

遙測應用於藤枝地區之森林干擾度偵測

Remote sensing for use in forest disturbance detection in Tengjhih area of Taiwan

呂明倫*

Ming-Lun Lu*

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

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：alan@tesri.gov.tw

*Corresponding author: alan@tesri.gov.tw

摘 要

當今全球氣候異常的趨勢下，研究有關森林干擾度偵測的方法，可瞭解森林在不同時間與空間受干擾的程度，有助於經營管理策略的施行。本研究目標係挑選位於藤枝地區之特有生物研究保育中心所轄中海拔試驗站及其周邊範圍作為研究區，建立一以遙測為基礎的偵測指標，用於評估森林受干擾的程度。首先蒐集受天然災害影響之前期及後期(2009 與 2013 年)Landsat 影像，利用混合式分類法與變遷分析等影像處理技術，瞭解研究區土地覆蓋變遷之情形，再利用常態化差異土壤指標(normalized difference soil index)、植生指標(normalized difference vegetation index)及水指標(normalized difference water index)等 3 種光譜反射指標的組合運算，獲取干擾度指標(disturbance index, DI)。研究結果顯示，本研究所建構之 DI 可有效地偵測森林受干擾的程度，另一方面，未來亦可作為自然保育策略執行成效之監測工具。

Abstract

The detection of forest disturbance is important in research under global climate anomaly. It is also

useful for identifying spatial and temporal trends in forest management. Our goal here was to create a remote-sensing-based index in order to assess forest disturbances in medium altitude experimental station of Endemic Species Research Institute and surroundings within Tengjih area. First, we applied Landsat images before and after natural disaster (2009 and 2013) with a hybrid classification and change analysis to understand land-cover changes within the study area. Second, the disturbance index (DI) was tested, which was a novel combination of the three spectral reflectance indices, normalized difference soil index, vegetation index and water index. Results revealed that the DI not only can efficiently detect forest disturbances but also provide an important tool for monitoring the success and failure of conservation efforts in the future.

關鍵詞：干擾度指標、土地覆蓋變遷、中海拔試驗站、天然災害、光譜反射指標

Key words: disturbance index, land-cover changes, medium altitude experimental station, natural disaster, spectral reflectance indices

收件日期：2014 年 06 月 19 日 接受日期：2014 年 07 月 26 日

Received: June 19, 2014

Accepted: July 26, 2014

緒 言

根據 1995 年林務局第 3 次森林資源調查報告，台灣本島森林面積約占全島土地面積的 58%，不僅孕育了豐富的生物多樣性，更為全民提供國土保安、水源涵養、休閒遊憩及林產物利用等服務功能，故森林可稱為台灣之命脈。然而，全球環境受溫室氣體濃度攀升的影響，碳循環的運作受到改變，伴隨而來的是，氣溫持續上升、降雨型態異常、極端天氣事件的頻率與強度不斷增加，例如 2009 年 8 月侵台的莫拉克(Morakot)颱風，所挾帶的超大豪雨，在短短數日之中重創台灣全島，尤其南部山區誘發了洪水、山崩、土石流及堰塞湖等災

害，因而森林環境受到了莫大的衝擊(李等 2010; 陳等 2010; Lu *et al.* 2011; 黃等 2012)。

當森林環境一旦遭逢重大天災干擾後，往往會使森林原有的結構狀態受到改變，如林木幹折或倒伏；樹冠層受到破壞並產生孔隙；植被覆蓋面積喪失等，均會導致森林生物量及生產力的減損(Lin *et al.* 2003; Xu *et al.* 2004)。遙測(remote sensing)技術可迅速解讀大範圍的地表資訊，尤其應用於天然災害的監測上，可透過多時期之影像變遷分析，全面性掌握森林環境受干擾的過程(Lee *et al.* 2008; Mondini *et al.* 2011; 呂及何 2013)，值得一提的是，Healey *et al.*(2005)曾提出用於監測森林的干擾度指標(disturbance index, DI)，該研究乃利用纓帽轉換法(Tasseled Cap transformation, TCT, Crist and

