

國立臺灣師範大學

地理學系第四十八屆碩士論文

應用最大熵物種分布模式與衛星影像

預測嘉義地區沙氏變色蜥之分布

Predicting the distribution of brown anole
(*Anolis sagrei*) with MaxEnt model and satellite
image in Chiayi, Taiwan

指導教授：許嘉恩

研究生：余安棋

中華民國一〇八年七月

摘要

沙氏變色蜥(*Anolis sagrei*)列名在已入侵外來種處理分級名單中的優先管理防制物種，指出沙氏變色蜥可能會是未來快速擴張的入侵物種。物種分布模式(Species distribution models, SDMs)對於探索未知的生物分布上，展現強大的空間預測能力；而遙測影像偵測空間異質性，在管理生物資源上有重要價值。本研究預期繪出嘉義地區海拔 500 公尺以下沙氏變色蜥的潛在棲息地，並從選擇的變數中解釋沙氏變色蜥偏好的棲地特性。

2018 年 7 月在嘉義縣水上鄉三界埔的樣區內，收集了 20 個沙氏變色蜥出現點位作為訓練樣本，並用全球生物多樣性資訊機構下載的出現記錄作為樣區的測試用資料。環境變數採用 ASTER 數值高程模型、WorldClim 氣候資料、Landsat 8 衛星影像所產生的 28 個空間圖層，作為 MaxEnt 最大熵物種分布模式的參數。最後選擇高程值、亮度溫度、土地覆蓋分類、NDVI、坡度作為模式的預測變數。

訓練樣本模式 AUC 值 0.989，顯示模式具有非常好的判別力。本研究從 DEM 的結果，推論沙氏變色蜥偏好高溫而較乾燥的環境；大氣層頂亮度溫度顯示沙氏變色蜥偏好高溫環境；土地覆蓋的結果顯示沙氏變色蜥在所有類型的棲地都可能成功入侵；NDVI 發現植被覆蓋不良與茂盛，都會使沙氏變色蜥的出現機率下降。

本研究結果提供沙氏變色蜥的空間分布圖，理解沙氏變色蜥所偏好的棲地特性，可以做為後續入侵生物經營空間管理所需的基礎。另一方面，遙測影像對於在物種分布模式上有改進效果，可以作為未來高解析度的物種分布研究的參考。

關鍵詞：最大熵物種分布模式、衛星影像、入侵種、沙氏變色蜥

Abstract

The brown anole (*Anolis sagrei*) has been rapidly expanding in Taiwan in the last two decades. However, its potential distribution is still not clear. Most of the lizard distribution studies use interpolated climatic data which present average states in spatial and temporal scale. We use remote sensing data to keep spatial heterogeneity that can't be shown in interpolated climatic data. The first aim of this study is to determine the potential habitats of the brown anole less than 500 meters above sea level in Chiayi area. Second, we are wondering the properties of the habitat which affect the probability of occurrence.

We collected 20 the brown anole occurrences with stratified random sampling based on land cover classification in Santzepu, Chiayi County in July, 2018. 29 environmental coverages are assembled from ASTER GDEM, WorldClim climatic variables, Landsat 8 image. Predictions are generated in MaxEnt and tested by GBIF occurrences. The final model used elevation, thermal infrared, land cover, NDVI and slope. The AUC value is 0.989 which means the predictions is robust.

The result shows that the brown anole is limited less than 100 meters above sea level, which means it prefer higher temperature and less rainfall. The thermal band also shows the brown anole prefer higher temperature. Land cover and NDVI performs that the brown anole is a generalist, but prefer open vegetation sites.

In conclusion, the result can be the spatial basis of the invasive species management. We also prove the remote sensing data can provide the instant land surface states such as the temperature and the vegetation cover that can refine the predictions of species distribution modeling in lizard species.

keyword : MaxEnt 、 satellite image 、 invasive species 、 The brown anole (*Anolis sagrei*)

目次

摘要.....	i
Abstract	ii
目次.....	iii
表次.....	v
圖次.....	vi
第一章 緒論.....	1
第一節 研究動機.....	1
第二節 研究目的.....	5
第二章 文獻回顧.....	6
第一節 沙氏變色蜥生活史.....	6
第二節 棲位理論.....	8
第三節 物種分布模式.....	9
一、概述.....	9
二、MaxEnt 最大熵物種分布模式.....	10
第四節 遙感探測於物種分布的應用.....	13
第三章 資料、方法.....	16
第一節 資料來源.....	16
一、地形變數.....	16

二、WorldClim 氣候資料.....	17
三、Landsat 8 衛星影像.....	19
四、沙氏變色蜥調查樣點.....	28
五、軟體與設備.....	31
第二節 研究流程.....	34
第三節 分析方法.....	36
一、坐標轉換.....	36
二、模式建立過程.....	36
第四章 結果與討論.....	43
第一節 結果.....	43
第二節 討論.....	47
一、模式變數選擇.....	47
二、模式變數的生態意義.....	49
三、研究中的不確定性.....	54
第五章 結論.....	56
參考文獻.....	57

表次

表 1	評估模式準確度之誤差矩陣 (改自 Manel et al., 2002).....	12
表 2	由誤差矩陣推導之模式表現評估因子表 (改自 Manel et al., 2002)	13
表 3	WorldClim 第二版變數代碼說明.....	17
表 4	landsat 8 波段代碼說明	19
表 5	6 類土地覆蓋的樣點數.....	29
表 6	變數代碼說明.....	31
表 7	各變數貢獻百分比與相對重要性.....	44



圖次

圖 1	研究區圖.....	4
圖 2	樣區範圍圖.....	4
圖 3	研究區 DEM.....	17
圖 4	Landsat 8 2017/04/02 影像.....	21
圖 5	ISODATA 土地覆蓋分類結果.....	22
圖 6	土地覆蓋類型 1：森林.....	22
圖 7	土地覆蓋類型 2：稻田.....	23
圖 8	土地覆蓋類型 4：道路.....	23
圖 9	土地覆蓋類型 5：果園、苗圃.....	24
圖 10	土地覆蓋類型 6：裸地.....	24
圖 11	驗證土地覆蓋類型的混淆矩陣.....	25
圖 11	驗證土地覆蓋類型的混淆矩陣.....	25
圖 12	空間分層隨機抽樣的 100 個樣點.....	29
圖 13	20 筆出現記錄(綠色三角)與 109 筆 GBIF 出現記錄(黃色三角).....	30
圖 14	研究流程圖.....	35
圖 15	變數間皮爾森相關係數表.....	37
圖 16	投入所有變數的預測分布.....	39
圖 17	訓練樣本 gain 值折刀分析結果.....	40

圖 18	測試樣本 gain 值折刀分析結果.....	41
圖 19	訓練樣本 AUC 值折刀分析結果.....	42
圖 20	模式 AUC	43
圖 21	最終模式訓練樣本 5 項變數 gain 值.....	44
圖 22	最終模式測試樣本 5 項變數 gain 值.....	44
圖 23	最終模式訓練樣本 5 項變數 AUC 值	45
圖 24	沙氏變色蜥分布預測圖(訓練樣本).....	45
圖 25	沙氏變色蜥分布預測圖(測試樣本).....	46
圖 26	訓練樣本與測試樣本預測機率差值圖.....	47
圖 27	高程值反應曲線.....	49
圖 28	坡度反應曲線.....	50
圖 29	大氣層頂亮度溫度反應曲線.....	51
圖 30	土地覆蓋反應曲線.....	52
圖 31	NDVI 反應曲線.....	54

第一章 緒論

入侵生物正威脅著全世界的生物多樣性，也對經濟與生態系統產生巨大的影響，光是美國每年處理入侵生物的成本就高達 1200 億美元(Pimentel et al., 2005)，影響層面包括了農業、交通、疾病傳播，休閒漁獵與賞鳥等。在生態系中，入侵生物除了危害或消滅原生物種，還可能衝擊生態系服務(ecosystem services)功能。因此，理解外來物種入侵的生物地理過程，是研究生物多樣性的重要議題之一。

物種分布模式(Species distribution models, SDM) 將棲位理論應用於生物的空間分布，為生物的時空分布提供了新的預測基礎，對於探索未知的生物多樣性分布，具有重要的參考價值。

本研究應用物種分布模式結合遙測影像，探討入侵種沙氏變色蜥在嘉義縣的潛勢分布，並理解什麼樣的環境條件容易使沙氏變色蜥入侵。

第一節 研究動機

沙氏變色蜥在美國是強勢的入侵物種，入侵佛羅里達半島後，在佛羅里達州與喬治亞州快速擴散(Campbell, 2003)。臺灣於 2000 年在嘉義縣水上鄉首次紀錄沙氏變色蜥，很快引起政府與學界的重視，並將其列名在已入侵外來種處理分級名單中的優先管理防制物種。嘉義縣政府農業處自 2009 年起，提供沙氏變色蜥移除獎勵金，收購成蜥每隻 20 元，當年度移除 88,385 隻；2010 年降為 10 元，移除 152,821 隻；2013 降為 3 元，移除 133,333 隻；2017 年提高為每隻 5 元；2018 年價格提高至每隻 6 元，但只收購吻肛長 3 公分以上，具繁殖能力的雌蜥。目前推估嘉義縣沙氏變色蜥的族群數量約 300 萬隻，每年需移除 30%的族群數量，且連續 6 年才能有效控制族群數量(莊孟憲, 2017)。然而單以滅除法，從歷年的收購價格與數量和前人研究的推估可以發現花費的成本相當高。

林務局針對已入侵外來種作風險評估，建立分級處理名單，作為管理入侵外來種的優先順序(梁世雄, 2014)。在已入侵外來種處理分級名單中，依照分類群分為無脊椎動物、淡水魚、兩棲類、爬蟲類及鳥類。從入侵歷史、生態適應性、生活史、有害特質四大項目進行風險評估，將列名的入侵生物分為：「優先管理防制物種」、「持續監測物種」及「待觀察評估物種」三類，並建立評估表。其中，優先管理防制物種是指入侵地點侷限，且可立即執行移除者；持續監測物種為入侵範圍廣或防制困難，需要長期研究觀察者；待觀察評估物種是入侵危害及防制仍待更確切的研究及評估者。

移除策略主要師法全球入侵種規劃署(Global Invasive Species Programme, GISP)所出版的 *Invasive Alien Species and Protected Areas: A Scoping Report*。管理方案隨著時間與族群數量的演進，可分為預防、風險評估、早期偵測和快速反應、滅除和控制，越後期的管理策略，所花費的成本越高 (Poorter, 2007)。

Koike (2006) 用複合族群模式(meta-population model)，根據 2001 年和 2004 年在日本神奈川縣的調查，分析植被與浣熊(*Procyon lotor*)分布之間的關係，評估棲地適宜性，並預測野生浣熊的族群擴散情形。Koike 使用群聚分析(cluster analysis)將浣熊族群分成數個亞族群，模擬除去了一個或數個亞族群後，計算未來分布的縮減範圍。測試了所有亞群移除模式的組合後，決定最具成本效益的移除模式。由 Koike 的研究可以得知，掌握外來入侵種的空間分布，是管理外來入侵種的重要基礎，因此物種分布模式會是在考慮有限的成本、時間下，使管理者快速掌握生物分布的方法之一。

為了提高物種分布模式的準確性，遙測影像會是本研究重要的工作項目。部分遙測影像提供熱紅外光波段，能夠提供即時地表溫度資料，避免溫度在時間與空間平均下模糊。而且遙測衛星通過臺灣上空的時間，大約在早上 9 至 11 點，正好是變溫動物利用陽光提高體溫的活動時間，因此遙測資料對於掌握變溫動物的

分布範圍，應具有相當的可靠性。

考慮沙氏變色蜥偏好開放的人為擾動環境，並參考前人的調查記錄(莊孟憲, 2017; 楊懿如, 2011)，本研究的研究區(圖 1)為設定嘉義縣市海拔 500 公尺以下；樣區(圖 2)設定在嘉義縣水上鄉三界埔村三界埔苗園為中心，TWD97 TM2 座標值 (195000,2594000)、(198000,2591000)、(195000,2594000)、(198000,2591000)所圍出的範圍之中。在時間上，三界埔是最初記錄到沙氏變色蜥的地點；在空間上，北面的赤蘭溪與南面較高的地形正好形成一個天然界線，因此在樣區範圍內的族群分布，可能最接近沙氏變色蜥所能分布的極限狀態。

利用中研院 GIS 中心拼接的 ASTER GDEM，所得全臺灣 30 公尺數值高程模型(Digital Elevation Model, DEM)，將嘉義縣市海拔 500 公尺以下範圍分為 1465760 個網格，扣除山區不連續地方(梅山鄉、阿里山鄉、番路鄉、大埔鄉等)，剩餘 1234797 個網格。



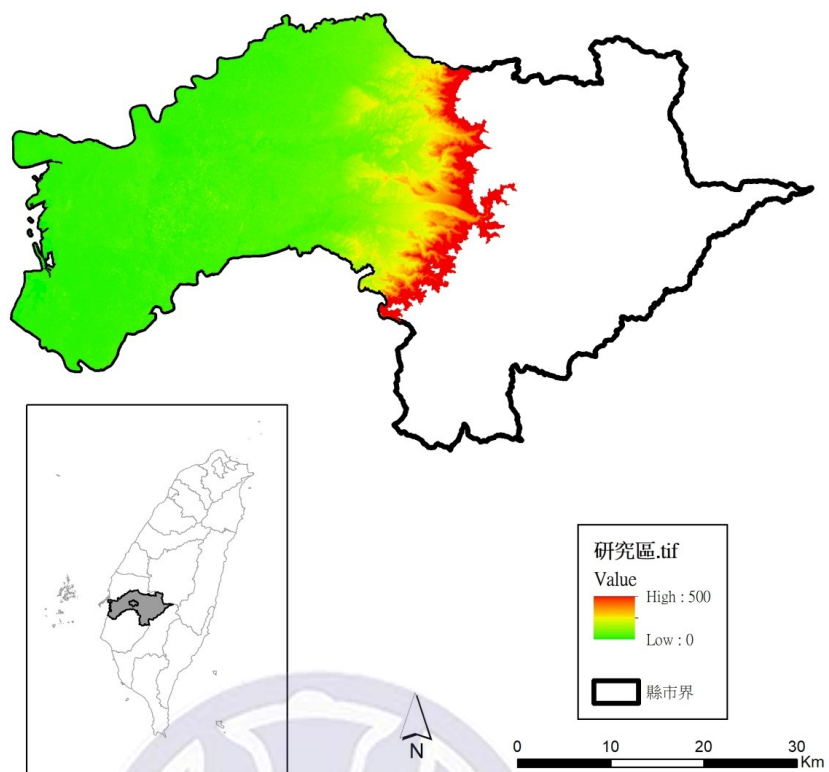


圖 1 研究區圖

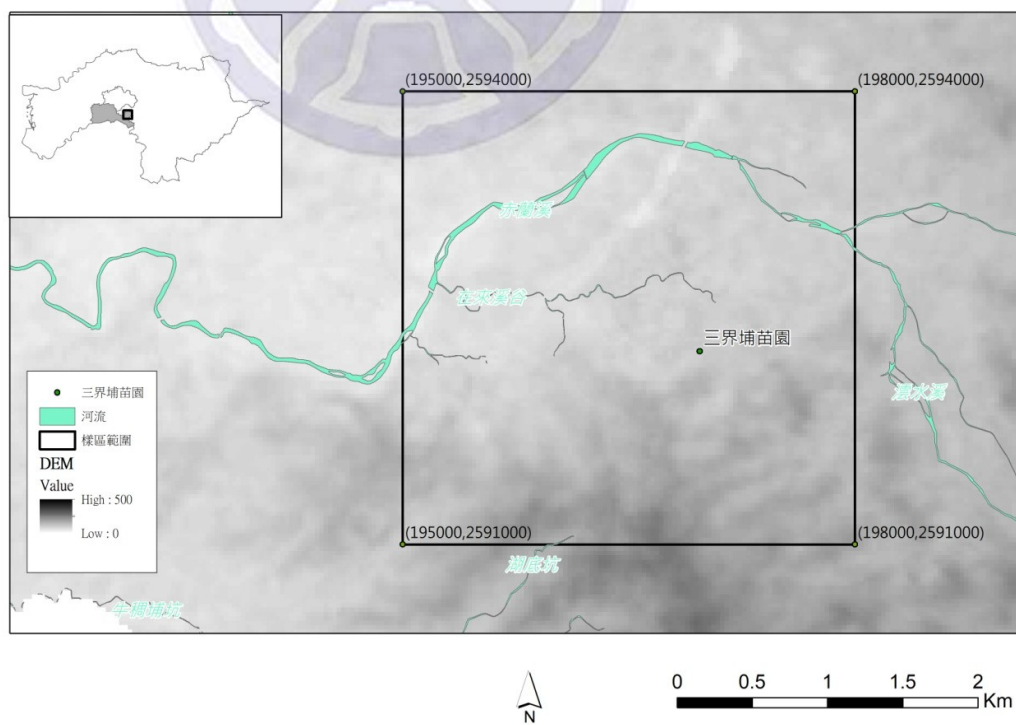


圖 2 樣區範圍圖

第二節 研究目的

沙氏變色蜥因其入侵歷史與快速增長的族群量，列名在已入侵外來種處理分級名單中的優先管理防制物種，自 2000 年入侵嘉義縣水上鄉三界埔地區後，林務局嘉義林管處與嘉義縣政府積極與學者合作，監控族群量與執行移除計畫。

