書目編號：1351

112 年度玉山國家公園杜鵑營地火燒跡地植生復育及生態變化監測

Monitoring of vegetation restoration and ecological dynamics of post-fire habitats at Yushan National Park Dujyuan Campground

(本報告內容及建議純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

玉山國家公園管理處

中華民國 112 年 12 月

112 年度玉山國家公園杜鵑營地火燒跡地植生復育及生態變化監測

Monitoring of vegetation restoration and ecological dynamics of post-fire habitats at Yushan National Park Dujyuan Campground

受委託單位：國立嘉義大學
計畫主持人：呂長澤副教授
協同主持人：林政道副教授
計畫期程：中華民國 112 年 1 月至 112 年 12 月
計畫經費：新臺幣 90 萬元

內政部國家公園署玉山國家公園管理處委託辦理

中華民國 112 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

一、　計畫緣起及目的

110年5月16日上午接獲通報因山友登山用火不慎導致玉山國家公園八通關古道杜鵑營地附近造成森林火燒，歷經12天，至110年5月27日熄滅，經行政院農業部林業及自然保育署嘉義分署 (前身為農業委員會林務局嘉義林區管理處)判釋被害面積約22.1公頃以上，延燒面積約79.7公頃。110－111年間，已評估火燒的嚴重程度，並建立長期樣區監測火燒跡地復育情況。本年度持續監測火燒跡地與周遭環境的森林復育情形，並提出該區域火燒森林的中長期監測模式。

二、　研究方法及過程

本研究先以杜鵑營地火燒前的氣候情況、水分條件以及地形因子，探究區域內火燒的風險因素，再將杜鵑營地受火燒影響區域劃分為核心區、推移帶、未受干擾區，使用衛星影像之標準化植生指標(NDVI)、葉面積指數指標(LAI)以及淨初生產力指標(GPP)，檢視火燒前後植群整體變動趨勢。最後結合地面調查，針對前期建立的監測樣區與另外設置之臨時樣區進行地被植物調查、木本植物健康度調查。最後統整研究成果擬定火燒影響區域監測策略。

三、　重要發現

(一) 火燒風險評估

檢視火燒前的氣候條件，在2021年5月時，杜鵑營地區域自2019年7月起已維持了21個月的相對乾旱期，此外水分條件在2021年4月時更達到極端乾旱條件，顯示區域屬於森林火燒高風險的情況。同時，杜鵑營地的延燒區域內，有86.19%的植被處於水分匱乏的狀態，當中約有4.02%的植被屬於極端乾旱的情況。綜合地形因子的風險評估結果，顯示杜鵑營地大火時，確實在高風險區域，林份受到較嚴重的危害，地形效應確實加劇火燒蔓延與火燒嚴重程度。顯示杜鵑營地火燒雖然是人禍，但氣候條件與地形因素致使火燒蔓延，加劇嚴重程度。

(二) 火燒恢復情況評估

自 NDVI 分析結果檢視區域內的植群生長情況，顯示在2022年8月時區域內的植群普遍陷入衰退，至2023年1－4月時 NDVI 數值並未好轉，直到8－10月時，火燒核心區的 NDVI

數值略為提高，但是推移帶則有衰退的跡象。同時 LAI 與 GPP 數值顯示在火燒後，代表樹冠密度的 LAI 數值大幅下降，同時 GPP 也有減少的趨勢。監測樣區的調查結果顯示，火燒區域內仍有冠層木陸續死亡，存活的林木的冠層密度下降與枯梢率上升，死亡植株可能在火燒後健康度下降，對逆境的抵抗力降低，因此在乾旱影響下陸續死亡。同時，研究團隊發現火燒區域的地被層植物開始重新拓植，玉山箭竹的覆蓋率上升，樣區中的物種數增加，同時也發現高密度的臺灣二葉松小苗。代表在乾旱影響下，臺灣二葉松的更新機制仍在運作。

(三) 綜合評估

總和來說，杜鵑營地火燒跡地具有自然復育的優勢與潛在威脅。優勢方面，火燒區域的鑲嵌狀態及地表火的發生有利於自然復育。殘存的樹木與地被植物有助於加速植被恢復，並為野生動物提供棲息地。同時，殘留木可減少直射光並保持土壤結構，有助於降低土壤流失與崩塌的風險。潛在威脅包括持續乾旱、病蟲害與植物生理作用的受損。氣候變遷下的極端高溫與乾旱事件也可能對植物造成直接威脅，導致植群退化。

四、　主要建議事項

本研究建議，火燒跡地應採用自然復育方式，並進行持續的監測與評估，以了解復育進度與植群健康狀態。此外，也需注意極端天氣事件對生態系的影響，以及病蟲害可能對樹木造成的損害。本研究另根據前期研究前人研究提出結合三種面向的監測模式，分別為氣候監測、衛星影像監測與地面樣區監測。氣候監測作為整體復育情況的背景值，評估火燒區域的水分狀態。衛星影像用以評估火燒區域的整體發展情況，可以獲得較即時的資訊，並可評估氣候變動對植群的影響。地面調查可得到詳細的更新狀況，分別針對冠層留存木的健康以及地被更新情況監測，以了解留存木生長情況以及林下小苗更新情形。俟林下小苗成熟後，降低監測頻率，並以苗木為監測主軸，持續監測復育情況。

Abstract

Purpose of the Project

On the morning of May 16, 2021, it was reported that a forest fire was caused near the Dujyuan Campground at the Batongguan historic trail in Yushan National Park due to the careless use of fire by mountain climbers, which lasted for 12 days and was extinguished on May 27, 2021. The damaged area is about 22.1 hectares, and the area of extended burn is about 79.7 hectares. The damaged area was about 22.1 hectares, and the extended burn was about 79.7 hectares.

For 2021－2022, the severity of the fires has been assessed, and 13 long-term monitoring plots have been established to monitor the restoration of the burned area. This year, we continued to monitor the restoration of the burned area and the forest vegetation. Furthermore, we suggest a medium- and long-term monitoring model for the burned forests in the region.

Research methods

In this study, we first evaluate the risk factors of fire in the Dujyuan Campground using the climatic conditions, moisture conditions, and topographic factors before the fire. Then, we divided the fire-affected areas into the fire-core area, the ecotone, and the undisturbed area and examined the trend of the overall vegetation changes before and after the fire by using the standardized vegetation index (NDVI), the leaf area index (LAI), and the gross primary productivity (GPP) from the satellite data. Finally, wild field surveys were combined with understory surveys and woody plant health surveys in the monitoring plots and temporary plots. Eventually, the study results were consolidated to formulate a monitoring strategy for the fire-affected areas.

Result and discussion

Reviewing the pre-fire climatic conditions, in May 2021, the Dujyuan Campground had sustained a relatively dry period of 21 months since July 2019, in addition to moisture conditions reaching extreme drought conditions in April 2021, suggesting that the area was at high risk of forest fire. At the same time, 86.19% of the vegetation in the extended burn area was under moisture deprivation, of which about 4.02% was under extreme drought conditions. The results of the fire risk assessment of the integrated terrain factor showed that the Dujyuan Campground was indeed in a high fire-risk area, and the topography effect did aggravate the spread and the severity of the fire. Although the fire was a man-made disaster, the climatic conditions and topographic factors contributed to the spread of the fire and the severity of the fire.

The result from the NDVI analyses showed that the vegetation in the region was generally in decline after the fire. Moreover, the NDVI values continuously decreased to April 2023. In August-October, the NDVI values improved slightly in the fire-core area, but it showed a declining trend in the ecotone. Meanwhile, the LAI and GPP values showed that the LAI value, which represents the

density of the tree canopy, decreased significantly after the fire, and the GPP also showed a decreased tendency. The survey results in the monitoring plot showed that there were still some canopy trees dying in the burned area, the canopy density of trees decreased, and the dieback rate increased. The trees might be less resistant to adversity after the fire, so they might die due to the influence of the coming drought. At the same time, the research team found that the understory plants in the burned area began to recover, the coverage of Yushania niitakayamensis increased, the species richness and diversity in the sample area increased, and a high density of Pinus taiwanensis saplings was also found. This indicates that the regeneration mechanism of Pinus taiwanensis is still functioning under the influence of drought.

Suggestion

This research proposed a combination of three monitoring modes based on previous studies and research results, namely, climate monitoring, satellite monitoring, and wild field monitoring. Climate monitoring is used as the background value of the overall restoration situation to assess the moisture status of the burned area. Satellite imagery is used to assess the overall development of vegetation in the burned area, to obtain more real-time information, and to evaluate the impact of climate change on the vegetation. Wild field monitoring provides detailed information on regeneration conditions, monitoring the health of the retained wood in the canopy.

目錄

摘要.....I
Abstract.....III
目錄.....V
表目錄.....VI
圖目錄.....VII
一、 計畫緣起及目的.....1
二、 文獻回顧.....3
(一) 火燒對於植群生態之影響.....3
(二) 臺灣之林火型態.....6
(三) 氣候變遷對火燒的影響.....7
(四) 玉山國家公園過去火燒事件.....9
(五) 2021年5月火燒事件後監測概況.....12
(六) 火燒嚴重程度與風險評估.....14
(七) 火燒後生態系復育情形評估.....15
三、 工作方法及步驟.....20
(一) 研究區域.....20
(二) 了解不同火燒嚴重度，如火燒核心區、火燒推移帶(火燒區域邊緣)、未受干擾區域之植生變化情形。監測植群空間與時序變化之自然復育情形.....23
(三) 了解火燒核心區、火燒推移帶之現地樹木健康狀況和實際苗木更新情形，並與未受干擾區域苗木更新情形進行比對.....27
(四) 依據前期調查成果提出該區域之階段性高山火燒森林監測模式及長期監測項目進行持續監測，作為園區經營管理計畫之參考.....30
四、 結果與討論.....32
(一) 火燒風險評估.....32
(二) 火燒恢復情況評估.....43
五、 綜合評估與建議.....61
(一) 火燒後續影響與復育情形綜合評估.....61
(二) 建議.....64
六、 參考文獻.....67
附錄一、玉山國家公園杜鵑營地周邊地區維管束植物名錄.....77
附錄二、期中審查意見回覆.....82
附錄三、期末審查意見回覆.....86

表目錄

表 1. 杜鵑營地火燒跡地及周邊永久監測樣區與臨時樣區資訊.....22
表 2. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內火燒風險等級(坡度).....26
表 3. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內火燒風險等級(坡向).....26
表 4. Braun-Blanquet 聯合估值與覆蓋度估值換算表.....28
表 5. 火燒後林木健康度評估項目.....29
表 6 健康度調查表範例.....30
表 7. SPI 與 SPEI 指標數值與環境水分狀態(Bera et al, 2021).....34
表 8. 2021年3–4月延燒範圍內 NDMI 分級之面積與面積比例.....39
表 9. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內火燒風險等級(坡度)及面積統計表.....41
表 10. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內坡向火燒風險等級及面積統計表.....42
表 11. 2020–2021年 NDVI 等級數值所占面積比例變遷統計表.....45
表 12. 2022–2023年 NDVI 等級數值所占面積比例變遷統計表.....46
表 13. 2023年 NDVI 等級數值所占面積比例變遷統計表.....49
表 14. 杜鵑營地火燒監測樣區內平均小苗數量(株/100 m^2).....55
表 15. 杜鵑營地推移帶樣區存活樣木健康度調查比較分析.....58

圖目錄

圖 1. 自1963至2021年玉山國家公園範圍內火燒發生點(本研究繪製).....10
圖 2. 杜鵑營地 2021 年火燒及延燒範圍（摘自2022 年前期研究報告）.....21
圖 3. 火燒範圍與監測樣區位置圖.....21
圖 4. 2021年5月1日至5月10日 KBDI 指標平均值統計結果，綠色代表水分充足，棕色代表嚴重缺乏水分。.....35
圖 5. 2021年4月臺灣 SPI 指數，藍色代表極端濕潤，紅色代表極端乾旱，指數與水分狀態參照表 7。.....36
圖 6. 1980－2023年杜鵑營地區域 SPEI 12指數之長期變化圖，綠色代表濕潤，棕黃色代表乾旱，顏色深淺代表程度，水分狀態參照表 7，紅色虛線代表杜鵑營地大火發生時間。.37
圖 7. 2021年3–4月玉山國家公園 NDMI 平均數據圖，數值於-0.2至0.4之間代表植物面臨缺水逆境，小於-0.2表示接近裸露地。.....39
圖 8. 玉山國家公園杜鵑營地坡度火燒風險等級圖，坡度對應等級請參照表 9。.....41
圖 9. 玉山國家公園杜鵑營地坡向火燒風險等級圖，坡向對應等級請參照表 10。.....42
圖 10. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內平均 NDVI 分級圖，A:2020年8月至10月，B: 2021年8月至10月，C: 2022年8月至10月，C: 2023年1月至4月。.....44
圖 11. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內火燒前 NDVI 平均值(統計自2020年8月至10月)與火燒後 NDVI 平均值(統計自2021年8月至10月)之差值，負值代表 NDVI 減少(植群衰退)，正值代表 NDVI 增加(植群增長)。.....45
圖 12. 2022年8–10月玉山國家公園之 NDVI 平均數值圖。.....46
圖 13. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內2022年 NDVI 平均值(統計自2022年8月至10月)與2023年 NDVI 平均值(統計自2023年1月至4月23日)之差值，負值代表 NDVI 減少(植群衰退)，正值代表 NDVI 增加(植群增長)。.....47
圖 14. 玉山國家公園地區2021年1月至2023年9月之(A)降雨量以及(B)有效降雨量.....48
圖 15. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內 NDVI 最大值之比較圖，(A)2023年1–4月，(B)2023年8–10月。.....48
圖 16. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內2023年1－4月與8－10月 NDVI 最大值之差值，負值代表 NDVI 減少(植群衰退)，正值代表 NDVI 增加(植群增長)。.....49
圖 17. 玉山國家公園杜鵑火燒區域(A)與對照組(B)之葉面積指數趨勢圖，圖中灰色線條代表原始數據，粗線條代表平滑後曲線，紅色虛線代表火燒發生時間。.....51
圖 18. 玉山國家公園杜鵑火燒區域與對照組之淨初生產力平滑趨勢線，圖中紅色虛線代表火燒發生時間。.....51
圖 19. 玉山國家公園杜鵑火燒區域之差異常態化燃燒比(dNBR)比較圖，A 為2021年4月與2021年8月之比較，B 為2021年4月與2022年4月比較，C 為2021年4月與2023年4月比較。.....52

圖 20. 玉山國家公園杜鵑火燒區域之監測樣區地被層植物的(A)物種數與(B)Shannon 多樣性，圖分組 A 為火燒核心區，B 為推移帶，C 為對照組，第一次調查在2022年2月，第二次調查在2022年5月，第三次調查在2022年9月，第四次調查在2023年7月。.....54
圖 21. 玉山國家公園杜鵑火燒區域之推移帶在2023年7月調查到高密度的臺灣二葉松小苗。.....55
圖 22. 在四次調查中火燒推移帶的冠層密度與枯梢率比較圖，第一次調查在2022年2月，第二次調查在2022年5月，第三次調查在2022年9月，第四次調查在2023年7月，比較數值為 Wilcoxon sign rank test 計算所得之 p-value.....57
圖 23. 杜鵑火燒區域推移帶臺灣二葉松根部之蕈菇生長情形。.....58
圖 24. 本次調查情況，A. 主要火燒區域整體狀況，B. 樹冠層死亡情形，C. 調查區域中臺灣鐵杉小苗，D. 架設臨時樣區。.....59
圖 25. 杜鵑火燒區域死亡植株樹幹上有昆蟲蛀食痕跡，A. 啃食痕跡可能從部分樹幹到遍佈整個樹幹，B. 蛀食的洞，可能有幼蟲，C. 蛀食痕跡在樹皮表面。.....60
圖 26. 2023年杜鵑火燒區域 NDMI 圖，A. 2023年1–4月平均值，B. 2023年8–10月平均值。.63

一、計畫緣起及目的

臺灣的森林火災一直都是政府林業相關部門所要預防的重大災害，因臺灣的山勢陡峭、路途較遠、水源較難取得，一旦發生火災往往不易撲滅控制。根據林務局統計資料顯示，每年發生的森林火燒約七十來起，人為因素占比約99%，尤其以吸菸不慎所造成的林火危害占比最高。近年來氣候變遷導致乾季延長，亦增加了森林火災的風險，尤其是中南部山區於九月至翌年四、五月份的乾季居多，例如110年度嘉義林管處所轄之阿里山、玉山一帶之林班地均有多起火燒事件。

110年5月16日上午接獲通報因山友登山用火不慎導致玉山國家公園管理處八通關古道杜鵑營地附近造成森林火燒，歷經12天，至110年5月27日熄滅，經行政院農業部林業及自然保育署嘉義分署 (前身為農業委員會林務局嘉義林區管理處)判釋被害面積約22.0877公頃以上，延燒面積約79.7公頃。依據行政院農業部109年12月修訂森林火災災害防救業務計畫，延燒面積計算為森林火災事件中，林火蔓延範圍之面積。被害面積：森林火災事件中，森林主產物遭燃燒受損之面積(扣除草生地、岩石、裸地等)。

火燒跡地及周邊原生植群為臺灣二葉松(*Pinus taiwanensis*)、臺灣冷杉(Abies kawakamii)、刺柏(*Juniperus communis*)、臺灣鐵杉(*Tsuga chinensis* var. *formosana*)、玉山圓柏(*Juniperus squamata*)及玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)草生地，以臺灣二葉松、臺灣冷杉及臺灣鐵杉為主要族群，海拔介於2,750–3,200公尺之間，屬高山針葉林相。本次火燒跡地屬於本處之生態保護區。火燒後為了解本次森林火燒影響的程度，針對火燒跡地及周邊植群委託專業團隊於110–111年評估火燒的嚴重度，彙整相關園區內森林火燒與監測之報告，並依照評估結果來建立長期監測的樣區，以盤點受到本次火燒影響的生物類群與棲地環境。現地調查顯示火燒核心區域之優勢樹種臺灣二葉松大都死亡、地被層亦

皆死亡，許多針葉樹小苗開始萌芽，其餘草本植物亦萌發更新，但萌發部分受到草食獸啃食。112年希望持續監測火燒跡地及周邊環境之復育情形。

二、文獻回顧

(一) 火燒對於植群生態之影響

火燒在全球生態系中都是很常見的干擾因子與生態過程(Archibold, 1995; Bond et al., 2005; de Dios, 2020; Parks et al., 2018; Pfadenhauer & Klötzli, 2020)，而火也早在過去數百年前就在生態上塑造現在的生物群落分布並維持生態結構及功能。許多地區因季節性火燒而能維持特定景觀，如稀樹草原(savanna)、草原、乾硬葉植群(dry sclerophyll vegetation)等長期受火燒影響的生態系(Foster et al., 2018; Gill, 1975; Glitzenstein et al., 1995)。探討火燒影響生態系具有相當多數量的論文，大多數都在探討火燒規模(fire regime; Krebs et al. (2010))，但其定義要從 1970 年代之後才蔚然明確；一般的火燒規模的定義為在某一地區林火造成的火燒強度、頻度與季節性等特徵(de Dios, 2020; Gill, 1975)。近年來火燒規模則是延伸為五種不同的組成 (Greenberg et al., 2021; Keeley, 2009)，分別是(1) 形成火燒燃料層的火燒類；(2) 火燒強度和嚴重程度；(3) 時序上的特徵；(4) 火燒範圍大小與分布；(5) 火燒的季節性。但要形成火燒，必須引發一連串的開關才能觸發，包含有足夠多的燃料、充分乾燥、點火者和適合火燒的環境。通常火燒規模中，依照火燒燃料層的類型特徵分成地下火(ground fire)、地表火(surface fire)和樹冠火 (crown fire)等三種 (Cochrane & Ryan, 2009)。地下火通常是悶燒無火焰，燃燒的速度非常慢，但能夠摧毀大量的植物根系造成森林的死亡；地表火則是燃燒堆積的植物乾物質，例如腐殖質、枯枝落葉碎屑等，因為火燒溫度相對較低，對於生態系的影響來說是三種類型當中最小的；樹冠火則是因富含精油、樹脂的枝葉所引發之大火，像是以松屬(*Pinus*)、桉屬(*Eucalyptus*)為優勢的森林。此類型的火燒因為火焰溫度最高、火燒擴散速度最快，幾乎可以將植群燃燒殆盡。發生樹冠火的植群型多半是針葉林、副熱帶冬