Cicone 1984)加以推導各種地物訊息，並透過光譜波段組合運算獲取 DI，後續曾被廣泛地應用於各種不同尺度與型態(伐木、林火或土地利用轉移等)的森林干擾度評估(Kuemmerle *et al.* 2007; Masek *et al.* 2008; Hilker *et al.* 2009; Sieber *et al.* 2013)。由於 TCT 係透過經驗係數將 Landsat 光譜波段影像進行線性轉換，產生具有重要意義的地物訊息(植被、裸土或水體)，然而，缺點是多受限於特定的 Landsat 系列影像，而除 TCT 外，光譜反射指標法(spectral reflectance index, SRI)係藉由地物對光譜的反應差異取得訊息(Tucker and Sellers 1986; McFeeters 1996)，與 TCT 同屬地物增揚技術，惟該法應用層面更加廣泛，且並不設限於某一特定的衛星影像。

特有生物研究保育中心所轄之中海拔試驗站位於台灣南部藤枝地區，該區試驗地植被覆蓋完整，動、植物資源豐富，惟在天然災害的摧殘下，森林環境發生了重大改變。誠如前段所述，TCT 偵測森林干擾度之缺憾，本研究選擇中海拔試驗地作為研究區域，嘗試整合影像分類與變遷分析技術，配合 SRI 建立監測森林干擾度之 DI(圖 1)，並探討藤枝地區受干擾的程度，期研究結果能提供災害因應及未來更多相關應用之參考。

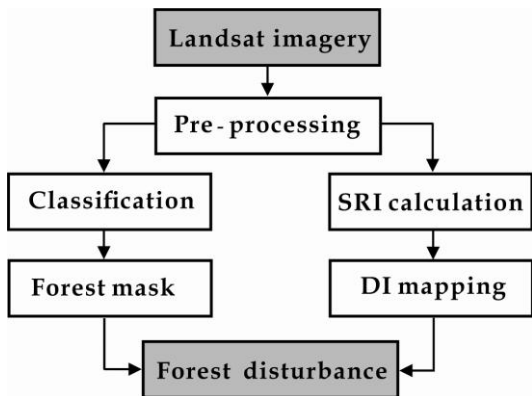


圖 1. 研究流程圖，SRI=光譜反射指標(spectral reflectance index)，DI=干擾度指標(disturbance index)。

Fig. 1. Work flow of this study (SRI=spectral reflectance index and DI=disturbance index).

材料與方法

一、研究區概述

本研究區位於高雄市桃源區寶山里藤枝地區，所轄範圍為特有生物研究保育中心中海拔試驗站管轄試驗地，屬國有林荖濃溪事業區第 57 林班，面積約 219 ha，為比較周邊地景之差異，以試驗地作為核心區，向外劃設 5 種間距 1 km 的緩衝帶(圖 1)，6 種地景範圍合計總面積約 11,000 ha。研究區內海拔介於 1,100-2,635 m，年平均溫度及雨量各別約 15°C 及 2,200 mm 以上，雨季為 5-9 月，全區土地覆蓋以天然森林為主要，由楠木類、櫟櫟類與烏心石等構成原始闊葉混合林型，主要水系有北半邊的寶來溪與南半邊的馬里山溪，境內屬高屏河流域所轄之荖濃溪集水區。

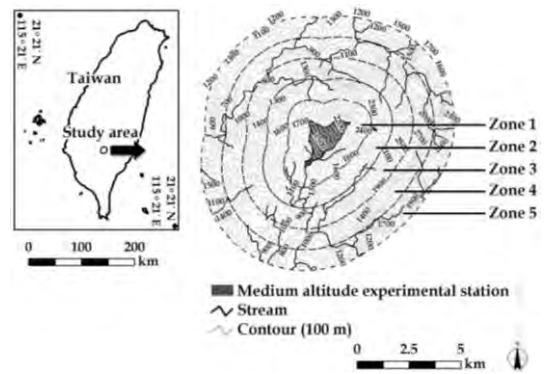


圖 2. 研究區地理位置圖。

Fig. 2. Location of study area.

二、研究方法

(一) 衛星影像前處理

由美國國家地質調查所 (United States Geological Survey) 網站下載清晰、雲霧少及且已完成幾何糾正 (level 1T) 之 Landsat 衛星影像，拍攝日期選擇莫拉克颱風發生前、後期間，即 2009 年 6 月 24 日 (Landsat 5 TM) 與 2013 年 6 月 3 日 (Landsat 8)，每一像元符合地面取樣距離 (ground sampling distance, GSD) 30 m。利用暗值像元去除法 (dark-object subtraction) 減少影像受大氣散射的干擾 (Chavez 1988)，並以偽恆定地物法 (pseudoinvariant features) 進行兩種影像間的輻射相對量校正 (Schott 1988; 呂及鍾 2007)，為降低地形效應之影響，以超圓方向餘弦轉換法 (hyperspherical direction cosine transformation) 消除部份地形變異與大氣散射之雜訊 (謝及鄭 1995)。研究過程中，所有遙測影像處理程序係利用 ERDAS IMAGINE 軟體執行。