考慮到沙氏變色蜥是擴散中的生物，本研究希望從已知的現在分布，去推估未來沙氏變色蜥在嘉義地區的最大分布。本研究收集沙氏變色蜥分布的出現記錄、30 公尺數值高程模型、WorldClim 氣候資料、Landsat 8 衛星在 2017 年 4 月 2 號拍攝影像的熱紅外光波段、Landsat 8 影像非監督式分類後所得的土地覆蓋分類，以最大熵物種分布模式模擬沙氏變色蜥在嘉義市的空間分布與偏好的棲地類型。

欲達成的研究目的如下：

1. 模擬嘉義地區海拔 500 公尺以下沙氏變色蜥的分布，繪出空間分布圖
2. 從模式結果的反應曲線，了解對沙氏變色蜥偏好的棲地類型

第二章 文獻回顧

本章先回顧沙氏變色蜥的物種特性，包括：生活史、入侵歷史、臺灣族群的分布研究。接著回顧棲位理論的概念與演變，並連結到應用其理論的物種分布模式，特別探討本研究中所使用的最大熵物種分布模式。最後回顧應用遙感探測於物種分布的研究。

第一節 沙氏變色蜥生活史

沙氏變色蜥(*Anolis sagrei*) 屬於有鱗目(Squamata)、蜥蜴亞目(Lacertilia)、美洲鬣蜥科(Iguanidae)、變色蜥屬(*Anolis*)，原產於古巴和巴哈馬群島，生態型(ecomorph)被描述為利用樹幹-地面(trunk-ground) 的變色蜥(Williams, 1983)，偏好開放的人為干擾環境。

沙氏變色蜥在體色上具有高度變異，通常為褐色或灰色，會隨著環境與行為改變為黑色到灰白色。沙氏變色蜥有明顯的雌雄二型性(sexual dimorphism)，成熟雄蜥的體型明顯大於雌蜥，雄蜥的吻肛長(Snout-to-Vent Length, SVL)可超過 6 公分，體重約 6-8 公克重，雌成蜥吻肛長則很少超過 5 公分，體重約 3-4 公克；背中線(Dorsal Line)的花紋也有區別，雌蜥通常為淺色鋸齒狀、波浪紋、或菱形斑塊，雄蜥則為線條或點狀花紋(Campbell, 2002)。外型最明顯的特徵是喉部橘紅色或黃色，帶有黃白斑點的鮮豔喉囊。在雄性競爭、伴侶選擇或威嚇掠食者時，會展示喉囊(West-Eberhard, 1983)，但雌蜥的喉囊小於雄蜥。活動範圍(home range)大小在年齡和性別有很大的差異，成年雌蜥的活動範圍 0.65 平方公尺到 6.3 平方公尺，平均 3.7 平方公尺、標準差 1.5 平方公尺；成年雄蜥的活動範圍 2.8 平方公尺到 34 平方公尺，平均 17.6 平方公尺、標準差 10.5 平方公尺；亞成體雄蜥的活動範圍 1.4 平方公尺至 17.8 平方公尺，平均 7.4 平方公尺、標準差 6.6 平方公尺 (Schoener & Schoener, 1982)。

接收太陽輻射而進行的熱調節行為(thermal-regulatory behaviours)，使沙氏變色蜥能夠成功佔據不同類型的棲地，尤其在人為干擾後，陽光充足的棲地更容易發現沙氏變色蜥(Norval et al., 2017)。另外，台灣沙氏變色蜥族群的繁殖週期長，具有季節循環，與貝里斯、古巴、佛羅里達和夏威夷的沙氏變色蜥族群相似。四到九月雌蜥的卵子生成數量最多，一月下降到零；而雄性的平均睪丸質量和體積在四到六月最大，十到十二月最小。(Norval et al., 2012)。

台灣最早的人侵紀錄為 2000 年 9 月 Noval 在嘉義縣水上鄉採集到二雄一雌的沙氏變色蜥(Norval et al., 2002)。2006 年林務局「入侵亞洲錦蛙與沙氏變色蜥之族群分布調查委託研究計畫」，發現沙氏變色蜥分布以嘉義縣三界埔的苗圃為中心，周邊 1.5 公里範圍內呈現小範圍而高密度的分布，2007 年再調查時有往外擴張的趨勢。除了嘉義縣水上鄉三界埔地區有記錄到沙氏變色蜥之外，2006 年張乃千於花蓮市國興里也記錄到四隻個體(張乃千, 2007)。2011 年林務局委託楊懿如，針對花蓮地區沙氏變色蜥進行監測與移除，發現除了密度最高的七星潭外，空軍基地、碧雲莊、南華社區、銅蘭自行車道與東華大學教師宿舍也有沙氏變色蜥族群(楊懿如, 2011)。2014 到 2015 年間，在新竹也記錄到沙氏變色蜥(Lee et al., 2019)。

在入侵歷史方面，在美國佛羅里達州曾觀察到，沒有沙氏變色蜥的環境，原生的卡羅萊納綠變色蜥(*Anolis carolinensis*)佔據從地面到樹冠的棲地，但有沙氏變色蜥進入的棲地，卡羅萊納綠變色蜥會向上移動到樹幹和樹冠(Campbell, 2000)。另外，Wardle (2002)曾指出，沙氏變色蜥會降低環境中蜘蛛的密度和多樣性。台灣曾針對沙氏變色蜥對檳榔園中蜘蛛多樣性的影響指出，沙氏變色蜥並不會對優勢的蜘蛛種類造成影響，卻會造成稀有種類消失，而導致蜘蛛多樣性之降低(卓逸民, 2005)。

第二節 棲位理論

Grinnell (1917)提出棲位(niche)的概念，泛指在特定地方內限制物種存在的所有因素。而這些因素又可以分為生物因子(biotic factors)與非生物因子(biotic factors)。生物因子指生物間的各種相互關係，例如：捕食、競爭者、寄生等；非生物因子則是指影響生物生理作用的各種環境因素，包括氣溫、濕度等。Grinnell 認為棲位是物種間最終的關係單元，也就是生物在單一的生態系中，面對有限的棲地與資源，一旦兩種物種的棲位發生重疊，物種會彼此競爭，較高適合度的物種將排擠另一物種，兩物種難以共存(coexist)(Griesemer, 1992)。Charles Elton 特別關注生物間的互動關係，他透過生物在食物鏈上的位置定義棲位。之後有學者為了區分 Grinnell 和 Elton 兩者對棲位的概念(Begon et al., 2005)，重新命名為棲地棲位(habitat niche)和功能棲位(functional niche)。

Gauze (1934)設計一系列的實驗，研究競爭和掠食下的族群動態，並提出了競爭排除(Gause's principle, or competitive exclusion principle)的概念，認為在單一環境下，兩物種佔據相同棲位時，兩者無法共存，優勢物種會排除另一物種，也支持了 Grinnell 的棲位概念。

Hutchinson (1957)把棲位的概念轉化為物種的特性，而非環境的屬性。棲位被定義為：在生物因子與非生物因子所組成之環境變量的多維空間中，描述生物所能生存的極限狀態。而在這些被各種環境變量限制的空間之中，該物種能夠生存的環境狀態，稱為基本生態棲位(fundamental niche)；而在基本生態棲位的基礎上，該物種能夠不被競爭者排除的空間，稱為實際生態棲位(realized niche)。

Macarthur & Levins (1967)擴大了 Hutchinson 的概念，把棲位定義為特定族群在一維或多維空間上資源使用頻率的排序，並提出棲位理論(niche theory)。棲位理論以競爭為核心，解釋了物種組成與共存的規則；物種飽和度(species saturation)

或入侵程度；組成的數量、豐度與相似性等概念，把棲位的概念轉變成良好的操作型定義，為之後衍生的物種模式提供良好的基礎，興起對棲位理論的熱烈討論。

而 1980 年代，有許多關於以競爭為核心的棲位模式研究，並無法拒絕假設模式(null model)，因此研究的有效性受到許多質疑(Simberloff, 1978; Strong, 1980)。但這時的模式考慮到掠食、非生物的環境壓力、共存、或時空異質性，能表現出更多元化的生物共存狀態(Chase & Leibold, 2003; Colwell, 1992)。

第三節 物種分布模式

一、概述

物種分布模式(Species distribution models, SDMs)是透過已知的物種分布資料與環境特徵，以了解或推估生物在地理景觀中的分布狀況。回歸方法、自然地理學與地理資訊系統的發展，使物種分布模式模擬與繪圖的功能更為完備(Elith & Leathwick, 2009)。

回歸方法常使用多元線性回歸和判別函數分析(Stauffer, 2002)，處理的資料形式屬於出現－未出現(presence-absence)。在廣義線性模型出現後(Generalized linear models, GLMs)，使基於回歸方法的物種分布模式更具有複雜性與真實性，GLMs 中的數學方法，如：非常態分布(non-normal distributions)、加法項(additive terms)、非線性擬合函數(nonlinear fitted functions)等，也是目前許多模式的關鍵基礎。而在實際情況下，常因為物種偵測率或是種間競爭等原因，不容易取得正確的不存在資料，能夠處理出現 (Presence-only) 資料的模式因此被發展出來，例如：GARP(Genetic Algorithm for Rule-set Prediction)(Stockwell, 1999)與 MaxEnt(Phillips et al., 2006)。

空間資訊科學的發展提供了新的資料與方法如：數值高程模型、內插的氣候資料、遙測技術等，提供大規模量化的地表網格資料。地理資訊系統也為生物出現記錄與環境資訊提供良好的儲存、運算與繪圖功能。

目前物種分布模式廣泛用於陸域、淡水、海域等不同環境，用來預測在同一景觀內的生物分布情形，或是外推不同景觀中的物種分布，應用領域包括：探索未知的物種、族群、生物限制因子；劃設保護區；氣候變遷下對生物的衝擊；管理外來物種；預測疾病傳播等。

二、MaxEnt 最大熵物種分布模式

最大熵原理(maximum-entropy principle) 最初起源於統計力學，已在多個領域中利用不完整的資料進行預測或推估，能確保在有限資料下建立的近似分布，能滿足目標未知分布中任何已知的限制條件，並且在這些限制下所建立的近似分布，應具有最大熵值(Jaynes, 1957)。

MaxEnt 是目前被廣泛使用，而且也證實模式的表現優於其他物種分布模式(Elith, Graham, et al., 2006)。MaxEnt 將研究區的網格定義為機率分布空間，已知物種存在記錄的網格為樣點，輸入變數為氣候資料、高程等的環境變量，進行物種分布資料的模擬。

若研究區內的所有網格集合為 X ，未知機率分布 π 為目標物種實際分布狀況，機率分布 π 分配 X 集合中每個樣點 x 一個非負值的機率 $\pi(x)$ ，而所有網格機率總和為 1。MaxEnt 的目的是從已知的不完整資料中，建立近似於 π 的最大熵機率分布 $\tilde{\pi}$ (Elith et al., 2011)，也就是最接近均勻狀態的機率分布來估計目標機率分布。

根據熵的定義， $\tilde{\pi}$ 的熵值為：

$$H(\tilde{\pi}) = - \sum_{x \in x} \tilde{\pi}(x) \ln \tilde{\pi}(x) \quad (1)$$

其中 $\tilde{\pi}(x)$ 為 $\tilde{\pi}$ 分布在 x 樣點上的機率值， $\ln$ 為自然對數。

基於 Gibbs 機率分布，物種在樣點 x 出現機率的公式(Phillips et al., 2006) 為：

$$P(x) = \frac{\exp(C_1 \times f_1(x) + C_2 \times f_2(x) + \dots + C_i \times f_i(x))}{Z} \quad (2)$$

其中 C 為權重常數； f_i 為要素(feature)，是目標分布中可用資訊的實值變量(real-valued variable)，每個要素的期望值應該與其目標分布的平均值相對應； Z 為確保研究區內所有網格之機率加總為 1 的標準化常數。

MaxEnt 程式首先對訓練資料集中每一個樣點，均設定為均值分配 $C = (0, \dots, 0)$ ，進行迭代(iteration)計算一個或多個權重 C_i ，直到兩迭代間差異低於收斂臨界值(convergence threshold)或是達到迭代次數。使用的要素越多，Gibbs 機率分布也會越複雜，也更可能產生過度擬合(overfitting)。為避免權重 C_i 無限制增大，MaxEnt 中使用正則化(regularization)設定一個較寬鬆的限制，使分布點位上的期望值接近樣區的平均，而非完全等於平均值。

模式的評估方法，可分為閾值依賴 (threshold-dependent evaluation)與非閾值依賴 (threshold-independent evaluation)。閾值依賴是選擇適當的閾值，區分物種出現機率，出現機率大於閾值的區分為有物種分布，小於閾值的區分為無物種分布，並依閾值產生誤差矩陣 (confusion matrix)(表 1)。

表 1 評估模式準確度之誤差矩陣 (改自 Manel et al., 2002)

		實際	
		有	無
預測	有	TP	FP
	無	FN	TN

TP：真陽性 FP：偽陽性 FN：偽陰性 TN：真陰性

依據誤差矩陣的 4 種情況，可以定義出不同的指標(表 2)，如敏感度 (sensitivity)、特異度 (specificity)、TSS (true skill statistic)(Allouche et al., 2006)和 Kappa 值等指標，其中敏感度、特異度，和整體預測成功率可以代表 SDM 預測與實際分布之間的一致性(Manel et al., 2002)。

非閾值依賴，如：接受者操作特徵曲線 (receiver operating characters curve, ROC)，當閾值上升時，敏感度下降，特異度上升。根據這個特性，以 1 - 特異度為橫軸，敏感度為縱軸，並變動所有可能的閾值繪出 ROC 曲線；一個預測能力良好的模式，應該在 1 - 特異度的值較低時，仍有不錯的敏感度表現，因此，可以用 ROC 曲線下面積 (area under ROC curve, AUC)，做為評估模式預測能力的標準。AUC 值的範圍從 0 到 1，其中 1 代表完美預測，達 0.7 具有可接受的鑑別力，0.8 代表模式預測優良，低於 0.5 表示模式表現無鑑別力，比隨機猜測還差。

表 2 由誤差矩陣推導之模式表現評估因子表 (改自 Manel et al., 2002)

評估因子	計算公式 / 敘述
整體預測成功率	$(TP + TN) / (TP + FP + FN + TN)$
敏感度 (sensitivity)	$TP / (TP + FN)$
特異度 (specificity)	$TN / (FP + TN)$
TSS (true skill statistic)	敏感度+特異度-1
Kappa 值	$\frac{(TP+TN)-[(TP+FN)(TP+FP)+(FP+TN)(FN+TN)]}{1-[(TP+FN)(TP+FP)+(FP+TN)(FN+TN)]} \cdot 100\%$
ROC 曲線	橫軸：1 - 特異性；縱軸：敏感度
AUC 值	ROC 曲線下面積
TP：真陽性 FP：偽陽性 FN：偽陰性 TN：真陰性	

第四節 遙感探測於物種分布的應用

預測物種分布需要大範圍的空間資料，這些資料常在受限於時間或成本，而無法進行現地調查。而遙測影像可以提供大範圍的空間資料，用來區別棲息地的生物物理特徵、監測自然和人為景觀的改變程度，進而預測物種分布和豐富度。

隨著空間與光譜解析度的進步，直接遙測特定的生物多樣性越來越可行，例如：應用衛星影像監測國王企鵝繁殖過程中的中長期變化，並估計該群島上的繁殖族群量(Guinet et al., 1995)；美國 Theodore Roosevelt 國家公園應用三種高光譜影像偵測入侵的乳漿大戟(*Euphorbia esula*)，偵測率可高達 80%(Root et al., 2002)。

在直接偵測無法掌握生物個體或組合的情況下的情況下，可以從遙測所獲得的生物物理特性，獲得有意義的環境參數，推估初級生產力(primary productivity)、氣候、棲地結構，而這三項指標被認為是決定物種豐富度與分布很重要的參數。

利用遙測方法估算初級生產力時，常使用植生指標(vegetation index, VI)或是測量植物行光合作用時的光譜反應，推估淨初級生產量(net primary productivity, NPP)。初級生產力與物種豐富度之間關係，在不同的空間尺度、陸域和水域生態系中，有正線性，負線性和單峰以及無顯著關係等結果，因此利用初級生產力推估生物多樣性時，應確保遙測影像和欲觀察的物種豐富度有相同尺度，而且符合該生態系統的豐富度理論。

氣候經常是物種的可能限制因素，Johnson (1998)等人利用 NOAA 和歐洲氣象衛星組織的氣象衛星，提供氣候和常態化差異植生指標(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)，預測東非特有種鳥類分布區域，準確率為 89%。該研究也納入了數值高程資料，但未使用數值高程資料的模式表現，仍然具有 70-88%的預測準確度，凸顯降雨和溫度具有相當高的預測能力。

主動式遙測利用回波信號來偵測樹冠頂部的高度以及地面高程，成為測量棲地結構、生物量和地形的重要工具。例如：利用光達(lidar)估計整個冠層不同高度的植被密度，從三維的植被結構區分突出層和亞冠層，可作為森林鳥類分層的重要指標(Turner et al., 2003)。

Sillero (2012)使用了 Bioclim、Mahalanobis distance、GARP 和 MaxEnt 四種建模技術，以兩棲類和爬蟲類作為建模物種，比較使用遙測影像和地面資料建立的模型。模型的評估方式使用 ROC 曲線，模型的協變量使用 Spatial Spearman 相關，發現遙測影像和地面資料產制的模型之間沒有顯著差異。然而，利用衛星影像建立的模型，表現出更大的多樣性，這可能與衛星影像具有較高的空間解析度有關。