雨的硬葉林，尤其是北方針葉林的樹冠火同時伴隨地表火，對於植群影響程度很大(Cochrane & Ryan, 2009; Pfadenhauer & Klötzli, 2020)。

火燒強度及頻率是控制物種組成、植群結構、植物功能性狀的主要因素；反之，物種組成也會影響火情，長期或反覆發生火燒能促使植物發展適應性形態特徵或繁殖模式，以利在火燒環境中生存(He et al., 2019; Lamont et al., 2019)。形態特徵上，葉片功能性狀影響可燃性，其中以葉片乾物質含量(leaf dry matter content)、葉片厚度、木質素含量(lignin content)及酚含量(phenolic)為主要形態特徵(Alam et al., 2020)。在繁殖模式上，能大致分為種子及萌蘗繁殖兩種，前者能透過土壤及冠層種子庫儲存種子，經由火燒將高大的競爭者移除，同時火燒的高溫刺激種子萌芽生長。樹冠種子庫經常是延遲開裂的毬果組成的，多數火燒事件經常是地表火，鮮少影響大範圍的樹冠層(Daskalakou & Thanos, 1996)；後者中個體具有許多分生組織並在特定部位，如頂芽，會有成熟葉或表皮組織包覆，避免在火燒當下受損(Clarke et al., 2013)。Rowe (1983)將耐火植物分成五種類型，分別為 (1)耐火者 (Endurer)：此種策略是能夠耐受火燒，火燒後即使植物的地上部被燒掉也會重新由地下部萌蘗，像是一些木本植物產生不定芽，或是地中或半地中的草本植物、(2)抗火者 (Resister)：此策略是防止火傷害其分生組織，例如松屬 (*Pinus*)、刺槐屬 (*Acacia*)的植物樹皮厚且充滿空氣，在火燒時可抵抗其溫度造成的傷害；在臺灣此類型代表的耐火植物為臺灣二葉松、栓皮櫟 (*Quercus variabilis* Blume)等、(3) 避火者 (Avoider)：會避開容易火燒的地點，例如在非洲稀樹草原區域，有些大白蟻屬 (*Macrotermes*)種類會培養真菌，因此讓蟻丘附近的土壤成為養分累積的熱點，導致有許多木本植物長在蟻丘附近。白蟻會分解大量的枯枝落葉，當周邊的草本植物群落火燒時，因蟻丘上沒有燃料堆積所以不會被火燒所影響，例如彎子木屬 (*Cochlospermum*)植物某些種類即是應用此策略、(4)躲藏者 (Evader)：此策略的植物是透過土壤中大量的

種子庫在火燒後萌發，部分物種需要靠高溫的刺激才會發芽，例如桉屬植物、松屬植物 (5)入侵者 (Invader)：這類型為先驅植物，多半透過風來傳播，因此可以在火燒後快速在火燒跡地上快速萌芽生長，像是松屬植物。

從生態系的角度來看，火燒對於陸域生態系的影響較其他干擾因子劇烈，但須視火燒的持續時間、火燒強度以及干擾範圍而定。不同程度的火燒對生態系影響程度也不同，嚴重的火燒會破壞地表植被，改變土壤結構與成分，使整體生態環境回到較初期的演替階段 (邱清安等，2015)。然而，適度火燒則會促進地表的木質殘材加速回歸土壤，促進土壤養分循環(Ball et al., 2010; McLauchlan et al., 2020; Raison, 1980)、刺激火燒適存種的種子發芽並引發植物更新(Ne'eman et al., 2009; Pfadenhauer & Klötzli, 2020)，甚至增加植物多樣性 (Coop et al., 2010)，同時也有控制病蟲害等助益 (Parker et al., 2006)。因此，火燒的生態影響是多面向且複雜的，難以用單一尺度來衡量。除了影響植群外，火燒也會對環境、土壤、水文及動物造成不同層面的影響(Engstrom, 2010; González-Pérez et al., 2004; Stavi, 2019)。此外，地被結構、樹冠層覆蓋度的改變，以及棲地零碎化都會造成野生動物在移動與居留、覓食產生變化，進而造成當地動物組成有所變動。森林火燒事件所燒毀的植物物種與數量不一，直接影響了植群結構組成(Scholl & Taylor, 2010)，此外火勢與當下地形、可燃物、天氣條件等因素相關，也造成地景中的植被呈現不均勻的改變 (van Wagtendonk & Lutz, 2007; van Wagtendonk et al., 2012)。Miller and Thode (2007)也指出，林火造成樹木或地被植物死亡的程度不同，容易形成鑲嵌區塊 (mosaic patches)，進而產生棲地零碎化或邊緣效應。再者，火燒後改變了野生動物可利用棲地形式(如樹木、灌叢、草生地)、熱覆蓋 (thermal cover，如樹冠層遮蔽度)，以及可利用的食物資源 (如禾草或樹葉、種子或果實，以及無脊椎動物)，並造成棲地異質性，可能使該區域的生物組成變化(Roberts et al., 2015)。

除了地上部植被受火燒影響外，土壤中的微生物群落及養分組成也會受到影響。火燒的高溫會直接影響枯枝落葉及土壤腐植質的分解，導致微生物直接死亡及棲地喪失(Bárcenas-Moreno et al., 2009; Köster et al., 2021)。土壤的加熱會促使微生物體內酵素功能失調，僅有部分真菌及古細菌對高溫的耐受性高的物種能存活下來(Day et al., 2020)。高強度的火燒使有機質完全燃燒，可能導致養分揮發、土壤團聚穩定性受破壞、土壤顆粒疏水性增加等(Agbeshie et al., 2022)。低強度火燒能增加土壤有效磷、加速有機質礦質化，增加有效氮等(Li et al., 2021; Su et al., 2022)，這些養分經常隨降雨及沖蝕改變，養分組成改變同時也可能導致治病真菌增加、共生真菌減少(Gravuer et al., 2020)。在經常發生火燒的地區，微生物群落(microbiome) 至少需要20年才能恢復至原先的樣貌(Pérez-Valera et al., 2020)。

(二) 臺灣之林火型態

臺灣雖位於副熱帶地區，但受到東亞季風系統與山脈地形的影響使得降水比同樣位於副熱帶的其他地區來得多，並形成森林。臺灣的北部地區受到東北季風與西南季風雙重影響，為全年濕潤的氣候；中南部地區的雨季主要是集中在夏季，一年約有四至五個月的乾季。根據蘇鴻傑的地理氣候區(Su, 1984, 1985)，依照水份和溫度區分為東北區 (NE)、西北區 (NW)、中西區 (CW)、西南區 (SW)、東區北段 (EN)、東區南段 (ES)、東南區 (SE)、蘭嶼區 (LAN)等八個地理氣候區位，其中東北區和蘭嶼區屬於恆濕型氣候，其他區則是夏雨型氣候 (Su, 1985)。東北區與蘭嶼區因終年恆濕，較不易形成林火產生條件，其餘氣候區位則有可能達到潛在火燒的條件，尤其是中央山脈、雪山山脈等南向、西南向坡以非帶狀植群的臺灣二葉松森林為主，地被累積許多松針落葉，這些富含松脂的枯枝落葉容易在乾燥的氣候引發火燒。根據過去的統計，國有林班地中以林業及自然保育署臺中分署大甲溪事業區、雪霸國家公園發生森林火燒

的紀錄次數最高 (林朝欽，2001)。而玉山國家公園境內前一次發生森林火燒是在 1993年初左右於塔塔加發生，火燒範圍達 300多公傾，是近三十年來火燒範圍及影響最大的一次火燒事件。主要受損最嚴重的為臺灣二葉松和臺灣華山松 (*Pinus armandii* var. *mastersiana* (Hayata) Hayata)，也因為植被燒毀導致降雨後土壤沖蝕嚴重及野生動物危害 (陳隆陞，1995)。

臺灣的林火對植群的影響主要是依照不同火燒嚴重程度造成損害，輕中度的損害往往能伴隨演替逐步恢復原有植被，但高強度的火燒則需要更長復原時間，甚至伴隨火燒的高頻度導致棲地退化維持在演替初期的草生地 (邱祈榮等，2012)。例如大肚山長期火燒導致外來種植物大黍 (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs)的入侵，其生長快速，累積生物量高亦會造成下次火燒的燃料，進而反覆造成火燒(何承穎，2009)。在臺灣中高海拔頻繁發生火燒的森林主要發生在大甲溪上游一帶，其植群演替以劉棠瑞、蘇鴻傑 (1978)為代表，研究結果顯示，在大甲溪上游的臺灣二葉松為主的植群型長期受到火燒干擾下，區分為臺灣二葉松-玉山箭竹、臺灣二葉松-高山芒、赤楊-臺灣二葉松、臺灣二葉松-栓皮櫟、臺灣二葉松單叢、栓皮櫟疏林等。若是以臺灣二葉松純林來說，極容易發生火燒，火燒後會維持純林或退化成疏林，若長時間臺灣二葉松森林未有火燒干擾，一般來說在海拔3,000 m 以上則會形成鬱閉的臺灣冷杉林；海拔 2,300–3,200 m 則會形臺灣雲杉林或是臺灣鐵杉林；而海拔 2,000–2,700 m 則會形成針闊葉混和林(劉棠瑞、蘇鴻傑，1978)。

(三) 氣候變遷對火燒的影響

隨氣候變遷影響，極端氣候增加，乾旱延長的問題造成全球火燒頻率增加(王世宇、柳婉郁, 2021)。以經常因氣候因素而引發火燒的加拿大為例，20世紀末加拿大各州火燒的發生率可能提高140%，面積及火燒季節也都將大幅增加(Boulanger et al., 2013; Wotton et al., 2010)。在澳洲同樣也觀察到火燒強度及面

積受氣候變遷影響而加劇的狀況(Abram et al., 2021)。氣候變遷也對於生物的基因、個體乃至於群落多樣性都具有不同程度的影響(Harrison, 2020; Sintayehu, 2018)，而植物群落對於環境干擾具有一定程度的適應能力，使得短期的干擾對群落結構的影響並不顯著(Nolan et al., 2021)。然而當干擾持續，火燒對於生態系功能的影響可能會更大，Moghli et al. (2022)進一步指出，火燒的頻率和規模變化會導致生態系服務的功能大幅度減少。

氣候變遷除了干擾當下對生態的衝擊，干擾結束後的氣候對植物生長也可能產生嚴重阻礙(Gittins et al., 2011)。由於氣候變遷導致各項氣候因子加劇，使得不同干擾同時或連續發生，這種狀況被稱為多重干擾(multiple disturbances)，對植被的生長及受干擾後的恢復期產生阻礙，促使植群快速衰退(Batllori et al., 2017)。多重干擾間的交互作用對植群的影響可能比單一干擾的影響更加持久，並且干擾的交互作用可能產生級聯效應(cascading effect)，進而驅動其他干擾(Buma, 2015)。

以亞洲地區來說，西北太平洋副熱帶高壓 (The Western North Pacific Subtropical High, WNPSH)或北太平洋副熱帶高壓 (The North Pacific Subtropical High, NPSH)是控制亞洲地區夏季氣候的關鍵因子(He et al., 2015)， Chou et al. (2011)，相關研究亦顯示臺灣夏季降水也受到其影響。臺灣在近年氣候變遷影響下，大規模環流及地表空氣溫度波動(surface air temperature)的影響下，導致東亞季風(East Asian monsoon)及臺灣西南季風(northeasterly monsoon)減弱，使臺灣夏季溫度增加，西南部降水減少(Hsu & Chen, 2002)。異常的環流也被證實與南太平洋西部海表溫度異常相關，影響菲律賓、韓國及臺灣的降水(Hsu & Chen, 2011)。目前已受乾旱影響的地區在未來可能面臨更嚴重的乾旱，全臺約三分之二的縣市發生乾旱的機率大幅增加(Shiau & Hsiao, 2012)，因此發生火燒的機率也大幅增加。西北太平洋副熱帶高壓擴張導致2020–2021 梅雨季延遲，

颱風襲臺數量減少，造成南部地區乾季延長並缺水的現象，也可能間接造成2021 年山區發生多起火燒事故。因此，未來西北太平洋副熱帶高壓若持續擴張，可能會導致臺灣夏季降水減少或頻度改變，這將增加中南部山區乾季延長的機率，並可能增加潛在火燒的危機。

(四) 玉山國家公園過去火燒事件

根據邱祈榮和林政道(2022)統計，1963年至2021年於玉山國家公園範圍內發生之森林火燒事件，扣除重複資料，共計27次火燒事件，當中被害面積大於200公頃者有五件分別為：1963年5月於玉山事業區、1963年5月於荖濃溪事業區、1971年5月於玉山事業區、1993年1月於玉山事業區、1998年4月於秀姑巒事業區。從空間分布上分析，火燒事件大多發生於鄰近道路或登山路線之人為活動區域附近。火燒事件起因中有37.04%為菸蒂引起，其次為遊憩引起占14.81%，自然因雷擊引起僅占7.41%。

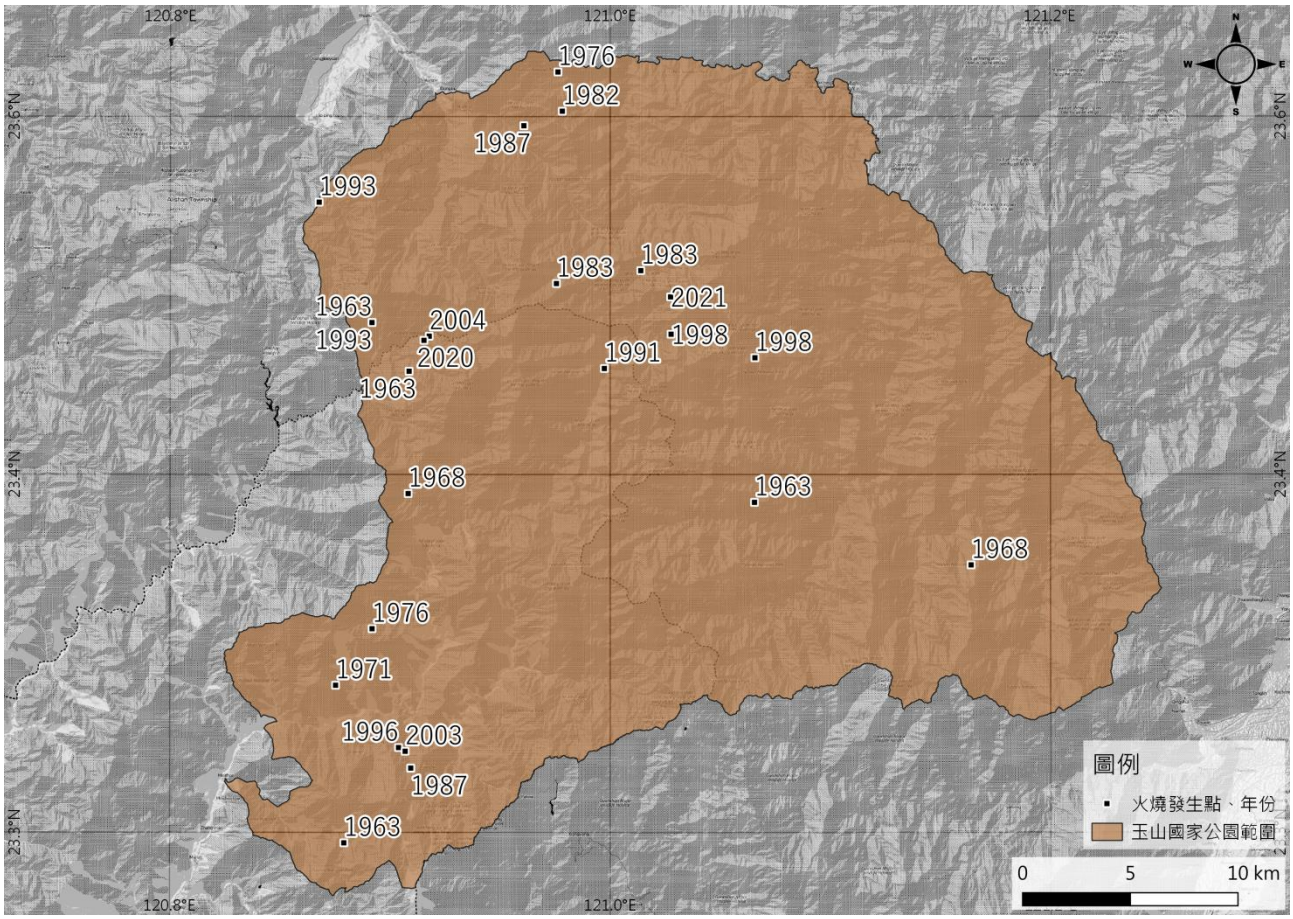

圖 1. 自1963至2021年玉山國家公園範圍內火燒發生點(本研究繪製)

火燒發生月份為乾季的3–5月最多，5月後梅雨季節開始，山區潮濕，火燒事件次數因而下降。邱祈榮和林政道(2022)使用標準化降水蒸發指標(standardized precipitation evaporation index, SPEI)對火燒發生年份進行分析，自1983年至1998年，環境較為乾旱月份多於較為潮濕月份，且同年中乾旱的程度大多大於潮濕的程度，因此發生較多起火燒事件。1999–2002環境大多較潮濕，因此沒有火燒事件發生。2003–2004全年度環境皆處於較為乾旱的狀態，因此在2003年冬季到2004年梅雨季前最乾旱的季節發生兩次火燒事件。2005–2017年，除2015年因聖嬰現象使溫度上升劇烈，降水減少，引發較為嚴重乾旱(周佳等，2017)，其餘大多為較潮溼的狀態，因此無火燒事件發生。在2018–2021年幾乎全年皆屬於較為乾旱的環境，距離前次火燒已過多年，燃料的堆積加上乾旱的環境，同時2021年5月又為自1982年來 SPEI 數值最低的月份，依據 Bera et al.