(二) 土地覆蓋分類與變遷偵測

預設研究區之土地覆蓋為森林與非森林兩種類型，由瑞竣科技公司之雲端服務平台 (RiChi GIS Cloud) 蒐集與兩期 Landsat 影像年份相近之 Formosat 2 融合影像 (GSD=2 m)，作為地面真實參考資料，並以全球衛星定位系統 (global positioning system) 進行現地勘查。土地覆蓋分類係以 ERDAS IMAGINE 軟體進行操作，方法採混合式分類法 (hybrid classification)，即先以非監督性 (unsupervise) 之 ISODATA 法粗分 15 種類型，再參考這些類型之區域配合各年份的地真資料，建立森林、裸露地、建地、農地、草地及水體之訓練樣區 (training set)，每一類型建立 10~50 個不等，進

行監督性 (supervise) 之最大概似分類法 (maximum likelihood classification) 演算，最終，將裸露地、建地、農地、草地及水體合併為非森林，以森林與非森林兩種土地覆蓋類型呈現。

影像分類完畢後，利用分層逢機法抽取 400 個檢核樣點，每一樣點參考所蒐集之各年份地面真實參考資料，逐點比對分類正確或錯誤，並產生誤差矩陣表 (error matrix)，計算生產者 (producer's)、使用者 (user's)、總體準確度 (overall accuracy) 及 Kappa 統計值 (Congalton 1991) 等指標，用以評估準確度。

(三) 推算森林干擾度

Healey *et al.* (2005) 所提出的 DI，係由 TCT 推導出的亮度 (brightness)、綠度 (greenness) 與濕度 (wetness) 等 3 種影像進行組合運算，依序可用來表示裸土、植被與水體等 3 種地物訊息，而本研究則利用 3 種 SRI 取得上述 3 種地物訊息，包括常態化差異土壤指標 (normalized difference soil index, NDSI)、植生指標 (normalized difference vegetation index, NDVI) 及水指標 (normalized difference water index, NDWI)，各指標計算式如下 (Tucker and Sellers 1986; McFeeters 1996; He *et al.* 2010)：

$$NDSI = \frac{SWIR - NIR}{SWIR + NIR}$$

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$$

$$NDWI = \frac{G - NIR}{G + NIR}$$

式中 $SWIR$ 、 NIR 、 R 與 G 分別為短紅外光、近紅外光、紅光與綠光，對應 Landsat 衛星資料，各別為波段 5、4、3 與 2 影像。 $NDSI$ 、

NDVI 與 *NDWI* 值域均介於-1 至 1 之間，愈趨近於 1 之像元，愈能分別突顯裸土、植被與水體的成分。

本研究以 *NDSI*、*NDVI* 與 *NDWI* 作為變數，依據 Healey *et al.*(2005)的運算模式取得 *DI*，即以統計方法中的 Z 分數(Z score)將各指標進行轉換，計算式如下：

$$NDSI_z = \frac{NDSI - NDSI_{\mu}}{NDSI_{\sigma}}$$

$$NDVI_z = \frac{NDVI - NDVI_{\mu}}{NDVI_{\sigma}}$$

$$NDWI_z = \frac{NDWI - NDWI_{\mu}}{NDWI_{\sigma}}$$

式中 $NDSI_z$ 、 $NDVI_z$ 與 $NDWI_z$ 為 3 種指標轉換後之 Z 值， $NDSI_{\mu}$ 、 $NDVI_{\mu}$ 與 $NDWI_{\mu}$ 為 3 種指標之平均數， $NDSI_{\sigma}$ 、 $NDVI_{\sigma}$ 與 $NDWI_{\sigma}$ 為 3 種指標之標準偏差(standard deviation, SD)。藉由以下公式計算即可獲得 *DI*：

$$DI = NDSI_z - (NDVI_z + NDWI_z)$$

由於本研究著重於森林干擾度之評估，因此，利用地理資訊系統 (geographic information system, GIS)之套疊分析，萃取 2009 與 2013 年皆為森林類型之區域(森林未改變)，並計算 *DI* 大小，當值愈高代表森林受干擾的程度愈大；愈低代表程度愈小(Healey *et al.* 2005)。為觀察不同時期的 *DI* 變化，將 2009 與 2013 年的 *DI* 影像相減($DI_{2013} - DI_{2009}$)，並以 ArcGIS 9.3 軟體 symbology 分類功能中的 Jenks 自然間斷法(natural breaks)作適當分級，用於後續比較 6 種地景範圍(圖 2)經天然災害後，森林受干擾的程度。

