

雪山 369 山莊附近草生地火燒區域之 樣區復原及複查

成果報告

受託單位：國立中興大學

執行單位：國立中興大學森林學系

研究主持人：曾喜育 博士

協同主持人：王 偉 博士

研究期程：中華民國 108 年 4 月至 108 年 12 月

研究經費：新臺幣 98,700 元

雪霸國家公園管理處委託辦理計畫

中華民國 108 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

摘要

火燒為亞高山地區最主要之干擾因子，其影響森林與草生地之分布。雪山三六九山莊附近之灌叢草生地於2008年12月18日發生火燒，影響面積約 20 ha，2014年1月20日同個區域又再次因人為因素，造成0.2ha的區域之地被受到干擾，而近期2019年2月3日又再次因人為干擾將近3 ha的灌叢草生地又再次被波及。本研究除了將復原2008年曾於雪山369山莊附近灌叢草生地所設置的規則及不規則樣區(3×3m²)共72個外，後續更將調查火後灌叢草生地之植被恢復狀況、優勢物種之季節性變化、林緣苗木之現況及後續之更新情形，以建立亞高山地區火後生態系之基礎資訊，供火燒發生後經營管理及決策之參考。

至2014年的研究結果發現，三六九山莊灌叢草生地火後各調查時期出現的維管束植物種數優勢科依序為禾本科(Poaceae, 8種)、菊科(Asteraceae, 8種)、薔薇科(Rosaceae, 6種)、百合科(Liliaceae, 5種)、龍膽科(Gentianaceae, 4種)。不同時期調查之出現物種相似性發現，三六九山莊灌叢草生地在火後2個月出現的植物種類與其他時期的調查物種差異最大，樣區內個體多為火後殘存的種類；隨著火後恢復時間的增加，物種相似性有愈高趨勢。5種不同之種豐度模型擬合結果顯示，各時期最適用之豐度模型雖然不同，但大部分的時期與生態位優先模型配合度高，此應為研究區域之優勢種-玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)於火後快速拓展之特性有關。總覆蓋度由2009年2月的2.1%增至2013年9月87.7%，2010年4月及2011年5月調查時總覆蓋度都有明顯的下降趨勢，因三六九山莊灌叢草生地植物多年生植物冬枯導致。調查發現優勢物種覆蓋度具有季節性變化，尤以冬枯種類更甚，冬季時明顯下降，至隔年生長季再次大量增加。覆蓋度最大之玉山箭竹與高山芒為研究區域主要之優勢族群，玉山箭竹之覆蓋度與物種多樣性成反比，高山芒之覆蓋度與物種之多樣性則較無明顯關係，推測此因與兩者生長特性及火候快速散殖之策略不同而致。

DCA分析結果大致與不同時期樣區出現物種之相似性結果相符，DCA的2個軸皆可大致顯示火後物種更新恢復的時序差異，隨著火後時序增加，樣區於排序圖上的位置較火後早期來的穩定。

關鍵詞：火燒生態、亞高山、雪山、灌叢草生地、林緣更新

目錄

一、研究緣起與背景.....	1
二、前人研究.....	1
三、材料與方法.....	3
(一) 三六九山莊灌叢草生地火燒樣區複查與調查.....	3
(二) 資料分析.....	5
四、預期成果.....	6
五、結果與討論.....	7
(一) 物種名錄清單之建置.....	7
(二) 火後各時期之物種多樣性.....	13
(三) 雪山 369 山莊火後之演替趨勢.....	17
六、引用文獻.....	23

表目錄

表 1. 雪山 369 山莊附近灌叢草地規則樣區之物種名錄清單.....	10
表 2. 雪山三六九山莊附近灌叢草地規則樣區之物種出現次數.....	11
表 3. 雪山三六九山莊附近灌叢草地規則樣區之多樣性介量表.....	14
表 4. 雪山三六九山莊附近灌叢草地規則樣區各時期相似性及轉移率 表.....	15
表 5. 雪山 369 山莊附近灌叢草地規則樣區 2019 年調查物種與 2014 年 及 2009 年之調查資料比較物種的轉換情形.....	16
表 6. 雪山 369 山莊附近灌叢草地不同時期之對應分析表.....	19
表 7. 雪山 369 山莊附近灌叢草地不同時期之降趨對應分析表.....	22
表 8. 雪山 369 山莊附近灌叢草地除第一次調查不同時期之降趨對應分 析表.....	22

圖目錄

圖 1. 樣區設置示意圖.....	3
圖 2. 雪山三六九山莊灌叢草地火燒隨機樣區及系統樣區設置示意圖...4	
圖 3. 雪山三六九山莊附近灌叢草地調查樣區維護及調查位置圖.....9	
圖 4. 雪山三六九山莊附近灌叢草地規則樣區不同時期之生活型譜.....12	
圖 5. 雪山 369 山莊附近灌叢草地不同時期之對應分析圖.....19	
圖 6. 雪山 369 山莊附近灌叢草地不同時期之降趨對應分析圖.....21	
圖 7. 雪山 369 山莊附近灌叢草地除第一次調查不同時期之降趨對應分 析圖.....	21

一、研究緣起與背景

火燒對生態系的影響依其強度有不同結果，嚴重的火燒會破壞當地環境，使其演替階段回至較初期的型態，然而輕微的火燒可使養分回歸土壤、對苗木下種更新、病蟲害控制、野生動物食物來源等皆有不同助益。雪山地區三六九山莊附近灌叢草生地，於 2008 年 12 月 18 日晚上發生火燒，至 19 日下午 4 時熄滅，延燒面積約 20 ha，其中灌叢草生地占近 19 ha，臺灣冷杉森林約 1 ha，為 10 年來同地區第 2 次火燒，而近期 2019 年 2 月 3 日又再次因人為干擾將近 3 ha 的灌叢草生地又再次被波及。本研究調查火後灌叢草生地之植被恢復狀況及優勢物種之季節性變化、林緣苗木之現況及後續之更新情形及植生覆蓋度與小型齧齒類之關係，以建立雪山地區火後生態系之基礎資訊，供火燒後經營管理及決策之參考。

二、前人研究

柳楮(1963)針對小雪山高山草原生態的研究中，推論火燒為臺灣高山草原形成之主要因素。劉業經等(1984)研究指出，玉山箭竹草生地之形成，係因火燒所造成，且玉山箭竹與臺灣冷杉之間有明顯的推移帶(ecotone)存在。Cierjacks *et al.* (2008)亦認為火燒是樹限下方高山森林鑲嵌分布之主因，火燒導致成熟木及苗木大量死亡，造成其於分布範圍內之不連續分布。

劉崇瑞及蘇鴻傑(1978)研究大甲溪上游臺灣二葉松天然群落組成時，認為連續性之週期性火燒乃是形成臺灣二葉松林之主要原因，在林火發生後，因地表草類及灌木多被清除，礦質土暴露，成為植物下種之優良環境。呂金誠(1990)研究臺灣主要森林生態系火燒後之演替，認為臺灣二葉松林為臺灣最易誘發火燒之林型；陳明義等(1986)指出若無火燒的再次發生，臺灣二葉松將因更新困難而無法繼續存在。呂福原等(1984)亦認為火燒後由於先驅植物迅速入侵，如五節芒、玉山箭竹、巒大蕨等，此類族群一遇乾燥季節，極易引起週期性火燒。

賴國祥及陳明義(1992)指出合歡山地區火燒後植物之恢復以原有之種類占較大優勢，第 1 年火後 7 個月(10 月)覆蓋度為 28%，優勢物種為高山芒、巒大蕨及玉山箭竹，至火燒後 19 個月覆蓋度可達 85%。至於火燒後之齧齒類以森鼠為主。另陳隆陞(1995)調查玉山塔塔加地區 1993 年元月火燒後之植被演替，指出玉山箭竹及高山芒因具地下莖，火後萌發迅速，其

原覆蓋區經 6 個月後覆蓋度可達 65%。Zimmermann *et al.* (2008)指出苗木重建之 4 項主要影響因子為火燒、競爭者、溼度及種子活性；Bader *et al.* (2007)則認為森林向林限擴展之能力可能受限於低溫、過量的幅射、競爭、土壤性質、散布能力及火燒，並指出遮陰為大多數苗木生長存活之重要因素。Germino *et al.* (2002)亦指出苗木之存活率除了時間(當時的氣候環境)及空間(方位、微立地狀況等)模式之影響外，若曝露於強光下，將加重低溫及缺水之壓力，限制其在高山地區樹限之苗木重建。Kemball *et al.* (2006)探討不同火燒程度苗床之種子發芽及存活率後指出，火燒嚴重之礦質土苗床發芽率最差，但經過一個生長季後其存活率較高，可是其高的存活率並無超越低發芽率，另不同樹種其適合之苗床亦稍有差異。Eshel *et al.* (2000)火燒後種子之發芽可能受灰燼產生之高 pH 值所抑制。Kalamees *et al.* (2005)則指出 *Pinus patens* 於火燒過及早期演替階段之生育地其發芽及苗木建立有增加現象。