(2021)定義，SPEI 指標小於-2即為環境非常乾燥的狀態，再加上引火不慎，因此發生本研究主要調查之杜鵑營地火燒事件。

除針對單一火燒事件之研究外，過去亦有針對園區內區域性或全面性之火燒相關研究與討論。林朝欽 (1993)即針對包含玉山國家公園之臺灣三大高山型國家公園火燒事件進行討論，該研究蒐集玉山國家公園(20次)、雪霸國家公園(59次)、太魯閣國家公園(53次)大多數火燒皆是在生態保護區中發生，且人為活動為造成火燒的主要原因，建議國家公園針對遊憩活動與易發生火燒季節之燃料清理建立完善管理措施，降低火燒發生機率。並有研究使用遙測技術探討過去火燒發生之影響。莊阿清 (1993)使用各期航空照片圖對八通關草原之火燒事件進行探討，分析火燒面積與建議未來須加強防火宣導以及在易發生火燒區域及季節清除燃料，降低火燒發生機會。根據周天穎等(1995)研究報告結果提出八通關一帶屬於玉山國家公園園區內森林火燒最危險的地區之一。杜鵑營地亦屬於其中一部份，火燒範圍內植群組成多為臺灣二葉松、玉山箭竹、臺灣馬醉木等，其中以臺灣二葉松及玉山箭竹為優勢。臺灣二葉松因含豐富油脂與森林火燒具一定的相關性(林朝欽，1993)。臺灣雖然為海島國家，全年有降水，但高山上能留存的水氣有限，臺灣的森林火帶約落在海拔1,800–2,500 m 的針葉林為主(林朝欽、黃清吟，2006)。

林火屬於自然干擾因子之一，能決定植群的組成(林朝欽、黃清吟，2006)，以八通關草原為例，該地的草原景觀與火燒具高度相關性，其34年來草生地邊際無顯著改變，表示歷史火燒事件的範圍大小並無太大的變化，然而若八通關草原不再受火燒干擾，將可能發展成為臺灣鐵杉及臺灣二葉松之過渡林帶(莊阿清，1993)。若八通關森林未來林火發生頻率增加，森林可能退化為疏林或草生地，儘管在雨季時能進行演替，但火燒頻率增加將無法演替至森林極盛相(邱祈榮等，2012)。

(五) 2021年5月火燒事件後監測概況

研究團隊於2021年承接玉山國家公園研究計畫「110-111年玉山國家公園八通關森林火燒之生態監測與自然復育評估計畫」，透過衛星影像分析與地面調查監測方式，針對2021年玉山國家公園八通關杜鵑營地火燒跡地進行火燒嚴重程度與後續影響狀況評估(邱祈榮、林政道，2022)。

本次火燒主要集中於南向坡，並從起火點處以地表火的形式蔓延，同時在起火點上坡處、部分地形陡峭或接近稜線處形成較嚴重危害。常態化差異植生指標(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)數值顯示在火燒前多屬於森林植生覆蓋，而火燒後三個月內可明顯透過 NDVI 數值判斷受火燒影響區域，依據火燒嚴重程度將區域區分為核心區與推移帶。透過不同年度之 NDVI 差值計算，發現有部分區域原為植生覆蓋良好區域，在火燒發生後，轉變為稀疏灌木或草地，接近無植生覆蓋之數值等級。在火燒危害最嚴重的核心區，林木多接近全株焦黑狀態，僅極少數較高的臺灣二葉松得以倖免。冠層優勢樹種臺灣二葉松的冠層被燒比例平均為83.5%，而次冠層的紅毛杜鵑、高山櫟、玉山杜鵑等樹冠燃燒比例則多數達100%，次冠層植物與地被植物幾乎被燃燒殆盡。推移帶主要受到地表火影響。樹冠多未直接受火燒侵害，在2月首次調查時多數臺灣二葉松多有綠葉。雖然沒有明顯樹冠火的現象，但是仍有部分冠層的枝葉受火燒高熱而死亡。同時，區域內明顯受地表火焚燒，地被幾乎無草本植物存活，次冠層灌木或小喬木也幾乎全數死亡。並且 NDVI 在多數區域2022年數值更較2021年火燒發生後低，因此推測整體植生受到氣候環境影響，尚未完全恢復。

樹木健康度調查始於2022年2月底，並在當年5月及9月底進行第二、三次的調查。在三次調查中，發現核心區與推移帶的樣木死亡率有逐步增加的趨勢。顯見火燒後，火燒的遲滯效應仍使區域內樣木逐步死亡。然而，依據冠層健康度指數之情況，存活之樣株有逐漸復原之情況。此外，推移帶各樣區部分的臺灣二葉松植株根部有大量蕈菇類生長，而對照組則沒發現蕈菇類的生長。該類

真菌是否是一般共生菌或是具有危害的根腐菌，仍需持續對樣木進行後續的觀察監測。

在地被植物變化動態的部分，首次調查中，核心區幾乎無任何地被覆蓋，覆蓋度最高僅5%。而推移帶樣區的覆蓋度平均為3–15%。三次調查總物種數與覆蓋度有隨著時間有逐漸增加的趨勢。推移帶覆蓋度增加最多，核心區次之，未受干擾區變化最小，主要擴張的物種為玉山箭竹。在2022年9月份複查時，於核心區與推移帶小苗數量較前次調查大幅增加，推移帶增加數量最多，平均每樣區可發現1250.8株，其中大多數小苗為臺灣二葉松，也有發現一定數量的冷杉與臺灣鐵杉小苗。火燒區域的自然更新之小苗數量充足，但有發現動物啃食小苗狀況。建議未來以自然更新復育的方式，並定期監測火燒區域之植被生長狀況。

火燒區域的土壤分析結果顯示僅有 EC 值、pH 值及有效磷 M3具有顯著差異。在事後檢定可以得知核心區及對照組之間的差異顯著，而推移帶則介於兩者之間。核心區及推移帶電導度顯著下降，可能因為缺乏地表植被覆蓋，導致土壤鹽分受降雨淋洗作用影響所致。土壤 pH 值以對照組呈現強酸性，核心區 pH 值略高，屬於弱酸性，而推移帶則介於中間值。火燒溫度若夠高植物體燃燒殆盡形成灰分，灰分則會釋放大量可溶性陽離子於土壤之中，造成土壤 pH 值上升。而溫度一旦過高則會導致有效磷及氮揮發，因此在推移帶的有效磷略高於其餘兩組，核心區的有效磷可能因溫度過高而大量揮發。

動物紅外線相機共記錄11個月13天5小時，總時長8,237小時。監測期間(全期)共拍攝到4,761張照片，扣除3,356張無效照片後，有1,405張有效照片，其中包含406隻個體。兩季共鑑定出5目12科17屬16種動物，包含哺乳類4目9科12屬12種，鳥類1目3科5屬4種。全期來看，以未受干擾區所記錄到的物種最多，共15種；火燒核心區次之，共記錄到7種，而推移帶所記錄到的物種數最少，共4

種。臺灣水鹿兩季整體活動頻度在各環境樣區都較其他物種高。部分物種活動可能受到森林環境鬱閉度影響而有差異。

(六) 火燒嚴重程度與風險評估

在火燒過後，評估火燒嚴重度(fire severity)是災後管理的第一步。火燒嚴重度評估為了解森林火燒事件對於生態或人類社會經濟造成的影響，而制定之標準方法及流程(Morgan et al., 2014)，在過去傳統林火生態學將其定義為森林火燒導致林相改變或影響演替之干擾程度。一般森林火燒導致的火燒異質性很高，加上森林火燒多半難以追溯火燒強度和持續時間，而影響嚴重度的因子包含燃料量、優勢的植群型、氣候、地形、土壤、動物牧食等(Harvey et al., 2016; Kerby et al., 2007; Kitzberger et al., 1997)，因此在評估火燒嚴重度時，須針對上述因子做進一步的分析。目前地形和氣候是影響火燒嚴重度的主要因子，已有許多研究報告明確證實地形(topography)扮演著影響火燒嚴重度的重要因子(Dillon et al., 2011; Parks et al., 2018)。然而，氣候對於火燒嚴重度而言則是具有不同的影響力，部分文獻指出氣候是影響火燒嚴重度很重要的因子(Dillon et al., 2011; Keyser & Westerling, 2017; Parks et al., 2018; Parks, Miller, et al., 2014)，但同時部分研究分析結果顯示其為不重要(Fang et al., 2015)。其餘可能影響燃料累積量的有植群經營管理、過去是否有火燒影響等(Parks et al., 2018; Parks, Parisien, et al., 2014)。

過去在評估火燒嚴重度時，常間接使用地面樣區估測地表的枯落物層厚度、樹幹上火燒遺留下來焦黑高度等證據來了解燃料累積量、火燒強度與持續時間等(Ryan & Noste, 1985; 林朝欽等，2005a)。然而對於難以到達或大面積的火燒跡地之地面調查，往往需要耗上許多人力資源與時間，因此近幾年來以遙測衛星影像逐漸成為評估火燒嚴重度的重要工具 (Keeley, 2009; Szpakowski & Jensen, 2019)。衛星影像判定火燒嚴重度以常態化差異植生指標(Normalized Difference

Vegetation Index, NDVI)、常態化差異潮溼指標(Normalized Difference Moisture Index, NDMI)和強化植生指標(Enhanced Vegetation Index, EVI)為最常見的兩種指標，可透過衛星的紅外光波段來計算反映光合作用的強度進而分出不同類型的植生覆蓋。Parks et al. (2018)結合量化的模式來判定火燒嚴重度，將影響因子分為活燃料(live fuel，包含 NDVI, EVI, NDMI)、地形(topography，包含地形複雜度的因子，例如地形剖面指數(dissection index，地形位置指數、坡度等變數)、氣候(climate，包含氣候潮溼度不足指數、蒸發散量、平均夏季溫度等變數)、致火天氣(fire weather，包含燃燒指數、能量釋放成分等變數)等四大類別；林朝欽等(2005a; 2005b)研究中亦使用活燃料(NDVI、地表枯枝落葉層殘存百分比、樹幹平均焦黑高、樹皮厚、樹圍焦黑百分比等14項變數)與地形(海拔)兩大類別等17項變數來界定火燒嚴重度。界定森林火燒之嚴重度後，即能作為後續監測與復育的依據，提供給相關單位做經營決策之參考。

除評估火燒之嚴重程度，使用遙測方法建立火燒風險區，也為後續風險管理與防災控制上提供幫助，並且透過遙測方法，可以完成大空間尺度以及較長時間尺度之火燒風險評估(Pérez-Cabello et al., 2021)。將過去火燒發生地之植被類型、土壤型態、植生指標、溫度、降水、坡度、坡向、人為活動區距離等參數進行計算，可以在地理空間維度將火災風險區之網格資料進行分級，再針對不同風險等級做出相應管理措施(Szpakowski & Jensen, 2019)。如 Adagbasa et al. (2020)在南非的金門高地國家公園(Golden Gate National Park)內之草生地發生火燒事件後，針對火燒基地使用遙測方法，將植生指標與海拔、土壤、坡度、坡向等環境參數進行運算，其中海拔和火燒是影響植生指標最重要的因素，其次是土壤、坡向、降雨和地表溫度。

(七) 火燒後生態系復育情形評估

火燒過後，森林必然受到一定程度的損害，可能導致森林退化，生物多樣性下降，生態系功能喪失。在火燒過後，如何協助已退化、損害或遭受破壞的生態系恢復，並使其恢復到過往生態過程中原有之功能，是森林復育(forest restoration)的主要課題(SER, 2004)。火燒後的森林復育對於保護生物多樣性以及減少野火造成的經濟損失至關重要，然而必須視火燒區域的過往歷史、火燒嚴重程度、潛在限制、可利用資源、地形特徵以及恢復目標等各項條件制定相關的復育策略(Meli et al., 2017; Noulèkoun et al., 2021)。復育策略大致可分為兩種－被動復育與主動復育(Meli et al., 2017; Souza-Alonso et al., 2022)，被動復育是降低受干擾區域的其他環境壓力(如伐木、人為干擾)，並仰賴自然再生的方式，透過鄰近未受火燒干擾的樹木或火燒中存活的樹木天然下種以及土壤種子庫進行更新；主動復育則是透過人為介入方式，包括栽植苗木、土壤改良或重塑地形等，加速受干擾區域恢復為森林。過往研究或林地經營管理中，在森林退化區域採用主動復育方式來恢復森林景觀是常見的經營策略(Philipson et al., 2020; Thorn et al., 2020)。如1993年的塔塔加森林火燒或是2002年的武陵大火，後續皆有林務局在火燒區域中進行復育造林，以加速恢復育觀。然而，依據過往研究與實際案例歸納，在火燒區域中，採取被動復育方式可能與主動復育一樣有效甚至有更好的效果(Alayan et al., 2022; Meli et al., 2017; Souza-Alonso et al., 2022)。Crouzeilles et al. (2017)整合了全球133項熱帶森林復育的相關研究，分析後發現在相同的森林覆蓋量、復育時間以及年降雨量條件下，被動復育的隨機過程最終導致森林具有較高的物種多樣性，同時也有較多適應棲地條件的原生種；此外，被動復育的森林也具備較高的層次異質性，能提供更多樣的棲地環境，也提高其他生物如哺乳類或鳥類的多樣性；因此在熱帶森林生物多樣性與植被結構恢復成功方面，成本較低的被動復育更優於主動復育。

當然，被動復育也有其限制條件，當受干擾面積太大以及干擾強度過強的情況下，會導致天然下種的種子難以抵達受干擾區域，進而拉長森林復育時程，

也增加了外來種入侵的風險(Prach et al., 2020)。因此在火燒後，森林的存活樹木以及避火所(fire refugia)形成的地景鑲嵌體，對自然生態的恢復至關重要。在火燒跡地內的殘存立木(無論死亡或存活)，除了是天然下種的種源之外，也是共生真菌重新擴散的主要源頭(Souza-Alonso et al., 2022)。此外，存活樹木形成的鑲嵌體，會因為鳥類的棲息效應(perch effect)而形成鳥類傳播之種子雨，進而加速樹木更新(Cavallero et al., 2013)；同時殘存立木(無論死亡或存活)也能遮蔽光線增加棲地異質性，使非先驅樹種的小苗得以建立成長(Souza-Alonso et al., 2022)。

被動復育雖然具有前述優點，但是火燒的嚴重程度、生態與環境條件，可能會在火燒後，限制住自然復育的能力。例如火燒跡地的土壤層若受到嚴重地下火焚燒，可能導致土壤微生物死亡，養分大量流失，土壤種子庫也受到破壞，如此便會大幅降低自然復育的能力(Bárcenas-Moreno et al., 2009; Santana et al., 2014)。因此在採取被動復育時，持續監測火燒跡地的復育生態過程是經營管理的重點項目之一。

1993年1月於玉山事業區塔塔加區域之嚴重火燒事件後，許多監測研究在塔塔加地區進行，其中包含植群、動物、遙測等針對火燒後植群與生態系恢復之研究(林良恭, 1995; 陳隆陞, 1995; 楊文燦 & 許建龍, 1994; 楊美玲, 1996; 廖天賜 et al., 2005)。該場火燒過後林朝欽(1993)即針對火燒區域進行綜合性評估，推測該火燒事件為遊憩引起，且提出後續建議須制訂遊憩相關規定以及監測燃料堆積狀況，並建立相關制度預防火燒發生。在火燒發生初期被害區域木本植物如臺灣二葉松有較嚴重損害，而多年生草本如玉山箭竹、芒等因有地下部構造，因此受害較為輕微(陳隆陞, 1995)。而動物的部分除了火燒時造成的損害，災後因為棲地破壞，族群也因此受到影響(林良恭, 1995)。由於火燒使植被覆蓋降低，地表裸露增加，水土流失方面在災後初期同樣受到影響而增加(陳隆陞, 1995)。在火燒發生後12年，廖天賜(2005)針對植群變化進行研究，結果表示在塔塔加

火燒發生區域多為玉山箭竹與芒覆蓋之植群類型，而因演替的推進而使芒逐漸被玉山箭竹所占據，此一演替方向使得生育地被玉山箭竹之地下走莖所盤踞，阻礙其他植物的入侵。

雖然過往研究對火燒後的生態恢復情形有著不同層面的分析與研究，然而缺乏指標性的概述。指標是評估森林恢復狀態以及經營管理永續性的優良工具，但由於區域差異，難以制定一套完整且一致的評估指標(Orsi et al., 2011)。Dey and Schweitzer (2014)認為要妥善評估復育過程與是否成功復育，可以從地景、社會、族群三層級，分別從其結構、組成與功能制定監測指標，以作為經營管理的輔助資訊，同時也提出數項相對應的監測指標，如在地景層集中的棲地連通性、塊體(patch)大小、森林面積與覆蓋等；在社會層級則有物種多樣性、年齡結構、冠層密閉度等；在族群階層則有物種的齡級結構、密度以及生產力等。

臺灣火燒大致落在海拔1800–2500 m 的針葉林森林火帶(林朝欽 & 黃清吟, 2006)。從過去現地調查資料，能了解臺灣容易發生火燒的優勢物種臺灣二葉松，天然更新時間約7-8年(賴國祥, 2005)。然而，臺灣山區地形陡峭，需要步行數日才得以抵達，因此為了長期對火燒跡地的植被復原狀況進行監測，遙測技術的應用極為重要。植被復原率(vegetation recovery rate；VRR)是利用遙測技術評估植群復原狀態的指數之一(Lin et al., 2005)，該數值是植物受到干擾後的狀態與未受干擾時狀態的比，最初使用於因地震導致的植被破壞(Lin et al., 2004)，VRR 能快速評估及監測植被復原狀況。VRR 需透過能顯示植被狀態的 NDVI 進行計算。過去文獻也指出，火燒嚴重度與 VRR 呈現負相關，因此火燒嚴重度能作為植被復原速率的參考指標(詹杭勳 et al., 2016)。João et al. (2018)利用 NDVI 數值為基礎，提出三項指標，分別為新累積相對恢復指數(novel Cumulative Relative Recovery Index, CRRI)、恢復趨勢指數(Recovery Trend Index, RTI)以及半恢復時間指數(Half Recovery Time index, HRT)，三項指標個別展現中長期、中期以及短期的恢復狀態。其研究結果發現三項指標分別對應火燒後復育過程

的不同面向，其中 HRT 是火燒後初始恢復速度，與火燒後的氣候相關；RTI 則顯現出多種相互作用的影響，包括火燒嚴重程度與植被類型；而 CRRI 則受到火燒的嚴重程度影響。Wang et al. (2022)將 NDVI 應用於高緯度、生長季短的地區，透過修正後的 NDVI 得知，被燒毀森林在5年內快速增長，以火燒嚴重度高的地區增長最快速。

除了 NDVI 之外，常態化燃燒指標(Normalized Burn Ratio; NBR)與差異常態化燃燒比(Difference Normalized Burn Ratio; dNBR)也被認為能有效評估火燒嚴重度以及災後的復原情況(Escuin et al., 2008; Roy et al., 2006)。常態化燃燒指標(Normalized Burn Ratio; NBR)數值落在1至-1之間，數值越高表示植物覆蓋及健康程度越好，火燒影響越小；反之，數值越低表示火燒影響越大，植被破壞程度越高。dNBR 則為火燒前後的 NBR 差值，表示火燒前後發生變化的區域，能快速評估火燒影響範圍及嚴重程度。

葉面積指數 (leaf area index, LAI)與植群的總初級生產力 (gross primary Productivity, GPP) 也是常用以評估植群恢復狀態的兩項指標 (Qin et al., 2022)。葉面積指數是植物冠層中單位面積葉片所覆蓋的面積，是一項重要的生態學指標。由於葉面積指數可以反映出植群的冠層生長狀況和光合作用能力，經常用於評估植被覆蓋度和生產力(Fang et al., 2019)，在火燒後植群恢復過程中，LAI 可以用來監測植被恢復的速度與植群的健康狀態 (Qin et al., 2022)。總初級生產力是指生態系統內植物進行光合作用產生有機物的總量，是生態系統能量流動和物質循環的基礎(Wu et al., 2022)。火燒對植被的影響可以非常劇烈，它可能會破壞植物組織，降低植物的光合作用能力，從而導致 GPP 下降；然而火燒也可能刺激某些具火燒適性的植物快速生長，因此火燒後植群恢復過程中的 GPP 變化取決於多種因素，包括火災的強度、生態系的類型、土壤條件以及氣候條件等(Rossi et al., 2020; Qin et al., 2022)。

三、工作方法及步驟

(一) 研究區域

研究區域為玉山國家公園境內八通關古道杜鵑營地周遭區域。該區域於2021年5月15日發生大火，焚燒至5月27日始撲滅，共計焚燒12日，據過往一般登山行程記錄，自東埔登山口步行至此次火燒區域需要約2天半的路程。依據林務局嘉義林區管理處統計，焚燒面積為79.7公頃。焚燒區域海拔在2,750–3,200m之間，地質屬西村層，由漸新世的板岩和千枚岩構成 (經濟部地調所地質圖)。區域為西南向坡，水分環境偏乾燥，依照臺灣國家植群圖(Chiou et al., 2009)的群系(formation)主要包含「上部山地-山地-下部山地次生針葉林」(以臺灣二葉松為優勢)、「上部山地針葉林」(以臺灣鐵杉為優勢)，其餘較小面積的群系為「山地常綠闊葉林」、「山地針闊葉混淆林」、「亞高山-上部山地-山地針闊葉灌叢」與部分裸露地。整體而言火燒區域屬於南向坡居多，優勢物種為臺灣二葉松，區域內物種多樣性不高，周邊區域過去相關調查維管束植物請見 p77 附錄一。