評估生物多樣性時，經常利用遙測影像偵測的棲地特性，但卻很少應用於兩

棲類與爬蟲類動物上。兩棲類與爬蟲類相較於其他分類群的生物，具有較差的移動能力、與雨量及溫度等環境變數有較高的相關性，因此在建立模式時會有更精確的預測能力(Leyequien et al., 2007)。

Raxworthy (2003)曾利用馬達加斯加 1 公里解析度的 MODIS 影像區分土地利用型態，並結合 GARP 物種分布模式，利用過去與現存的變色龍科(*Chamaeleonidae*) 分布點位，分析棲地適合度以評估物種豐富度，之後因其研究結果發現 7 種新種變色龍。

Arntzen & Alexandrino (2004)在葡萄牙金帶蝶螈(Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*)的兩種基因分化型研究中，除了使用 NDVI 之外還使用了 GIS 分析，發現金帶蝶螈的南部型傾向於生活在降水量、濕度、夏季溫度和 NDVI 均較低，但霜凍月數比北方多，環境條件較嚴峻的棲地。

印度洋科摩羅群島非海洋兩棲類與爬蟲類的研究中，利用遙測資料繪出棲地地圖，並結合 2000 年至 2010 年間現地調查的資料、文獻以及收藏標本的歷史點位，而生成的物種分布圖。研究的結果確定了保育科摩羅群島兩棲類與爬蟲類的七個重要範圍，顯示了遙測影像有助於提高保育評估的準確性和客觀性(Hawlitshchek et al., 2011)。

第三章 資料、方法

第一節 資料來源

一、地形變數

本研究使用臺灣 30 公尺數值地形模型資料第二版(圖 3)，是 2009 年 6 月底，美國太空總署和日本經濟產業省合作的 ASTER 衛星拍攝所得影像計算，在網路上免費釋出的全球數值地形模型資料。為了方便使用，中研院 GIS 中心將 ASTER GDEM 資料中涵蓋臺灣本島及澎湖的區域下載拼接成單一圖幅。

地形變數包括高程、坡向、坡度三項參數。高程在生物分布是重要的限制因子，一般而言，高海拔的溫度會比較低，進而限制生物的分布。坡向對於光線、溫度、濕度等微氣候有顯著的影響，可能在向陽面與背陽面形成不同的生物相。坡度限制生物在坡面上的活動、攀附或生長。

ASTER GDEM 資料解析度為 1 弧秒(arc second)，約等於 30 公尺，高程解析度一公尺。坡向、坡度分別使用 ArcGIS 的 aspect、slope 模組計算網格值。

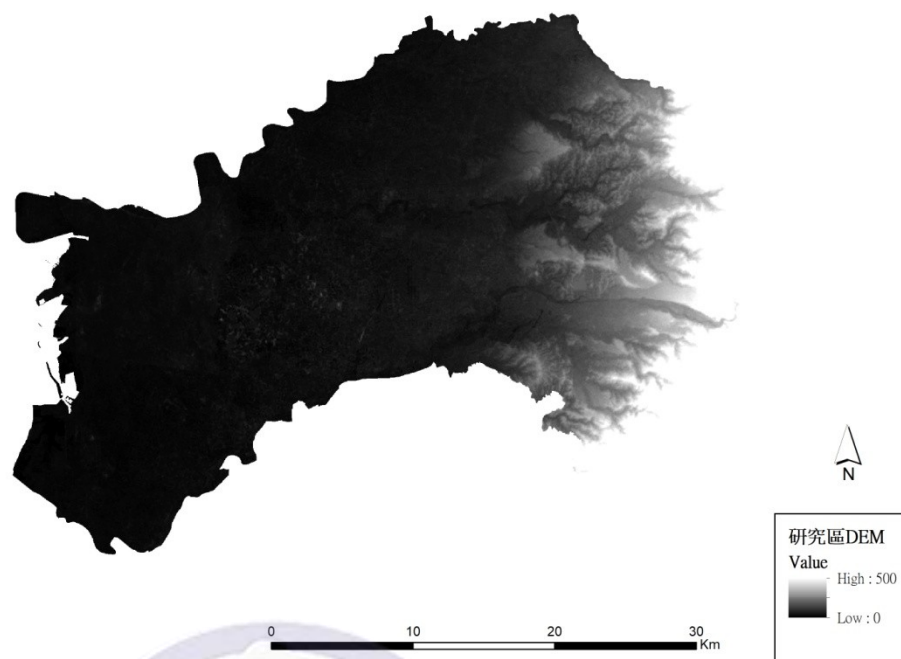


圖 3 研究區 DEM

二、WorldClim 氣候資料

WorldClim 第二版發布於 2016 年 6 月，收集了 1970 到 2000 全世界的每月溫度與降水資料，並依年度、季度、平均與極端狀態，整理成 19 項氣候變數集(表 3)，而且有多種空間解析度可供選擇下載。本研究使用 30 弧秒空間解析度 (約等於 1 公里)。

表 3 WorldClim 第二版變數代碼說明

代碼	變數名稱	變數說明
Bio1	年均溫	每日平均溫度總和／當年天數
Bio2	月平均氣溫日較差	每月最高溫度減去該月最低溫度之差數平均

Bio3	等溫性	月平均氣溫日較差／年溫差 × 100
Bio4	氣溫季節性	年均溫的標準差 × 100
Bio5	最暖月最高溫	最暖月的最高日均溫
Bio6	最冷月最低溫	最冷月的最低日均溫
Bio7	年溫差	最暖月最高溫－最冷月最低溫
Bio8	雨季均溫	降水量最高的三個月之月均溫平均
Bio9	乾季均溫	降水量最低的三個月之月均溫平均
Bio10	最暖季均溫	最暖的三個月之月均溫平均
Bio11	最冷季均溫	最冷的三個月之月均溫平均
Bio12	年降水量	當年度降水總和
Bio13	最濕月降水量	當年最高月降水量
Bio14	最乾月降水量	當年最低月降水量
Bio15	降水季節性	年降水量的標準差
Bio16	濕季降水量	當年降水量最高的三個月平均降水量
Bio17	乾季降水量	當年降水量最低的三個月平均降水量
Bio18	最暖季降水量	當年溫度最高的三個月平均降水量
Bio19	最冷季降水量	當年溫度最低的三個月平均降水量

三、Landsat 8 衛星影像

Landsat 系列衛星為美國太空總署(NASA)之地球觀測衛星，所定義之全球參考系統 (World Reference System-2, WRS-2) 表示為 Path / Row 坐標系，台灣處 Path 117-118，Row 42-45。通過赤道之時間約為當地時間 10 點，每 16 天掃描同一地區。landsat 8 影像有 11 個波段(表 4)，其中波段 8 為全光譜波段(0.50-0.68 μ m)，具有 15 公尺空間解析度；波段 1 到 7 與波段 9 之空間解析度為 30 公尺，而波段 10、11 為熱紅外光，空間解析度則為 100 公尺。

表 4 landsat 8 波段代碼說明

代碼	名稱	波長 (μ m)	解析度(m)
Band 1	海岸/氣溶膠(coastal/aerosol)	0.435 - 0.451	30
Band 2	藍(Blue)	0.452 - 0.512	30
Band 3	綠(Green)	0.533 - 0.590	30
Band 4	紅(Red)	0.636 - 0.673	30
Band 5	近紅外光(Near Infrared , NIR)	0.851 - 0.879	30
Band 6	短波紅外光 1(Shortwave Infrared 1, SWIR 1)	1.566 - 1.651	30
Band 7	短波紅外光 2(Shortwave Infrared 2, SWIR 2)	2.107 - 2.294	30
Band 8	全色態 (Panchromatic)	0.503 - 0.676	15

Band 9	卷雲 (Cirrus)	1.363 - 1.384	30
Band 10	熱紅外光 1 (Thermal Infrared 1 , TIRS 1)	10.60 - 11.19	100 * (30)
Band 11	熱紅外光 2 (Thermal Infrared 2 , TIRS 2)	11.50 - 12.51	100 * (30)

*衛星以 100 公尺解析度收集 TIRS 波段，但在資料中重新採樣至 30 公尺



選用衛星影像的原則為低雲遮覆蓋，因為雲會直接遮蔽影像或產生雲影，而低估地物的光譜反應。本研究使用的 Landsat 8 影像(圖 4)，拍攝日期在 2017 年 4 月 2 號，是 2017 年 1 月到 2018 年 4 月間，最不受雲遮影響(低於 10%)的影像。

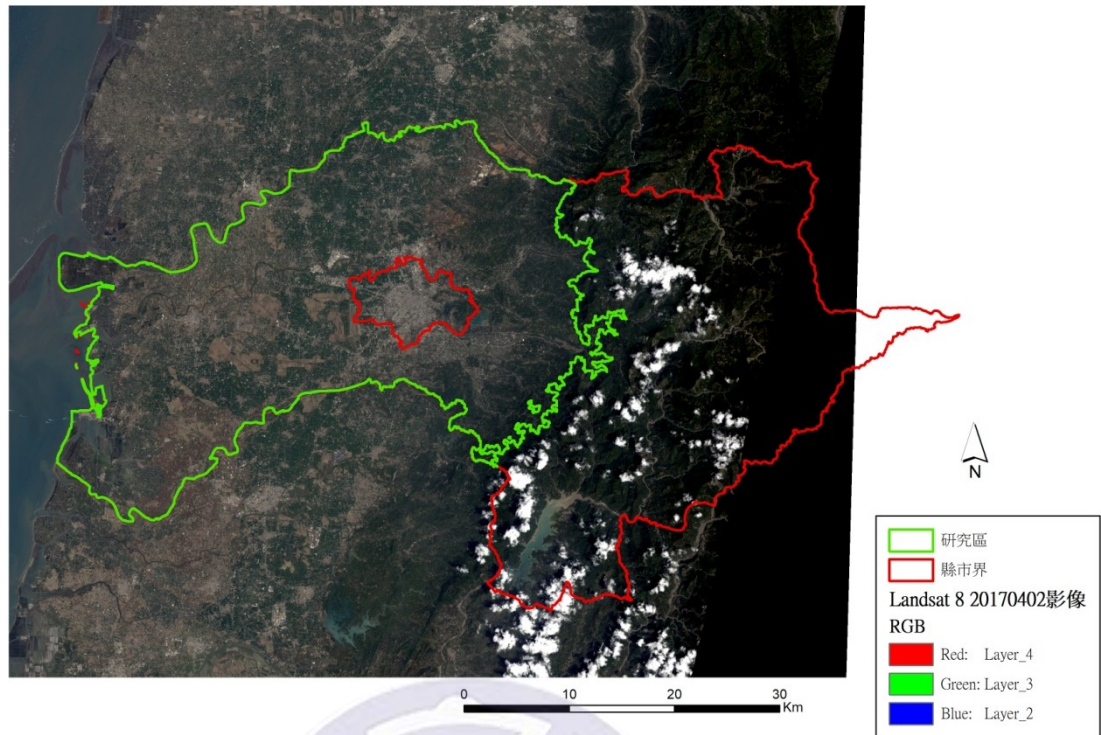


圖 4 Landsat 8 2017/04/02 影像

影像分類方法使用 ERDAS Imagine 中的非監督式分類法 ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique)。ISODATA 法的以最小光譜距離做分類依據，先以使用者指定分類的小類別數目，迭代合併至目標類別數目，組內差異最小且組間差異最大為止，好處是在每一次迭代中，分類項目與統計數據都會重新計算，因此不會偏向分類資料的高值。在經過嘗試錯誤法後，設定預分類 30 類，再整合分類為 6 類土地覆蓋圖層做後續使用。圖 5 為分類結果，圖 6—圖 10 為土地覆蓋類別現地調查照片。土地覆蓋類別分別為森林、農地、水體、道路、果園苗圃、建物裸地，並分別編碼 1 到 6，以第二次國土利用調查資料驗證土地覆蓋的準確性(圖 11)，整體精度 0.495、kappa 值 0.334；另外，調查沙氏變色蜥所得的 100 個樣點，也記錄了土地覆蓋的真實狀況，驗證結果整體精度 0.700、kappa 值 0.601(圖 12)。

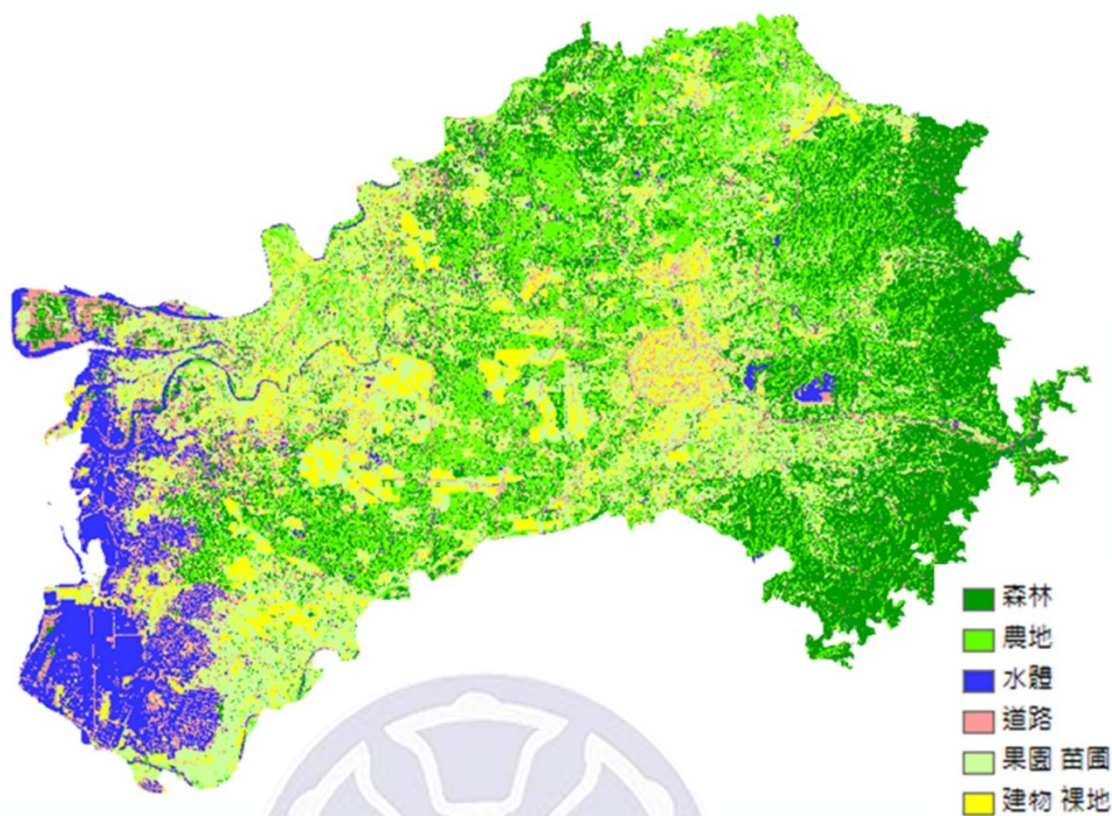


圖 5 ISODATA 土地覆蓋分類結果



圖 6 土地覆蓋類型 1：森林



圖 7 土地覆蓋類型 2：稻田

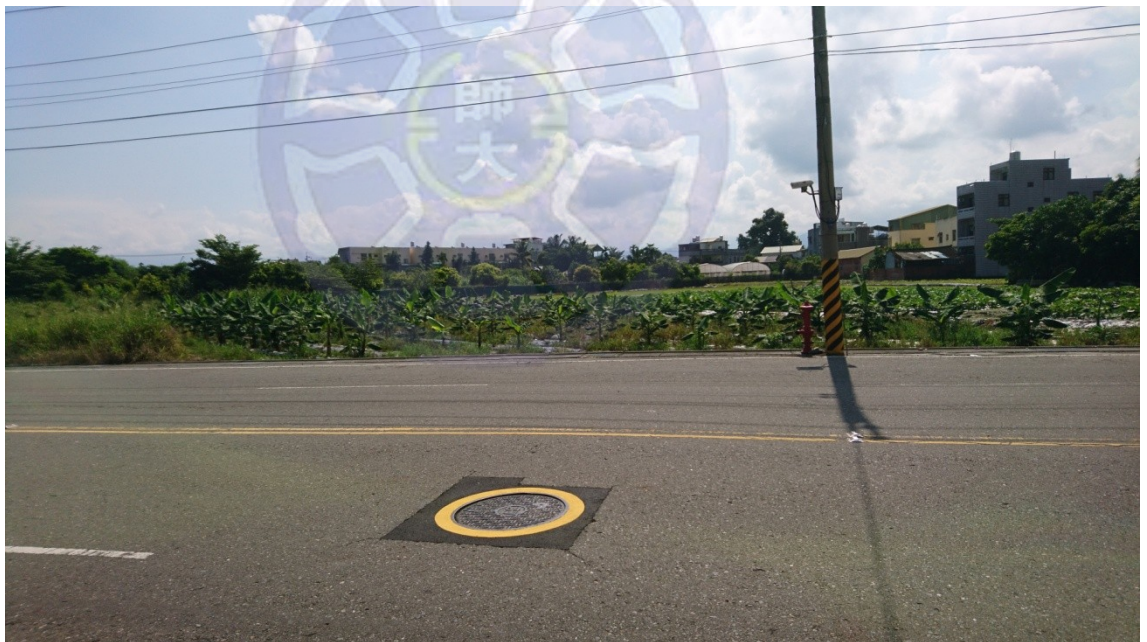


圖 8 土地覆蓋類型 4：道路



圖 9 土地覆蓋類型 5：果園、苗圃



圖 10 土地覆蓋類型 6：裸地

		國土利用調查分類資料							
土地 覆蓋 分類 結果		森林	農地	水體	道路	果園苗圃	裸地建物	總計	使用者精度
	森林	164894	64597	3559	1955	51422	296	286723	0.58
	農地	69029	97237	1537	766	70194	176	238939	0.41
	水體	655	1007	39623	691	3567	35	45578	0.87
	道路	10083	12645	16438	8569	39946	1747	89428	0.10
	果園 苗圃	38328	30246	4511	3594	199149	7094	282922	0.70
	裸地 建物	3848	5857	674	299	84285	10022	104985	0.10
	總計	286837	211589	66342	15874	448563	19370	1048575	
生產者 精度		0.57	0.46	0.60	0.54	0.44	0.52		
整體 精度		0.495		kappa	0.334				