賴國祥(2005)指出臺灣二葉松林發生火燒後，更新狀況需視火燒強度而定，一般中高強度之火燒，若種源足夠，於亞高山地區 7-8 年即可完成，但若發生較高強度之火燒，更新完成時間將超過 10 年。其亦指出天然更新苗木雖於火後即有發生，但大發生似乎於火後 2-3 年才出現。另林外灌叢草生地因其乾旱的棲地型態(地表枯枝落葉之含水率不高)及燃料排列方式，一經點燃，燃燒迅速，地表植生常燃燒殆盡，然由於高山芒及玉山箭竹火後萌蘖迅速，大約 6 個月即可恢復覆蓋。至於臺灣冷杉-臺灣鐵杉林則因其富含水分之枯枝落葉及腐植質，在未完全燃燒之狀況下，火燒強度將逐漸減弱，而於林緣地帶熄滅，僅林緣小苗遭火焚燬(賴國祥，2003)。

三、材料與方法

(一) 三六九山莊灌叢草生地火燒樣區複查與調查

樣區設置：針對火燒後玉山箭竹與高山芒灌叢草生地之物種種類與各物種覆蓋度進行季節性變化之調查，分別於4月與9月進行調查。本研究依三六九山莊灌叢草生地現場進行系統取樣及隨機取樣方式進行調查。

1. 系統樣區：於三六九山莊後方臺灣冷杉林緣至步道間之灌叢草生地，設定一條水平之高界，間隔25 m 設立一樣桿，並以樣桿為該樣帶最上部的頂點，下拉70-100 m 不等之長度紅繩(樣區設置完成後會收回)，每間隔10 m 設立一 $3 \times 3 \text{ m}^2$ 樣區 (如圖1所示)，每一樣區再劃分成9個 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 之小區。其中4個角落之 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 小區為調查區域。調查各小區之植物種類及各物種之覆蓋面積並拍照建檔。

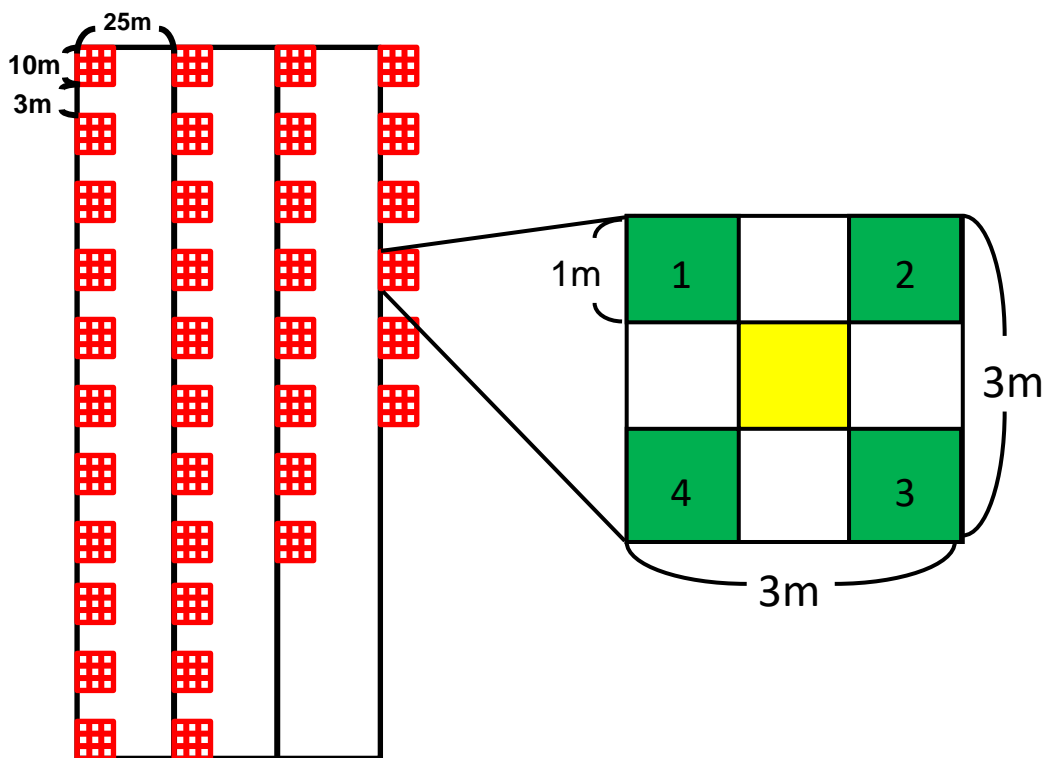


圖1. 系統樣區設置示意圖，樣區中角落4個綠色區塊之 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 小區為調查區域。

2. 隨機樣區：由黑森林入口處至水源地入口下方之灌叢草生地，沿步道兩側隨機設立 $3 \times 3 \text{ m}^2$ 之樣區，調查項目及方法同系統樣區，本次

調查後會搭配航照圖繪製地圖，並記錄樣區間的距離及方位角。兩種樣區設置完後將於5月、7月分別作一次調查。

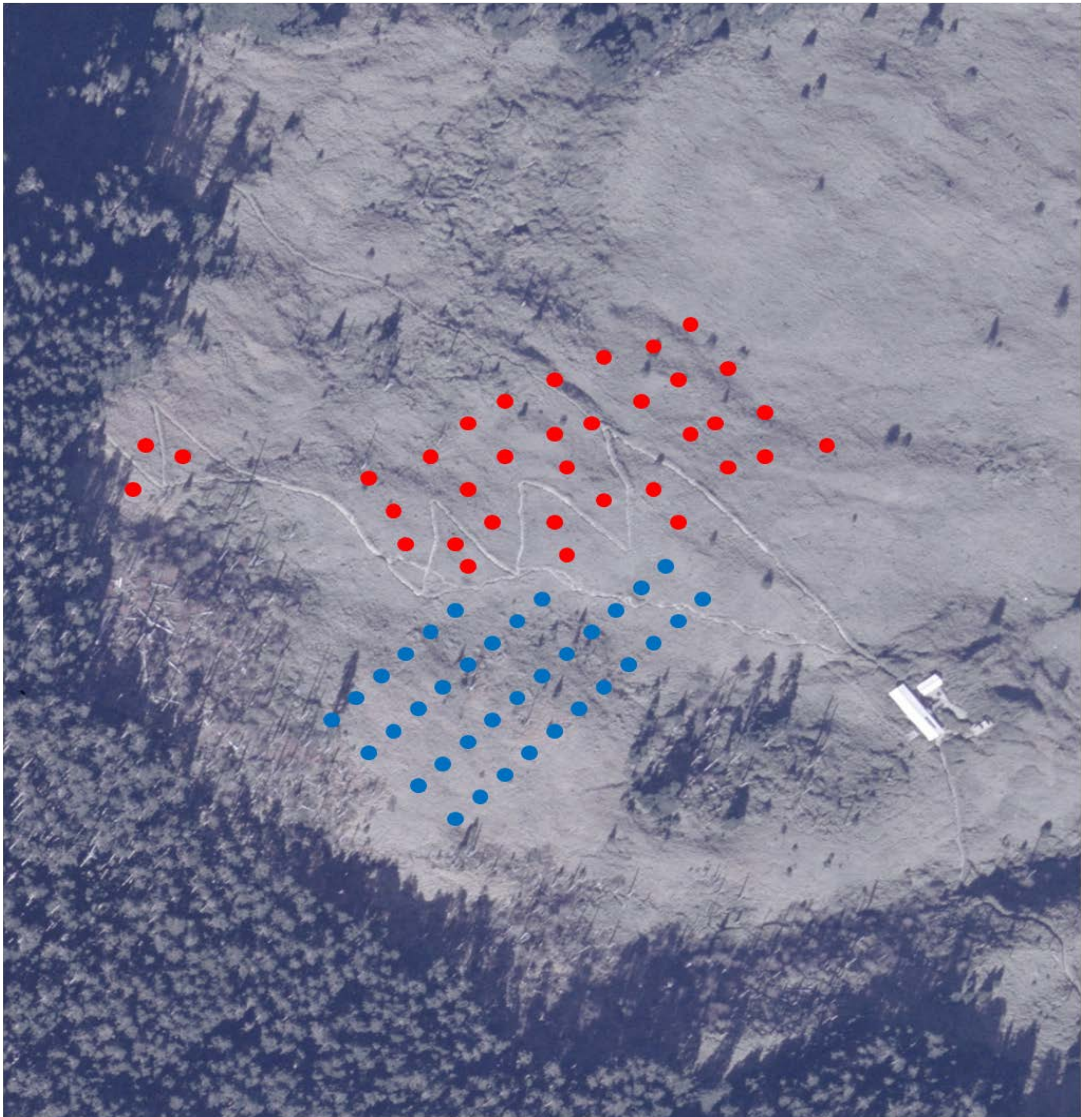


圖 2. 雪山三六九山莊灌叢草生地火燒隨機樣區及系統樣區設置示意圖。紅點為隨機樣區，藍點為系統樣區。

3. 樣區環境因子調查

於設置樣區時，針對樣區地表石塊佔樣區百分比、樣區所在坡面位置、樣區所在坡度、樣區原有優勢植物種類、樣區內之原有喬木種類與大小、土壤性質分析等環境因子進行觀測與調查，並取用鄰近區域未受火燒的區域作為對照。