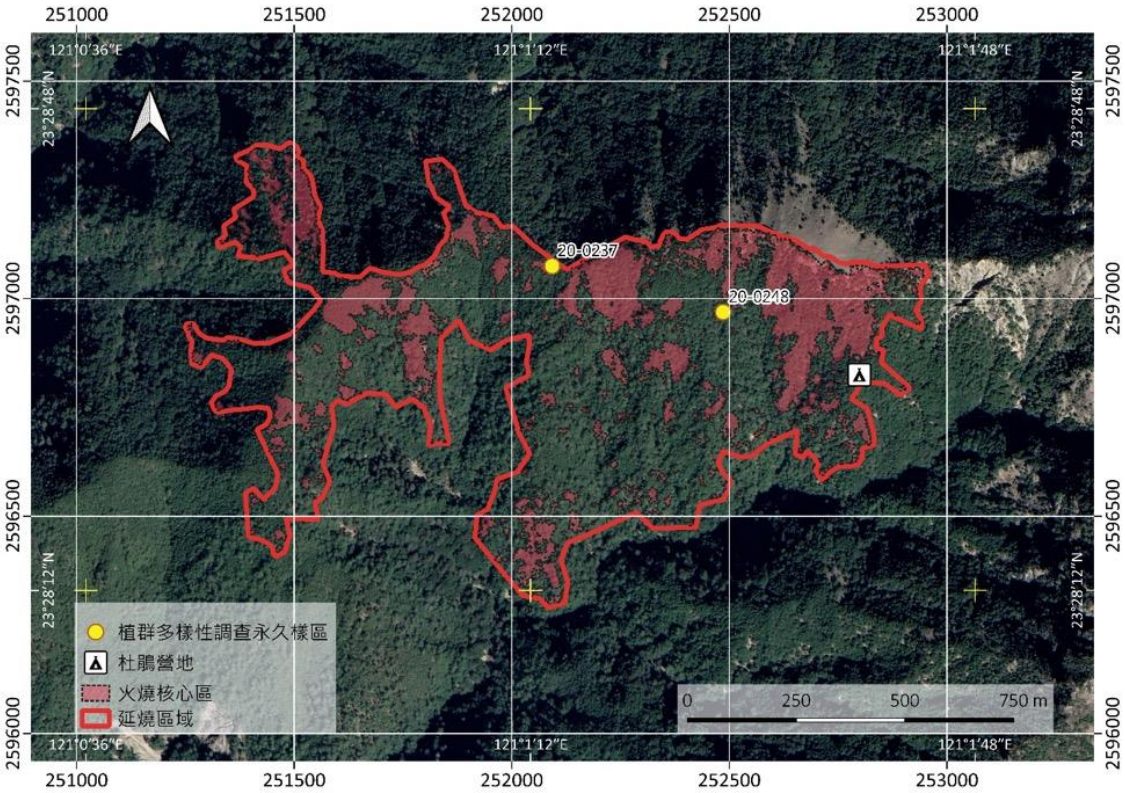

圖 2. 杜鵑營地 2021 年火燒及延燒範圍（摘自2022 年前期研究報告）

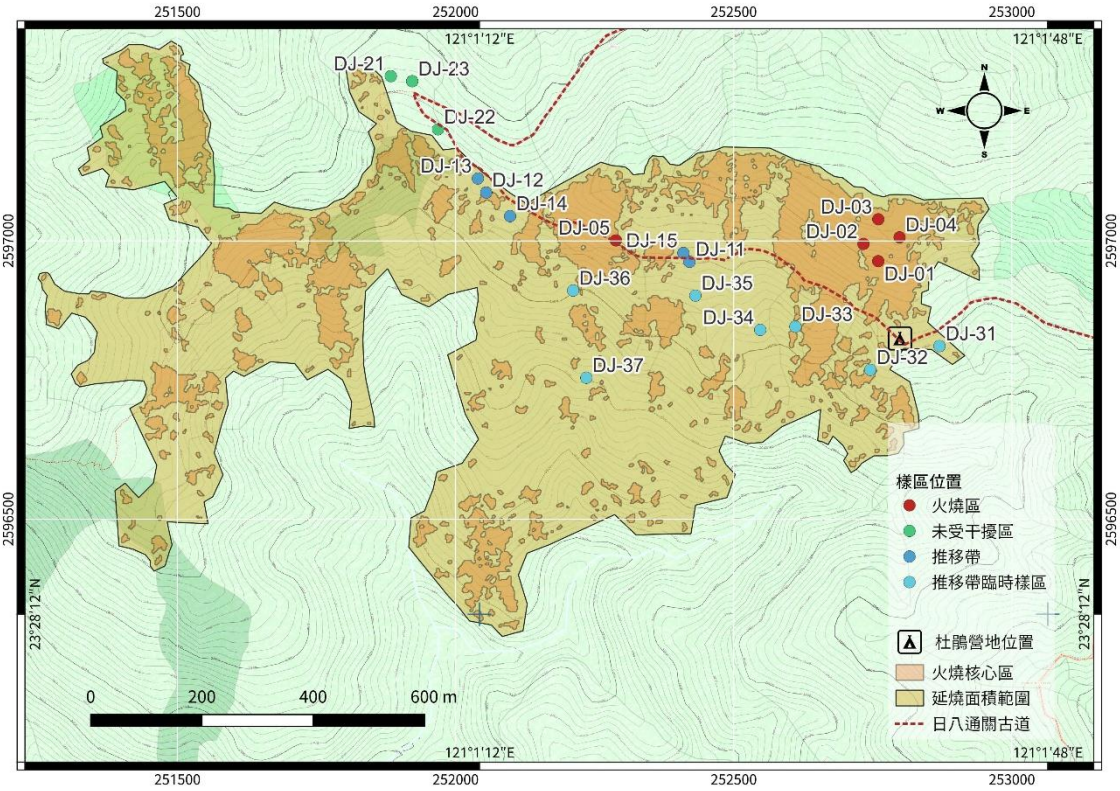

圖 3. 火燒範圍與監測樣區位置圖

前期總共於杜鵑營地火燒跡地範圍內、周邊環境共建立13個植群永久監測樣區(相對位置參照圖 3，詳細樣區資訊請參見表 1)，包含火燒核心區五個(DJ-01、DJ-02、DJ-03、DJ-04及 DJ-05)、火燒推移帶五個(DJ-11、DJ-12、DJ-13、DJ-14及 DJ-15)、未受干擾區域三個(DJ-21、DJ-22及 DJ-23)。每個植群監測永久樣區大小為10 m × 10 m= 100 m^2。在本年度中，為了瞭解延燒區域中其他區域的情況，研究團隊另外在推移帶的適當地點設置七個臨時樣區(DJ-31至 DJ-37)，調查樣區中的樹木種類與胸徑、地被種類與覆蓋率、木本植物小苗數量以及樹木的健康度。

表 1. 杜鵑營地火燒跡地及周邊永久監測樣區與臨時樣區資訊

樣區編號	分區	經度	緯度	海拔高度 (m)	地形位置	坡度(º)	坡向
DJ-01	火燒區	121.0270	23.4757	3199	上坡	37	205
DJ-02	火燒區	121.0268	23.4760	3224	上坡	40	165
DJ-03	火燒區	121.0270	23.4764	3252	稜線	24	170
DJ-04	火燒區	121.0274	23.4761	3220	稜線	20	117
DJ-05	火燒區	121.0224	23.4761	3090	中坡	40	200
DJ-11	推移帶	121.0237	23.4757	3098	上坡	30	316
DJ-12	推移帶	121.0201	23.4768	3085	稜線	50	135
DJ-13	推移帶	121.0200	23.4771	3084	上坡	15	35
DJ-14	推移帶	121.0205	23.4765	3073	上坡	45	204
DJ-15	推移帶	121.0236	23.4759	3113	下坡	30	173
DJ-21	未受干擾區	121.0184	23.4787	3033	中坡	15	15
DJ-22	未受干擾區	121.0193	23.4779	3073	上坡	35	9
DJ-23	未受干擾區	121.0188	23.4787	3050	中坡	10	60
DJ-31	臨時樣區	121.0281	23.47435	3101	中坡	35	210
DJ-32	臨時樣區	121.0269	23.47397	3064	中坡	30	220
DJ-33	臨時樣區	121.0256	23.47467	3040	中坡	40	215
DJ-34	臨時樣區	121.0249	23.47461	3033	中坡	31	142
DJ-35	臨時樣區	121.0238	23.47517	3047	中坡	28	207
DJ-36	臨時樣區	121.0217	23.47525	3004	中坡	18	151
DJ-37	臨時樣區	121.0219	23.47384	2888	中坡	32	197

(二) 了解不同火燒嚴重度，如火燒核心區、火燒推移帶(火燒區域邊緣)、未受干擾區域之植生變化情形。監測植群空間與時序變化之自然復育情形

本研究以玉山杜鵑營地的地形與氣象資料評估區域的火燒風險程度。其中以火燒前的氣候狀態與植物含水狀態評估火山前區域的乾燥情況。其中以 Keetch-Byram Drought Index (KBDI) 作為環境水分狀態的評估指標(Keetch & Byram, 1968)。該指標自1968年發表以來，一直是美國國家林務署(United States Forest Service)評估全國乾旱程度的指標，該指標簡式如下(Taufik et al., 2015)：

$$\mathrm{KBDI}_t = \mathrm{KBDI}_{t-1} + \mathrm{DF}_t - \mathrm{RF}_t$$

式中 t 代表第 t 期的資料，DF 為乾旱因子，RF 為水分因子

該指標之值域為0(水分充足)至800(極端乾旱)。估算資料引用自衛星乾旱監測預警系統(Satellite-based drought monitoring and warning system; Takeuchi et al., (2015)，解析度為4 km。

另外，以常態差異濕度指標(Normalized Difference Moisture Index, NDMI)作為生態乾旱指標。衛星影像使用歐洲太空總署的哨兵(Sentinel)衛星產品，其波段具有13個，含可見光、近紅外光和短波紅外光，最高解析度為 10 m。

其計算式如下：

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

式中NIR為近紅外光反射值，SWIR為短波紅光反射值

依據前期研究顯示，2022年無論是火燒區域或是未受干擾區，其 NDVI 數值普遍偏低，可能是受到2021年的乾旱事件的延遲效應影響。除了衛星影像資料之外，我們另外使用 SPI (the standardized precipitation index)與 SPEI (the standardized precipitation-evapotranspiration index) 指標持續檢視杜鵑營地的水分平衡狀態。SPI 是一種用於測量降雨量異常程度的工具，主要用於確定乾旱的嚴重性。其計算過程是特定地點在一定時間尺度 (例如1個月、3個月、6個月等

內) 的總降雨量，再將總降雨量擬合到伽馬分佈(Gamma distribution)中，再轉換為標準常態分佈，最終在這標準常態分佈中，特定時間範圍內的實際降雨量對應的分位數就是 SPI 值。SPI 的數值由於是利用歷史氣候資料將雨量標準化，因此可適用於不同氣候條件。同時該數值可使用不同時間尺度計算，因此數據有累積性，可視為季節或是年尺度的水分平衡情形(McKee et al, 1995)。SPEI 指標的計算過程與 SPI 類似，差別在於 SPEI 指標使用的是有效降雨量 (降雨量與潛在蒸散量差值) 的總和，並使用對數常態分佈作為擬合模型 (Vicente-Serrano et al., 2010)。SPEI 指標比 SPI 指標多考慮了潛在蒸散量，不僅考量區域的水分收入(降水)，也將基本支出列入計算，能進一步反映溫度對區域水分平衡的影響。然而，該指標必須量測潛在蒸散量，並非所有氣象站都有相關數值，使用上較受限制 (Vicente-Serrano et al., 2010)。

本研究使用歐洲中期氣候預報中心(European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF) 的 ERA-5 land 資料集來推估 SPI 與 SPEI 數值。雖然該資料集的解析度為10 km，屬於大尺度的推估值，但是具有自1962年迄今的穩定氣象資料，包括逐日均溫、降雨量與總蒸散量，能計算長期氣候值並比較差異。本研究以逐月資料為基礎，並以12個月為尺度計算 SPI-12與 SPEI-12來檢視包括杜鵑營地網格的整體氣候趨勢。除了氣候因子外，我們同時使用地形因子評估區域的火燒風險。依據過往研究(Youcef et al., 2020)，火燒嚴重程度會因為地形的陡峭程度與坡向而有差異，如陡峭地形比平緩地形更容易形成嚴重火燒。因此，本研究依據坡度與坡向進行火燒風險分級，分級依據如表 2與表 3。

依據前期的結果，持續透過衛星影像與地面樣區來監測火燒核心區、推移帶與未受干擾區植群變化情形。衛星影像同樣使用哨兵衛星產品，在大尺度下，計算 NDVI 的數值以代表植群生長狀態。

NDVI 計算式如下：

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

式中NIR為近紅外光反射值，R為紅光反射值

為了瞭解火燒後整體植群的復原情況，我們參照過往研究(Escuin et al., 2008; Lin et al., 2004; Roy et al., 2006)研究使用差異常態化燃燒比(Difference Normalized Burn Ratio; dNBR)檢視火燒後復原情形。dNBR 的計算公式如下：

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

$$dNBR = NBR_{before} - NBR_{after}$$

式中NIR為近紅外光反射值，SWIR為短波紅外光，NBR_{before}代表火燒前的NBR值，NBR_{after}代表火燒後的NBR值

我們參考 Qin et al.(2022)於澳洲評估火燒厚植群復舊研究之評估方法，使用 NASA 產製的 MODIS Leaf Area Index(MCD15A3H.061)以及 Terra Gross Primary Productivity (MOD17A2H.061)，檢視火燒區域內的整體葉面積指數與淨初生產力(gross primary productivity, GPP)，並選擇鄰近一處未受干擾之針葉林作為對照組(座標為121.00952, 23.468805)，比較火燒區域與對照組的數值變化。MODIS LAI 資料是由 Terra 衛星與 Aqua 衛星資料產製，時間尺度為4天，空間解析度為500m，LAI 的數據產製過程十分複雜，牽涉到地面植群類型的判識，並依據不同植群類型有不同的計算參數。詳細計算過程可參照演算過程說明書(Knyazikhin et al., 1999)。Terra Gross Primary Productivity 產品由 MODIS 的 Terra 衛星影像產製，時間尺度為8天，空間解析度為500m。該資料的產製過程牽涉到植物光合作用率的估算、植被類型以及 LAI，詳細計算過程可參照演算說明書(Running et al., 1999)。

表 2. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內火燒風險等級(坡度)

Class	Fire risk	Slope range (°)
1	Very low	0 – 3
2	Low	3 – 5
3	Moderate	5 – 10
4	High	10 – 15
5	Very high	15 – 35
6	Etremely high	>35

表 3. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內火燒風險等級(坡向)

Aspect	Range (°)	Class	State
N	337.5-22.5	1	Extremely low
NE	22.5-67.5	2	Very low
NW	292.5-337.5	3	Below mean
E	67.5-112.5	4	Moderate
SE	112.5-157.5	5	Higher the mean
W	247.5-292.5	6	High
SW	202.5-247.5	7	Very high
S	157.5-202.5	8	Extremely high

(三) 了解火燒核心區、火燒推移帶之現地樹木健康狀況和實際苗木更新情形，並與未受干擾區域苗木更新情形進行比對

樹木在遭受火燒侵襲時，除了直接燃燒導致死亡之外，也有可能因為高溫破壞了表皮組織或根系，導致樹木健康受損，雖然第一時間樹木存活下來，但是隨時間過去慢慢衰退死亡。為了解後續火燒植群復原程度及其健康程度與趨勢，必須要持續監測才能完全確認火燒影響程度。本研究預計將持續監測前期永久樣區中小苗與幼木生長狀況、受到火燒的林木健康狀況等變化。複查時將針對永久樣區內各小區木本植物小苗覆蓋度、概略數量與位置。受火燒危害的木本植株，則持續記錄其健康度，健康度以樹冠枯枝比、樹幹是否發生腐朽、龜裂或有腐生蕈類做為評估。若有木本植物發生萌蘗現象，則記錄其萌蘗植株的位置與萌蘗數量，共有六大因子。每項因子評估的項目中依據其健康程度區分為四級，分別給予0至4分，愈高分代表無明顯健康上的問題，0 代表枯死或衰退。最後調查樣區內地被植物種類、平均植株高度、覆蓋度以及註記是否被動物啃食。除此之外，在每次複查中於樣區內定點拍攝，以記錄植群形相回復狀況。

在植物樣區內進行物種覆蓋度調查，以探究在不同干擾強度梯度下之植物組成差異。先將其樣區等面積切割成四個小區，調查時記錄所有出現之維管束植物，並估計其百分比覆蓋度，依照 Braun-Blanquet 尺度量表(表 4)換算成聯合估值，以供後續分析。此外，記錄每個樣區中出現的木本植物胸徑、植株高度、在樣區中的位置以及火燒影響程度，並從枝葉判斷植株是否存活，同時，也記錄樣區中已經死亡之枯立木的樹種 (在可判斷之情況下)、高度、位置以及胸徑。

資料收集後，本研究以物種數與 Shannon 多樣性指數，探究在火燒後地被的植物多樣性變化情形，以了解地被植群的復原程度，並以比較各期調查時的數據

表 4. Braun-Blanquet 聯合估值與覆蓋度估值換算表

Braun-Blanquet 聯合估值說明			覆蓋度估值 (C; %)	轉換值 (ordinal transform value)
無			0	0
R	1–3株		C ≤ 5	1
+	偶爾出現		C ≤ 5	2
1	株數多而覆蓋度低，或株數不多而覆蓋度高		C ≤ 5	3
2	2m	株數極多	C ≤ 5	4
	2a	覆蓋度 5–12.5 %，不論株數	5 < C ≤ 12.5	5
	2b	覆蓋度 12.5–25% ，不論株數	12.5 < C ≤ 25	6
3	覆蓋度 25–50%，不論株數		25 < C ≤ 50	7
4	覆蓋度 50–75%，不論株數		50 < C ≤ 75	8
5	覆蓋度大於 75%，不論株數		C > 75	9

表 5. 火燒後林木健康度評估項目

因子	評估項目	評分
根、根冠或樹幹基部 (主幹高度30cm 以下)	結構根裸露	0–4
	根冠埋沒	0–4
樹幹(主幹高度 30 cm 以上、骨架分岔以下)	樹幹傾斜	0–4
	樹皮顏色、形狀異常或空洞	0–4
	樹幹變形膨大或凹陷	0–4
	樹幹縱裂	0–4
	流樹脂	0–4
樹冠(骨架分岔以上)	樹冠密度	0-100
	枯梢比	0-100
	樹冠失衡、傾斜	0–4
	樹冠過度延伸	0–4
	葉芽顏色、形狀、大小	0–4
生物性干擾	腐朽	0–4
	病害	0–4
	蟲害	0–4
	附生植物 （根 I/主幹 II/枝葉 III）	0–4
	其他動物啃食痕跡	0–4
回復狀態	萌蘗、新葉	1/0 （有無）
生育地狀態	棲地排水程度	0–4
	地被覆蓋比例分級	0–4
		0–4

表 6 健康度調查表範例

樣區編號 DJ-　　P

調查日期：_____ (yyyy-mm-dd) 調查開始時間：_____ 調查結束時間：_____ (HH:MM)　　頁碼

調查者：_____

評分系統：4：無明顯問題 3：有次要問題 2：有嚴重問題 1：有極端嚴重問題 0：枯死或衰退

	序號	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
	樹木編號															
	物種															
	樹冠密度(%)															
	枯梢比(%)															
因子 1：根、樹冠或樹幹基部(主幹高度 30 cm 以下)	F1A. 結構根裸露															
	F1B. 樹冠埋沒															
因子 2. 樹幹(主幹高度 30 cm 以上、骨架分岔以下)	F2A. 樹幹傾斜															
	F2B. 樹皮顏色形狀異常或空洞															
	F2C. 樹幹變形膨大或凹陷															
	F2D. 樹幹縱列															
	F2E. 流樹脂															
因子 3. 樹冠(骨架分岔以上)	F3A. 樹冠失衡、傾斜															
	F3B. 樹冠過度延伸															
	F3C. 芽葉顏色、形狀、大小															