圖 11 以國土利用調查資料驗證土地覆蓋類型的混淆矩陣

		國土利用調查分類資料						
土地 覆蓋 分類 結果		森林	農地	道路	果園 苗圃	裸地 建物	總計	使用者精度
	森林	26	1	0	0	1	28	0.58
	農地	10	10	0	2	0	22	0.41
	道路	0	2	7	0	1	10	0.10
	果園 苗圃	1	1	2	21	4	29	0.70
	裸地 建物	0	3	0	2	6	11	0.10
	總計	37	17	9	25	12	100	
	生產者 精度	0.70	0.59	0.78	0.84	0.50		
整體 精度		0.700		kappa	0.607			

圖 12 以現地調查樣點驗證土地覆蓋類型的混淆矩陣

使用 MTL 文件中的熱常數，可以將熱紅外光波段的波譜值(DN)轉換成光譜輻射率，再轉換為大氣層頂亮度溫度(top of atmosphere brightness temperature)，大氣層頂亮度溫度與地面溫度具有相關，可藉由此溫度來推估地面溫度(Good, 2016)。

DN 值轉換成光譜輻射率公式如下：

$$L_{\lambda} = M_L Q_{cal} + A_L \quad (3)$$

其中：

L_{λ} = TOA 光譜輻射率

M_L = 詮釋資料中的乘積項縮放係數

Q_{cal} = 波譜值

A_L = 詮釋資料中的加法項縮放係數

光譜輻射率轉換為大氣層頂亮度溫度公式如下：

$$T = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_{\lambda}} + 1\right)} \quad (4)$$

其中：

T = 大氣層頂亮度溫度 (K)

L_{λ} = TOA 光譜輻射率

K_1 = 詮釋資料中的熱轉換係數 1

K_2 = 詮釋資料中的熱轉換係數 2

土地覆蓋指標用了三種指標分別是：常態化差異植生指標 (normalized difference vegetation index, NDVI)、常態化差異濕度指標 (normalized difference moisture index, NDMI)、土壤調整植被指數 (soil-adjusted vegetation index, SAVI) 。公式如下：

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_R}{\rho_{NIR} + \rho_R} \quad (5)$$

$$NDMI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR1}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR1}} \quad (6)$$

$$SAVI = \frac{(1 + L_S)(\rho_{NIR} - \rho_R)}{(L_S + \rho_{NIR} + \rho_R)} \quad (7)$$

其中：

ρ_{NIR} = 近紅外光波段

ρ_R = 紅光段

ρ_{SWIR} = 第一短波紅外光段

L_S = SAVI 的調整係數，根據土壤覆蓋可以設定為 0.25—1

NDVI 經常用於評估地表植生狀況，其對植物光合作用吸收的紅光變化敏感，可以反應植生的生長狀況與覆蓋程度。NDMI(Gao, 1996; Wilson & Sader, 2002)主要反映土壤濕度，常用於強化 NDVI 的分析結果。SAVI 考慮到裸露土壤的影響，透過調整 L_S 值校正之 NDVI 值。其中 L_S 為 0.25 表示密集植被，中密度為 0.5，低密度植被為 1，當 L_S 等於 0 時，SAVI 值等於 NDVI。因此，最常見的 L_S 值為 0.5(Huete, 1988)。NDVI、NDMI 使用 ERDAS Imagine 中的模組計算。SAVI 依照前面分類完成的 6 類土地覆蓋設定 L_S 值，森林與農地設為 0.25，果園苗圃設為 0.5，其他類別設為 1。

最後，在本研究所採集到的出現記錄，常是果園苗圃或是週邊有果園苗圃的土地覆蓋類型。因此為了測試沙氏變色蜥是否對於周圍有果園苗圃的土地覆蓋具有偏好，先將土地覆蓋圖層轉換為代表是否為果園苗圃的 0/1 資料，再利用 ArcGIS 中 Filter 模組的 High pass filter 作邊緣增強(edge enhancement)。邊緣增強的中心網格值權重為 6.8，鄰邊網格權重為 -1，鄰角網格權重為 -0.7。

四、沙氏變色蜥調查樣點

土地覆蓋類型可能是影響沙氏變色蜥能否分布的重要因素，因此利用依照 Landsat 8 衛星影像分類出的 6 種土地覆蓋類型，作分層隨機抽樣。

分層隨機抽樣(stratified random sampling)是依照不同屬性，將抽樣母體分為若干組，每一組為一個層(strata)，不同層之間的變異越大越好，同一層之間的變異越小越好，再從各層之中隨機抽出樣本。

本研究以 6 類土地覆蓋所占研究區面積的比例，隨機在樣區中 6 類土地覆蓋產生 100 個網格點(圖 13)，各類土地覆蓋的樣點數如表 5 所示。

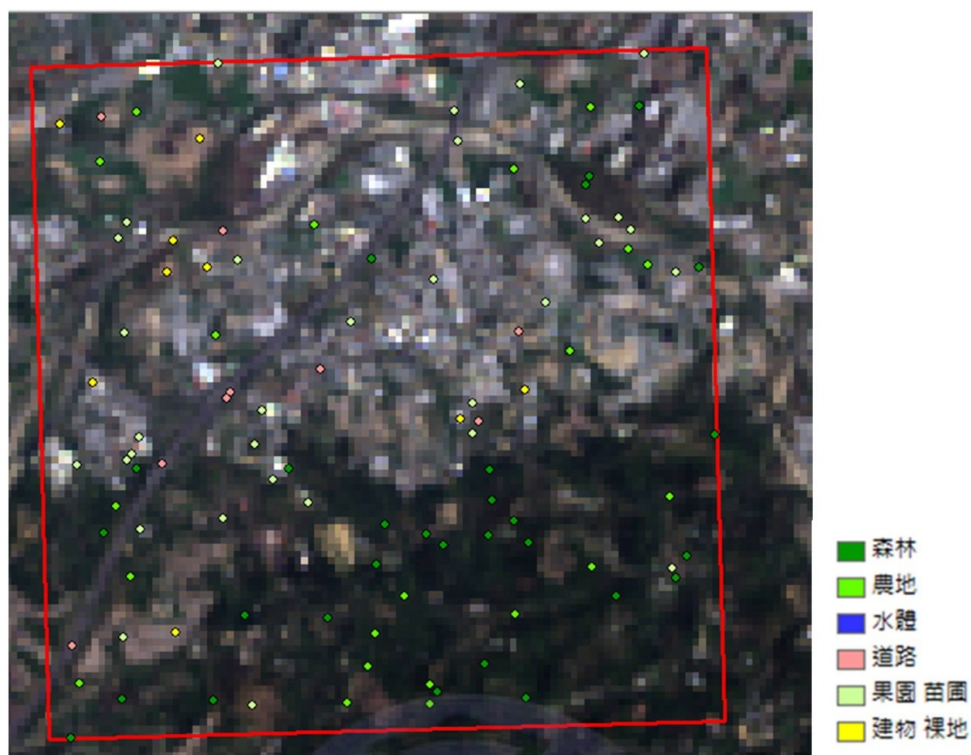


圖 13 空間分層隨機抽樣的 100 個樣點

表 5 6 類土地覆蓋的樣點數

土地覆蓋類別	網格數	百分比	樣區取樣數
森林	315693	25.56 %	37
農地	250313	20.27 %	17
水體	98269	7.95 %	0
道路	112918	9.14 %	9
果園苗圃	335458	27.16 %	25
裸地建物	122146	9.89 %	12
總和	1234797	100 %	100

調查方法為目視遇測法，目視遇測法是指調查人員在一定的時間內，有系統的走過一特定段落，將看到的物種與數目記錄下來，為了便於比較調查結果，用單位時間內的數量表示(鄭錫奇, 2009)。

每次調查盡可能選在晴朗的日間進行調查，調查時間為早上 10 點到 12 點，盡可能調查在 3x3 網格範圍內的所有棲地類型。記錄的項目包括時間、地點、數量、GPS 點位資料。有記錄到沙氏變色蜥的的樣點再轉為出現記錄，最後共收集 20 筆出現記錄(圖 14)。

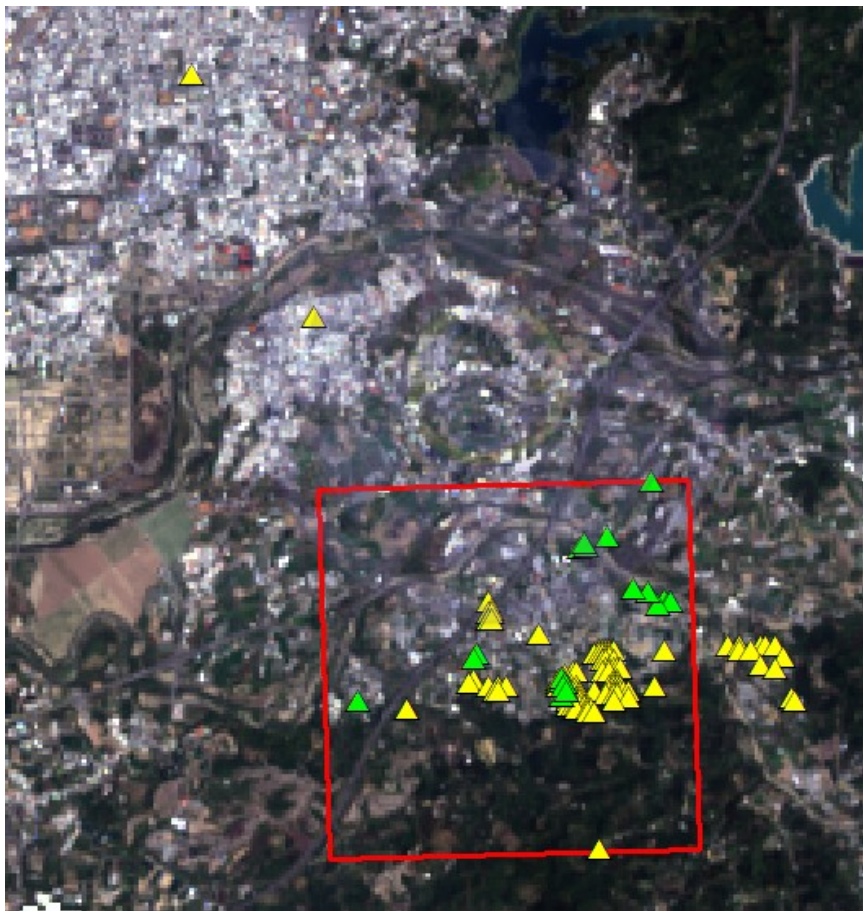


圖 14 20 筆出現記錄(綠色三角)與 109 筆 GBIF 出現記錄(黃色三角)

另外，從全球生物多樣性資訊機構 (Global Biodiversity Information Facility, GBIF)的資料庫下載 445 筆資料。篩選出研究區中的出現記錄，並把落在相同網格中的出現記錄合併為一筆，並以該網格的中心座標表示。最後共 109 筆出現記錄(圖

14)，作為樣區的測試用資料。

五、軟體與設備

使用的軟體版本為 MaxEnt 3.4.0 (來源網址：
https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/)，可於美國自然歷史博物館 American Museum of Natural History, AMNH) 下載 MaxEnt 的開源版本。

表 6 為所使用的 28 個變數的代碼與變數名稱。

表 6 變數代碼說明

代碼	變數名稱
demtest	高程值
aspect	坡向
slope	坡度
Bio1	年均溫
Bio2	月平均氣溫日較差
Bio3	等溫性
Bio4	氣溫季節性
Bio5	最暖月最高溫
Bio6	最冷月最低溫
Bio7	年溫差

Bio8	雨季均溫
Bio9	乾季均溫
Bio10	最暖季均溫
Bio11	最冷季均溫
Bio12	年降水量
Bio13	最濕月降水量
Bio14	最乾月降水量
Bio15	降水季節性
Bio16	濕季降水量
Bio17	乾季降水量
Bio18	最暖季降水量
Bio19	最冷季降水量
NDVI	常態化差異植生指標
SAVI	土壤調整植被指數
NDMI	常態化差異濕度指標
raster_7to6	土地覆蓋分類資料
toabt_c	大氣層頂亮度溫度
Edge5	果園、苗圃邊緣



第二節 研究流程

研究流程(圖 15)大致分為研究背景、資料收集與處理、模式建立與驗證、結果與討論四大部分。研究背景對應第一二章的內容，資料收集與處理、模式建立與驗證，在本章節會詳細說明。



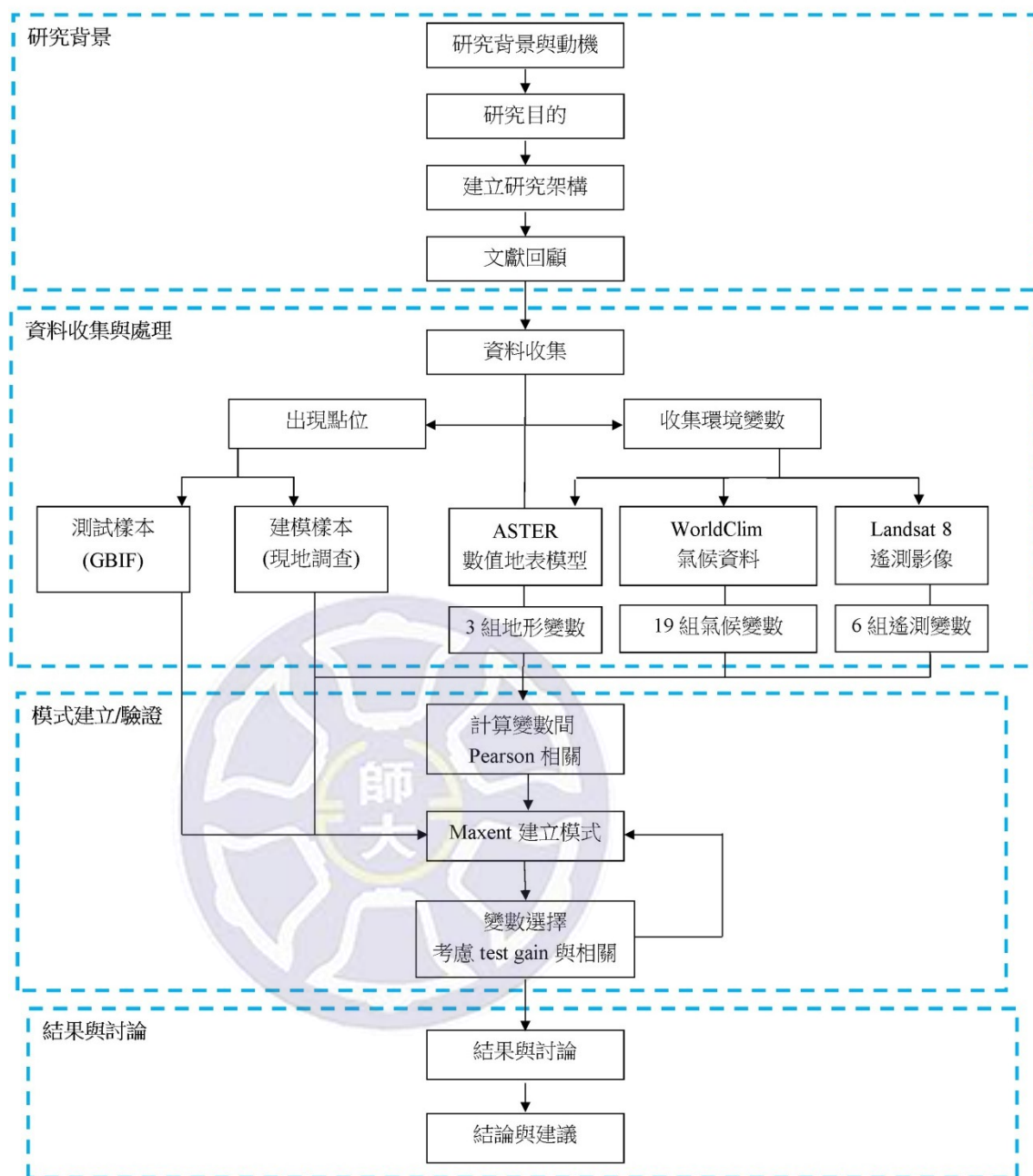


圖 15 研究流程圖

第三節 分析方法

一、坐標轉換

MaxEnt 軟體要求投入的變數圖層都要有一致的坐標系統，本研究使用的所有資料圖層，坐標系統轉為 WGS_1984_UTM_Zone_50N，網格大小均設定為 30 公尺，並使用 ArcGIS 10.2 的 Raster to ASCII 功能轉換為 ASC 檔(American Standard Code for Information Interchange)。

二、模式建立過程

MaxEnt 軟體中，在 Samples 欄位輸入 20 個調查到的出現記錄作為模式訓練資料，另外 GBIF 的 91 筆出現記錄輸入 Test sample file，為模式測試資料。為了避免變數間有多元共線性(multicollinearity)，以 Pearson 相關分析(圖 16)，確保各變數間相關係數小於 0.7。其中高程值與氣候變數高度相關，除了 Bio2、Bio3、Bio7、Bio15 之外，相關係數均大於 0.7，Bio2、Bio3、Bio7、Bio15 彼此間的相關係數也多數大於 0.7。在未運算模式前，看不出個別變數在建模表現上的差異，先全部保留。

