成分之權重(表 4)，此

種利用統計方式進行加權的方式，相較於以往常用之專家訪談或問卷調查的方法來設定權重，將更為客觀(Anselin *et al.* 1989; Diakoulaki *et al.* 1995; Klungboonkrong and Taylor 1998)。將植生退化潛勢分布之評估結果(圖 3)與環境因子圖資進行套疊分析，大致可發現高度退化潛勢區位大多分佈於水系、陡坡、裸露地或崩塌地週邊，而與道路的相依性較低，顯示區域內人為干擾對植生退化之影響並不顯著。除南部園區魔界腕、玉德山南部與拉巴薩巴溪次集水區水系兩側(圖 3b 西南側)發現大面積之高度退化潛勢區位外，另與植生變遷區位圖(圖 2)進行比對，亦可發現，部分區域於近 20 年來雖無發生嚴重之植生退化情形(如東部園區之拉庫拉庫溪中上游與西北園區之沙里仙溪兩旁)，惟其環境屬高度退化潛勢，因此，建議該些區域應列為首要因應區位，儘可能避免闢建避難山屋、吊橋或進行道路改道等行為。

國家公園範圍內之資源與土地利用，在國家公園相關法令的規範與管制下，依其資源與特性予以分區，並訂定不同資源保護及使用行為規範。由高、中、低等級之植生退化潛勢區位面積，在國家公園各計畫分區之分配情形來看，高度等級多落於一般管制區內(圖 4c)，中度等級多落於遊憩區內(圖 4d)，其植生退化的潛在性較明顯，由經營管理面向來看，一般管制區在法規的規定下，僅需不違背國家公園計畫目標與方針，即准許原土地利用型態，其與遊憩區係屬規範限制較低之分區，相對人為干擾也較為頻繁，相似的研究結果如陳等(2005)。

生態保護區、特別景觀區與史蹟保存區在嚴謹的保護利用原則規範之下，其高度植生退化潛勢區位比例相對較低(圖 4a、b 及 e)，尤其生態保育區之土地係以保護天然生物社會及其生育環境為主，其低度植生退化潛勢區位比

例為 5 大分區中最高，顯示在國家公園設立的庇護下，確實可達到保育之成效，然生態保護區內之土地仍存在山高水急與地質、地形脆弱等先天條件上的弱勢，易因天然災害干擾而發生崩塌、地滑等植生退化情形，致生物多樣性衰退，因此，該計畫分區內，屬高度植生退化潛勢區位之未來發展仍不容忽視。

結 論

玉山國家公園為台灣重要的保護區之一，惟其範圍幅員廣闊，再加上近代極端天氣的影響，建構一大尺度的植生監測方法實屬必要，本研究利用遙測技術評估園區植生退化的潛勢區位，有助於經營管理工作之參考，從研究結果可知，莫拉克風災對園區的植生影響甚劇，造成許多地區有明顯的崩塌情形，尤其從劃分出來的植生退化潛勢圖，可瞭解各計畫分區的退化分級概況，其中值得一提的是，一般管制區與遊憩區，皆偏向於高度植生退化潛勢之區位，為維護生態系的安定性，建議可考慮於該些區域進行長期生態監測與植生復育工作，以避免高度等級的面積擴張或中度等級的區域持續退化。

引用文獻

- 台灣地形研究室。2010。莫拉克颱風對玉山國家公園之衝擊。地景保育通訊 31: 10-15。
- 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-玉山群峰地區之崩場地初步調查。環境與世界 4:93-103。
- 呂明倫、何健鎔。2013。烏石坑地區受天然災害引起之地景變遷分析。台灣生物多樣性研究 15: 275- 285。
- 呂明倫、謝漢欽。2013。鰲鼓海岸地區之生態環境脆弱度評估。作物、環境與生物資訊 10:34-43。
- 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台灣林業科學 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。
- 林師模、陳苑欽。2003。多變量分析：管理上的應用。台北：雙葉書廊。
- 林瑞興、許富雄、姚正得、艾台霖。2003。九二一地震後台灣九九峰鳥類組成變化與植被回復之關係。特有生物研究 5: 47-59。
- 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。
- 康若蘭、林登秋、詹進發、黃正良。2005。2000 年碧利斯颱風干擾前後福山試驗林 NDVI 變動之研究。台灣林業科學 20: 73-87。
- 陳桂嘉、吳守從、陳朝圳。2010。台東地區土砂災害之生態環境脆弱度評估。航測及遙測學刊 15: 51-64。
- 陳添水。2005。九九峰地區九二一地震崩塌植生指數變遷分析。特有生物研究 7: 63-75。
- 陳朝圳、鍾玉龍、吳守從。2005。應用 SPOT 衛星影像探討墾丁國家公園地景層級之植群變遷。國家公園學報 15: 79-98。
- 黃凱易。2002。九九峰自然保留區地覆變遷之監測與分析。林業研究季刊 24: 35-48。
- 楊育昌、劉敏慧、林春富、程忠智、何東輯、何健鎔、林雅玲。2013。烏石坑地區森林