(四) 依據前期調查成果提出該區域之階段性高山火燒森林監測模式及長期監測項目進行持續監測，作為園區經營管理計畫之參考

研究擬以三面向規畫長期監測模式與監測項目。首先是以氣候資料與衛星影像為主，建構區域內植群再火燒干擾前狀態的基準值，並評估區域的環境水分以及植群發育狀態關係。根據前期研究彙整之歷史火燒資料，火燒頻率與強度常與水分環境息息相關，大規模的火燒事件通常發生在長期乾旱後。同時，長期乾旱除了讓整體環境乾燥之外，喬木的葉、枝條或地面植被乾枯死後會進一步增加地面的木質殘材，提供火燒燃料。因此，建構區域的氣候指標以了解氣候乾旱情況是首要步驟。並透過長時間尺度的植群NDVI數值，了解火燒前的植群發育規律以及其與乾旱關係，並建構持續監測方法據此讓經營管理單位可依據氣候狀態例如進入長期乾旱期，

做出相對應之決策。其次，在較細緻的空間尺度，以空間解析度較大的衛星影像持續計算火燒區域內各項分區的NDVI數值，比較火燒後各項分區的NDVI數值空間與時間上的整體差異，了解火燒後各項分區植群發育情況。並與火燒前基準值相互比較，評估火燒後植群復育情況。最後研究擬以地面調查，挑選具代表性區域並建構監測樣區，評估林木健康的持續監測項目與地被更新情況監測項目。由於火燒可能導致樹木組織受損，抵抗病蟲害的免疫力下降，雖然當下並未因為火燒而死亡，仍可能在火燒過後，受到病菌蟲害侵入後導致生長不良甚至死亡。因此持續監測存活喬木之健康度情況，方能確切了解火燒的間接影響情況。此外，地被更新情況則反映出火燒後喬木之更新情形。在前期調查中，已發現區域內有大量的臺灣二葉松小苗萌發，代表植群已開始更新。然而小苗的存活率如何？是否受到動物干擾影響？最終有多少株可以成長發育成幼木？以上皆為復育情況評估之重點項目。

最後本研究擬將上述各項研究項目，篩選出關鍵監測重點，並將監測步驟精簡化與模組化，以方便後續經營機關持續監測。

四、結果與討論

(一) 火燒風險評估

過往研究顯示(Stavi, 2019)，發生森林火燒的原因與規模，主要受到以下六項因素影響：

1. 燃料：燃料是火燒的必要條件之一，森林火燒的燃料包括樹木、灌木、草或植物的枯落物與腐質層等。燃料的數量和種類特性會影響火災的強度和蔓延程度。
2. 氧氣：氧氣是火燒發生的必要條件。在森林火燒中，地表火與樹冠火通常有充足的氧氣來源；而地下火可能因氧氣不足，火燒蔓延速度較慢。
3. 熱源：需要足夠熱量才能點燃火焰形成火燒，熱源可以來自雷擊、營火、香煙或其他人為活動。在臺灣，森林火燒的起火熱源多數為人類行為所引發。
4. 乾燥環境：當濕度低、溫度高時，森林火災更容易發生，這可能會使燃料變得更易燃。乾旱條件也可以促進森林火災的蔓延。
5. 風：強風可以使森林火災迅速且不穩定地蔓延，使其更難以控制。風向也可能影響火災蔓延的方向。
6. 地形：區域的地形也會影響森林火災的行為。火燒若發生在坡度較陡的山坡上，由於空氣流動、可燃燃料的增加以及燃燒接觸面積擴大，更容易形成地表火與樹冠火。

上述因子中，燃料、乾燥條件、風以及地形是屬於可量測的因子，同時往往是火燒風險評估中常用的要素。由於地形因素的變動性小，在火燒風險評估中，最具挑戰性的監測因子是森林燃料累積、即時環境乾燥程度評估以及風，必須要有實地調查或設置氣象站監測，才能得到詳細的數值。玉山國家公園多數區域是一般交通工具難以抵達的高山環境，使用遙測工具進行前述因素的評估，是較能快速得到即時資訊的方法，同時成本也較低。因此本研究擬以公開

的衛星影像資料，嘗試評估杜鵑營地大火前，玉山國家公園各項乾旱狀態，以了解火燒發生當下，玉山國家公園區域的環境條件，並作為未來建構火燒預警的模式要件。

本研究以氣象乾旱(meteorological drought)以及代表活體燃料水分的生態乾旱(ecological drought)評估環境乾燥情況並予以分級。氣象乾旱是降雨量(收入)與蒸散量(支出)不平衡而導致乾旱現象。氣象乾旱僅考慮氣象上水分的收支狀況，並不考慮土壤水分、植被水分以及地下水層等其他儲水情形。在氣象乾旱指標方面，我們以 Keetch-Byram Drought Index (KBDI) 檢視火燒前(2021-05-15)的臺灣整體乾旱情況，並以 SPI 指標與 SPEI-12指標分別檢視杜鵑營地的季節與年的水分平衡情況。

KBDI 的數值低於200時，代表水分充足，火燒發生機率低。在200–400間，代表燃料開始乾燥，逐漸達到火燒條件。在400–600間，代表較小的枯落物與腐植層已充分乾燥，能助長野火，而較大的燃料可能會悶燒。在600–800間，代表著嚴重乾旱發生，既使是活著的樹木也容易起火燃燒。KBDI 的評估結果如圖 4所示，在火燒前，除了東北部區域以及部分東南區域是水分充足之外，玉山國家公園境內多數區域的 KBDI 指數大於200，在西半部的部分區域甚值超過600。杜鵑營地區域介於水分充足與開始乾燥的環境條件中。 由於 KBDI 僅考慮蒸散量以及降雨量，在高海拔地區因為低溫導致蒸散量較低，因此相較於低海拔區域，KBDI 在高海拔區域的數值變動幅度較小。

SPI 與 SPEI 指標是檢視在不同時間尺度的長期氣候值統計下，特定區域的降雨或水分供給的排序值，可得到該區域的相對水分平衡情形。因此我們使用 SPI 與 SPEI 指標檢視杜鵑營地區域的水分情況，結果如圖 5與圖 6所示，數值對應的水分狀態如表 7。從 SPI 的數值圖可見(圖 5)，全臺灣在2021年4月時多處在非常乾旱的情況，甚至部分區域達到極端乾旱的情況。而玉山國家公園境內

也有近一半區域屬於非常乾旱，北半部則處於適度乾旱的情況，而杜鵑營地區域介於兩者之間。

表 7. SPI 與 SPEI 指標數值與環境水分狀態(Bera et al, 2021)

Value	Water state
>2.0	Extremely Wet
1.5 to 2.0	Very Wet
1.0 to 1.5	Moderately Wet
-1.0 to 1.0	Near Normal
-1.5 to -1.0	Moderately Dry
-2.0 to -1.5	Very Dry
<-2.0	Extremely Dry

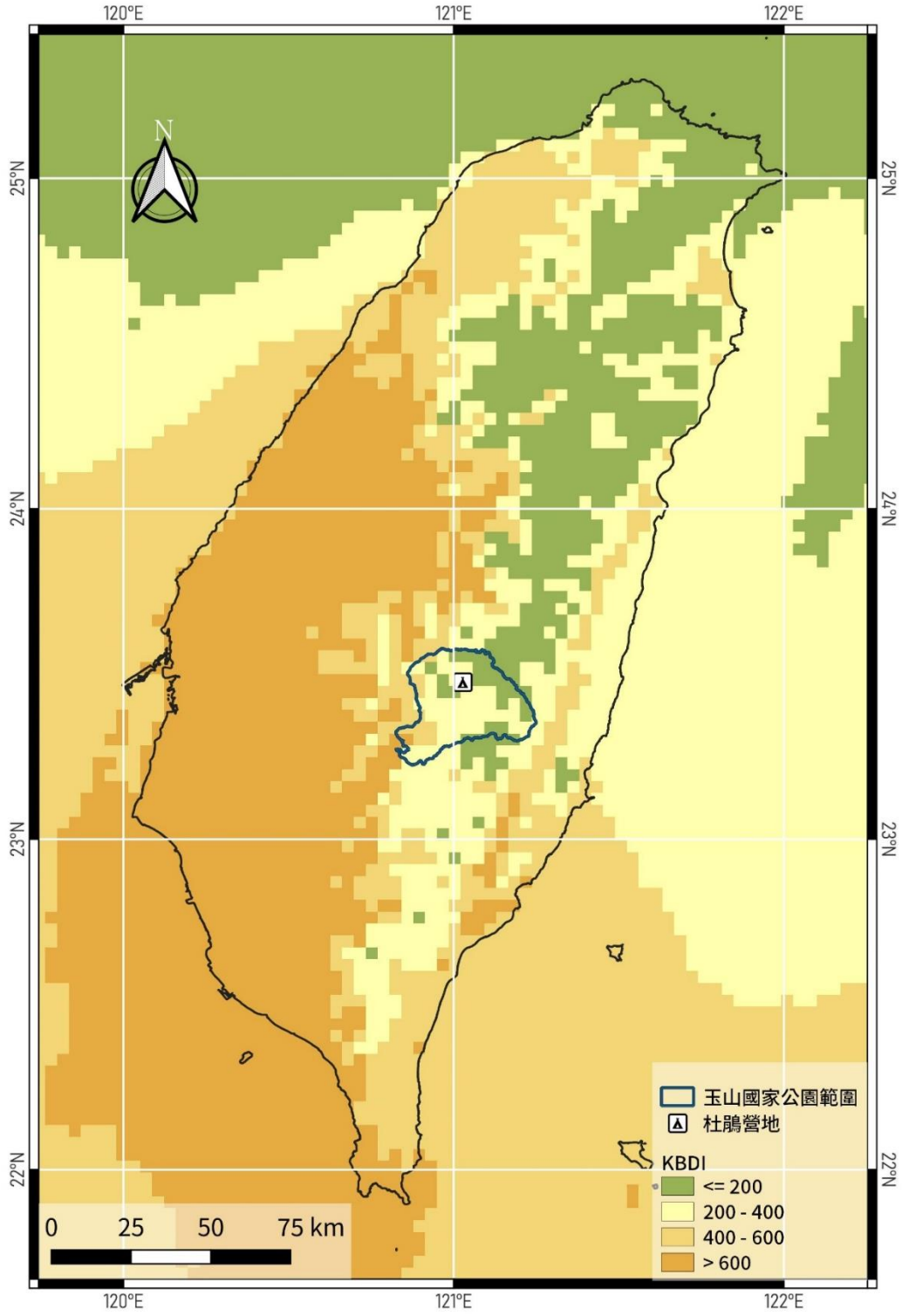

圖 4. 2021年5月1日至5月10日 KBDI 指標平均值統計結果，綠色代表水分充足，棕色代表嚴重缺乏水分。

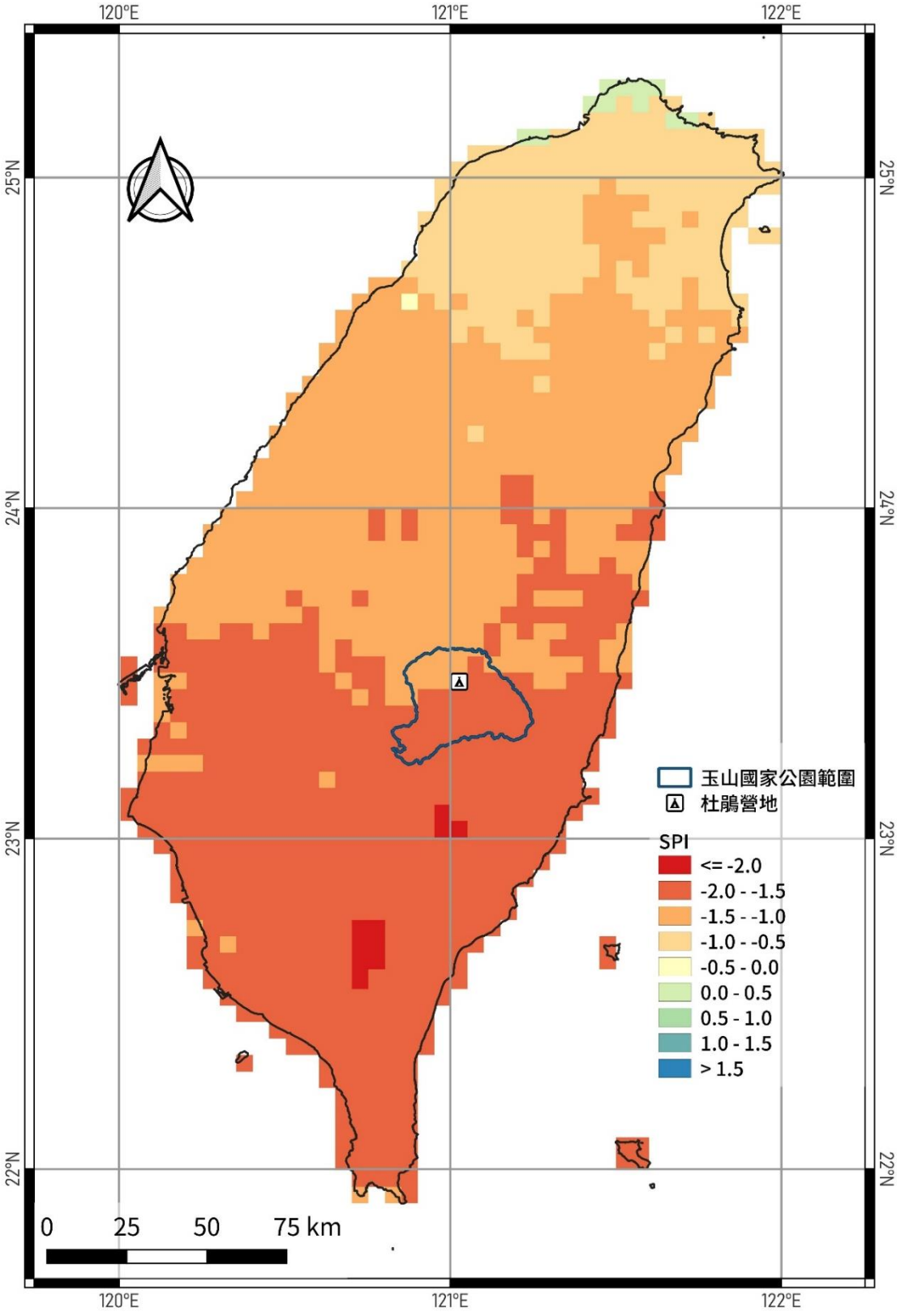

圖 5. 2021年4月臺灣 SPI 指數，藍色代表極端濕潤，紅色代表極端乾旱，指數與水分狀態參照表 7。

圖 6. 1980－2023年杜鵑營地區域 SPEI 12指數之長期變化圖，綠色代表濕潤，棕黃色代表乾旱，顏色深淺代表程度，水分狀態參照表 7，紅色虛線代表杜鵑營地大火發生時間。

SPI 指標僅以降水量作為水分平衡分析依據，顯示區域中特定時間的降雨在長期氣候值中屬於乾旱或濕潤。而 SPEI 指標則進一步將區域蒸散量列入參數值，以水分平衡作為統計依據，因此能更貼近實際情況。檢視杜鵑營地區域自1980至2023年的長期水分平衡情形(圖6)，我們發現杜鵑營地區域屬於相對濕潤的區域，較少發生嚴重乾旱事件。以相對乾燥持續時間與嚴重程度而言，1991–1994年以及2018–2022年屬於較嚴重的長時間乾旱期。而2021年5月時，杜鵑營地區域自2019年7月起已維持了21個月的相對乾旱期，此外水分條件在2021年4月時更達到極端乾旱條件(SPEI-12<-2)，顯示區域屬於森林火燒高風險的情況。

前述的乾旱情況是屬於氣象乾旱情形，代表著整體環境的水分供給狀況。而過往研究指出，林木的水分狀況也是重要依據。即使是環境水分缺乏的狀態下，樹木仍有機會自土壤或地下水層獲得水分來源。在火燒發生的當下，水分充足的樹木較能抵抗火燒侵害，火燒的蔓延速度下降，火燒也能稍微受到抑制。然而，若是樹木也呈現乾旱狀態，那樹木抵抗火燒的門檻值下降，容易成為燃料，導致火燒的擴張速度與嚴重度上升(Ryan & Williams, 2011)。在火燒發生當下，是否發生植被缺水的生態乾旱，是研判火燒區域內立木是否成為容易燃燒之燃料的重要依據。因此，本研究進一步以 NDMI 數值檢視在2021年火燒前杜鵑營地區域的樹木水分情形。NDMI 使用植物葉片對近紅外光有最大反射率，且葉片中水分會吸收較多的短波紅外光，因此以兩者表示植物體中的含水率(Nejad & Zoratipour, 2019)。NDMI 數值在-0.4以下，代表該區域接近裸地。數值在-0.2至0.4之間，代表植物處於水分逆境，超過0.4則代表植物的水分充足(Berca & Horoiaș, 2022)。2021年3月至4月的玉山國家公園與杜鵑營地區域的NDMI 平均值如圖 7所示，在玉山國家公園境內大部分區域的植物都面臨著水分逆境。而杜鵑營地的延燒區域內，有86.19%的植被處於水分匱乏的狀態(NDMI<0.4)，當中約有4.02%的植被屬於極端乾旱的情況。僅13.81%植被為水分充足的狀態。

不同乾旱指標可以顯現不同層面的乾旱程度，KBDI 指標展現的是區域中降雨量與蒸散量的水分收支情形，以一致的標準檢視區域的乾旱情形；SPI 則是以區域的長期氣候值來檢視目標區域的相對乾旱或濕潤狀態；而 SPEI 則進一步將蒸散量列入計算，同樣計算長期氣候下水分收支的相對狀態；而 NDMI 則是以植被的水分為主，檢視植被是否處於水分逆境。

綜合上述4項氣候與燃料指標，顯示杜鵑營地在2021年5月的火燒前，整體環境處在相對極端乾旱期，區域內植群面臨水分逆境，抵抗火燒的能力下降，同時林分又以臺灣二葉松林為主，富含豐富油脂，使林火發生的危險度大幅上升。