#	Dem	aspe	slope	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	ndmi	ndvi	edge	savilc	toabt
dem	1.00																										
aspec	0.10	1.00																									
t			1.00																								
slope	0.68	0.08	1.00																								
1	-0.94	-0.10	-0.63	1.00																							
2	0.41	0.08	0.34	-0.43	1.00																						
3	0.62	0.09	0.49	-0.63	0.95	1.00																					
4	-0.82	-0.07	-0.58	0.76	-0.06	-0.36	1.00																				
5	-0.77	-0.05	-0.49	0.77	0.18	-0.09	0.87	1.00																			
6	-0.76	-0.10	-0.54	0.80	-0.85	-0.90	0.39	0.32	1.00																		
7	0.06	0.05	0.09	-0.09	0.91	0.73	0.35	0.52	-0.64	1.00																	
8	-0.96	-0.09	-0.65	0.97	-0.33	-0.57	0.89	0.85	0.71	0.05	1.00																
9	-0.74	-0.10	-0.53	0.66	-0.67	-0.77	0.51	0.39	0.81	-0.41	0.66	1.00															
10	-0.96	-0.09	-0.65	0.97	-0.33	-0.57	0.89	0.85	0.71	0.05	1.00	0.66	1.00														
11	-0.88	-0.10	-0.59	0.95	-0.60	-0.72	0.57	0.59	0.91	-0.34	0.88	0.69	0.88	1.00													
12	0.90	0.11	0.64	-0.85	0.66	0.81	-0.69	-0.55	-0.88	0.34	-0.84	-0.89	-0.84	-0.84	1.00												
13	0.82	0.11	0.59	-0.76	0.77	0.87	-0.57	-0.40	-0.91	0.50	-0.74	-0.90	-0.74	-0.80	0.98	1.00											
14	0.85	0.09	0.60	-0.73	0.43	0.63	-0.81	-0.62	-0.65	0.08	-0.81	-0.82	-0.81	-0.64	0.92	0.86	1.00										
15	0.32	0.06	0.29	-0.18	0.73	0.72	-0.19	0.18	-0.53	0.62	-0.19	-0.61	-0.19	-0.25	0.62	0.73	0.59	1.00									
16	0.87	0.11	0.62	-0.81	0.69	0.83	-0.66	-0.49	-0.88	0.39	-0.81	-0.89	-0.81	-0.81	1.00	0.99	0.91	0.68	1.00								
17	0.81	0.11	0.58	-0.75	0.76	0.87	-0.57	-0.40	-0.89	0.48	-0.74	-0.92	-0.74	-0.77	0.96	0.96	0.88	0.68	0.97	1.00							
18	0.86	0.11	0.62	-0.80	0.71	0.85	-0.64	-0.47	-0.88	0.41	-0.79	-0.89	-0.79	-0.81	0.99	0.99	0.90	0.69	1.00	0.97	1.00						
19	0.71	0.10	0.50	-0.75	0.87	0.90	-0.32	-0.25	-0.98	0.68	-0.65	-0.78	-0.65	-0.87	0.85	0.89	0.60	0.54	0.85	0.87	0.86	1.00					
ndmi	0.30	0.04	0.24	-0.33	0.31	0.34	-0.15	-0.12	-0.36	0.23	-0.28	-0.24	-0.28	-0.35	0.33	0.33	0.23	0.20	0.33	0.31	0.34	0.37	1.00				
ndvi	0.35	0.05	0.30	-0.39	0.55	0.57	-0.16	-0.01	-0.50	0.45	-0.32	-0.37	-0.32	-0.44	0.45	0.48	0.32	0.39	0.46	0.47	0.48	0.53	0.77	1.00			
edge	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	-0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	-0.09	-0.04	1.00		
5																											
savilc	0.29	0.05	0.26	-0.34	0.55	0.56	-0.11	0.06	-0.47	0.47	-0.26	-0.34	-0.26	-0.40	0.40	0.44	0.27	0.40	0.42	0.43	0.44	0.49	0.63	0.95	-0.05	1.00	
toabt	-0.34	-0.02	-0.26	0.38	0.15	0.04	0.35	0.48	0.13	0.27	0.38	0.04	0.38	0.29	-0.20	-0.12	-0.21	0.17	-0.17	-0.10	-0.15	-0.09	-0.55	-0.18	0.00	-0.03	1.00
c																											

圖 16 變數間皮爾森相關係數表

環境圖層中，把坡向與土地覆蓋設定為類別型(Categorical)資料，其餘設為連續型(Continuous)資料。勾選 Create response curves、Make pictures of predictions、Do jackknife to measure variable importance，輸出格式為 Cloglog，輸出檔案類型為 ASC 檔，其餘保持預設值設定。摺刀分析(Jackknife analysis)分析每一環境因素的獲益(Single gain)與不採用該因素時的獨缺損失(Single loss)，用來評估每個環境因子在模式中所佔的影響程度大小。

本研究驗證方法選擇交叉驗證 (cross-validation)，並使用非閾值依賴指數的 ROC 曲線下面積 AUC 衡量模型表現，AUC 值介於 0 到 1 之間，值越高代表模式的表現越好，達 0.7 具有可接受的鑑別力，0.8 以上代表模式預測優良。(Pearce & Ferrier, 2000)。AUC 廣泛用於物種分布模式，評估模型區別物種存在或不存在的表現(Elith, Graham*, et al., 2006)。

模式訓練投入全部 28 項變數(圖 17)，雖然會有多元共線性的疑慮，但為了測試個別變數對模式的反應與貢獻，並比較訓練樣本與測試樣本各變數的 gain 值與 AUC 值，作為刪除或保留變數的依據。gain 值是計算個別變數在出現點位與背景值的平均機率的比值後，取自然對數，例如 gain 值為 2，代表出現點位相對於背景值的平均機率值高了 $\exp(2)$ 倍，也就是約 7.4 倍。若是 gain 值為負值，代表出現點位相對於背景值的平均機率值還要低，該變數可能不具有鑑別力，應從模式中刪去。

訓練樣本(圖 18)的 gain 值均為正，但是在測試樣本(圖 19)中坡向(aspect)和果園、苗圃邊緣(edge5)出現了負值，因此刪除。NDVI、NDMI 和 SAVI 具有大於 0.7 的相關，NDVI 在三者中的 gain 值與 AUC 折刀分析(圖 20)上都具有最佳的表現，因此刪除 NDMI 和 SAVI。

氣候變數的整體表現優異，尤其雨量變數(bio12~19)在訓練與測試樣本都有很高的 gain 值，但是考慮到與高程值間的高度相關，本研究對 19 個氣候變數與高程

值分別做測試。一個 WorldClim 變數加上高程值的測試顯示，當任一個 WorldClim 變數與高程值一起建模時，都會把預測的分布幾乎限縮在樣區中，從已知的分布範圍(莊孟憲, 2017)來說，是不合理的推論；另外是排除高程值，只使用一個 WorldClim 變數，溫度變數經常呈現只分布在南部或是西部平原區，降雨變數則是呈現在山區分布，也與已知的分布不合。因此本研究最後保留高程值作為建模的變數。



圖 17 投入所有變數的預測分布

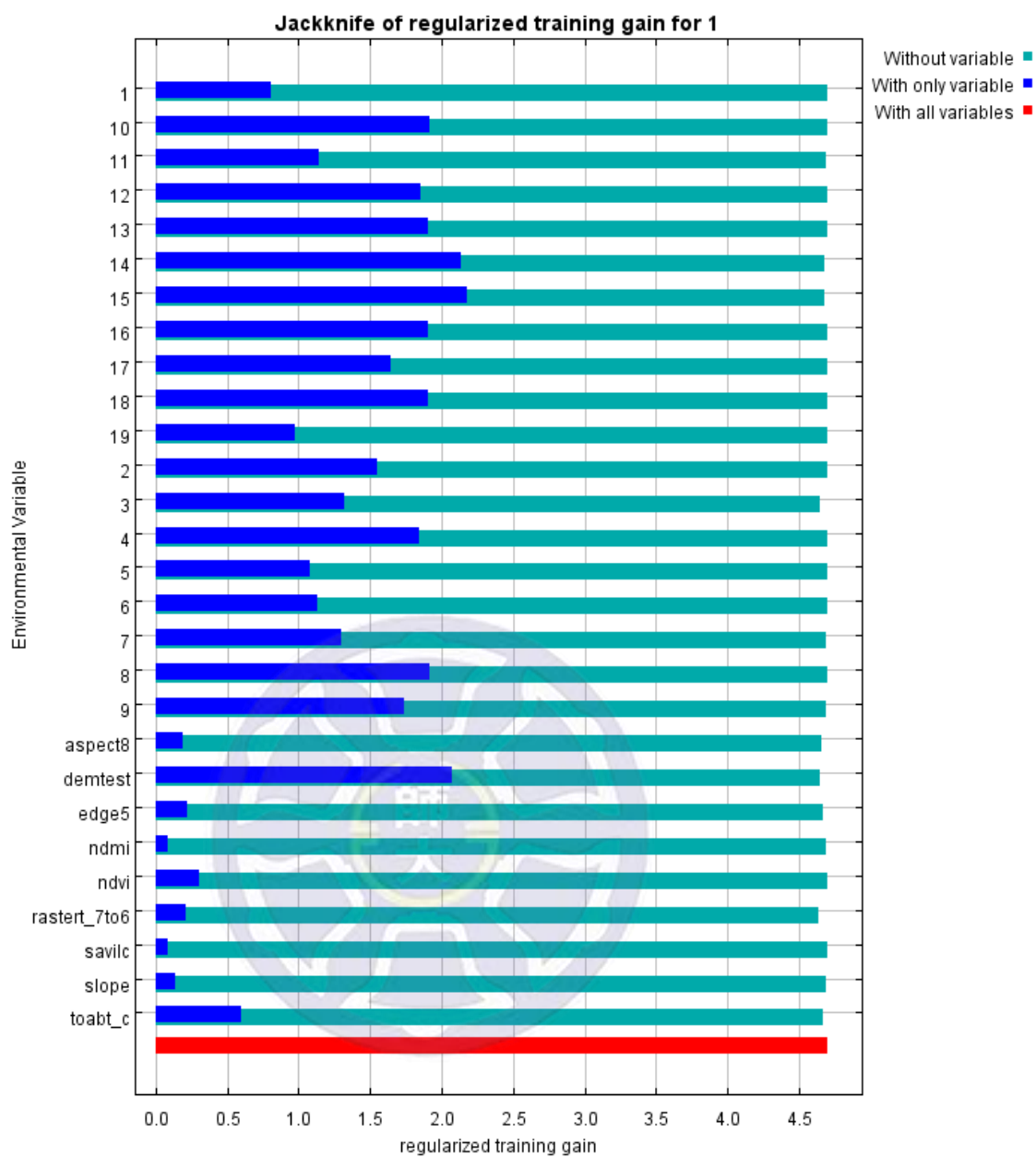


圖 18 訓練樣本 gain 值折刀分析結果

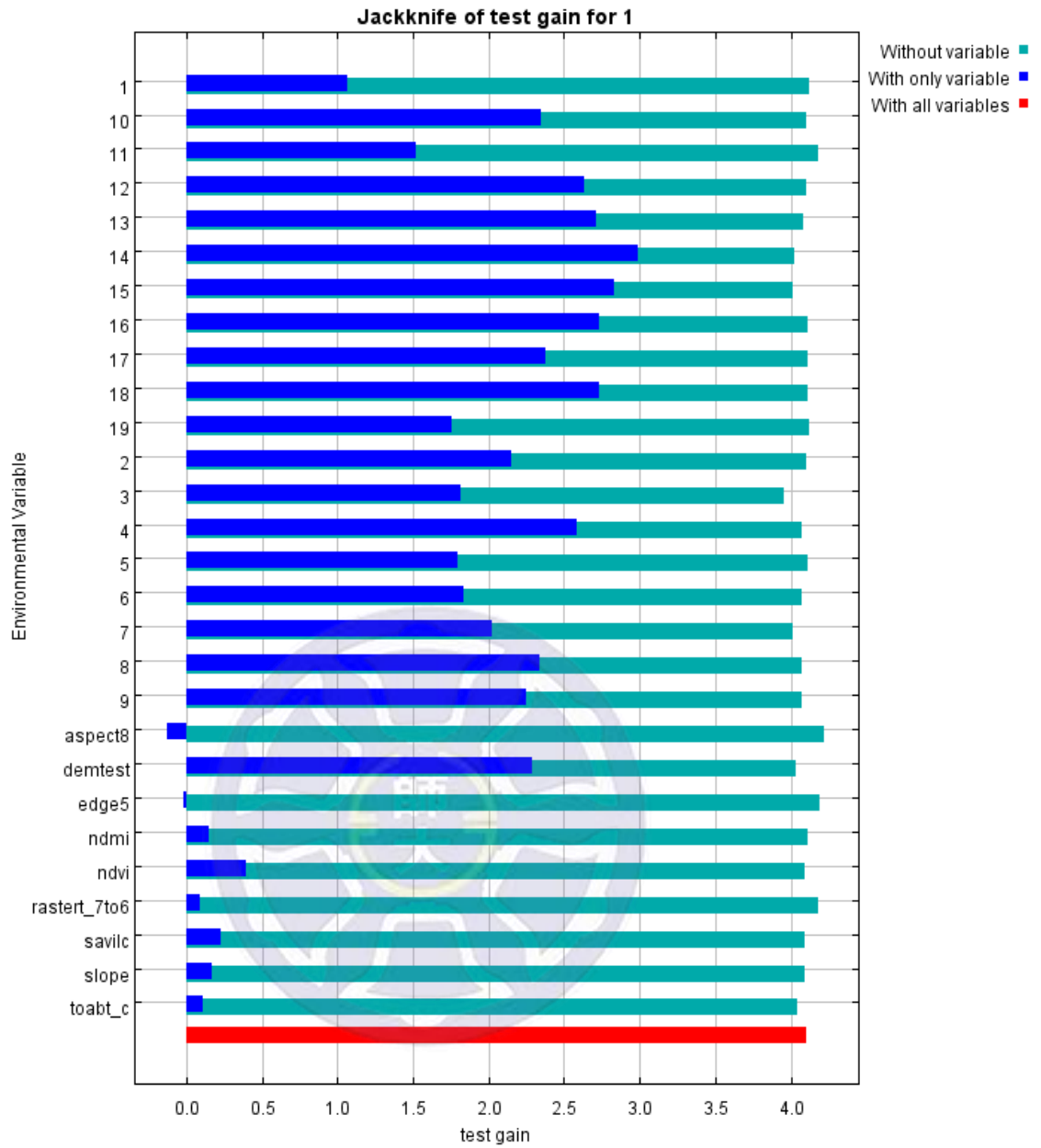


圖 19 測試樣本 gain 值折刀分析結果

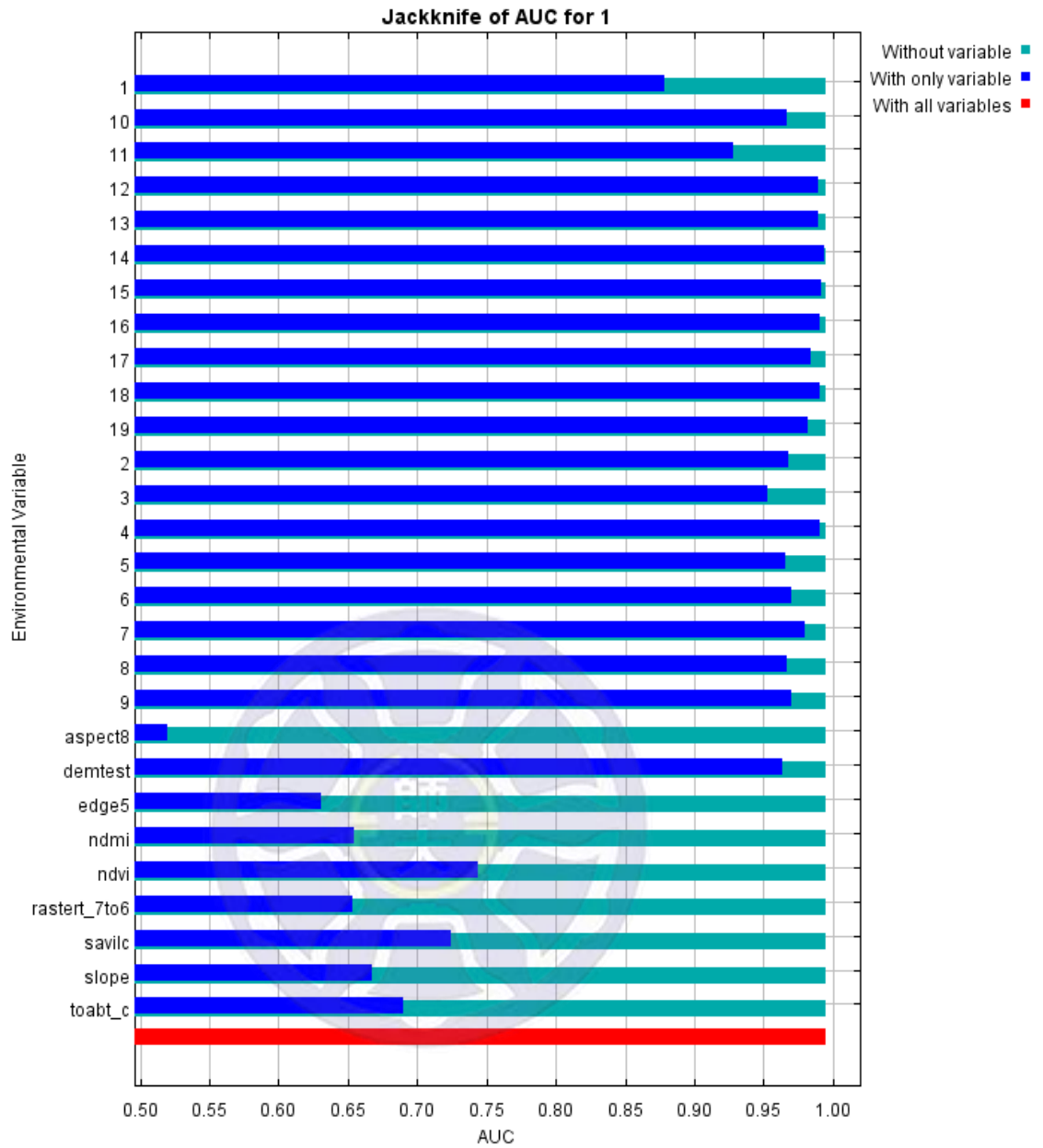


圖 20 訓練樣本 AUC 值折刀分析結果

第四章 結果與討論

第一節 結果

將剩餘變數：高程值(demtest)、亮度溫度(toabt_c)、土地覆蓋分類(raster_7to6)、NDVI、坡度重新放入模式。訓練樣本模式 AUC 值 0.989，測試樣本模式 AUC 值 0.966，顯示模式具有非常好的判別力(圖 21)。