(二) 資料分析

首先對野外調查原始資料之植物種類進行編碼，於文書處理軟體中輸入樣區植物種類、代碼及各物種之覆蓋面積，計算各物種於調查樣區中之頻度及優勢度，再轉換成相對值。樣區各植物之介量以重要值指數 (importance value, IV) 表示，其代表某植物在樣區中所占有之重要性。

頻度 (frequency) = 某種植物出現之總樣區數 / 所調查之總樣區數

優勢度 (dominance) = 某種植物覆蓋面積總合 / 所調查之樣區總面積

相對頻度 (relative frequency) = 某種植物之頻度 / 所有植物頻度之總和
× 100%

相對優勢度 (relative dominance) = 某種植物之優勢度 / 所有植物優勢度之總和
× 100%

重要值指數 (IV) = 相對頻度 + 相對優勢度

同一時期所有樣區所有物種重要值指數和為 200。

本研究計算每次調查之物種數、夏農歧異度指數 (Shannon's index of diversity, H)，以及均勻度指數 (Evenness index, J)，了解每次調查的植物歧異及變化情況。並利用 Sørensen 相似性指數計算每次調查植物種類的相似度，以及利用降趨對應分析 (detrended correspondence analysis, DCA) 分析，用以了解三六九山莊灌叢草生地火後植群變化的趨勢。以上以 CANOCO (4.5) 或 PCORD (McCune and Mefford, 1999) 軟體進行植群分析，同時進行環境因子與植物社會組成、數量分析，以瞭解植物社會與環境因子間之關係 (ter Braak, 1985, 1986, 1987)。夏農歧異度指數、均勻度指數和 Sørensen 相似性指數計算方式如下：

$$H = -\sum (n_i/N) \times \log(n_i/N) = -\sum p_i \times \log p_i$$

$$J = H / \log S$$

$$\text{Sørensen similarity index} = 2c / (a+b)$$

a 為 A 植物社會有的物種、b 為 B 植物社會有的物種、c 為 A、B 植物社會共有的物種。

四、預期成果

- (一) 重建 2012 年雪山 369 山莊附近灌叢草生地的系統及非系統樣區，並以航照圖作圖繪製樣區的位置圖。
- (二) 108 年度調查樣區將於 2019 年 8-9 月進行調查。
- (三) 比較往年 2012-2014 年的資料了解火候不同時期地被恢復的狀況以及物種組成差異。
- (四) 探討研究區域之地被組成是否因為微環境因子或火燒有無有所差異。

五、結果與討論

(一) 物種名錄清單之建置

本研究在三六九山莊灌叢草生地火後(post-fire)現場分別設置36個系統樣區及非系統樣區，研究團隊曾於2009年2月中旬至3月初完成初次調查(火後約3個月)，並在2009年4月(火後約4個月)、9月(火後約9個月)、2010年4月(火後約16個月)、2010年7月(火後約19個月)、2011年5月(火後約29個月)、2011年7月(火後約31個月)及2013年9月(火後約57個月)、2014年7月(火後7個月)進行調查，今年則於年初火後7個月(2019年9月)完成樣區重建及複查(圖3)，並將每個樣區都以GPS定位以供管理單位日後管理或長期監測；包含過去的調查共進行10次火後植生調查，火後灌叢草生地植物名錄之植物學名依Flora of Taiwan VI (Editorial committee of the Flora of Taiwan, second Edition, 2003)進行鑑定並且建檔。

雪山三六九山莊火後灌叢草生地演替至今約10年，期間10次火後演替調查共調查84種維管束植物(含系統樣區、逢機樣區與對照組)，包括蕨類植物7科7屬9種，裸子植物有2科2屬3種，包括臺灣冷杉(*Abies kawakamii*)、玉山圓柏(*Juniperus morrisonicola*)及刺柏(*Juniperus formosana*)；被子植物共28科58屬72種，雙子植物有23科41屬51種，單子葉植物有5科17屬21種(表1)；其中，貓耳葉菊(*Hypochaeris radicata*)、大扁雀麥(*Bromus catharticus*)及早熟禾(*Poa annua*)雖已進入三六九山莊附近之灌叢草生地，但此3種外來植物目前僅出現於步道兩旁，尚未發現火燒樣區內，未來應注意外來植物在火燒跡地之族群數量變動火燒對原生植群之植物組成與結構造成破壞，可能有利外來物種在火後入侵(Guo, 2001; Schoennagel *et al.*, 2004; Nuñez and Raffaele, 2007)。另外，2019年調查到了新的5個物種(表1)，分別為臺灣黃花茅(*Anthoxanthum horsfieldii* var. *formosanum*)、臺灣龍膽(*Gentiana davidaii* var. *formosana*)、臺灣高山杜鵑(*Rhododendron rubropilosum* var. *taiwanalpinum*)、玉山懸鉤子(*Rubus calycinoides*)及玉山佛甲草(*Sedum morrisonense*)，除了臺灣高山杜鵑是以萌蘖方式更新外，其他多是從鄰近推移帶及森林區域以種子散播形式來到火燒跡地，顯示了此地在此地2019年初火燒前已有鄰近區域的物種漸漸拓殖於此。

三六九山莊灌叢草生地火後各調查時期出現的維管束植物種數優勢

科依序為禾本科(Poaceae, 9種)、菊科(Asteraceae, 8種)、薔薇科(Rosaceae, 6種)、百合科(Liliaceae, 5種)、龍膽科(Gentianaceae, 5種)。禾本科與菊科屬熱帶植物區系，而薔薇科與百合科、龍膽科屬於溫帶植物區系，反映雪山地區之植物資源來源多樣，顯示本區地理位置之特殊與生育地環境之複雜(鄭婷文等, 2012)。依植物生活史(life-history)分類，多年植物(含木本與草本)有79種；多年生植物中，木本植物佔22種(含木質藤本之高山藤繡球)，多年生草本共59種(包含蕨類)。本研究團隊發現，雪山主峰沿線之植物生活型組成以1年生植物比例最少(鄭婷文等, 2012)。Korner(1998)指出亞高山生態系的主要植物組成為多年生植物，1年生植物種類相對較少。高山生態系因適宜生長季節短，1年生植物常無法在短暫的時間完成其生活史；因此，1年生植物在高山或亞高山生態系之維管束植物的比例最低。

依Raunkiar生活型(life-form)進行劃分(表1)，火燒跡地所有出現過之84種種子植物之生活型10種挺空植物(12.66%)、8種地表植物(10.13%)、42種半地中植物(60.00%)、8種地中植物(10.13%)，與本次調查到的組合相近，王偉等(2010)、鄭婷文等(2012)研究雪山主峰沿線之玉山箭竹-高山芒植物社會的生活型譜(life-form spectrum)亦有相似的結構組成，顯示亞高山灌叢草生地火後3年的植物種類生活型可接近至未火燒前的結構。再者，由不同時期火後恢復之生活型譜得知，在火後16個月之恢復過程即可接近灌叢草生地生活型譜之狀態。雪山三六九山莊灌叢草生地2019年火後出現維管束植物之蕨類商數為1.61(表1)；火後不同時期之蕨類商數呈現波動(表1, 圖)，以2009年4月最高(3.57)，隨後開始下降，至2010年4月達最低(1.32)後開始上升至3.16(2010年6月)，並於2011年7月下降至1.83，2013年9月又在一次增加至4.55，而在今年調查則又下降至1.61。火後初期，維管束植物開始恢復，大多數種子植物地上部被燒死，少數未被火燒死之蕨類植物此時期可在維管束植物種數中具有較高比例；隨著植物萌蘖或散殖體入侵種類的大量增加，加上蕨類植物在火後恢復之競爭過程較種子植物弱，恢復過程蕨類商數逐漸下降並隨季節波動現象。其可能因亞高山灌叢草生地植物組成相對於低海拔來得少，火後提供新的生育地亦提供機會給散殖體建立，一但有蕨類植物進入，即可以使蕨類商數增加；另一方面可能反映出火燒跡地物種建立初期競爭激烈，蕨類植物建立族群不易，進而造成火後灌叢草生地蕨類商數的動態變化。