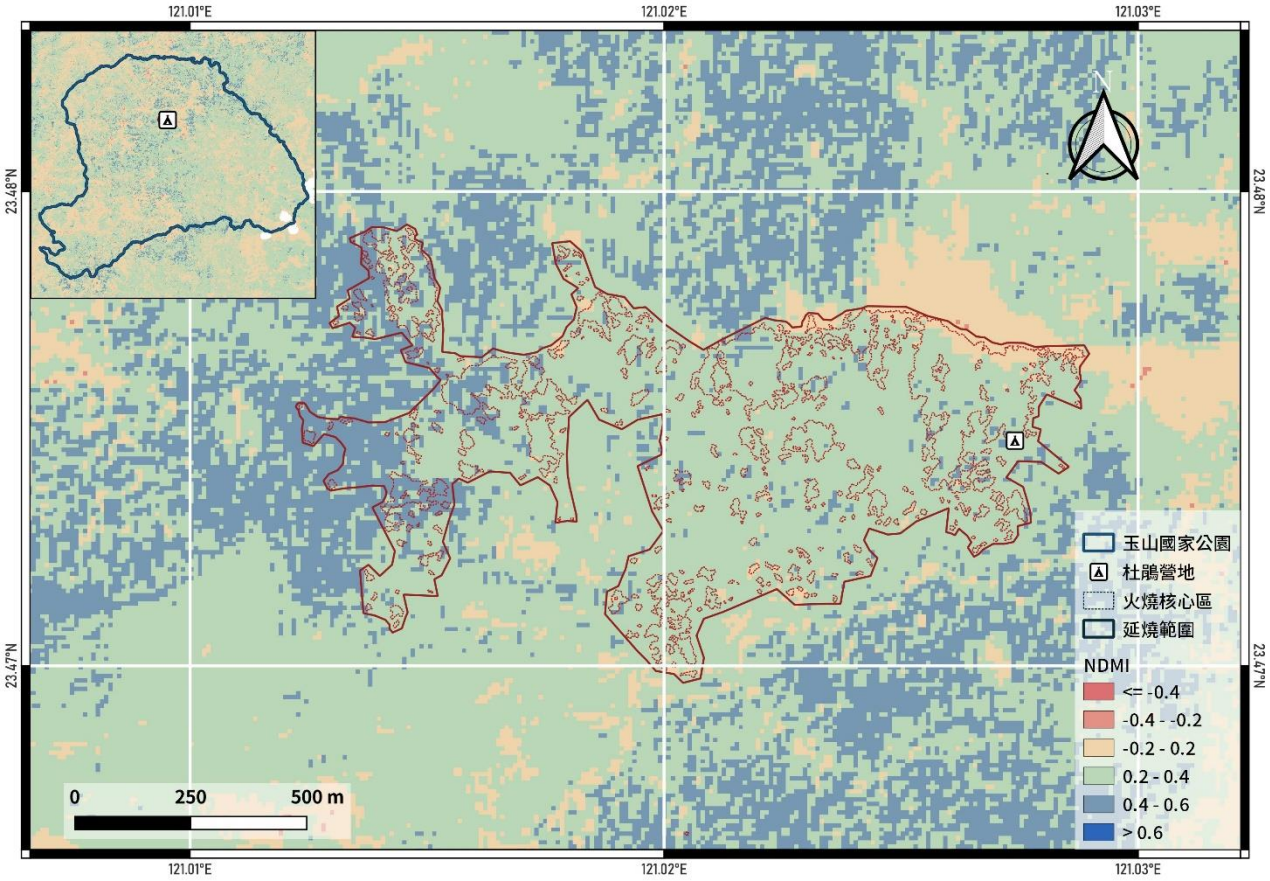

圖 7. 2021年3–4月玉山國家公園 NDMI 平均數據圖，數值於-0.2至0.4之間代表植物面臨缺水逆境，小於-0.2表示接近裸露地。

表 8. 2021 年 3–4 月延燒範圍內 NDMI 分級之面積與面積比例

NDMI	State	Area (m^2)	Percentage (%)
-0.2-0.2	Extreme dry	31960.06	4.03%
0.2-0.4	Dry	652441.71	82.16%
0.4-0.6	Adequate moisture	109668.65	13.81%
total		794070.42	100.00%

除了氣候因子之外，地形也是研判火燒風險的重要因子。地形因子主要可區分為坡度與坡向兩者討論。過往研究指出，陡峭地形較平緩地形更容易助燃，主要原因是在陡峭地形上，由於高度差異，垂直的火焰可以接觸到更多的林木，加速立木乾燥燃燒；其次陡峭的地形較難保持水分，環境相對乾燥；而受到燃燒的樹木在死亡崩解後，坡度的加速作用也會使燃燒物質更快地滑下斜坡，進而造成更多的燃燒；最後，當空氣流經斜坡時，會因為地形而壓縮，進而形成更強的風，加速火焰傳播(Stavi, 2019)。本研究依據 Youcef et al. (2020)的研究，以內政部營建署提供之臺灣20公尺網格數值地形模型為基礎，計算全島坡度，並進一步將坡度分成六個風險等級，結果如圖 8與表 9。自圖中可見，玉山國家公園全境多屬於坡度大於10度的高風險區域。統計火燒區域內各火燒風險等級的面積(表 9)，其中以極端高風險區域(等級6)最多，占區域的60.69%，其次為非常高風險區域(等級5)，占火燒區域的36.61%。而自圖 8也可見，火燒程度最嚴重的火燒被害範圍也多位於極端高風險區域，該區域內有大量立木被完全燒死，顯示陡坡確實會加深火燒嚴重程度。

坡向是另一項評估火燒風險的地形因子。由於臺灣位於北半球，由於地球傾斜角度的關係，南向坡與西向坡通常受到更多的光照時間，導致環境較為乾燥，因此相對火燒風險也較高(Youcef et al., 2020)。本研究同樣依照坡向將玉山國家公園區域分級，坡向對應之風險等級如表 10，分級結果如圖 9所示。進一步統計杜鵑營地火燒區域的分級結果(圖 9、表 10)，顯示有72.69%屬於大於平均等級的高火燒風險區域，而非常高風險等級以上的區域則占37.80%。綜合地形因子的風險評估結果，顯示杜鵑營地大火時，確實在高風險區域，林份受到較嚴重的危害，地形效應確實加劇火燒蔓延與火燒嚴重程度。

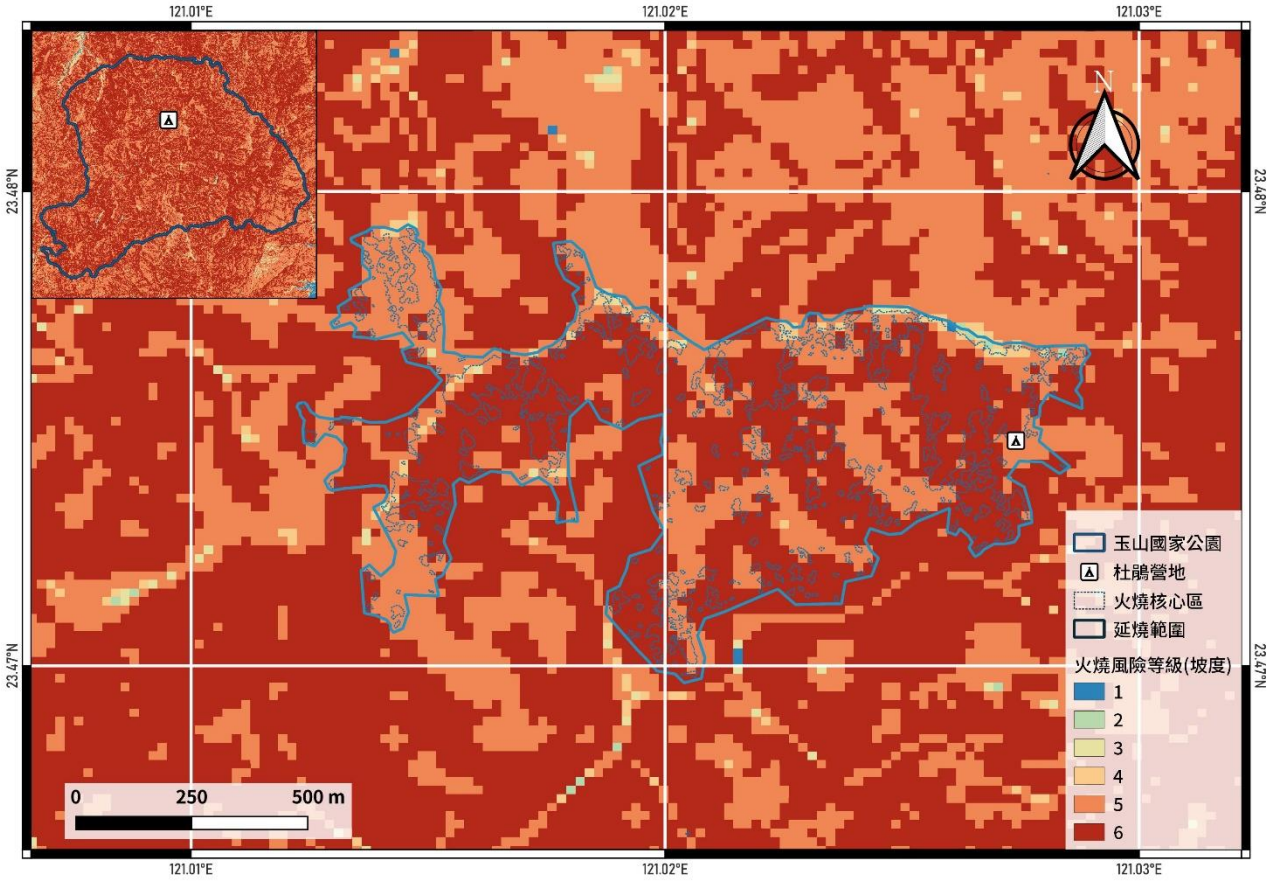

圖 8. 玉山國家公園杜鵑營地坡度火燒風險等級圖，坡度對應等級請參照表 9。

表 9. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內火燒風險等級(坡度)及面積統計表

Class	Fire risk	Slope range (°)	Area (m^2)	Percentage (%)
1	Very low	0 – 3	398.63	0.05
2	Low	3 – 5	1195.90	0.15
3	Moderate	5 – 10	3986.32	0.50
4	High	10 – 15	15945.29	2.00
5	Very high	15 – 35	292197.45	36.61
6	Extremely high	>35	484338.20	60.69
Total			798061.79	100.00

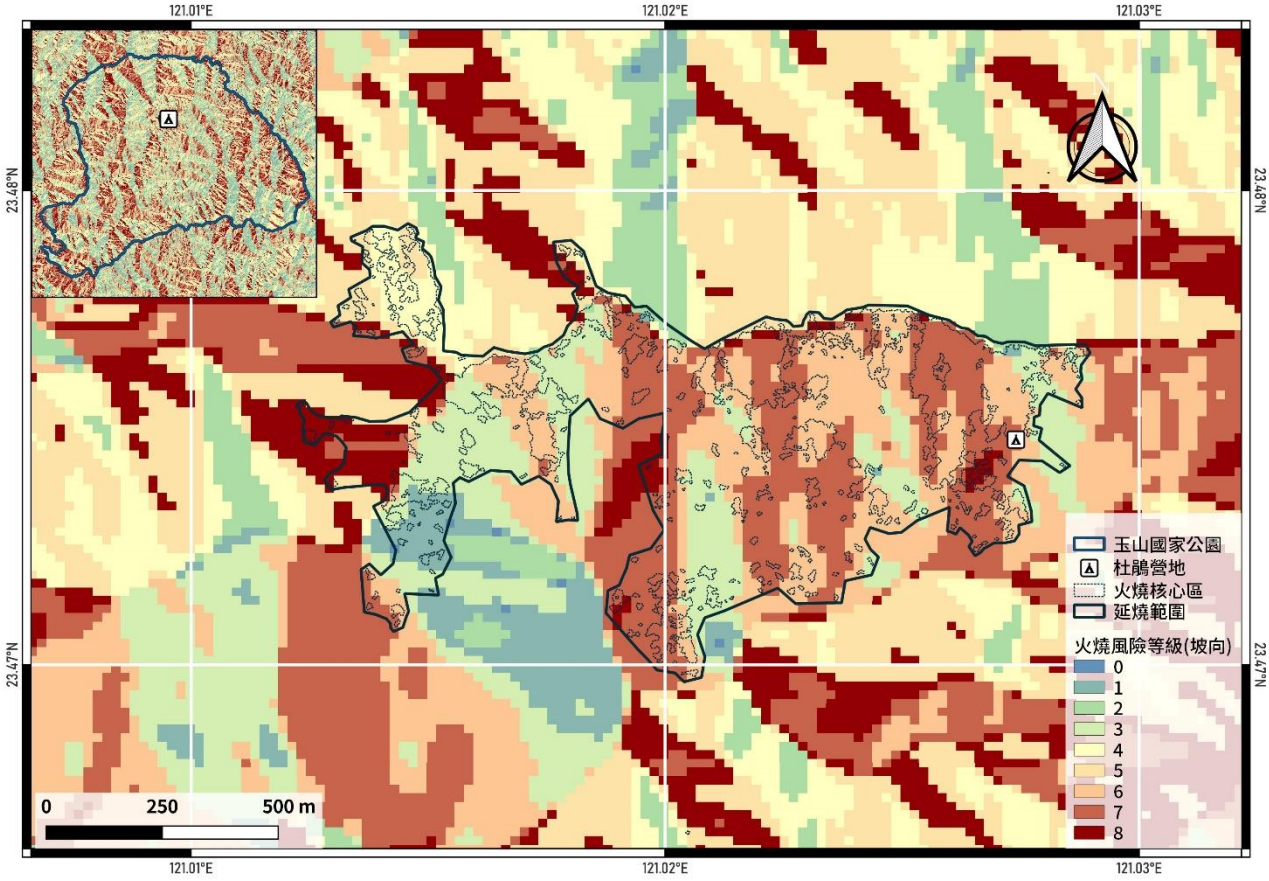

圖 9. 玉山國家公園杜鵑營地坡向火燒風險等級圖，坡向對應等級請參照表 10。

表 10. 玉山國家公園與杜鵑火燒區域內坡向火燒風險等級及面積統計表

Aspect	Range (°)	Class	State	Area (m^2)	Percentage (%)
N	337.5-22.5	1	Extremely low	22000	2.76
NE	22.5-67.5	2	Very low	4400	0.55
NW	292.5-337.5	3	Below mean	158400	19.88
E	67.5-112.5	4	Moderate	32800	4.12
SE	112.5-157.5	5	Higher the mean	36800	4.62
W	247.5-292.5	6	High	241200	30.27
SW	202.5-247.5	7	Very high	255200	32.03
S	157.5-202.5	8	Extremely high	46000	5.77
Total				796800	100.00

(二) 火燒恢復情況評估

1. 衛星影像指標評估

本研究參照邱祈榮與林政道(2022)的研究方法，利用衛星影像計算的 NDVI 數值評估火燒區域的受害情況與後續恢復情況。NDVI 是利用植物光合作用吸收光譜的特性建構之指標，可用以表現區域的植被生長與健康狀態(Szpakowski & Jensen, 2019)。自圖 10A 與表 11可見，在火燒前區域內的 NDVI 數值高於0.6者占整體面積的96.12%，顯示植被覆蓋高且生長茂盛。在火燒過後(圖 10B)，顯示火燒區域內 NDVI 數值多降低至0.8以下，其中火燒主要受害區域(火燒核心區)的 NDVI 數值更是降低至0.0–0.4之間，顯示除了上層樹木完全死亡之外，地被層也被燒毀至接近荒地。自變遷統計表(表 11)與火燒前後的 NDVI 差異圖(圖 11)可見，除了火燒核心區受到危害最大之外，多數區域的 NDVI 數值下降。

2022年8月至10月的情況特殊(圖 10C)，不僅火燒區域，在玉山國家公園區域內 NDVI 數值普遍低於0.6(圖 12)。可能代表著氣候事件導致整體植群生長衰退。根據前一節的乾旱指標分析結果(圖 6)顯示，乾旱期自2019年開始，到2021年時達到極端乾旱，雖然在2022年春季 SPEI 數值短暫轉正，後續又進入乾旱狀態，並持續至2023年9月。乾旱事件對植群的影響通常具有延遲效應，亦即在乾旱發生後的一段期間，植群才開始衰退。發生延遲現象的主要原因是氣候乾旱僅表示水分收支為負值，並不完全代表土壤缺水，必須維持一段時間的氣候乾旱後，才會發生土壤乾旱，進而影響植物的水分獲取。其次，植物對乾旱有一定的耐受能力，必須當水分逆境超過植物的耐旱閥值時，才會開始影響植物生長，進而造成衰退甚至死亡。而不同植物對乾旱的耐受性不同，乾旱的強度、發生時間與維持時間也會影響延遲效應的長短，可能視植群的物種組成而具有半年至數年的持續負面效應(Bigler & Vitasse, 2021)。因此，在2022年8月至10月，玉山國家公園境內的 NDVI 數值普遍低於0.6，甚至降低至0.2–0.4之間(圖 12)。該現象可能是受到2021年的乾旱延遲效應，在2022年夏季又進入相對乾旱期，持續累積的乾旱效應與夏秋季的高溫導致植群進一步衰退。

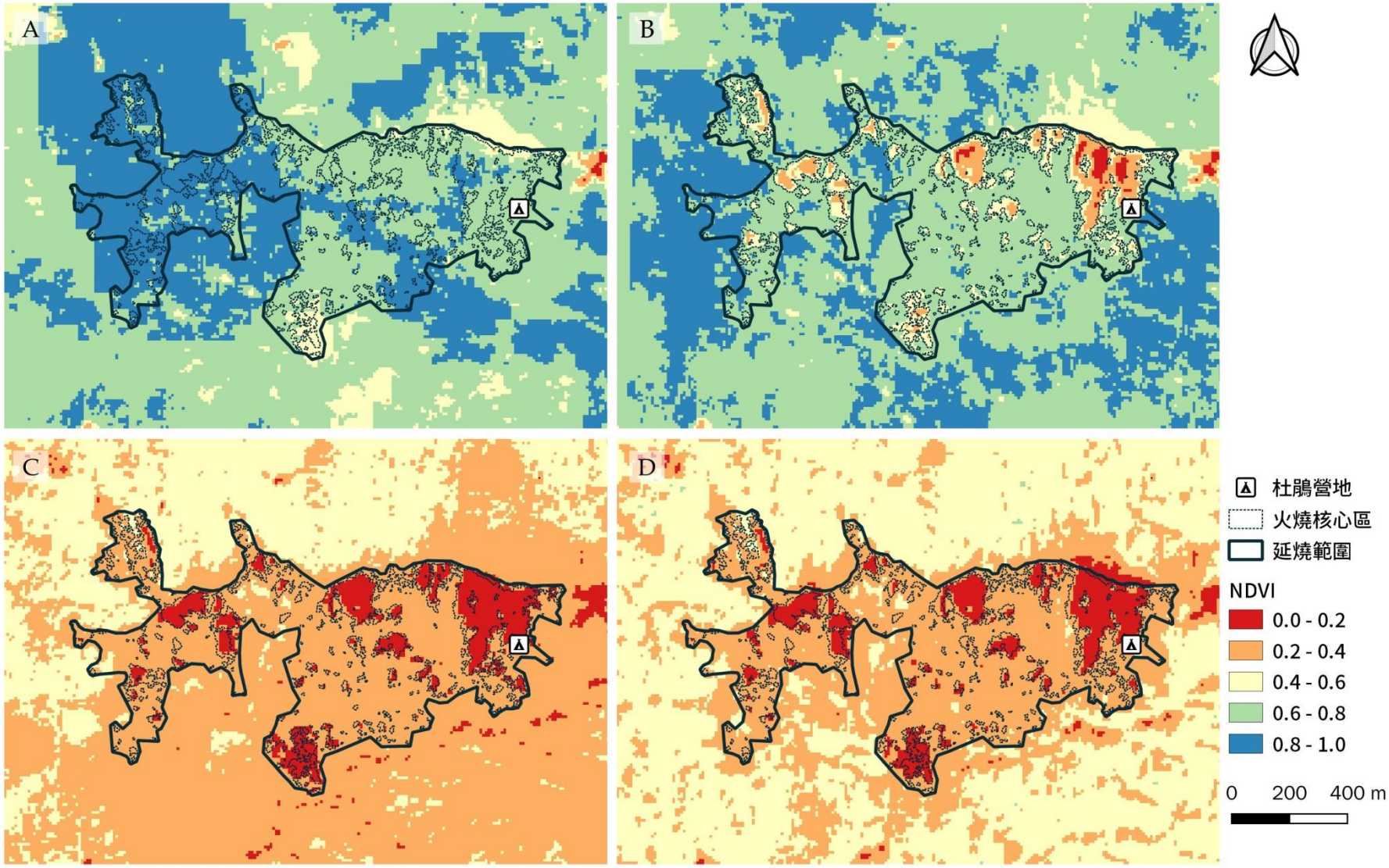

圖 10. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內平均 NDVI 分級圖，A:2020年8月至10月，B: 2021年8月至10月，C: 2022年8月至10月，D: 2023年1月至4月。

表 11. 2020–2021 年 NDVI 等級數值所占面積比例變遷統計表

面積比例(%)	2021(火燒後)					
2020(火燒前)	0.0-0.2	0.2-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0	Total
0.2-0.4	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.4-0.6	0.14	0.73	2.06	0.94	0.00	3.87
0.6-0.8	1.16	4.92	9.86	38.53	1.05	55.51
0.8-1.0	0.20	1.94	4.15	28.70	5.61	40.61
Total	1.51	7.59	16.07	68.17	6.66	100.00