結 果

一、土地覆蓋分類與變遷

2009 年與 2013 年 Landsat 影像經分類後，產生森林與非森林兩種土地覆蓋類型，分類後所抽取的 400 個準確度評估樣點，可產生誤差矩陣表，並計算各種準確度指標，如表 1 所示，森林類型之生產者與使用者準確度為 91-96% 之間；非森林類型則為 85-91% 之間，總體準確度與 Kappa 統計值均達 91% 與 0.8 以上。

由圖 3 土地覆蓋之空間分布可知，藤枝地區之地景配置以森林為主，2009 年的非森林係由少量的零星區塊所構成(圖 3a)，然而，至 2013 年，原本的森林覆蓋狀態出現重大的改變，即非森林的範圍大幅增加(圖 3b)，各小區塊轉變為大區塊，並且多分布於南半邊，又以西南方的數量居多，從圖 2 的溪流分布概況可知，南半邊的馬里山溪及其支流周圍環境受影響程度，遠較北半邊的寶來溪劇烈許多，且溪流密度愈高的地方，非森林的區塊數量愈多，並從河床及周邊地帶逐漸向外擴張，造成地景呈現明顯的破碎。森林與非森林類性之面積經計算後可知，2009~2013 年森林的面積從 10,954 ha (92%)下降至 9,617 ha (81%)左右，相對非森林則由 882 ha (7%)擴增至 2,218 ha (18%)左右(表 2)。

表 1. 2009 與 2013 年土地覆蓋圖之準確度評估

Table 1. Accuracy assessment for the land cover maps from 2009 and 2013

	Reference data			
	Forest	Non-forest	Totals	UA
Classified data for 2009				
Forest	288	15	303	95.05
Non- forest	11	86	97	88.66
Totals	299	101	400	
PA	96.32	85.15		
OA	93.50			
Kappa statistic	0.83			
Classified data for 2013				
Forest	216	19	235	91.91
Non- forest	14	151	165	91.52
Totals	230	170	400	
PA	93.91	88.82		
OA	91.75			
Kappa statistic	0.83			

PA=producer's accuracy (%);UA=user's accuracy (%); OA=overall accuracy (%)

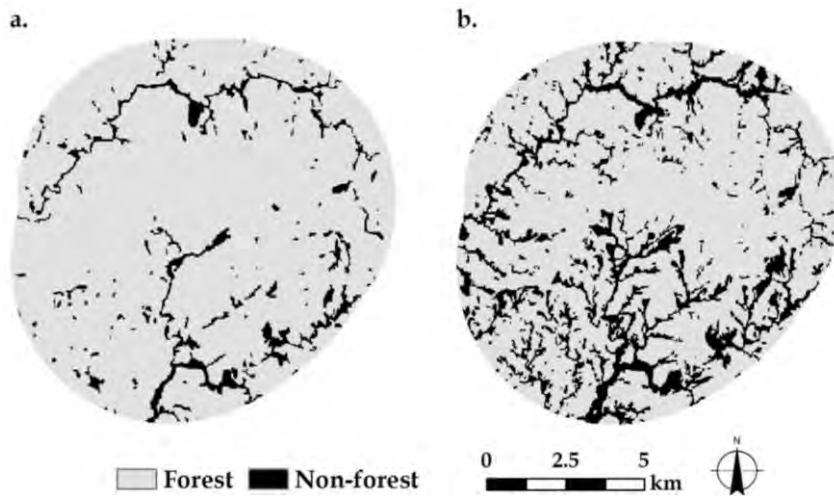


圖 3. 土地覆蓋圖，(a)為 2009 年與(b)為 2013 年。

Fig. 3. Land-cover maps in (a) 2009 and (b) 2013.