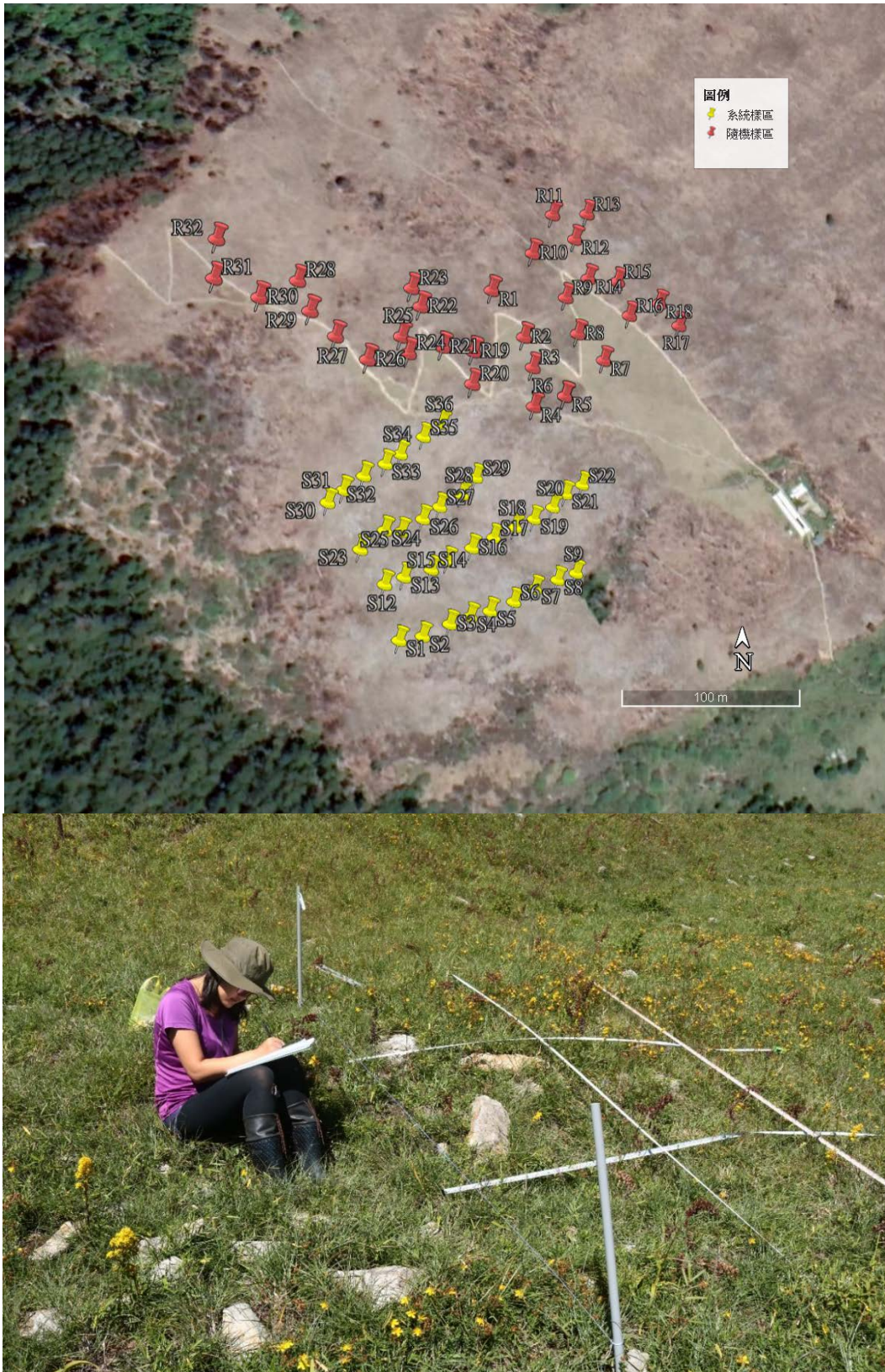


圖 3. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地調查樣區維護及調查位置圖。圖中紅色標點隨機樣區，黃色標記則為系統取樣樣區。

表 1. 雪山 369 山莊附近灌叢草生地規則樣區之物種名錄清單

分類群	代	科	生活史	生活	葉	果實	散播
假石松	Lyp	石松科	Lycopodiaceae	多年生	Pt	常綠	孢子 風
玉山瓦葦	Lem	水龍骨	Polypodiaceae	多年生	Pt	常綠	孢子 風
絨假紫萁	Osc	紫萁科	Osmundaceae	多年生	Pt	冬枯	孢子 風
腺鱗毛蕨	Dra	鱗毛蕨	Dryopteridac	多年生	Pt	常綠	孢子 風
逆羽蹄蓋蕨	Atr	蹄蓋蕨	Athyriaceae	多年生	Pt	常綠	孢子 風
褐毛柳	Saf	楊柳科	Salicaceae	多年生木本	P	落葉	蒴果 風
臺灣高山杜鵑	Rhr	杜鵑花科	Ericaceae	多年生木本	P	常綠	蒴果 風、動物
玉山石竹	Dis	石竹科	Caryophyllac	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 重力、
臺灣小檗	Bek	小檗科	Berberidaceae	多年生木本	P	常綠	核果 動物
玉山金絲桃	Hyn	金絲桃	Guttiferae	多年生木本	Ch	落葉	蒴果 風
高山藤繡球	Hya	虎耳草	Saxifragaceae	多年生木質	P	冬枯	蒴果 風
高山薔薇	Rot	薔薇科	Rosaceae	多年生木本	Ch	落葉	瘦果 動物
玉山懸鉤子	Ruc	薔薇科	Rosaceae	多年生木本	Ch	落葉	核果 動物
毛刺懸鉤子	Ruh	薔薇科	Rosaceae	多年生木本	Ch	落葉	核果 動物
假繡線菊	Sph	薔薇科	Rosaceae	多年生木本	Ch	落葉	瘦果 風、動物
瓜子筋	Poj	遠志科	Polygalaceae	多年生草本	Cr	常綠	蒴果 風
雪山堇菜	Via	堇菜科	Violaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 水
箭葉堇菜	Vib	堇菜科	Violaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 水
雙黃花堇菜	Vis	堇菜科	Violaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 水
森氏當歸	Anm	繖形科	Umbelliferae	多年生草本	Cr	冬枯	離果 風
玉山茴芹	Pin	繖形科	Umbelliferae	多年生草本	Cr	冬枯	離果 動物
玉山櫻草	Prm	報春花	Primukaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 風
高山白珠樹	Gai	杜鵑花	Ericaceae	多年生木本	Ch	常綠	漿果 動物
阿里山龍膽	Gea	龍膽科	Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 水
伊潭山龍膽	Gei	龍膽科	Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 水
臺灣龍膽	Ged	龍膽科	Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 水
巒大當藥	Swr	龍膽科	Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 風
刺果豬殃殃	Gae	茜草科	Rubiaceae	多年生草本	P	常綠	蒴果 動物
高山沙參	Adm	桔梗科	Campanulac	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 風
玉山山奶草	Cok	桔梗科	Campanulac	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果 重力
森氏山柳菊	Him	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果 風
玉山毛蓮菜	Pih	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果 風
黃菀	Sen	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果 風
一枝黃花	Sov	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果 風
玉山佛甲草	Sem	景天科	Crassulaceae	多年生草本	Cr	常綠	蓇葖 動物
臺灣粉條兒菜	Alf	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果 水
臺灣百合	Lif	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果 風
臺灣鹿藥	Smf	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	漿果 動物
臺灣藜蘆	Vef	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果 風
臺灣地楊梅	Lut	灯心草	Juncaceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果 動物
抱鱗宿柱薹	Cat	莎草科	Cyperaceae	多年生草本	G	冬枯	瘦果 動物
臺灣鵝觀草	Agf	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 動物
玉山翹股穎	Agm	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 風
臺灣黃花茅	Anh	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 風
曲芒髮草	Def	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 風
羊茅	Feo	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 風
高山芒	Mit	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 風
臺灣三毛草	Trs	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果 風
玉山箭竹	Yun	禾本科	Poaceae	多年生木本	Cr	常綠	穎果 動物
短距粉蝶蘭	Plb	蘭科	Orchidaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果 風
厚唇粉蝶蘭	Plm	蘭科	Orchidaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果 風