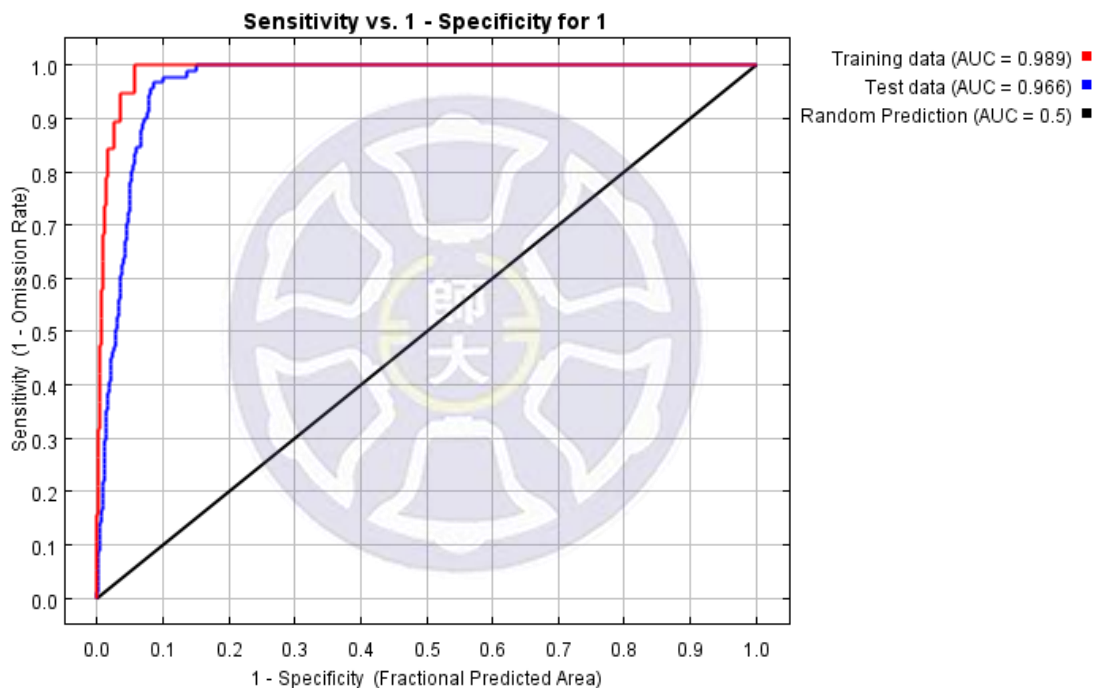


圖 21 模式 AUC

變數貢獻百分比高低(表 7)依序為高程值(demtest)、亮度溫度(toabt_c)、土地覆蓋分類(raster_7to6)、NDVI、坡度。相對重要性(表 7)高低依序為高程值(demtest)、亮度溫度(toabt_c)、NDVI、坡度、土地覆蓋分類(raster_7to6)。

表 7 各變數貢獻百分比與相對重要性

Variable	Percent contribution	Permutation importance
demtest	65.6	88.2
toabt_c	21.9	6
rastert_7to6	6.7	0.4
ndvi	4.2	3.9
slope	1.5	1.4

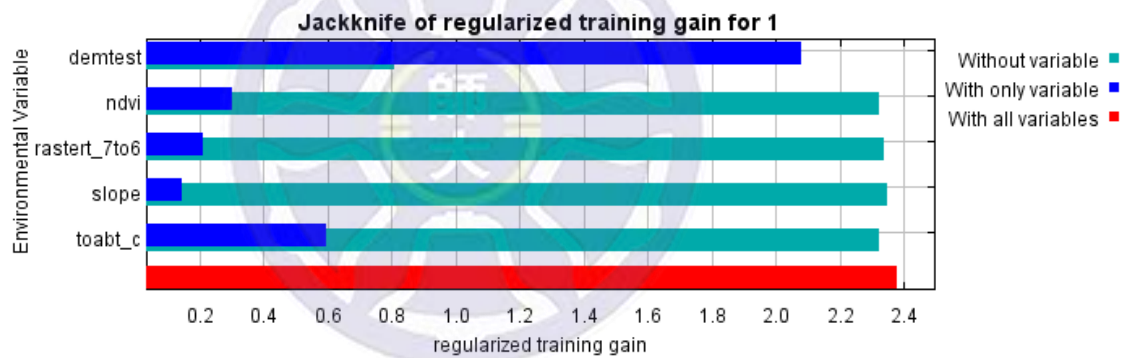


圖 22 最終模式訓練樣本 5 項變數 gain 值

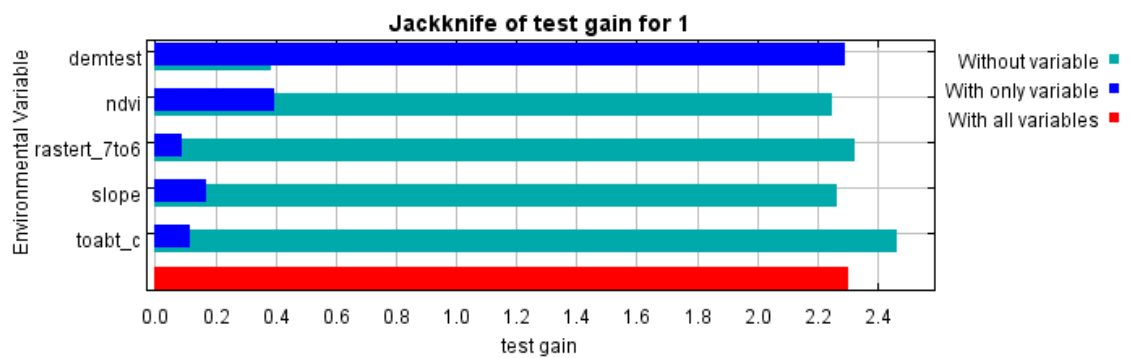


圖 23 最終模式測試樣本 5 項變數 gain 值

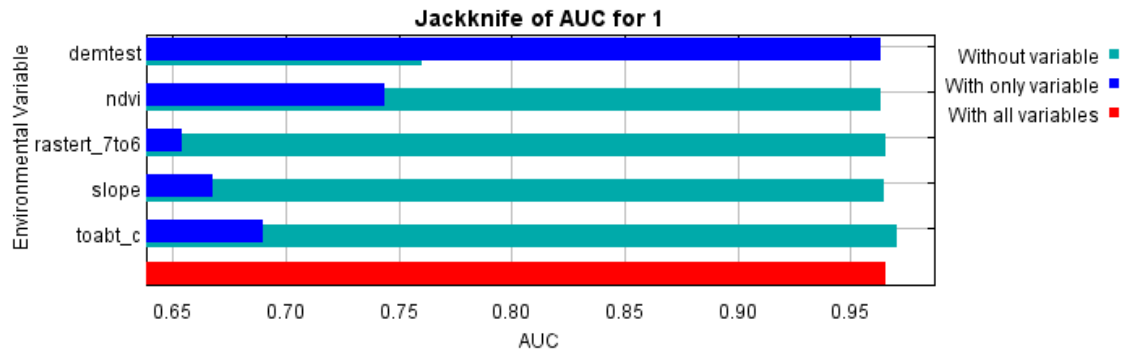


圖 24 最終模式訓練樣本 5 項變數 AUC 值

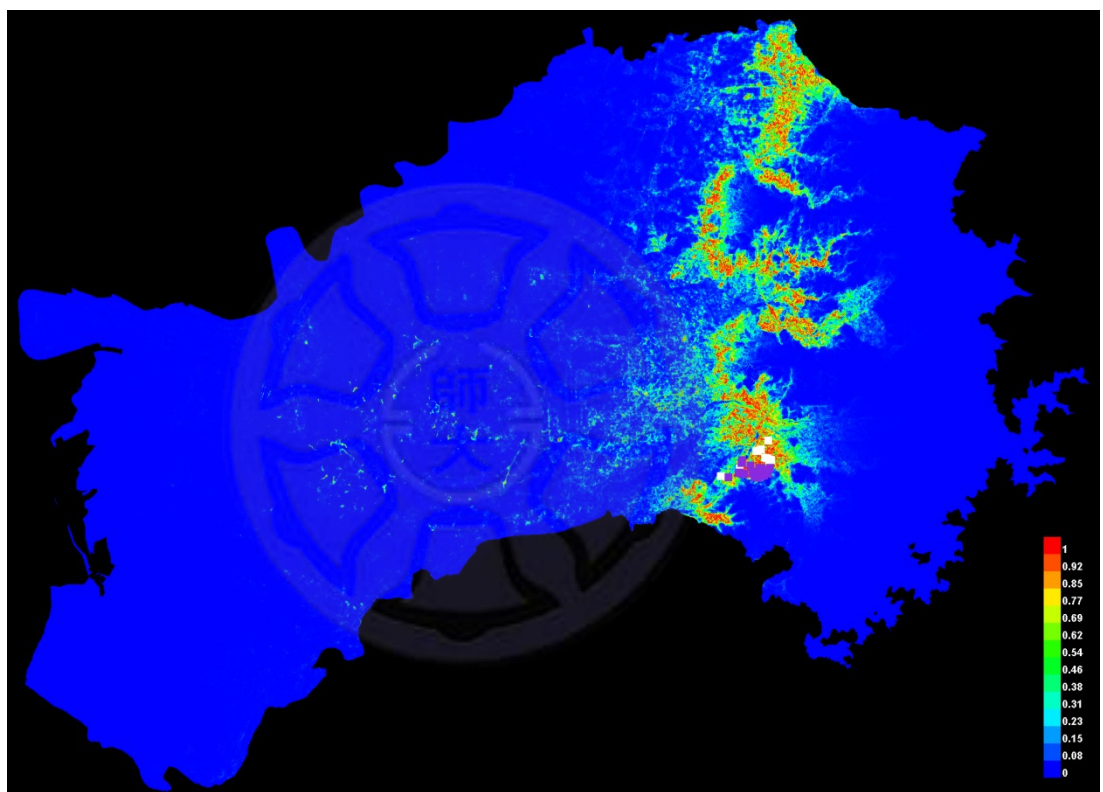


圖 25 沙氏變色蜥分布預測圖(訓練樣本)

分布預測圖如圖 25，顯示沙氏變色蜥分布沿著丘陵與平原的交界分布。套用模式所計算的最大化訓練樣本敏感度與特異度(Maximum training sensitivity plus specificity) 的閾值 0.300 設定，可以得到一張顯示預測有／無的分布圖。

另外，以測試樣本建立模型，並以訓練樣本的模型相比較。從圖 26 中可以看出測試樣本預測出現的空間範圍也比較小。圖 27 是訓練樣本模式減去測試樣本的

差值，可以更明顯看出測試樣本的高機率相較於訓練樣本出現在海拔比較高的地方，但整體而言分布的態勢依然集中在平原與丘陵的交界處。

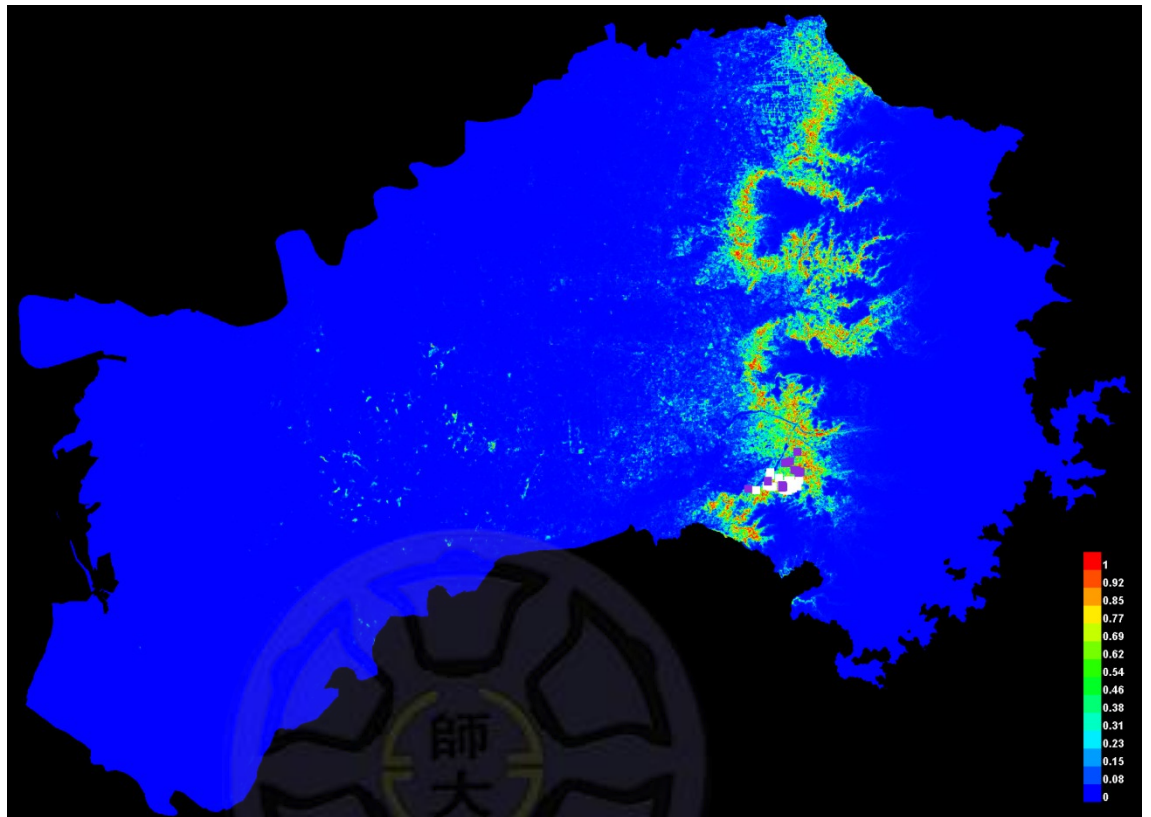


圖 26 沙氏變色蜥分布預測圖(測試樣本)

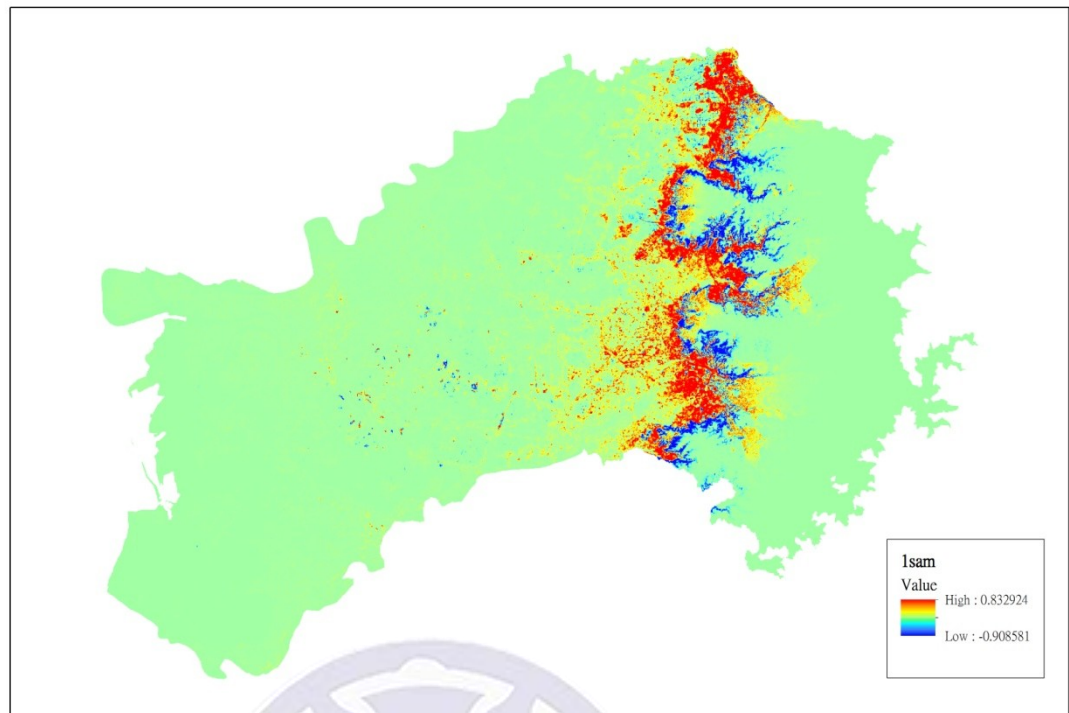


圖 27 訓練樣本與測試樣本預測機率差值圖

第二節 討論

一、 模式變數選擇

在物種分布模式的研究中，經常將可用的變數一次投入到模式之中，但是這可能隨著逐次添加參數導致潛在分佈越來越窄(Beaumont et al., 2005)，導致模式過度擬合，雖然在 MaxEnt 軟體中添加了正則化功能，能避免過度擬合發生(Elith et al., 2011)，但是在投入所有變數的分布預測中(圖 17)中，分布侷限於樣區中，明顯是不合理的預測。