表 2. 研究區森林與非森林之面積統計

Table 2. Areas of forest and non-forest types in this study site

Classified class	2009		2013	
	Area (ha)	Proportion (%)	Area (ha)	Proportion (%)
Forest	10,954.62	92.58	9,617.76	81.25
Non-forest	882.09	7.45	2,218.95	18.75

二、森林干擾度指標

為比較應用 SRI 與 TCT 取得 DI 之差異，本研究採用 2009 年之 Landsat 5 TM 影像，各自以兩種方法獲取 DI，其中 TCT 之裸土、植被與水體訊息，乃參考 Crist and Cicone (1984)所提供的 Landsat TM 波段係數加以轉換而得，為使兩種結果建立在共同的比較基礎上，運算完畢後以標準化方式使兩種影像之像元值介於 0-1 之間(呂及謝

2013)，如圖 4 所示，DI 由小至大隨綠色至紅色的漸層表示，大體來看，兩者的分布情形相去不遠，且可明顯看出，高 DI 的分布(紅色)多數與非森林類的範圍相契合(圖 3a)，另利用逢機取樣法建立 1,000 個樣點，於兩種影像中萃取像元值，並產生相關模式(圖 5)，兩者之 R^2 達 0.85，屬高相關性，由此可知，應用 SRI 與 TCT 所獲取之 DI 具有相似的效果。

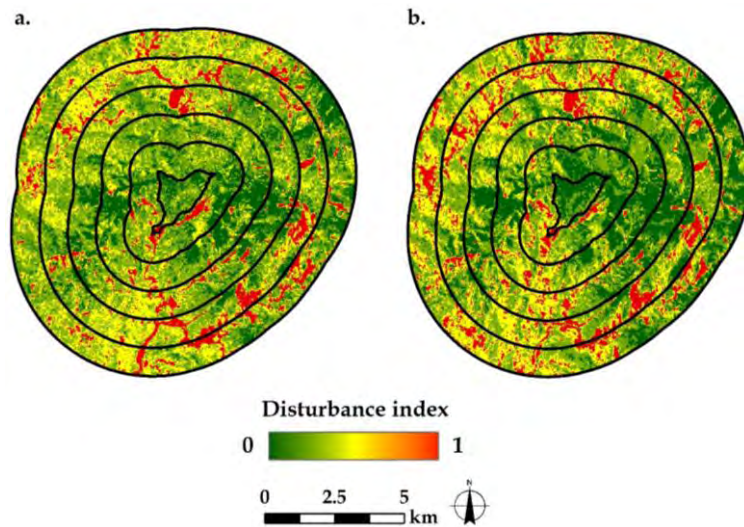


圖 4. 2009 年 Landsat 5 TM 影像所產生之干擾度指標(像元值標準化介於 0~1)，(a)由光譜反射指標與(b)由纓帽轉換法取得。

Fig. 4. Disturbance indices of normalized as 0-1 for 2009 Landsat 5 TM image according to (a) spectral reflectance index and (b) Tasseled Cap transformation.

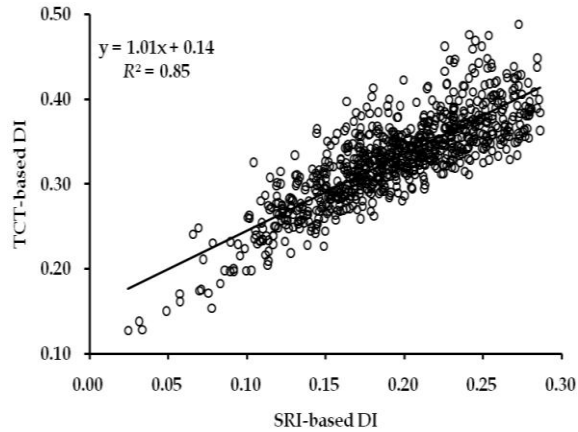


圖 5. 光譜反射指標與纓帽轉換法所取得之兩種干擾度指標相關性。

Fig. 5. Relationship between the spectral reflectance index-based and Tasseled Cap transformation-based disturbance indices.

針對 2009 至 2013 年森林未發生改變的範圍，相減兩個時期由 SRI 所獲取之 DI，結果如圖 6 所示，其值域愈接近正值者，代表該區位於 2009 至 2013 年間森林受到較強烈的干擾；負值愈高者則表示森

林受干擾的程度愈小，為便於後續比較，利用 Jenks 自然間斷法，依值域高低劃分成嚴重(紅色)、次嚴重(橘色)、中度(黃色)、次輕微(淺綠色)與輕微(深綠色)等 5 種森林受干擾等級。