生活型 Pt 為蕨類植物、P 為挺空植物、Ch 為地表植物、Cr 為半地中植物、G 為地中植物。

表 2. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地規則樣區之物種出現次數

物種\時期	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K
一枝黃花		F	G	G	G	F	G	G	F	F
毛刺懸鉤子			G	G	G	G	G		G	
玉山山奶草					G	G	G	G	G	G
玉山毛蓮菜		G	G	G	G	G	G	G	G	G
玉山瓦葦					G			G	G	
玉山石竹			G		G	G	G			G
玉山石松	A	G	G	G	G	G		G	G	G
玉山金絲桃		G	G	G	G	G	G		G	G
玉山茴芹			G	G					G	G
玉山箭竹	D	A	C	B	D	C	D	B	E	F
玉山翦股穎			G		G		G	G	G	F
瓜子筋					G				G	G
伊澤山龍膽					G	G	G	G	G	G
雙黃花堇菜			G		G			G	G	
曲芒髮草					G	G	G	G	G	G
羊茅			G	G	G	G	G		G	G
抱鱗宿柱薹					G				F	F
阿里山龍膽	G	G		G		G		G	G	G
高山白珠樹			G	G	G	G	G		G	G
高山沙參					G			G	G	G
高山芒	C	G	B	B	C	B	B	B	C	B
高山薔薇			G	G	G	G	G	G	G	G
假繡線菊		G	F	F	F	F	F	F	F	F
雪山堇菜				G		G	G		G	G
臺灣鹿藥		G	G	G	G	G	G			G
森氏當歸		G	F	G	G	G	G	G	G	G
厚唇粉蝶蘭			G		G	G	G	G	G	G
黃苑					G	G	G		G	
臺灣三毛草					G		G		G	G
臺灣小蘗				G	G	G		G		
臺灣地楊梅			G	G	G		G	G	G	G
臺灣百合		G	G		G	G	G	G	G	G
臺灣粉條兒菜	G	C	F	F	G	G	G	G	G	G
絨假紫萁		G	G	G	G	G	G	G	G	G
臺灣鵝觀草					G		G			G
臺灣藜蘆			E	F	E	F	F	E	F	F
戀大當藥			G		E		G	G	F	G
腺鱗毛蕨							G			
刺果豬殃殃							G			
逆羽蹄蓋蕨						G	G	G		
褐毛柳							G	G		
玉山櫻草								G		
森氏山柳菊								G	G	
玉山懸鉤子									G	
高山藤繡球									G	
短距粉蝶蘭									G	
箭葉堇菜									G	
臺灣黃花茅										G
臺灣龍膽										G
台灣高山杜鵑										G
玉山懸鉤子										G
玉山佛甲草										G

註:各代號表示頻度等級為:A>100, 50<B<100, 40<C<50, 30<D<40, 20<E<30, 10<F<20, 0<G<10; 各時期代號為 A: 9-Feb、B: 9-Apr、C: 9-Sep、D: 10-Apr、F: 10-Jun、G: 11-May、H: 11-Jul、I: 13-Sep、J: 14-Jul、K: 19-Sep。

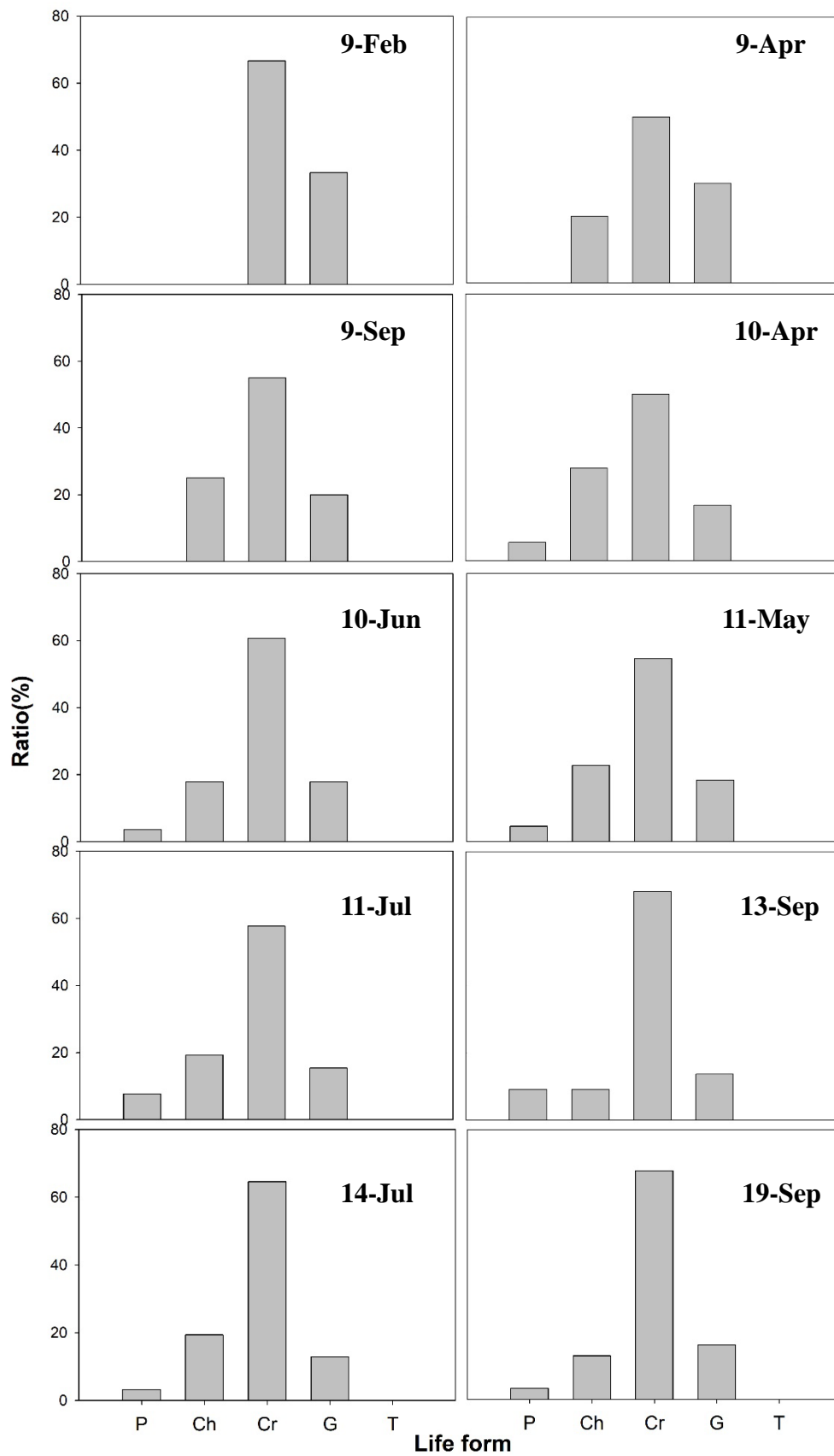


圖 4. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地規則樣區不同時期之生活型譜。P 為艇空植物、Ch 為地表植物、Cr 為半地中植物、G 為地中植物、T 為一年生植物。

(二)火後各時期之物種多樣性

本研究發現，三六九山莊灌叢草生地₂在2008年12月火後至今，每樣區種密度、物種豐富度、多樣性指數隨著萌蘗植物萌發與散殖體的進入而逐漸增加，在2010年6月的火燒查結果顯示達到最高(表3)，而在2019年的調查結果則顯示物種數雖受年初的火燒干擾影響，但整體歧異度及均勻度都相較2014年的結果有增長的趨勢。三六九山莊灌叢草生地₂之地表火為一個低強度之火燒，其對於物種多樣性的主要作用有二：一方面在短期間內抑制少數優勢物種(此類物種多具萌蘗特性)，使其他較低矮的萌蘗性植物得以不再被壓迫；另一是低強度火燒有助增加新的生育地，其他利用種子等散殖體作為繁殖的物種可以有機會進入生育地內。Connell (1978)認為干擾可去除優勢物種(或降低其優勢程度)為增加物種豐富度的一種機制(Huston, 1979)。Tilman (1982)認為空間是一種資源，火燒干擾是一種提供新的生育地的方式。Overbeck *et al.*(2005)研究發現，在火後第1年的物種數、歧異度和均勻度顯著地增加，顯示出物種在火後生育地快速的拓殖過程。在許多草生地系統，火燒增加物種豐富度通常在火後1或數年後達到高峰(Denslow, 1980)，具有小型種子的植物或1-2年生的物種等通常在火後早期演替中出現(Ghermandi *et al.*, 2004; Overbeck *et al.*, 2005)。

隨著火後時間增加，植物功能群組成亦隨之變化。常綠植物比例在火後2個月達最高，在火後4月最低(表3)；此時因2009年2月調查時常綠植物尚未全枯死所致，而其他物種萌蘗或發芽較少。在4月之後，隨著火後時間增加，常綠植物的比例亦增加。多年生萌蘗型的物種在2009年4月最高，然隨著火後時間增加而逐漸遞減；反之，以種子或散殖體拓殖的多年生補充者(recruiter)則是在4月之後隨火後時間增加而逐漸增加。火後的物種豐富度高原因來自於植物組成包含入侵植物、因機會散布而來的先鋒樹種以及一年生和多年生植物的不同生活史的物種(Vogl, 1974)。以玉山箭竹與高山芒為優勢組成之灌叢草生地₂，隨著火後生育地內物種萌蘗、土壤種子庫與外來繁殖體輸入，總覆蓋度由2009年2月的0.21%增至2009年9月25.91%，2010年4月調查時總覆蓋度下降至13.14%，2010年6月總覆蓋度升到43.95%，然2011年5月總覆蓋度下降至42.47%，2013年9月又回升至64.80%，2014年至2019年調查則由49.67%降至40.66%。