本研究中從 28 個環境變數中選擇 5 個變數，作為沙氏變色蜥的預測因子。刪除在 gain 值出現負值的坡向(aspect)和果園、苗圃邊緣(edge5)；基於 Pearson 相關

性高於 0.7，以高程值(dem)取代了 19 個氣候變數，NDVI 取代了 NDMI 和 SAVI。

其中，以高程值代換氣候變數是值得被討論的。Austin & Smith (1989) 定義了三種生態梯度 (ecological gradient)：資源梯度(resource gradient)是指生物所消耗的物質或能量，例如：營養、水、光；直接梯度(direct gradient)是指不直接消耗，但是對生物具有生理上的重要性的環境因素，例如：溫度，pH 值；間接梯度(indirect gradient)是指與生物沒有直接生理相關性的環境因素，例如：坡度，坡向，海拔，地形位置，棲息地類型，地質。Guisan & Zimmermann (2000)認為在模式中使用直接和資源梯度作為預測參數，在預測上也更能反應生理學與生態學上的機制，在應用層面上，模式可以普遍適用於不同地區與較大的區域。間接梯度的優點是在野外最容易測量，而且可以用簡單的方法取代資源梯度和直接梯度的組合，但是缺點是只能在有限的空間範圍使用，原因是在不同的區域，相同的地形位置並不一定會有相同的資源和直接梯度的組合。

Hof (2012)隨機抽取了 75 篇針對不同分類群的論文回顧，其中超過一半的研究論文，將高程設為預測變量，除了預測大範圍的哺乳動物分布更常使用高程，預測小範圍哺乳動物的論文傾向於排除高程之外，其他類群並沒有明顯的趨勢。Guisan & Hofer (2003)，從統計學的角度探討瑞士 13 種爬蟲類在中尺度的氣候與地形因子的預測效果，氣候在解釋 12 種爬蟲類的分布上，比中尺度的地形因子更有效。但 Austin (2002)認為在研究區的氣候保持相對恆定的情況下，地形可以發揮替代作用，但是只有當直接梯度或資源梯度，與間接梯度有線性關係時，才可能會有穩健的預測模型。

總結而言，本研究在挑選變數的過程中，以 gain 值與 pearson 相關性排除不適當或過多的變數。但是在高程與氣候變數之間的選擇中，氣候變數可能因為在整個樣區中的變化沒有高程明顯，而在推估整個研究區時做出不合理的預測。因此在本研究中，用高程與氣候變數的高度相關，排除了氣候變數。

二、 模式變數的生態意義

(一) 高程與坡度

高程值在 5 個變數中的表現最佳，在圖 18 中可以發現在移除該變數時，模式表現會明顯的變差，圖 20 中只用 DEM 建模的 AUC 值幾乎與模式的 AUC 值差不多。變數貢獻百分比與相對重要性(表 7)，也是最高的。圖 28 中，高程值高於閾值 0.300 的發生機率約落在 50~90 公尺處，表示沙氏變色蜥在分布上是受到高程限制的。坡度(圖 29)的反應曲線中顯示沙氏變色蜥適合出現在坡度較平緩，小於 17.5 度的地方。

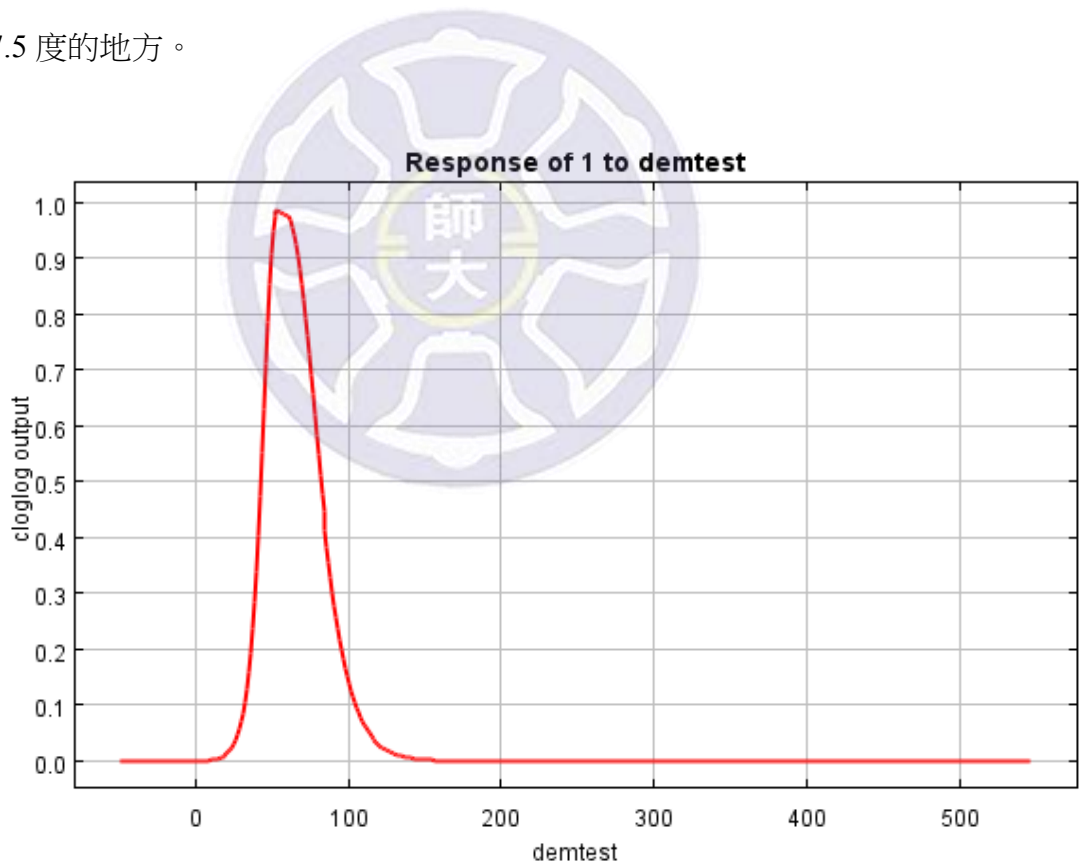


圖 28 高程值反應曲線

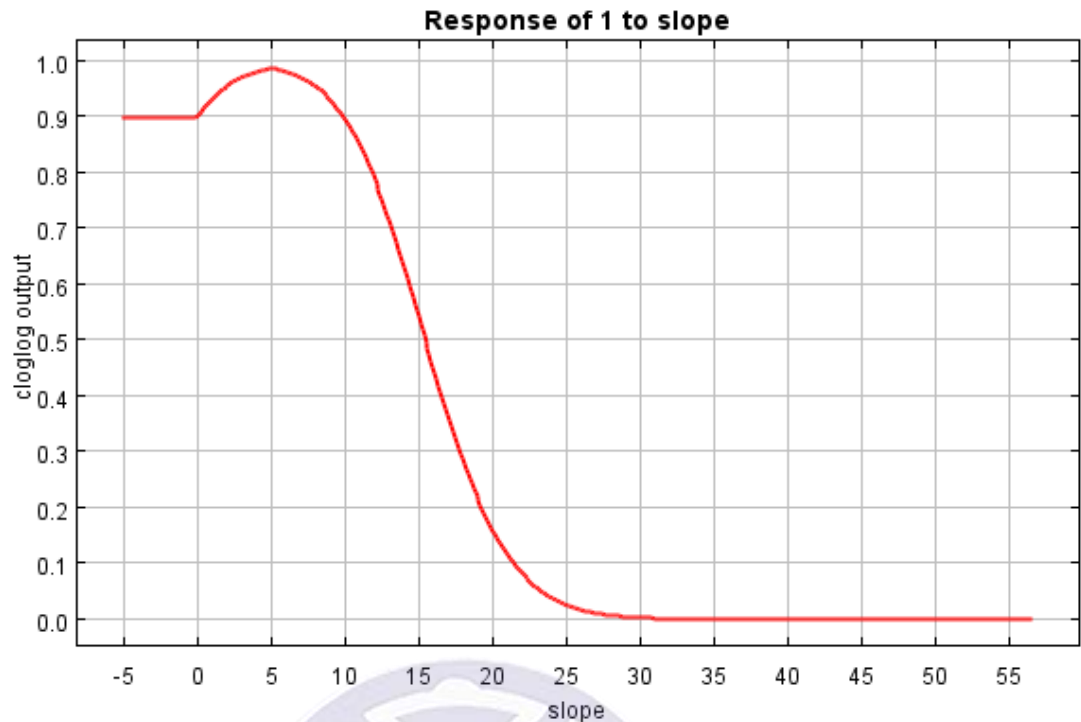


圖 29 坡度反應曲線

Fischer & Lindenmayer (2005)測試澳大利亞東南部蜥蜴對海拔的敏感性，認為蜥蜴對海拔非常敏感，50 公尺的海拔變化就可能與物種豐富度或物種組成的變化有關。

從高程值與 WorldClim 各變數的皮爾森相關(圖 16) 推測，溫度變數大部分是負相關，也就是高程越高，氣溫越低；雨量變數則是大部分是正相關，也就是高程越高，雨量越多，推論沙氏變色蜥應該是偏好高溫，雨量較少的環境。Corn (1971) 在實驗室條件下，採集於邁阿密的沙氏變色蜥偏好的體溫為 33.3°C，在邁阿密和大開曼的野生沙氏變色蜥體溫，分別是 29.2°C(Lee, 1980)和 32.5°C(Losos et al., 1993)，偏好體溫較低；而 Rand & Williams (1969)描述沙氏變色蜥喜歡乾燥的環境，和高程值所推論的環境一致。

(二) 大氣層頂亮度溫度

大氣層頂亮度溫度反應曲線(圖 30) 在 21.5°C 以上具有高於閾值 0.300 的出現率。反應曲線顯示當溫度上升時，出現機率並未下降至低於閾值，代表沙氏變色蜥在溫度上較偏好高溫的環境，與高程所推論的結果一致。

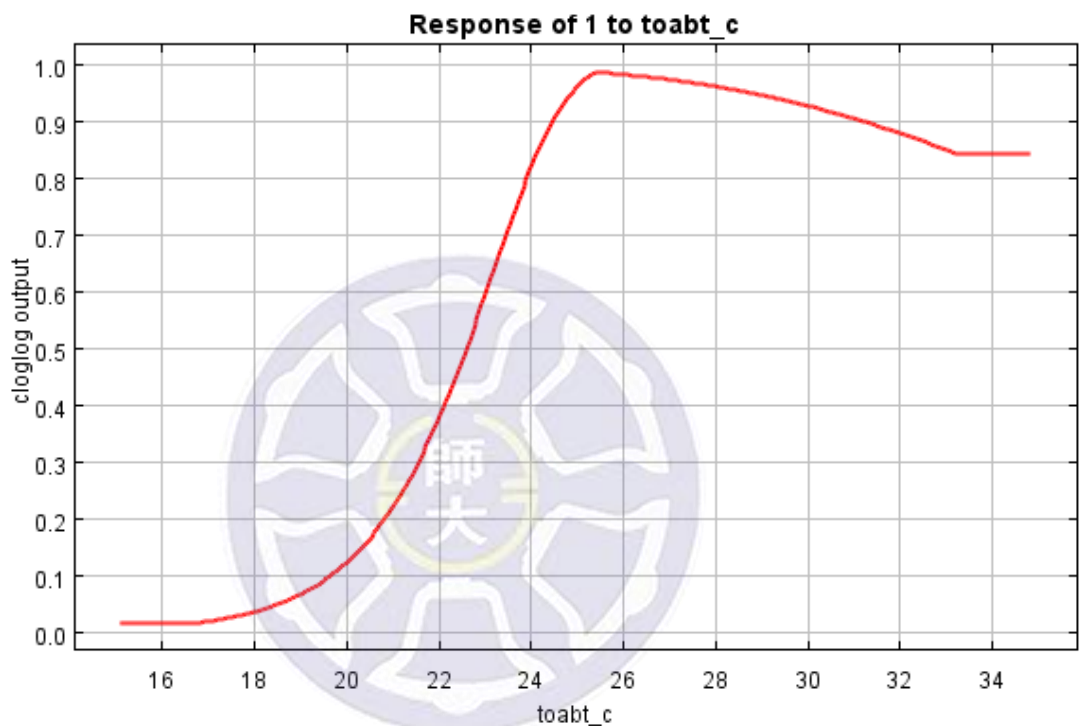


圖 30 大氣層頂亮度溫度反應曲線

Fei (2012)依據熱環境推估的蜥蜴體溫模型，認為地表溫度和氣溫是蜥蜴體溫最敏感的兩個環境因素。Kalboussi & Achour (2018) 使用 MaxEnt 模擬突尼西亞西北部六種蛇類的空間分布，投入年平均降水量、海拔、坡度、坡向、距河道距離，地表溫度、NDVI 七項變數，發現距河道距離、海拔和地表溫度是最重要的預測變數。

大開曼群島的野生族群偏好的體溫落在 29.2 到 32.5°C(Losos et al., 1993)，鄉較於模式模擬的結果略低一些，可能與衛星拍攝時間還不是地表最熱的時間有關。

另外，要注意大氣層頂亮度溫度並非真實地面溫度，本研究並未反演地面溫度，反演地面溫度過程複雜，但是從亮度溫度與測站真實溫度比較後，平均上亮度溫度約低於地面溫度 2.5℃。

(三) 土地覆蓋

在模式結果中，土地覆蓋的反應曲線顯示，6 類的土地覆蓋類型的出現機率都大於 0.88(圖 31)，由高而低分別為道路、森林、果園苗圃、裸地、水體、農地。

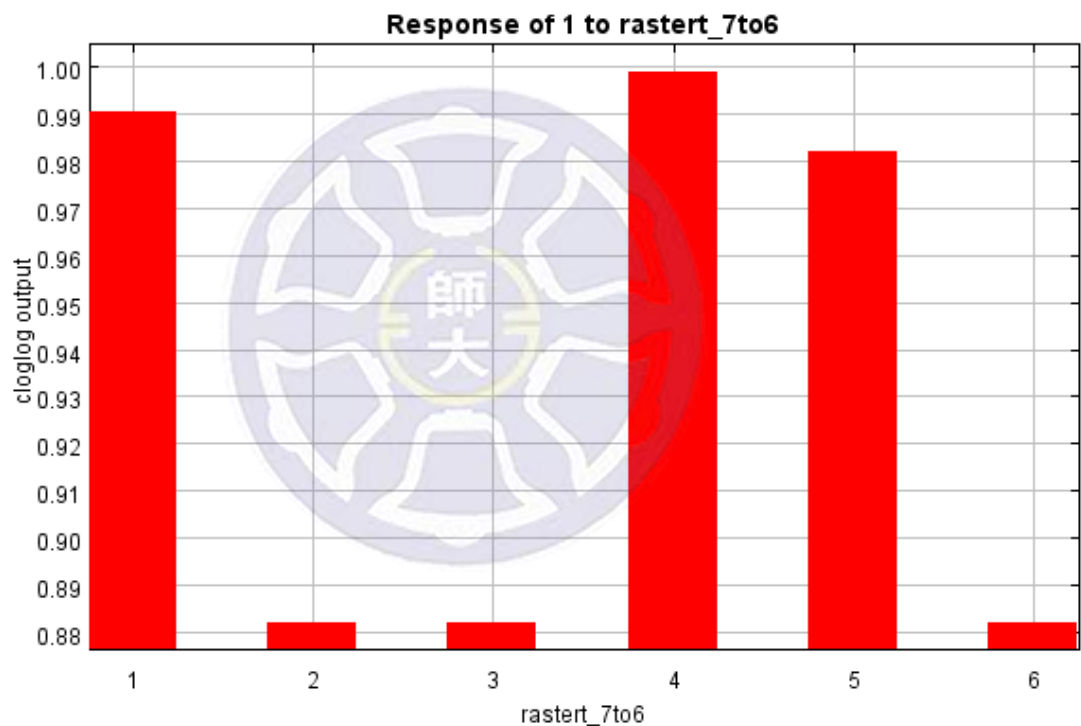


圖 31 土地覆蓋反應曲線

Suzuki-Ohno (2017)用 MaxEnt 模式模擬卡羅萊納綠變色蜥在沖繩島的分布，使用了土地覆蓋、高程、19 項 WorldClim 氣候變數，其中年平均氣溫(bio1)和土地覆蓋貢獻百分比分別為 46.5 與 14.4，顯示土地覆蓋在預測變色蜥屬的分布時是重要的變數。