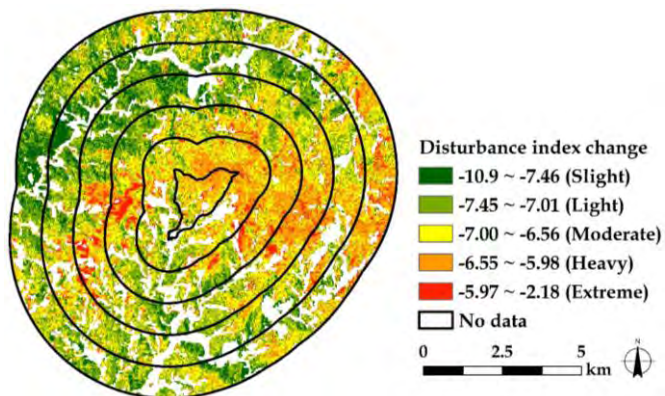


圖 6. 森林未改變範圍中 2009 與 2013 年之干擾度指標(由光譜反射指標產生)相減結果。

Fig. 6. Two-date spectral reflectance index-based disturbance index subtractions for 2009 and 2013 showing “stable forest” area.

三、藤枝地區森林受干擾之程度

為瞭解各種森林受干擾等級於藤枝地區之空間分配，依圖 2 的 6 種地景範圍與森林受干擾分級圖進行套疊(圖 6)，並各別計算每一地景範圍內，5 種等級所占的面積百分比，由結果顯示，各地景範圍森林受干擾的程度以次輕微、中度與次嚴重等 3 種等級為主要(圖 7)，各別來看，核心區與 Zone 1 內以中度與次嚴重等級的分布居多(圖 7a 與 b)，值得注意的是，核心區的次嚴重等級所

占的比例頗高(約 46%)，相較於其他地景範圍屬受干擾程度最高的區位，由此顯示，核心區森林受到干擾的情形最明顯；至 Zone 2 開始，森林受干擾的情形有所改變，該範圍明顯趨於常態分配，以中度等級最高，再由左右兩側的分級逐漸下降(圖 7c)；Zone 3、Zone 4 與 Zone 5 等 3 種範圍則以中度與次輕微等級所占比例居多(圖 7d、e 與 f)，合計皆超過 50%，受干擾程度明顯不若核心區與 Zone 1 強烈。

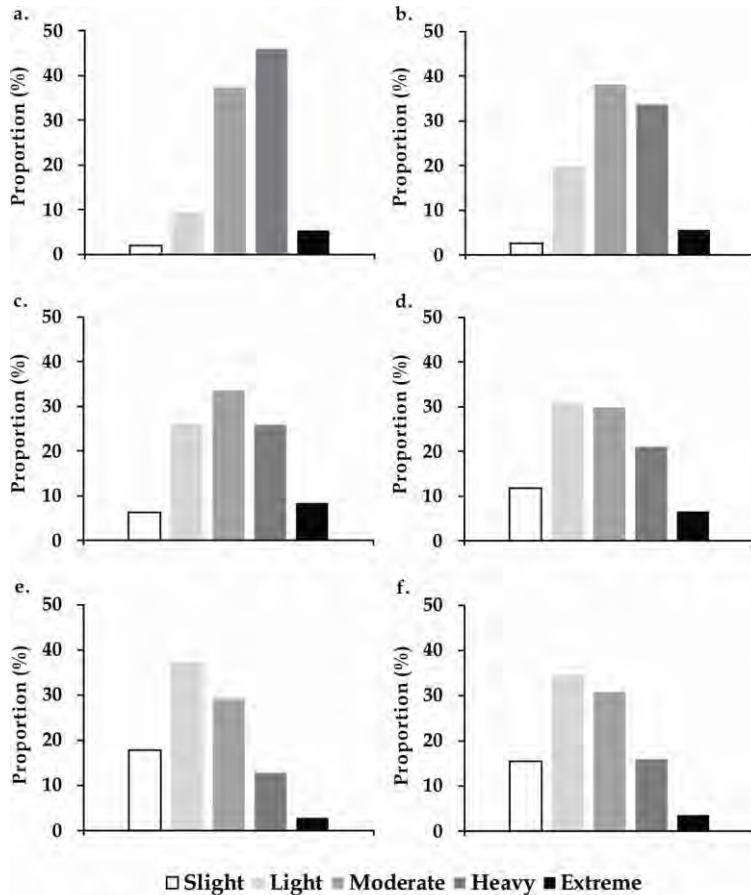


圖 7. 研究區內 5 種干擾等級之面積百分比，(a)為核心區、(b)為 Zone 1、(c)為 Zone 2、(d)為 Zone 3、(e)為 Zone 4 與(f)為 Zone 5。

Fig. 7. Proportions of five disturbance levels within study site: (a) core zone, (b) Zone 1, (c) Zone 2, (d) Zone 3, (e) Zone 4 and (f) Zone 5.