表3. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地規則樣區之多樣性介量表

季節/代號 ^{1*}	A	B	D	G	C	F	H	I	J	K
調查日期	9-Feb	9-Apr	10-Apr	11-May	9-Sep	10-Jun	11-Jul	13-Sep	14-Jul	19-Sep
覆蓋量(m ²)	0.30	1.34	18.92	61.16	37.31	63.29	69.77	93.31	71.53	58.55
單位覆蓋 2*(m ²)	0.00	0.01	0.13	0.43	0.26	0.44	0.48	0.65	0.50	0.47
總覆蓋度(%)	0.21	0.93	13.14	42.47	25.91	43.95	48.45	64.80	49.67	40.66
種數	5	13	24	27	24	36	33	29	38	36
平均種密度	0.03	0.09	0.17	0.19	0.17	0.25	0.23	0.20	0.26	0.25
平均夏農	0.22	0.38	0.71	0.64	0.80	0.87	0.81	0.74	0.95	0.99
歧異度指數	0.44	0.57	0.96	0.87	1.10	1.11	1.08	1.03	1.18	1.22
夏農歧異度指數	0.64	0.51	0.70	0.61	0.79	0.71	0.71	0.71	0.75	0.78
均勻度	66.67	18.18	14.29	23.53	21.43	22.73	18.52	21.74	15.15	20.00
常綠/冬枯(%)	8.33	5.00	2.50	2.78	2.68	3.41	2.88	4.55	2.42	1.61
蕨類商數	0.00	0.00	0.00	5.56	3.57	4.55	7.69	9.09	3.23	3.23
挺空植物(%)	0.00	20.00	25.00	27.78	17.86	22.73	19.23	9.09	19.35	12.90
地表植物(%)	66.67	50.00	55.00	50.00	60.71	54.55	57.69	68.18	64.52	67.74
半地中植物(%)	33.33	30.00	20.00	16.67	17.86	18.18	15.38	13.64	12.90	16.13
地中植物(%)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
一年生植物(%)										

註1*: 季節藍色表示春天，橘色表示夏或秋天

註2*: 單位覆蓋是將植生覆蓋面積除以總共設樣區的面積，即36個4 m²的方形區塊。

亞高山地區草生地火後之覆蓋度，1990年2月之火燒相差不遠(火後7個月為28%)(賴國祥及陳明義，1992)，與1993年1月玉山國家公園塔塔加地區火燒後6個月可達65%(陳隆陞，1995)則有較大差異，可能因物種組成差異、生育環境或當年氣候不同有關，其中玉山箭竹及高山芒是臺灣亞高山地區火燒復原最快速的種類。Luciana *et al.*(2004)研究指出，火後乾燥氣候會影響1年生植物種子的萌芽，但更新策略與繁殖體到達火燒跡地與否才是火後演替成功主要關鍵，而今年複查的結果則呈現了大量的種子相距10年前，以有更多種子散植體進入並使三六九山莊附近灌叢草生地的組成更趨複雜且穩定。

利用 Sørensen 相似性指數分析火後不同時期調查之出現物種相似性發現(表 4)，隨火後恢復時間增加，每季植物組成相似亦增加。三六九山莊灌叢草生地在火後 2 個月(2009 年 2 月調查)出現的植物種類與其他時期的調查物種差異最大，萌蘖植株或由土壤種子庫發芽的種子苗在此時期皆未開始萌發，樣區內個體多為火後殘存的種類。隨著火後恢復時間的增加，相似性有愈高趨勢，2009 年 4 月調查結果與 2009 年 9 月和 2010 年 4 月的物種相似性差異不大，2011 年至 2013 年之物種相似性指數達到 8 次調查的最高，

表 4. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地規則樣區各時期相似性(左下)及轉移率(右上)表

	9-Feb	9-Apr	9-Sep	10-Apr	10-Jun	11-May	11-Jul	13-Sep	14-Jul	19-Sep
9-Feb		0.31								
9-Apr	0.56		0.29							
9-Sep	0.28	0.65		0.20						
10-Apr	0.38	0.71	0.80		0.31					
10-Jun	0.21	0.51	0.79	0.65		0.20				
11-May	0.31	0.65	0.75	0.79	0.79		0.18			
11-Jul	0.16	0.49	0.75	0.64	0.82	0.81		0.33		
13-Sep	0.30	0.54	0.65	0.57	0.74	0.69	0.67		0.26	
14-Jul	0.23	0.47	0.71	0.64	0.83	0.71	0.71	0.73		0.23
19-Sep	0.24	0.52	0.72	0.66	0.82	0.72	0.75	0.65	0.77	

至 2014 與 2019 的達穩定趨勢。亞高山灌叢草生地火後雖地上部燃燒殆盡，然其燃燒速度快，屬輕度干擾，火後出現之物種以原有種類並具地下部可萌蘖之物種為主，如玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)、高山芒(*Miscanthus transmorrisonensis*)、巒大蕨(*Pteridium aquilinum* ssp. *wightianum*)等(賴國祥及陳明義，1992)，與本研究相仿。早期建立之植物大部分是來自火燒區內之繁殖體，至中後期才會有較多區外之種子進入繁殖，因此物種相似性指數會隨著時序增長而相似性漸漸增加。植物組成隨火後回復時間增加而改變，反映在植物社會演替過程(Engle et al., 2000)。由 Cody 多樣性指數分析發現，三六九山莊灌叢草生地火後物種轉換率呈現季節波動(表 4)，可能顯示散殖體拓殖的物種、種子庫萌發的物種新增、或火後不適的物種死亡等季節性變化；此外，物種交換率有遞減的趨勢，亦反映出火後環境漸趨穩定，物種隨時間的轉換率漸少。這個現象在火後不同時期的拓殖率與死亡率可以驗證(表 5)，不論在拓殖率或是死亡率的部分都是漸趨穩定趨勢，然隨著季節更迭仍有些許波動。火後恢復過程中，物種拓殖率最大值在第 1 年發生，尤其在 2009 年 9 月調查新增物種為 2009 年 4 月的 100%；隨演替發育，新增物種數漸減，可能反映生育地空間漸達穩定飽和所致。此外，隨著火後環境漸趨穩定，消失(死亡)的物種率亦隨著減少，反映大多數物種對此時環境的適應。一般演替模式可以透過排序方法分析固定樣區隨時間演變的過程(Austin, 1977)。

表 5. 雪山 369 山莊附近灌叢草生地規則樣區 2019 年調查物種與 2014 年及 2009 年之調查資料比較物種的轉換情形

物種	2009			物種	2014		
	出現 樣區	物種	消失 樣區		出現 樣區	物種	消失 樣區
抱鱗宿柱臺	34	臺灣粉條兒菜	19	臺灣龍膽	30	巒大當藥	26
臺灣龍膽	32	雙黃花堇菜	14	玉山翦股穎	16	厚唇粉蝶蘭	19
雪山堇菜	26	玉山毛蓮菜	13	臺灣三毛草	11	森氏當歸	13
羊矛	17	森氏當歸	12	羊矛	11	臺灣地楊梅	13
玉山翦股穎	13	臺灣地楊梅	8	雪山堇菜	10	曲芒髮草	12



照片 1. 雪山三六九山莊 2019 年與 2009-2014 年的物種移入及移出照片。A-C 為大量移入的物種分別為臺灣龍膽、臺灣三毛草、雪山堇菜；D-F 為大量移出的物種分別為巒大當藥、厚唇粉蝶蘭、森氏當歸。

(三) 雪山 369 山莊火後之演替趨勢

透過火後各時期物種出現有無之對應分析結果顯示(圖5, 表6), 不同調查時期與物種出現之排序圖反映出火後演替之時序變化; 火後10年內10次調查只出現1次的物種分布於排序圖的外側, 尤其是在近年(包括今年)才出現的物種多坐落在排序圖的外緣處(如2014年的高山藤繡球(*Hydrangea aspera*, Hya)及2019年的臺灣龍膽(Ged)), 相對較為早期並且越常出現的物種則分布至排序圖的中心(如玉山箭竹(Yun)及高山芒(Mit))。火後第1次調查於2009年2月(火後2個月), 然此時期為研究區域最冷冽的時期, 所調查植物的常綠種類可能在火燒過程中存活的種類。其中, 臺灣冷杉(abk)、玉山佛甲草(*Sedum morrisonense*, sem)僅於2009年2月發現, 而再2019年又出現, 其可能因此2種植物在火後並未完全枯黃, 植株葉片仍保留綠色致使認定尚未枯死, 或因在火後由鄰近地區傳播的繁殖體, 但因後續建立過程中競爭不過其他物種而死亡, 然而再經歷時間推演後又再次有部分拓植體由森林散播至灌叢草生地而被調查到。