Campbell (2002) 描述沙氏變色蜥是能夠廣泛的適應不同棲地，與模擬的結果

中，每一種土地覆蓋類型都有非常高的出現機率一致。道路在模式結果中出現機率特別高的原因可能以下兩個原因，一方面在採樣過程中，本研究發現在道路旁的植被覆蓋較佳或是水溝能提供隱蔽環境的地點，常有機會能發現沙氏變色蜥；另外，隨著車輛移動的沙氏變色蜥，就近在道路的附近建立新族群，Campbell (1996) 在佛羅里達與喬治亞州，就發現沙氏變色蜥向北擴散的趨勢與主要的州際公路運輸有關，因此他推論沙氏變色蜥是隨著遊憩的車輛與船隻移動。但是，道路通常不太會是適宜的棲地類型，也有可能來自於採樣的誤差，也就是採集到的地點剛好在道路與棲地的邊緣，而使該樣點落在道路上。

果園、苗圃通常是開放且曬得到陽光，常是樹林邊緣或由數株立木所形成的棲地，符合(Campbell, 2002) 描述沙氏變色蜥特別偏好在開放且受人為干擾的植被活動。但是果園、苗圃邊緣(edge5)在模式建立初期就因為測試樣本 gain 值產生負值而排除，顯示在模式外推時，果園、苗圃邊緣並不是一個適宜的變數。

(四) 植生指標

NDVI 值(圖 32)在大於 0 後，高於閾值 0.300，0.2 到 0.3 之間有最高的出現機率，表示裸地或茂密的森林對於沙氏變色蜥並不是最適合的棲地。Williams (1983) 描述沙氏變色蜥為利用樹幹-地面的變色蜥；Losos (1993) 在大開曼島觀察到沙氏變色蜥較原生的 *A. conspersus* 更偏好全日照的環境，都能夠解釋沒有植被生長的裸地或是過於茂密的森林都不利於沙氏變色蜥生存。

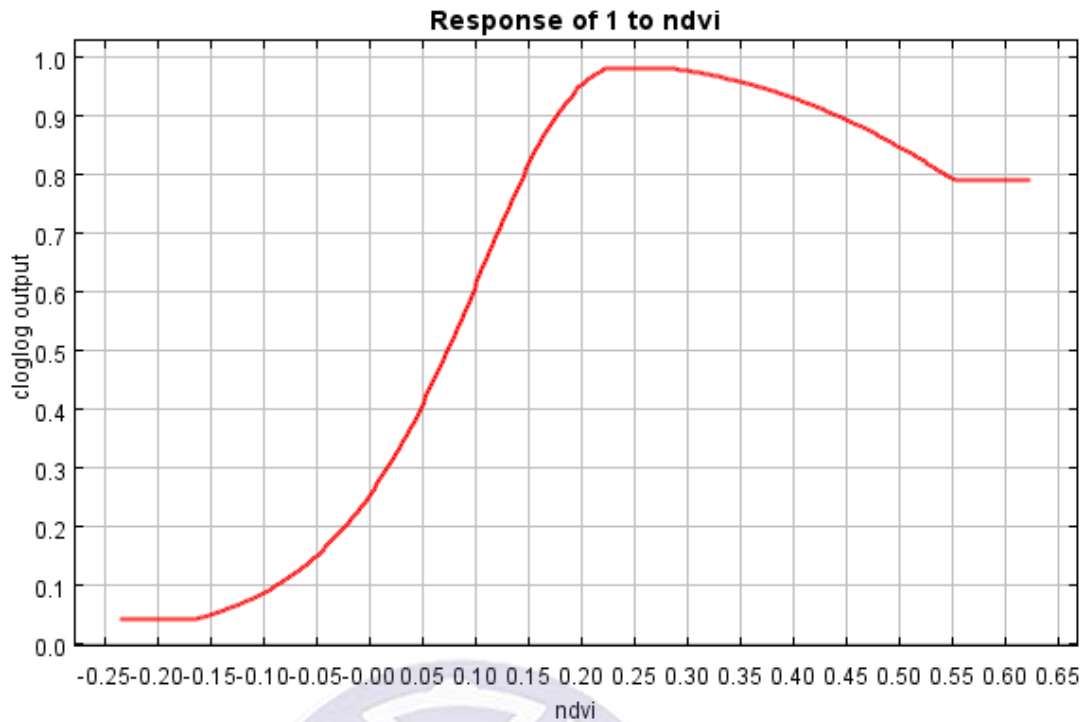


圖 32 NDVI 反應曲線

Calsbeek (2009)利用 NDVI 指標，發現植被覆蓋的變化影響了沙氏變色蜥的棲地使用情形，與天擇導致的體型變化。在該研究中，乾早年島上的植被和樹冠葉片大量減少，也反應在 NDVI 值降低上。除了棲地減少之外，由於獵物可及性或更容易被捕食者發現，沙氏變色蜥在乾旱期間可能在植被上的時間更少。

三、 研究中的不確定性

採樣過程中的取樣偏差(sample selection bias)，也就是研究區中的某些地方比其他地方更密集的採樣(Elith et al., 2011)。

考慮到研究區的網格數目，與沙氏變色蜥在嘉義的分布狀況，在全研究區做抽樣很有可能難以取得樣本。因此本研究假設研究區與樣區中的沙氏變色蜥具有相同的分布機率，在樣區中作空間分層隨機抽樣，作為推論研究區全域的基礎。

採樣過程中還有樣點難以到達的問題，尤其以在森林類的樣點最多，而本研

究的替代方法是尋找在該點附近相似的景觀類型作替代採樣，因此而產生採樣的誤差。



第五章 結論

本研究使用 MaxEnt 建立沙氏變色蜥的分布模式，平均 AUC 值 0.989，模式表現非常好。

在環境變數中，DEM 顯示沙氏變色蜥偏好在低海拔地區，從高程與氣候變數的高度相關，推論 DEM 的結果可能代表沙氏變色蜥偏好高溫而較乾燥的環境。WorldClim 氣候資料雖然在建立模式初期有很好的表現，但是考慮到與 DEM 的高度相關性，而且在單獨使用的情况下表現也不符合實際分布情形，最後選擇剔除。

基於 landsat 8 遙測影像所產生的環境圖層，大氣層頂亮度溫度凸顯研究區中地表溫度的差異，而且具有生理學上的意義，結果顯示沙氏變色蜥偏好高溫環境，與 DEM 的推論一致；土地覆蓋顯示沙氏變色蜥在所有類型的棲地都可能成功入侵，與前人研究的結果一致；NDVI 提供植被生長狀況的均一化指標，發現在植被覆蓋不良與茂盛，都會使沙氏變色蜥的出現機率下降。對於模式的貢獻與重要性雖然不如 DEM 高，但是比起只使用 DEM，能夠區分在研究區中細微的棲地差異，使模式預測效果更好。

研究結果提供沙氏變色蜥在嘉義地區的空間分布圖，理解沙氏變色蜥所偏好的棲地環境，可以做為後續經營管理所需的基礎。另一方面，遙測影像對於在物種分布模式上有很好的改進效果，可以作為未來高解析度的物種分布研究的參考。

參考文獻

1. 卓逸民. (2005). 外來種沙氏變色蜥對蜘蛛多樣性之影響 (II). Retrieved from
2. 張乃千. (2007). 花蓮新發現的外來種蜥蜴－沙氏變色蜥 自然保育季刊 (pp. 37-41): 特有生物研究保育中心.
3. 梁世雄. (2014). 外來入侵生物風險評估之簡介及台灣執行現況與限制 臺灣林業 *Taiwan Forestry Journal* (Vol. 40, pp. 15-23).
4. 莊孟憲. (2017). 嘉義林區管理處沙氏變色蜥委託計畫期末報告書. Retrieved from
5. 楊懿如. (2011). 花蓮七星潭地區外來種沙氏變色蜥分佈現況.
6. 鄭錫奇. (2009). 生物資源調查作業程序參考手冊 (pp. 55 - 60): 行政院農業委員會特有生物研究保育中心.
7. Allouche, Tsoar, & Kadmon. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223-1232. doi:doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x
8. Arntzen, & Alexandrino. (2004). *Ecological modelling of genetically differentiated forms of the Iberian endemic golden-striped salamander, Chioglossa lusitanica* (Vol. 14).
9. Austin, & Smith. (1989). A new model for the continuum concept. *Vegetatio*, 83(1), 35-47. doi:10.1007/bf00031679
10. Austin. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157(2), 101-118. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3
11. Beaumont, Hughes, & Poulsen. (2005). Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling*, 186(2), 251-270. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.030
12. Begon, Townsend, & Harper. (2005). *Ecology: From Individuals to Ecosystems* (Vol. 51).
13. Calsbeek, Buermann, & Smith. (2009). Parallel shifts in ecology and

- natural selection in an island lizard. *BMC Evolutionary Biology*, 9(1), 3. doi:10.1186/1471-2148-9-3
14. Campbell. (1996). Northern Range Expansion of the Brown Anole (*Anolis sagrei*) in Florida and Georgia *Herpetological Review*, 27, 155-157.
 15. Campbell. (2000). *Analyses of the effects of an exotic lizard (Anolis sagrei) on a native lizard (Anolis carolinensis) in Florida, using islands as experimental units*. Knoxville, Tennessee, University of Tennessee.
 16. Campbell. (2002). The Brown Anole (*Anolis sagrei* Dumeril and Bibron 1837). *The Institute for Biological Invasions: The Invader of the Month*.
 17. Campbell. (2003). *The introduced brown anole (Anolis sagrei) occurs in every county in peninsular Florida* (Vol. 34).
 18. Chase, & Leibold. (2003). Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches. Interspecific Interactions. . *The Quarterly Review of Biology*, 79(1), 96-97. doi:10.1086/421654
 19. Colwell. (1992). *Niche: A bifurcation in the conceptual lineage of the term*.
 20. Corn. (1971). Upper Thermal Limits and Thermal Preferenda for Three Sympatric Species of *Anolis*. *Journal of Herpetology*, 5(1/2), 17-21. doi:10.2307/1562838
 21. Elith, & Leathwick. (2009). *Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time* (Vol. 40).
 22. Elith, Graham*, Anderson, Dudík, Ferrier, Guisan, . . . Zimmermann. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151. doi:doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
 23. Elith, Graham, Anderson, Dudík, Ferrier, Guisan, . . . Zimmermann. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
 24. Elith, Phillips, Hastie, Dudík, Chee, & Yates. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
 25. Fei, Skidmore, Venus, Wang, Schlerf, Toxopeus, . . . Liu. (2012). A body

- temperature model for lizards as estimated from the thermal environment. *Journal of Thermal Biology*, 37(1), 56-64. doi:https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2011.10.013
26. Fischer, & Lindenmayer. (2005). The sensitivity of lizards to elevation: A case study from south-eastern Australia. *Diversity and Distributions*, 11, 225-233. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00139.x
 27. Gao. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266. doi:https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3
 28. Gauze. (1934). *The struggle for existence*. Baltimore: The Williams & Wilkins company.
 29. Good. (2016). An in situ-based analysis of the relationship between land surface “skin” and screen-level air temperatures. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(15), 8801-8819. doi:doi:10.1002/2016JD025318
 30. Griesemer. (1992). Niche: Historical perspectives. In E. F. K. E. A. Lloyd (Ed.), *The keywords in evolutionary biology*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
 31. Grinnell. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4), 427-433. doi:10.2307/4072271
 32. Guinet, Jouventin, & Malacamp. (1995). Satellite remote sensing in monitoring change of seabirds: use of Spot Image in king penguin population increase at Ile aux Cochons, Crozet Archipelago. *Polar Biology*, 15(7), 511-515. doi:10.1007/bf00237465
 33. Guisan, & Hofer. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30(8), 1233-1243. doi:10.1046/j.1365-2699.2003.00914.x
 34. Guisan, & Zimmermann. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2), 147-186. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9
 35. Hawlitschek, Brückmann, Berger, Green, & Glaw. (2011). Integrating field surveys and remote sensing data to study distribution, habitat use and

conservation status of the herpetofauna of the Comoro Islands. *ZooKeys*, 144, 21-79. doi:10.3897/zookeys.144.1648

36. Hof, Jansson, & Nilsson. (2012). The usefulness of elevation as a predictor variable in species distribution modelling. *Ecological Modelling*, 246, 86-90. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.07.028
37. Huete. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309. doi:https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X
38. Hutchinson. (1957). Concluding Remarks *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* (pp. 415-427).
39. Jaynes. (1957). Information Theory and Statistical Mechanics. *Physical Review*, 106(4), 620-630. Retrieved from https://link.aps.org/doi/10.1103/PhysRev.106.620
40. Johnson, Hay, & Rogers. (1998). *Contemporary environmental correlates of endemic bird areas derived from meteorological satellite sensors* (Vol. 265).
41. Kalboussi, & Achour. (2018). Modelling the spatial distribution of snake species in northwestern Tunisia using maximum entropy (Maxent) and Geographic Information System (GIS). *Journal of Forestry Research*, 29(1), 233-245. doi:10.1007/s11676-017-0436-1
42. Koike. (2006). *Prediction of range expansion and optimum strategy for spatial control of feral raccoon using a metapopulation model*.
43. Lee, Chen, Shang, Clulow, Yang, & Lin. (2019). *A check list and population trends of invasive amphibians and reptiles in Taiwan* (Vol. 829).
44. Lee. (1980). Comparative thermal ecology of two lizards. *Oecologia*, 44(2), 171-176. doi:10.1007/bf00572675
45. Leyequien, Verrelst, Slot, Schaepman-Strub, Heitkönig, & Skidmore. (2007). Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9(1), 1-20. doi:https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.08.002
46. Losos, Marks, & Schoener. (1993). Habitat use and ecological interactions of an introduced and a native species of Anolis lizard on Grand Cayman,

with a review of the outcomes of anole introductions. *Oecologia*, 95(4), 525-532. doi:10.1007/bf00317437

47. Macarthur, & Levins. (1967). The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist*, 101(921), 377-385. doi:10.1086/282505
48. Manel, Ceri Williams, & Ormerod. (2002). *Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence* (Vol. 38).
49. Norval, Brown, Mao, & Slater. (2017). *A Description Of The Characteristics Of The Habitats Preferred By The Brown Anole (Anolis sagrei Dumeril and Bibron 1837), An Exotic Invasive Lizard Species In Southwestern and Eastern Taiwan*.
50. Norval, Goldberg, & Mao. (2012). The reproductive cycle of the brown anole (*Anolis sagrei*), an invasive lizard species in Taiwan. *19*, 75-81.
51. Norval, Mao, Chu, & Chen. (2002). A new record of an introduced species, the brown anole (*Anolis sagrei*)(Duméril & Bibron, 1837), in Taiwan. *ZOOLOGICAL STUDIES-TAIPEI*, 41(3), 332-336.
52. Pearce, & Ferrier. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133(3), 225-245. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00322-7
53. Phillips, Anderson, & Schapire. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), 231-259. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
54. Pimentel, Zuniga, & Morrison. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), 273-288. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002
55. Poorter. (2007). Invasive Alien Species and Protected Areas: A Scoping Report Part I. In 鄭益明 (Ed.): \$Global Invasive Species Programme.
56. Rand, & Williams. (1969). *The anoles of La Palma: aspects of their ecological relationships*: Museum of Comparative Zoology.
57. Raxworthy, Martinez-Meyer, Horning, Nussbaum, Schneider, Ortega-Huerta, & Townsend Peterson. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426, 837.

58. Root, Ustin, Zarco-Tejada, Pinilla, Kokaly, Anderson, . . . Holroyd. (2002). *Comparison of AVIRIS and EO-1 hyperion for classification and mapping of invasive leafy spurge in Theodore Roosevelt National Park*. Paper presented at the Proceedings of the Eleventh JPL Airborne Earth Science Workshop, NASA Jet Propulsion Laboratory.
59. Schoener, & Schoener. (1982). Intraspecific Variation in Home-Range Size in Some Anolis Lizards. *Ecology*, 63(3), 809-823. doi:10.2307/1936801
60. Sillero, Brito, Martín-Alfageme, García-Meléndez, Toxopeus, & Skidmore. (2012). *The significance of using satellite imagery data only in Ecological Niche Modelling of Iberian herps* (Vol. 7).
61. Simberloff. (1978). Using Island Biogeographic Distributions to Determine if Colonization is Stochastic. *The American Naturalist*, 112(986), 713-726. doi:10.1086/283313
62. Stauffer. (2002). Linking populations and habitats: Where have we been? Where are we going? In M. Scott, P. Heglund, M. Morrison, J. Haufler, M. Raphael, W. Wall, & F. Samson (Eds.), *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale* (pp. 53-61): Island Press.
63. Stockwell. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13(2), 143-158. doi:10.1080/136588199241391
64. Strong. (1980). Null hypotheses in ecology. *Synthese*, 43(2), 271-285.
65. Suzuki-Ohno, Morita, Nagata, Mori, Abe, Makino, & Kawata. (2017). Factors restricting the range expansion of the invasive green anole *Anolis carolinensis* on Okinawa Island, Japan. *Ecology and Evolution*, 7(12), 4357-4366. doi:doi:10.1002/ece3.3002
66. Turner, Spector, Gardiner, Fladeland, Sterling, & Steininger. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(6), 306-314. doi:https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3
67. Wardle. (2002). Islands as model systems for understanding how species affect ecosystem properties. *Journal of Biogeography*, 29(5-6), 583-591.
68. West-Eberhard. (1983). Sexual Selection, Social Competition, and

Speciation. *The Quarterly Review of Biology*, 58(2), 155-183.
doi:10.1086/413215

69. Williams. (1983). Ecomorphs, faunas, island size, and diverse end points in island radiations of Anolis. *Lizard ecology: studies of a model organism*, 326--370.
70. Wilson, & Sader. (2002). Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80(3), 385-396. doi:[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00318-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00318-2)