備註: NDVI 等級統計自各年份8月至10的平均值，灰底表示 NDVI 數值衰退

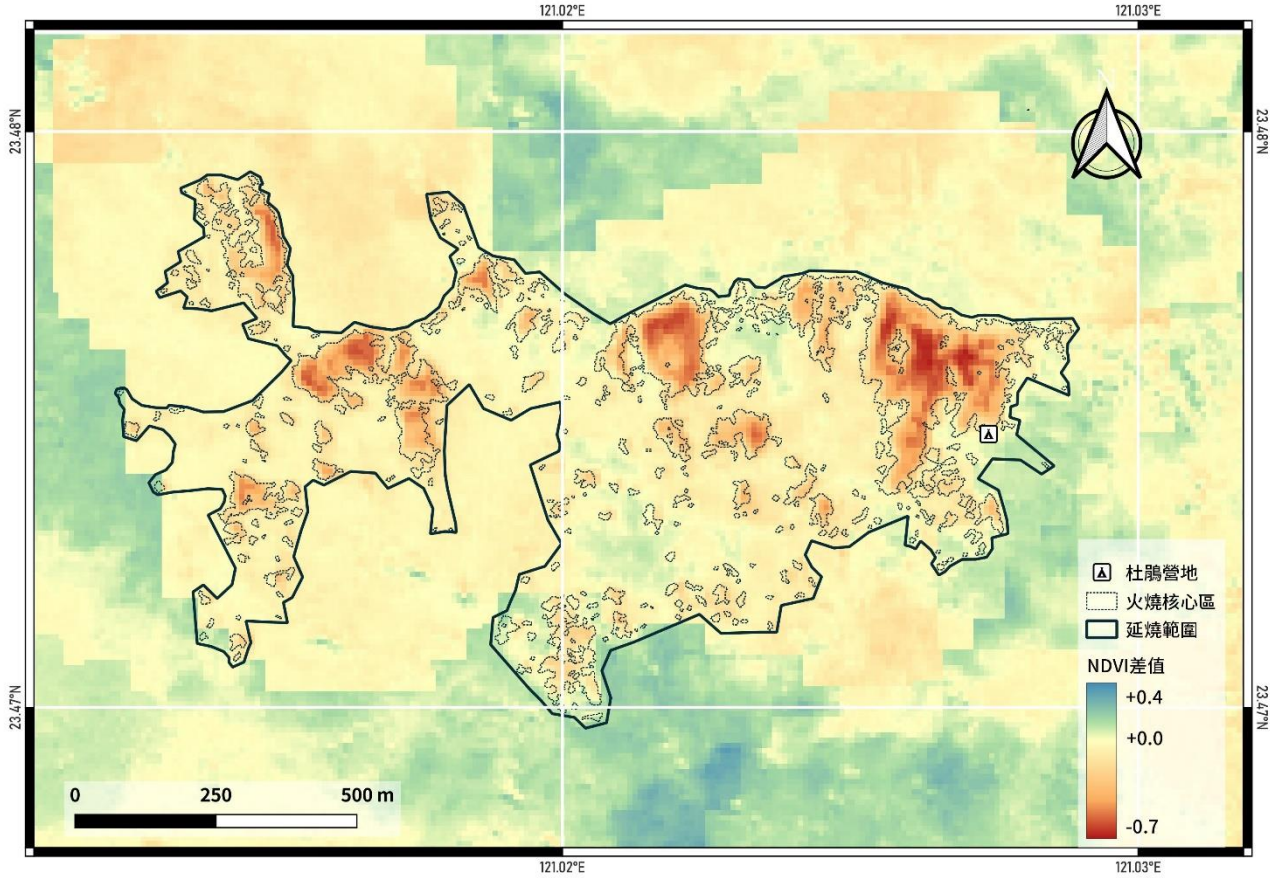

圖 11. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內火燒前 NDVI 平均值(統計自2020年8月至10月)與火燒後 NDVI 平均值(統計自2021年8月至10月)之差值，負值代表 NDVI 減少(植群衰退)，正值代表 NDVI 增加(植群增長)。

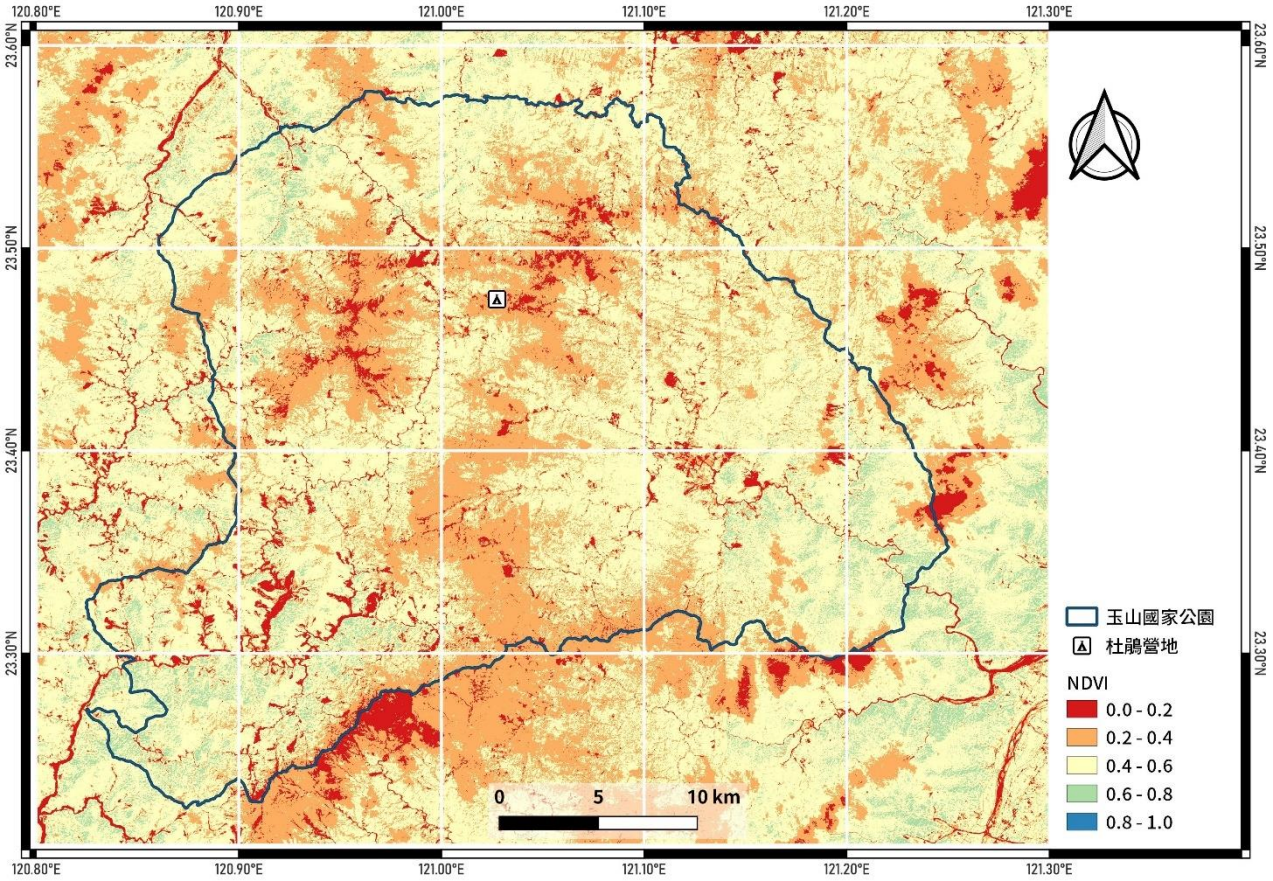

圖 12. 2022年8–10月玉山國家公園之 NDVI 平均數值圖。

表 12. 2022–2023 年 NDVI 等級數值所占面積比例變遷統計表

面積比例(%)	2023			
2022	0.0-0.2	0.2-0.4	0.4-0.6	Total
0.0-0.2	18.03	1.64	0.00	21.67
0.2-0.4	3.63	73.03	0.18	76.52
0.4-0.6	0.00	1.84	1.63	1.82
Total	19.68	76.85	3.47	100.00

備註: 2022年資料統計自8月至10的平均值，2023年資料統計自1月至4月23日之平均值，灰底表示 NDVI 數值衰退

2023年1–4月的 NDVI 平均值顯示火燒區域內的植群衰退現象並未好轉(圖 10D、表 12)。在區域外的的數值略有增加，然而在火燒影響範圍內多數區域的 NDVI 差值呈現負值(圖 13)，代表乾旱影響可能導致火燒區域內的植群衰退。

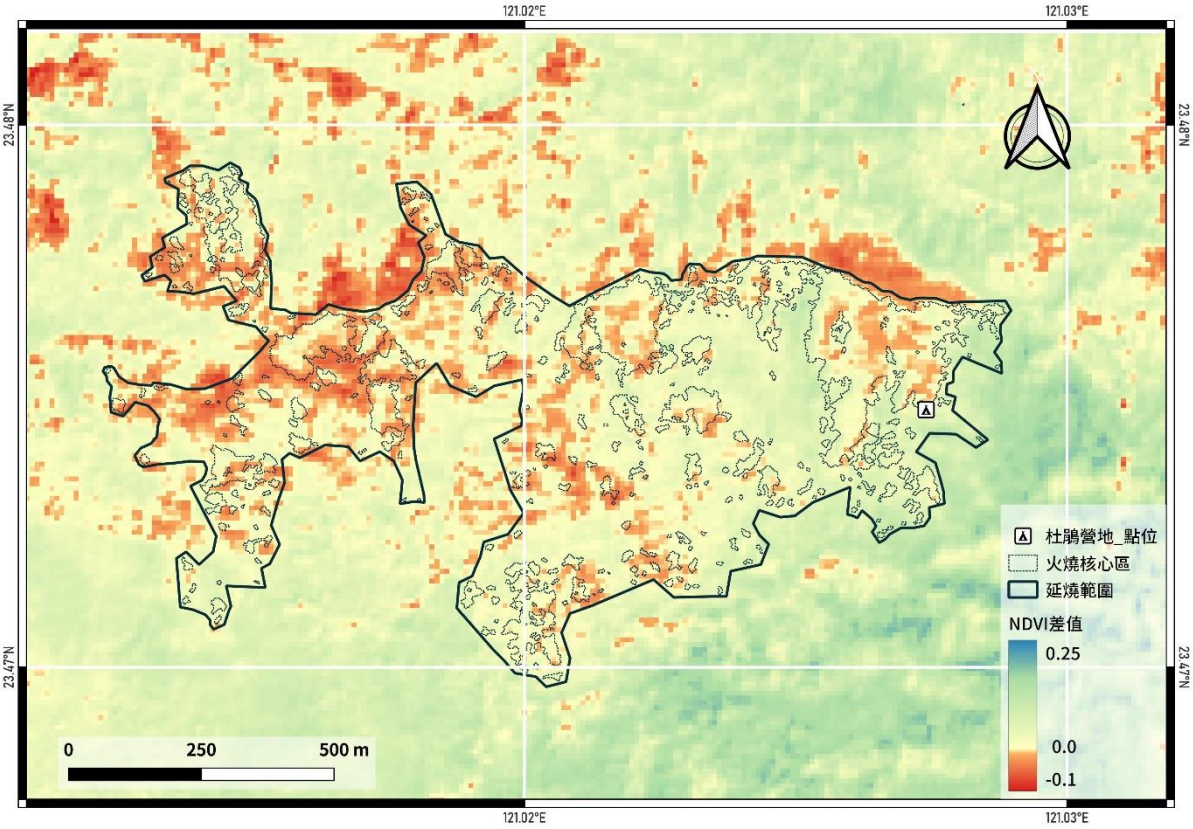

圖 13. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內2022年 NDVI 平均值(統計自2022年8月至10月)與2023年 NDVI 平均值(統計自2023年1月至4月23日)之差值，負值代表 NDVI 減少(植群衰退)，正值代表 NDVI 增加(植群增長)。

檢視玉山國家公園的降雨資料(圖 14)，可見在2021年5月火燒後至2023年5月，多數月份的有效降雨為負值，代表蒸散量大於降雨量，區域內水分入不敷出，在前一節的 SPEI-12分析(圖 6)也顯示在區域在2023年5月接近極端乾旱。2023年6月後由於數個颱風先後影響，降雨量較多，乾旱情況逐漸改善。因此我們進一步分析比較2023年火燒區域的 NDVI 數值，如前所述，在2023年1－4月區域內植群受到乾旱影響而衰退(圖 15A)，至2023年8－10月時，整體情況稍微改善(圖 15B)。延燒區域的 NDVI 數值顯示，雖然整體 NDVI 數值偏低，僅在0.1－0.5之間，但火燒受害範圍的數值略微上升。進一步計算1－4月與8－10月的 NDVI 最大值差值(表 13、圖 16)，火燒核心區(1－4月 NDVI 數值低於0.1)數值有上升趨勢，代表在雨季後地被植物重新生長，數值略為提高。統計 NDVI 變化的面積比例，NDVI 衰退區域占總面積的46.77%，維持不變為48.25%，NDVI 增長區域為4.98%。整體而言，NDVI 衰退與維持不變占多數，可能仍受到前期乾旱的影響。

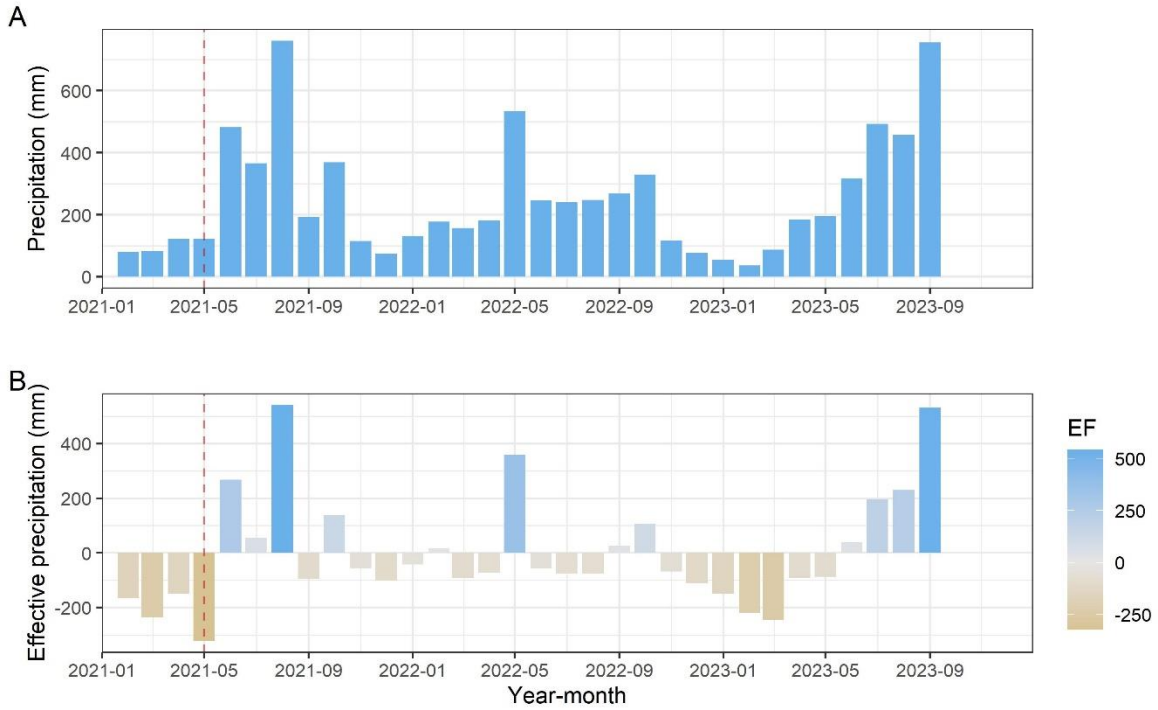

圖 14. 玉山國家公園地區2021年1月至2023年9月之(A)降雨量以及(B)有效降雨量

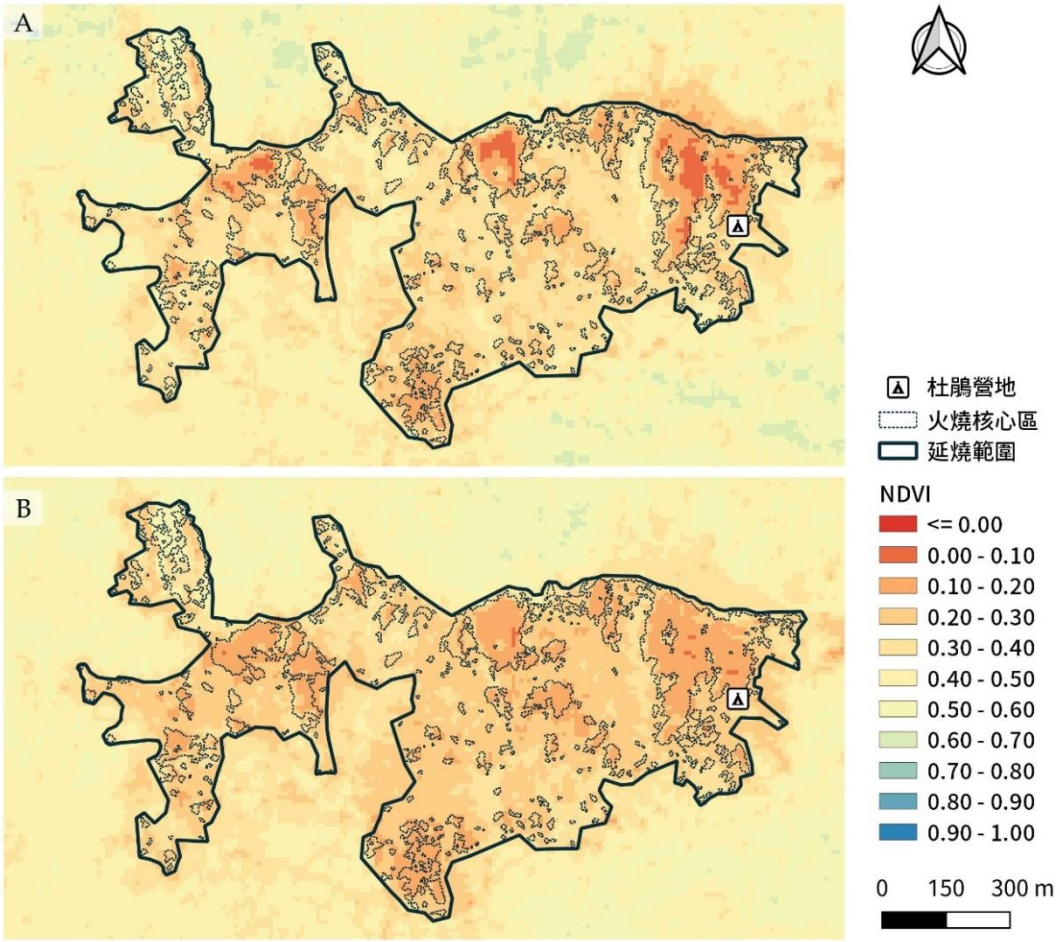

圖 15. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內 NDVI 最大值之比較圖，(A)2023年1–4月，(B)2023年8–10月。