2009年4月出現種類多在2009年2月或後續調查中出現的種類, 雪山主峰線3,000 m亞高山地區的植物多於4-5月陸續進入萌芽時期, 此時期之火後更新者幾乎全部是萌蘖植物。Bell(2001)將澳洲西部火後反應特徵植物區分成2大類, 一為再萌蘖者(resprouter), 另一為再播種者(re Seeder), 而前者通常是火後最早反應出現者(Guo, 2001; Luciana *et al.*, 2004; Bond and Midgley, 2005; Buhk *et al.*, 2005; Ojeda *et al.*, 2005)。2009年9月調查中, 森氏當歸(*Angelica morii*, Anm)大量被調查發現(表2), 雖然其為多年生植物, 但僅於該研究年度中有部分樣區(主要是靠近推移帶側)有調查到, 但在之後的調查年度維持的數量都相對較少。

在2009年9月調查首次出現的植物種類, 如高山藤繡球、玉山抱莖籜簫(*Anaphalis morrisonicola*, Ano)、玉山黃苑(*Senecio morrisonensis*, Seo)、黃苑(*Senecio nemorensis*, Sen)、玉山茴芹(*Pimpinella niitakayamensis*, Pin)、玉山沙參(*Adenophora morrisonensis*, Adm)、臺灣瞿麥(*Dianthus superbus*, Dis)、巒大當藥(*Swertia randaiensis*, Swr), 以及玉山鹿蹄草(*Pyrola morrisonensis*, Pym)等9種, 可能因根株發芽時間較遲或種子發芽較晚, 致使在2010年4月尚未調查到(表2)。三六九山莊灌叢草生地火後5

年內8次調查中出現頻度大於4次，可能反應其對火燒的適應，幾乎為萌蘗型者。火後8次調查皆出現的物種有玉山石松(Lyv)、玉山毛蓮菜(*Picris hieracioides* ssp. *morrisonensis*, Pih)、一枝黃花(Sov)、臺灣粉條兒菜(*Aletris formosana*, Alf)、高山芒(Mit)，以及玉山箭竹(Yun)等6種(圖5)。火後樣區調查出現4次以上的種類有臺灣絨假紫萁(*Osmunda claytoniana* var. *pilosa*, Osc)、玉山金絲桃(*Hypericum nagasawai*, Hyn)、假繡線菊(Sph)、高山薔薇(*Rosa transmorrisonensis*, Rot)、玉山當歸(*Angelica morrisonicola*, Ano)、高山白珠樹(Gai)、玉山杜鵑(*Rhododendron pseudochrysanthum*, Rhp)、阿里山龍膽(*Gentiana arisanensis*, Gea)、臺灣百合(*Lilium formosanum*, Lif)、臺灣鹿藥(*Smilacina formosana*, Smf)、臺灣藜蘆(Veg)等11種。僅在後期出現的物種且出現頻度1-2次者，例如玉山瓦葦(Lem)、瓦氏鱗毛蕨(Dra)、腺鱗毛蕨(Drc)、伊澤山龍膽(Gei)、玉山剪股穎(Agm)、瓜子金(Poj)、玉山山奶草(Cok)、抱鱗宿柱臺(Cat)、油臺(Cas)、羊茅(Feo)等，此類植物對火燒較不具耐受性，多為依火後依賴種子或孢子繁殖者。其中褐毛柳(*Salix fulvopubescens*, Saf)、山結梗(*Peracarpa carnosus*, Pec)、刺果豬殃殃(*Galium echinocarpum*, Gae)、玉山圓柏(Jum)、臺灣龍膽(*Gentiana atkinsonii* var. *formosana*, Gef)及早熟禾(*Poa acroleuca*, Poa)為2011年7月才出現的物種。

整體而言，由排序圖可見(圖5)雪山三六九灌叢草生地之物種組成情況存在季節性的變化，且漸漸由組成構造單調之萌蘗植物轉換為組成複雜且均勻的種子植物為優勢，然而僅以物種出現有無實難將物種占有面積及出現頻度等特性看出，僅能了解於火燒干擾後物種不同的生存策略以及拓殖進入時機，因此除了持續監測雪山三六九附近灌叢草生地的調查外，接下來將針對各時期所有樣區內的物種重要值進行DCA以了解不同時期樣區組成是否會影響其在排序圖上趨勢。

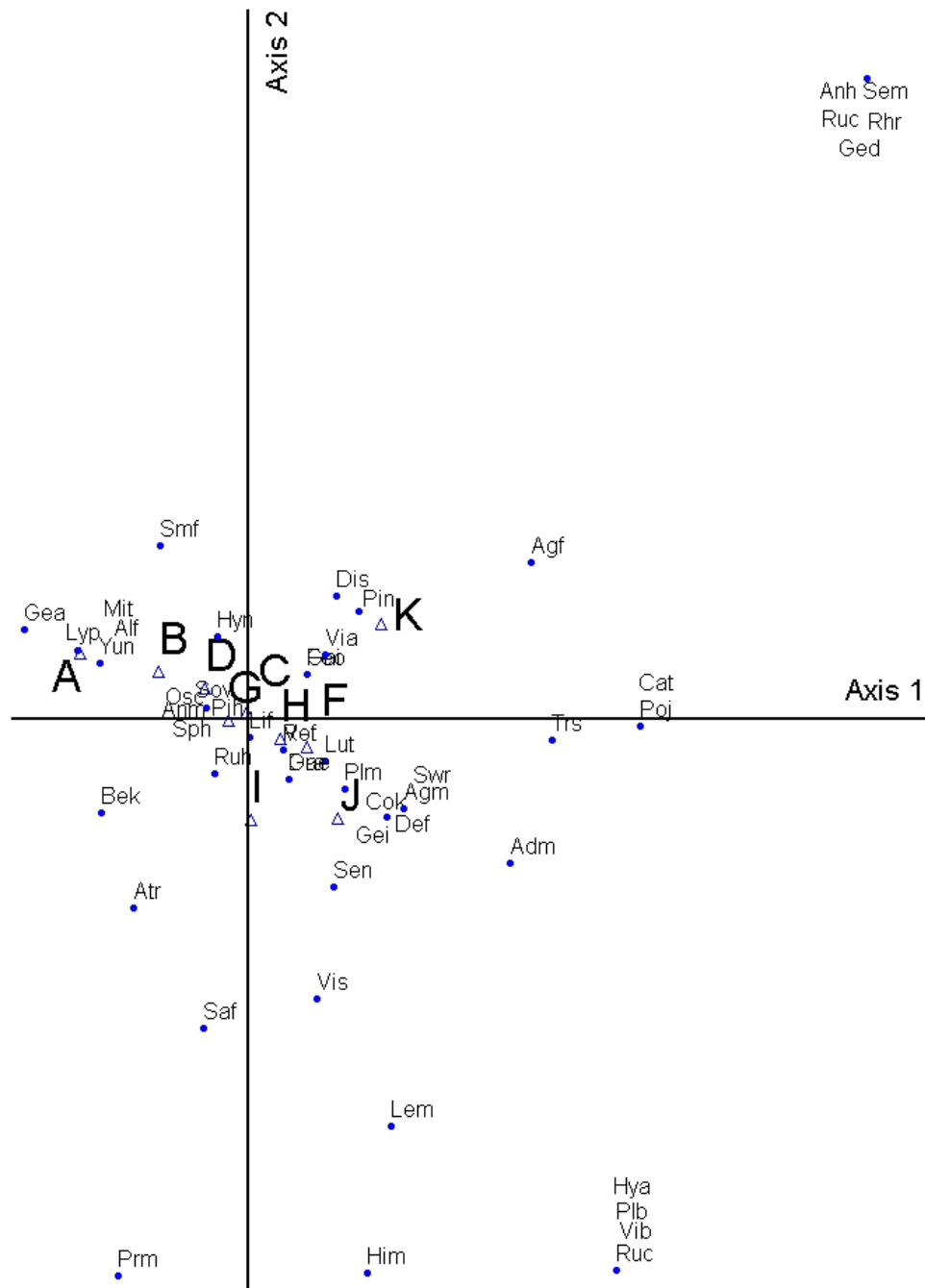


圖 5. 雪山 369 山莊附近灌叢草地不同時期之對應分析圖。A:2009 年 2 月；B: 2009 年 4 月；C: 2009 年 9 月；D: 2010 年 4 月；F: 2010 年 6 月；G: 2011 年 5 月；H: 2011 年 7 月；I: 2013 年 9 月；J: 2014 年 7 月；K: 2019 年 9 月。