- 與溪流環境兩棲類群聚受地震影響之研究。台灣生物多樣性研究 15: 83-97。
- 謝漢欽、鄭祈全。1994。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。
- Alphan, H. and M. A. Derse. 2013. Change detection in Southern Turkey using normalized difference vegetation index (NDVI). *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 21: 12-18.
- Anselin, A., P. M. Meire and L. Anselin. 1989. Multicriteria techniques in ecological evaluation: an example using the analytical hierarchy process. *Biological Conservation* 49: 215-229.
- Bethany, A. B. and J. F. Mustard. 2006. Characterizing the landscape dynamics of an invasive plant and risk of invasion using remote sensing. *Ecological Applications* 16: 1132-1147.
- Bishop, K., A. Phillips and L. M. Warren. 1997. Protected areas for the future: models from the past. *Journal of Environmental Planning and Management* 40: 81-110.
- Bradley, B. A. and M. T. O'Sullivan. 2011. Assessing the short-term impacts of changing grazing regime at the landscape scale with remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 32: 5797-5813.
- Diakoulaki, D., G. Mavrotas and L. Papayannakis. 1995. Determining objective weights in multiple criteria problems: the critic method. *Computers & Operations Research* 22: 763-770.
- Gaughan, A. E., M. W. Binford and J. Southworth. 2009. Tourism, forest conversion, and land transformations in the Angkor basin, Cambodia. *Applied Geography* 29: 212-223.
- IUCN. 1994. Guidelines for protected area management categories. Cambridge: IUCN.
- Klungboonkrong, P. and M. A. P Taylor. 1998. A microcomputer-based system or multicriteria environmental impacts evaluation of urban road networks. *Computers, Environment and Urban Systems* 22: 425-446.
- Li, A. N., A. S. Wang, S. L. Liang and W. C. Zhou. 2006. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS, A case study in the upper reaches of Minjing River, China. *Ecological Modelling* 192: 175-187.
- Liu, Q. J., X. R. Li and N. Takeuchi. 2005. Monitoring forest dynamics using satellite imagery-a case study in the natural reserve of Changbai Mountain. *Forest Ecology and Management* 210: 25-37.
- Lu, S. Y., C. Y. Lin and L. S. Hwang. 2011. Spatial relationships between landslides and topographical factors at the Liukuei Experimental Forest, southwestern Taiwan after typhoon Morakot. *Taiwan Journal of Forest Science* 26: 399-408.
- Myeong, S., D. J. Nowak and M. J. Duggin. 2006. A temporal analysis of urban forest carbon storage using remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 101: 277-282.

- Parinet, B., A. Lhote and B. Legube. 2004. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management—application to a tropical lake system. *Ecological Modelling* 178: 295-311.
- Rogan, J., J. Franklin and R. Dar A. 2002. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment* 80: 143-156.
- Schott, J. R., C. Salvaggio and W. J. Volchok. 1988. Radiometric scene normalization using pseudo invariant features. *Remote Sensing of Environment* 26: 1-16.
- Tucker, C. J. and P. J. Sellers. 1986. Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1395-1416.
- Wang, X.D., X. H. Zhong, S. Z. Liu, J. G. Liu, Z.Y. Wang and M. H. Li. 2008. Regional assessment of environmental vulnerability in the Tibetan Plateau: Development and application of a new method. *Journal of Arid Environments* 72: 1929-1939.
- 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.
- Wotling, G., C. Bouvier, J. Danloux and J. M. Fritsch. 2000. Regionalization of extreme precipitation distribution using the principal components of the topographical environment. *Journal of Hydrology* 233: 86-101.
- Yu, H. Y., P. K. Joshi, K. K. Das, D. D. Chauniyal, D. R. Melick, X. F. Yang and J. C. Xu. 2007. Land use/cover change and environmental vulnerability analysis in Birahi Ganga sub-watershed of the Garhwal Himalaya, India. *Tropical Ecology* 48: 241-250.