討 論

參考前人研究所建議之土地覆蓋分類標準，即總體準確度為 85% 以上，各別類型之生產者與使用者準確度至少達 70% (Thomlinson *et al.* 1999; Foody 2002)，本研究分類後的準確度均符合理想之狀態，且總體準確度更高於 90% 以上(表 1)，足夠進一步偵測各類型之間的轉移情形(Nagendra *et al.* 2008; Kuemmerle *et al.* 2009)。經分類後的土地覆蓋變化可知，2009-2013 年間非森林類型的範圍遽增(圖 3 與表 2)，主因為該期間台灣南部歷經莫拉克颱風及其挾帶的暴雨侵襲，產生了大面積的新生崩塌地，就集水區及水系觀察，高屏流域的崩塌面積廣闊，屬受創較嚴重的區域，其所轄之 3 個次集水區中，位處本研究區的荖濃溪集水區，計有超過 3,000 mm 之雨量(最大時雨量超過 100 mm/hr)，造成本流域內出現嚴重地山坡地災害，並且所占的崩塌面積遠大於旗山溪與隘寮溪兩個次集水區(陳等 2009；謝等 2010)，而由黃等(2012)現場勘查亦發現，荖濃溪集水區支流的溪谷環境，出現了多處的崩移構造(slumping structure)，均為本研究區非森林面積大幅增加的主因，另兩大溪流中，馬里山溪之分布密度高，加上周邊地形陡峭，崩塌機率相對提升，以致非森林區塊的數量較寶來溪多。

Healey *et al.* (2005)採用的 TCT，以及本研究仰賴衛星影像所推導的 SRI 影像均能獲取 DI(圖 4)，且兩者效果相仿(圖 5)，適於偵測森林干擾度，DI 增加之像元反映森林受干擾強度強，表示該區的植被覆蓋度與樹冠鬱閉度受到嚴重破壞，反之，DI 減少者代表該區為幼齡林或林分處於演替初期之狀態(Healey *et al.* 2005;

Sieber *et al.* 2013)，因此，配合不同時期的影像資料，可作為森林長期監測的工具(圖 6)。由於 TCT 係由固定的參數導入並取得地物訊息，僅適於應用 Landsat MSS、TM 及 ETM+ 系列衛星的波段影像(Crist and Cicone 1984)，相較於本研究採用的 SRI，係依地物反射光譜的特性作推導，衛星影像的選用上可比 TCT 更有彈性，常見的光學衛星影像如 SPOT 4 及 5、Worldview 系列、MODIS，以及近期發射成功的 Landsat 8 衛星，全設有適於計算 SRI 的多光譜感測器，故可根據 SRI 推導地物訊息，有效取得 DI，對於探討有關森林環境的研究亦能獲得更廣泛的應用。

使用 2009 與 2013 年 Landsat 影像獲得 DI 之分級圖，比較藤枝地區不同地景範圍中森林受干擾的程度，研究結果可發現，核心區與 Zone 1 內相對占有較多次嚴重等級的比例，至 Zone 2 以後干擾強度逐漸趨緩(圖 7)，此結果乃因地形本身特性所致，若由本研究區中心處劃分東、西兩側觀察，其地勢恰有明顯的落差(圖 2)，而核心區與 Zone 1 則座落海拔驟降之地帶，特別是核心區內暴露大面積的迎風面地形及順向坡構造，這些物理因子係森林植被受到嚴重衝擊的主因(陳等 2009)，其餘向外延伸的 4 種地景範圍(Zone 2 以後)，隨著地形起伏平緩，受干擾度的程度亦隨之下降。綜合以上所述，並參考相仿的前人研究結果可知，地形特徵仍是促使生態環境轉變為脆弱之主因(Li *et al.* 2006; Wang *et al.* 2008)。

結 論

為促使自然資源之保育與利用趨於永續，必先建構環境偵測指標，以作為策略擬定時之參考依據，本研究利用遙測技術為基礎，

發展一可迅速偵測森林受干擾程度之 DI，用於瞭解特有生物研究保育中心中海拔試驗地在天然災害侵襲後，森林受到干擾的情形，該指標可確切呈現森林受到災害影響之區位，其中又以地勢落差最大的試驗地及毗鄰範圍受到干擾程度最明顯，而隨著外圍距離愈遠，環境受干擾的程度愈趨緩。因此，未來建議可依據 DI 的變化，持續瞭解該區森林地景的動態發展，另一方面，本指標可應用的層面廣，亦可作為森林受他種型態干擾之評估。