表 6. 雪山 369 山莊附近灌叢草地不同時期之對應分析表

Inertia=0.8162	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.17	0.16	0.14
變異解釋率(%)	20.83	19.60	17.15
累積變異解釋率(%)	20.83	40.43	57.58

本研究將三六九山莊灌叢草生地火後不同時期調查結果進行DCA分析(圖6-7, 表7-8), 大致與不同時期樣區出現物種之相似性結果相符(表4)。DCA的2個軸皆可大致顯示火後物種更新恢復的時序差異, 第1軸由右至左顯示火後隨時間序列樣區恢復狀態, 反映出火後2個月出現的物種與優勢程度與其後期出現的種類差異。另外, 第一次調查的物種組成較其他時序有明顯差異, 造成第1軸在該時期的樣區與其他時期的物種組成存在巨量的變異性, 因而後續將第一次調查資料從DCA分析刪除, 以便對其他時期有較深度的討論。而兩個DCA排序圖的結果, 皆反映隨著時序推演, 樣區內物種組成趨於相似, 使的樣區間的變量及距離縮短因而較為集中, 也應證了前述不論物種轉換率及物種多樣性指數皆顯示隨著時間, 火後灌叢草生地的組成結構漸趨穩定。將物種組成列在排序圖上後, 可明顯發現第一軸亦反映優勢物種高山芒及玉山箭竹所占樣區優勢度的差異, 根據2014年的報告指出(曾喜育, 2014), 優勢物種在此地佔據的面積影響物種多樣性及其組成, 尤其在兩者競爭較為劇烈的棲地, 物種多樣性的增加間接反映微環境增加提供更多棲位致使物種進入, 廖敏君等(2012)也有相似的結果。

DCA第2排序軸由下往上顯示火後4個月至2013年9月的變化趨勢, 此種趨勢可能反映出有一些物種的繁殖體開始進入火燒跡地, 或是可能反映火後萌蘗速度較慢的物種開始建立。2009年9月與2010年4月樣區未能在DCA分析中顯示火燒跡地物種變化的時序差異, 在火後9個月時出現在樣區的物種及數量與2010年4月調查結果的主要差異在於後者部份種類因冬枯尚未萌發所致。2019年9月樣區分布在第1軸的最左端, 而部份樣區與前2期火後調查結果並未明顯區分, 主要原因為2019年9月樣區內含有大部份前期之萌蘗性或散殖體傳播建立的種類構成優勢, 於2013年資料便可反映火燒跡地之植物組成已漸趨穩定, 且和2011年之樣區分布狀況幾近相同; 另一方面, 新拓殖的物種多為以種子或孢子繁殖的種類, 亦多屬不耐火燒的類群, 或為亞高山灌叢草生地生態系演替較中後期的物種。第二排序軸亦呈現了物種適合的環境因子, 多數位於排序軸上方的物種多由推移帶或是森林中的物種組成, 根據廖敏君等(2012)研對臺灣冷杉林的地被分群中即有針對臺灣小蘗所劃分的優勢地被, 而褐毛柳則分布較海拔較低且向陽的環境中, 因此第二軸上方多為森林或推移帶內較位耐陰且潮濕的環境, 反之, 下方則多為開放且曝曬較高的灌叢草生地。

表 7. 雪山 369 山莊附近灌叢草生地不同時期之降趨對應分析表

Inertia=0.7254	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.24	0.18	0.12
軸長(Length of gradient)	2.20	2.23	1.70
變異解釋率(%)	10.98	8.22	5.58
累積變異解釋率(%)	10.98	19.20	24.78

表 8. 雪山 369 山莊附近灌叢草生地除了第一次調查之降趨對應分析表

Inertia= 3.0956	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.36	0.19	0.13
軸長(Length of gradient)	4.17	2.19	2.02
變異解釋率(%)	11.63	6.14	4.20
累積變異解釋率(%)	11.63	17.77	21.97

六、引用文獻

- 呂金誠 (1989) 野火對臺灣主要森林生態系影響之研究。國立中興大學植物學研究所博士論文。
- 呂金誠 (1990) 野火對臺灣主要森林生態系影響之研究。國立中興大學實驗林研究彙刊20(2): 1-15。
- 呂福原、歐辰雄、廖秋成、陳慶芳 (1984) 林火對森林土壤及植群演替影響之研究(二)。嘉義學報10: 47-72。
- 林朝欽 (1993) 玉山、太魯閣及雪霸地區國有林森林火災之研究。中華林學季刊 26(2): 51-61。
- 林朝欽、陳子英 (2002) 林火對森林植群多樣性之影響。2002年生物多樣性保育研討會論文集pp.121-142。農委會特有生物研究保育中心。
- 柳楮 (1963) 小雪山高山草原生態之研究。林試所報告第九十二號。
- 陳明義 (1997) 野火對環山、雪山地區植群影響之研究I。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 陳明義 (1998) 野火對環山、雪山地區植群影響之研究II。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 陳明義、劉業經、呂金誠、林昭遠 (1986) 東卯山臺灣二葉松林火後第一年之植群演替。中華林學季刊19(2): 1-15。
- 陳隆陞 (1995) 玉山塔塔加森林火燒跡地生態環境變遷及保育措施之研究。國家公園學報 6(1): 25-46。
- 劉業經、呂福原、歐辰雄、賴國祥 (1984) 臺灣高山箭竹草生地之植物演替與競爭機制。中華林學季刊 17(1): 1-32。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1978) 大甲溪上游臺灣二葉松天然林之群落組成及相關環境之研究。國立臺灣大學實驗林研究報告121: 207-239。
- 賴國祥 (2003) 臺灣亞高山地區的林火生態。林火生態與管理研討會，第49-52頁。農委會林務局、臺灣生物多樣性保育學會。

- 賴國祥 (2005) 合歡北峰臺灣二葉松林火燒後之天然更新。特有生物研究 7(1): 61-68。
- 賴國祥、陳明義 (1992) 合歡北峰臺灣二葉松林火燒後之植群與嚙齒類消長。中華林學季刊25(2): 33-42。
- Bader, M., I. van Geloof, and M. Rietkerk (2007) High solar radiation hinders tree regeneration above the alpine treeline in northern Ecuador. *Vegetatio* 191(1): 33-45.
- Bell, D. (2001) Ecological response syndromes in the flora of southwestern Western Australia: fire reproters versus reseeders. *The Botanical Review* 67(4): 417-440.
- Buhk, C., P. S. Gómez and I. Hensen (2005) Plant regeneration mechanisms during early post-fire succession in south-eastern Spain. *Feddes Repertorium* 116(5-6): 392-404.
- Cierjacks, A., S. Salgado, K. Wesche and I. Hensen (2008) Post-Fire Population Dynamics of Two Tree Species in High-Altitude Polylepis Forests of Central Ecuador. *Biotropica* 40(2): 176-182.
- Clément, B. and J. Touffet (1990) Plant strategies and secondary succession on Brittany heathlands after severe fire. *Journal Vegetation Science* 1: 195-202.
- Eshel, A., N. Henig-Sever and G. Ne'eman (2000) Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. *Vegetatio* 148(2): 175-182.
- Germino, M. J., W. K. Smith and A. C. Resor (2002) Conifer seedling distribution and survival in an alpine-treeline ecotone. *Vegetatio* 162(2): 157-168.
- Guo, Q. (2001) Early post-fire succession in California chaparral: Changes in diversity, density, cover and biomass. *Ecological Research* 16: 471-485.

- Kalamees, R., K. Püssa, I. Vanha-Majama, and K. Zobel (2005) The effects of fire and stand age on seedling establishment of *Pulsatilla patens* in a pine-dominated boreal forest. *Canadian Journal of Botany* 83(6): 689-693.
- Kemball, K. J., G. G. Wang, and A. R. Westwood (2006) Are mineral soils exposed by severe wildfire better seedbeds for conifer regeneration? *Canadian Journal of Forest Research* 36 (8): 1943-1950.
- Luciana, G., G. Nadia and B. Donaldo (2004) Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *Journal Vegetation Science* 15: 67-76.
- Peterson, D. W. and P. B. Reich (2008) Fire frequency and tree canopy structure influence plant species diversity in a forest-grassland ecotone. *Plant Ecology* 194: 5-16.
- Sousa, W.P. (1984) The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 15: 323-391.
- Wahren, C-H. A., W. A. Papst and R. J. Williams (2001) Early post-fire regeneration in subalpine heathland and grassland in the Victorian Alpine National Park, south-eastern Australia. *Austral Ecology* 26: 670-679.
- Zimmermann, J., S. I. Higgins, V. Grimm, J. Hoffmann, T. Münkemüller and A. Linstädter (2008) Recruitment filters in a perennial grassland: the interactive. *Journal of Ecology* 96:1033-1104.