謝 誌

本研究承行政院農業委員會科技計畫「103 農科-13.9.2-生-W8」之經費補助，特此致謝。

引用文獻

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。

李鎮鍵、林昂、蔡元融。2010。莫拉克颱風引發土砂問題之研究-以曾文水庫集水區為例。中華防災學刊 2: 51-58。

陳天健、吳嘉俊、翁孟嘉、謝坤宏、王建智。2009。莫拉克颱風荖濃溪坡地災害調查。地工技術 122: 13-20。

陳昆廷、臧運忠、郭玉樹、呂明鴻、謝正倫。

2010。莫拉克颱風引致堰塞湖之案例分析。中華防災學刊 2: 43-50。

黃志杰、張中白、張文和。2012。莫拉克風災引發之山崩與區域地質構造之關係：以高屏溪上游為例。災害防救科技與管理學刊 1: 35-42。

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。

Chavez Jr., P. S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. Remote Sensing of Environment 24: 459-479.

Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing of Environment 37: 35-46.

Crist, E. P. and R. C. Cicone. 1984. A physically-based transformation of Thematic Mapper data-the TM Tasseled Cap. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 22: 256-263.

Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment 80:185-201.

He, M., B. Zhao, Z. Ouyang, Y. Yan and B. Li. 2010. Linear spectral mixture analysis of Landsat TM data for monitoring invasive exotic plants in estuarine wetlands. International Journal of Remote Sensing 31: 4319-4333.

- Healey, S. P., W. B. Cohen, Z. Q. Yang and O. N. Krankina. 2005. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment* 97: 301-310.
- Hilker, T., M. A. Wulder, N. C. Coops, J. Linke, G. McDermid, J. G. Masek, F. Gao and J. C. White. 2009. A new data fusion model for high spatial- and temporal-resolution mapping of forest disturbance based on Landsat and MODIS. *Remote Sensing of Environment* 113: 1613-1627.
- 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.
- Kuemmerle, T., P. Hostert, V. C. Radeloff, K. Perzanowski and I. Kruhlov. 2007. Post-socialist forest disturbance in the Carpathian border region of Poland, Slovakia, and Ukraine. *Ecological Applications* 17: 1279-1295.
- Lee, M. F., T. C. Lin, M. A. Vadeboncoeur and J. L. Hwang. 2008. Remote sensing assessment of forest damage in relation to the 1996 strong typhoon Herb at Lienhuachi Experimental Forest, Taiwan. *Forest Ecology and Management* 255: 3297-3306.
- 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.
- Lin, K.C., S. P. Hamburg, S. Tang, Y. J. Hsia and T. C. Lin. 2003. Typhoon effects on litterfall in a subtropical forest. *Canadian Journal of Forest Research* 33:2184-2192.
- 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.
- Masek, J. G., C. Q. Huang, R. Wolfe, W. Cohen, F. Hall, J. Kutler and P. Nelson. 2008. North American forest disturbance mapped from a decadal Landsat record. *Remote Sensing of Environment* 112: 2914-2926.
- Mcfeters, S.K. 1996. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing* 17: 1425-1432.
- Mondini, A. C., K. T. Chang and H. Y. Yin. 2011. Combining multiple change detection indices for mapping landslides triggered by typhoons. *Geomorphology* 134: 440-451.
- 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.
- Schott, J. R., C. Salvaggio and W. J. Volchok. 1988. Radiometric scene normalization using pseudo invariant features. *Remote Sensing of Environment* 26:1-16.

- Sieber, A., T. Kuemmerle, A. V. Prishchepov, K. J. Wendland, M. Baumann, V. C. Radeloff, L. M. Baskin and P. Hostert. 2013. Landsat-based mapping of post-Soviet land-use change to assess the effectiveness of the Oksky and Mordovsky protected areas in European Russia. *Remote Sensing of Environment* 133: 38-51.
- Thomlinson, J. R., P. V. Bolstad and W. B. Cohen. 1999. Coordinating methodologies for scaling land cover classifications from site specific to global: steps towards validating global map products. *Remote Sensing of the Environment* 70: 16-28.
- 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.
- Xu, X., E. Hirata, T. Enoki and Y. Tokashiki. 2004. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical forest after typhoon disturbance. *Plant Ecology* 173:161-170.