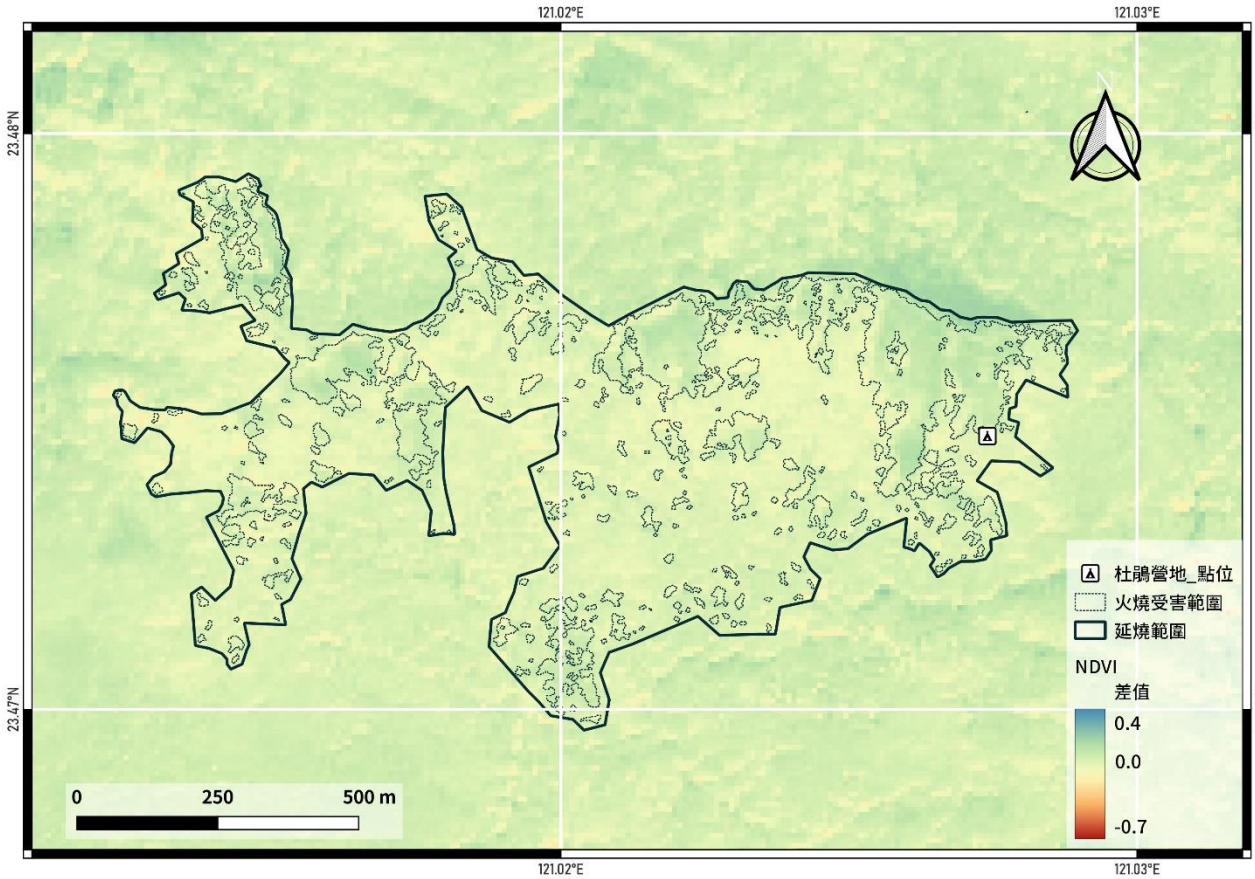

圖 16. 玉山國家公園杜鵑營地火燒區域內2023年1－4月與8－10月 NDVI 最大值之差值，負值代表 NDVI 減少(植群衰退)，正值代表 NDVI 增加(植群增長)。

表 13. 2023 年 NDVI 等級數值所占面積比例變遷統計表

面積比例(%)	8-10 月						
1-4 月	0.0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.5	0.5-0.6	Total
0.0-0.1	0.069	2.116	0.000	0.000	0.000	0.000	2.185
0.1-0.2	0.046	9.832	1.322	0.080	0.000	0.000	11.281
0.2-0.3	0.000	8.464	22.125	1.104	0.000	0.000	31.693
0.3-0.4	0.000	0.609	30.232	14.121	0.356	0.000	45.320
0.4-0.5	0.000	0.000	0.483	6.428	2.093	0.000	9.004
0.5-0.6	0.000	0.000	0.000	0.034	0.471	0.011	0.517
Total	0.115	21.021	54.163	21.769	2.921	0.011	100.000

葉面積指數可以反映出森林的冠層密度情況，顯示森林樹木的生長情形；而淨初生產力則展現森林在火燒後的活力與恢復情況，兩者可作為 NDVI 數值的輔佐(Qin et al., 2022)。葉面積指數的結果如圖 17，在火燒前，火燒區域與對照組的葉面積指數大致穩定，依據季節性波動，維持在20－40之間。在火燒過後，火燒區域內的森林隨著樹冠層遭受破壞後，葉面積指數下降至20－30之間，且在2023年後持續降低，而對照組的數據保持穩定，顯示葉面積指數未受到乾旱影響。另外，從淨初生產力檢視火燒區域與對照組差異(圖 18)，結果顯示兩者的季節性變化類似，但火燒區域的淨初生產力較低(平均450.5 kgC/m^2)，而對照組平均值較高(512.8 kgC/m^2)。雖然火燒區域的 GPP 數值較低，在2023年春季的峰值也較往年低，但仍維持一定水準，顯示森林尚未因火燒與乾旱導致生產力崩潰(Au et al., 2022)。

從 dNBR 比較圖可見，2021年4月與2022年4月的比較數值(圖 19A)可充分反映出嚴重火燒的區域，在火燒核心區有著較嚴重的衰退現象。然而，在火燒一年後與火燒前的 dNBR(圖 19B)則顯示不僅是火燒區域，在延燒範圍外的整體植群都有著程度不一的衰退現象。至2023年4月時，顯示火燒核心區的嚴重程度降低，但是延燒範圍與火燒範圍外的衰退程度加劇。dNBR 的變化與 NDVI 數值變化一致，顯示該區域不僅受到火燒影響，可能也因為後續乾旱而導致整體植群衰退。

過往研究中曾提到，極端乾旱可能提高火燒風險，同時也影響植物的碳水化合物儲存，進而導致植物開花結實物候受到干擾(Nolan et al., 2021)。當火燒事件與極端乾旱重疊時，會造成更高的樹木死亡率，同時乾旱也可能影響火燒後植物的開花與幼苗存活，進而影響物種的繁殖成功率，延後植群復舊的時間(Kibler et al., 2019; Nolan et al., 2021)。根據中央氣象局的氣候監測報告顯示，臺灣在2023年的春季是極端缺水的乾旱狀態，玉山氣象站是該站同期前五名少雨，同時春季雨量不到氣候值的50%。NDVI 數值與 LAI 數值也顯示，火燒後植群仍持續受到乾旱的負面影響導致數值下降，然而植群仍具一定的生產力。在被動復育中，殘存木與小苗更新是重要關鍵 (Cavallero et al., 2013; Souza-Alonso et al., 2022)，因此下一章節將透過地面調查，檢視杜鵑地區的復育狀況。

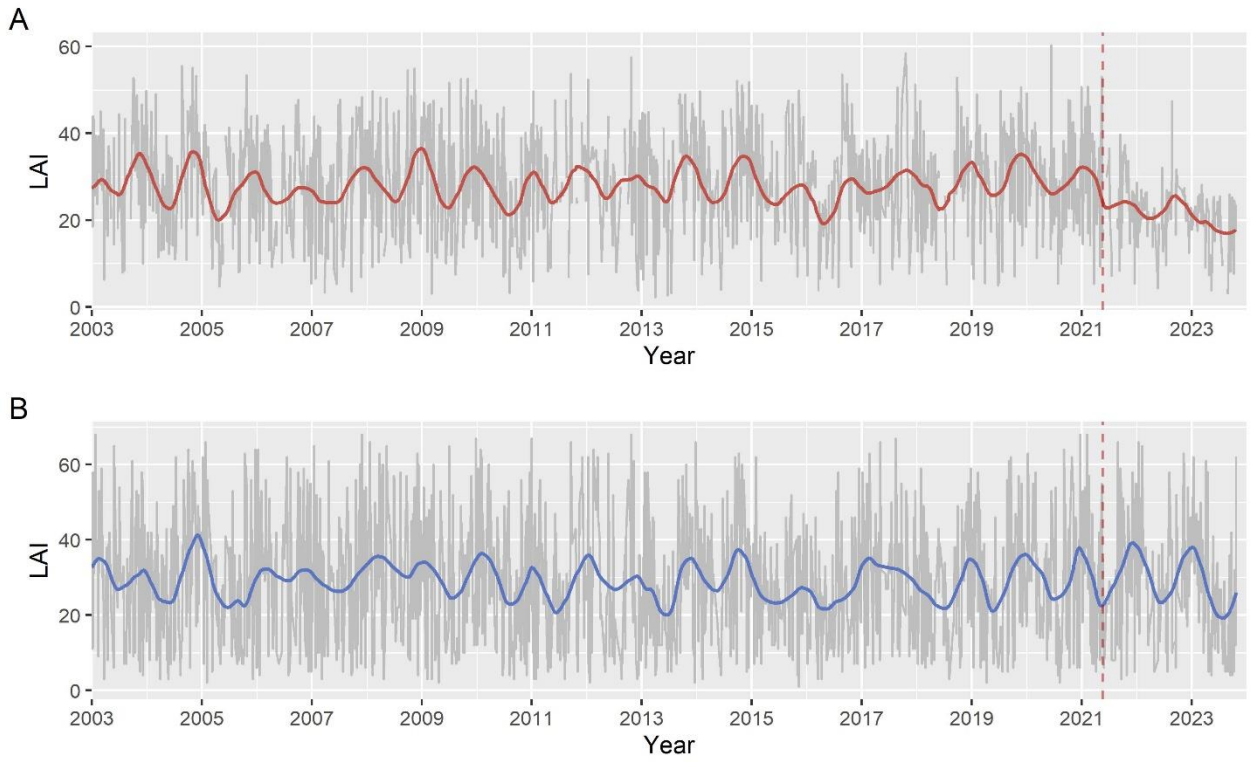

圖 17. 玉山國家公園杜鵑火燒區域(A)與對照組(B)之葉面積指數趨勢圖，圖中灰色線條代表原始數據，粗線條代表平滑後曲線，紅色虛線代表火燒發生時間。

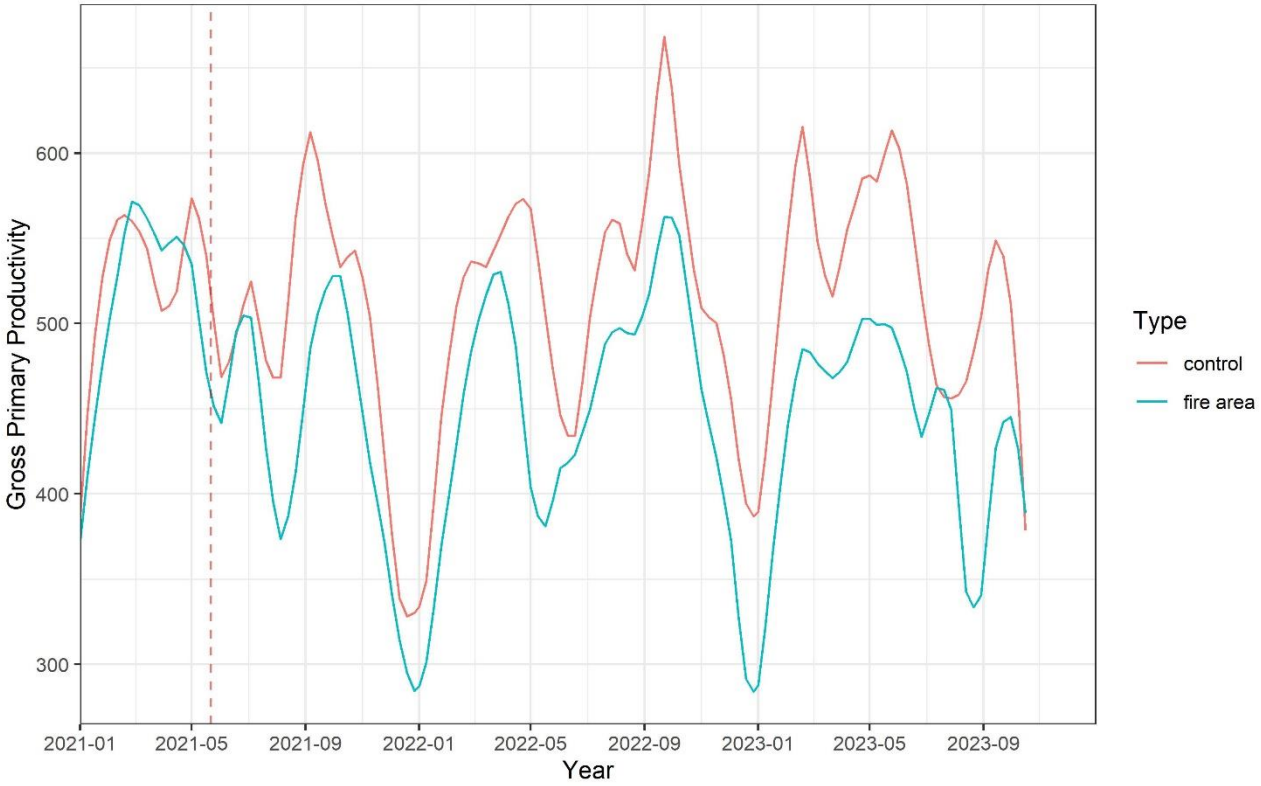

圖 18. 玉山國家公園杜鵑火燒區域與對照組之淨初生產力平滑趨勢線，圖中紅色虛線代表火燒發生時間。

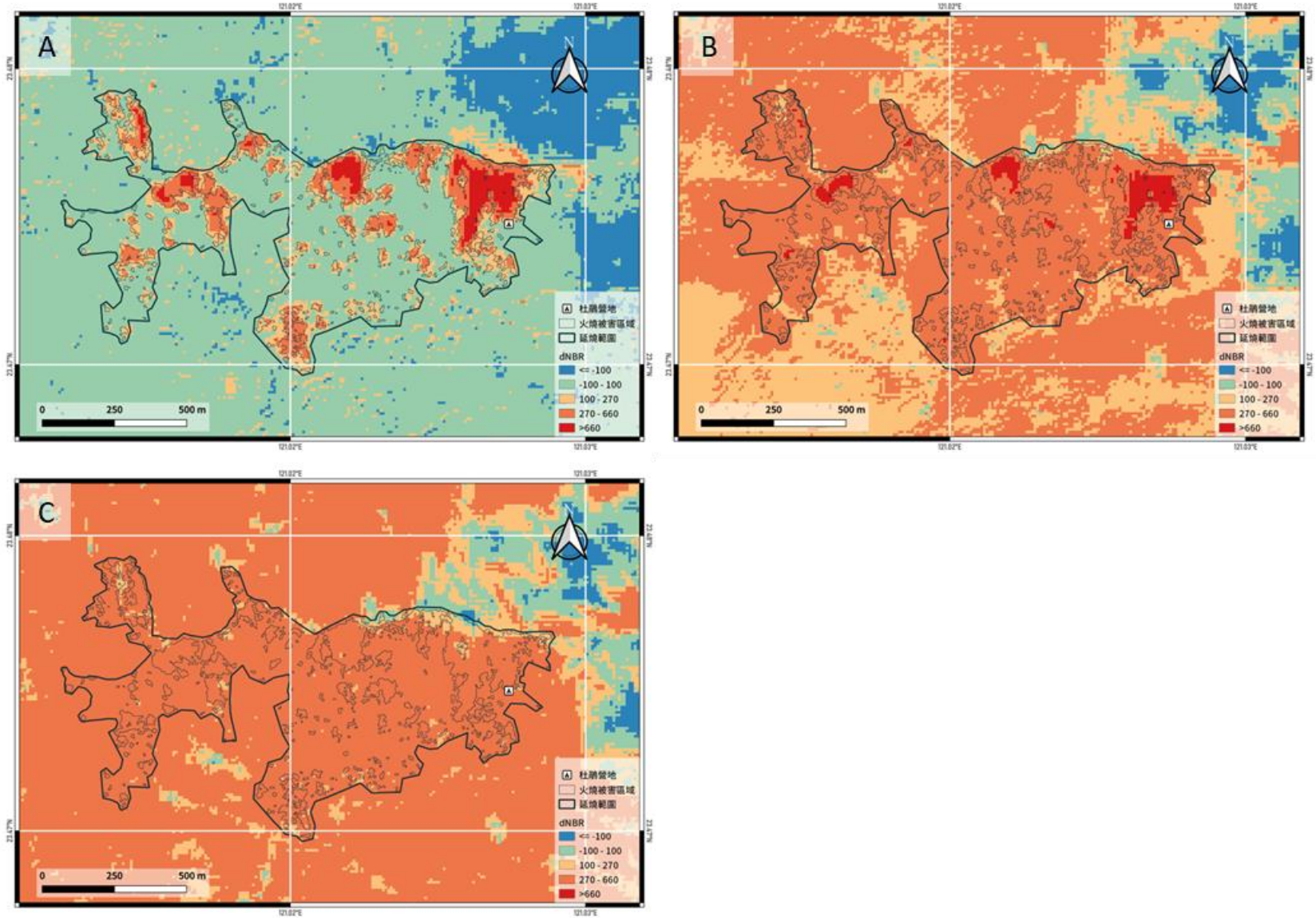

圖 19. 玉山國家公園杜鵑火燒區域之差異常態化燃燒比(dNBR)比較圖，A 為2021年4月與2021年8月之比較，B 為2021年4月與2022年4月比較，C 為2021年4月與2023年4月比較。

2. 監測樣區地被與林木健康情形

本次研究團隊除了針對前期設置的監測樣區進行複查之外，另外於火燒推移帶設置7個臨時樣區，檢視整體火燒的復原情況。本次調查共計調查到22科35屬39種，調查到的植物全為原生種，其中有13種為特有種。有3種物種屬於紅皮書中接近受脅物種(near threatened, NT)，分別是水山野青茅、臺灣小檗以及高山懸鉤子。比較自2022年度三次調查與本次調查的地被物種數與 Shannon 多樣性指數(圖 20)，在物種數方面，對照組樣區的物種數保持穩定，而火燒核心區與推移帶的物種數隨時間逐漸上升，顯示在火燒後地被植物重新定植。然而，Shannon 多樣性指數分析結果(圖 20B)顯示在核心區，物種多樣性指數略微降低，而在推移帶則是大幅度下降。主要原因是 Shannon 多樣性指數不僅計算物種數量，更將物種的數量分布列入計算，當物種數量分布均勻，其多樣性指數通常較高。在火燒推移帶區域，火燒的強度較低，多數區域的火燒僅發生在地表，因此部分植物的根部與地下莖在火燒後存活如玉山箭竹，在適當的氣候條件下植物自根部重新發芽萌蘗，擴張速度較種子發芽的物種來的更快，因而該物種覆蓋率比例較高，導致 Shannon 多樣性指數下降。在本區域的原始地被層為密集生長的玉山箭竹，在林下玉山箭竹多能生長至1－2 公尺高，遮蔽光線並占據土壤資源，因此物種數與多樣性指數較低(圖 20)。

木本植物小苗是火燒區域復育的關鍵。進一步檢視樣區中木本植物的小苗數量(表 14)，顯示在2022年前期時小苗數量較少，僅在春季推移帶調查較多的臺灣二葉松小苗(株/100 m^2)。2022年秋季時，樣區內發現大量臺灣二葉松小苗萌發，在核心區平均有91株/100 m^2，在推移帶數量更高達1174.4 株/100 m^2，臺灣鐵杉也有62.0株/100 m^2。到本年度複查時，核心區與推推移帶的臺灣二葉松小苗數量下降至去年度的一半以下，核心區有49.6株/100 m^2，推移帶則有413.7株/100 m^2。而臺灣鐵杉的數量更降低至12.3株/100 m^2。臺灣二葉松是火燒適存種，容易促進火燒，並在火燒後種子快速發芽進而形成純林 (陳明義、施纓煜，1998；賴國祥，2005)。比較過往研究，陳明義、施纓煜(1998)於1995年環山大火後隔年，在海拔2450m 樣區調查到的小苗密度為0.1株/ m^2；賴國祥(2005)則在1990年合歡北峰火燒後隔年七月調查到的小苗密度為0.052株/ m^2。在本年度的調查中，雖然木本植物的小苗可能受乾旱影響而減少，但可能受益於周遭留存母樹，即使是小苗數量較少的核心區，小苗密度(0.49株/m^2)也超過其

他嚴重火燒區域(圖 21)。除外，區域中部分苗高為5－7 cm，覆蓋面積達9 cm^2，應為去年度發芽並留存之樹苗，顯示乾旱並未造成所有樹苗死亡。

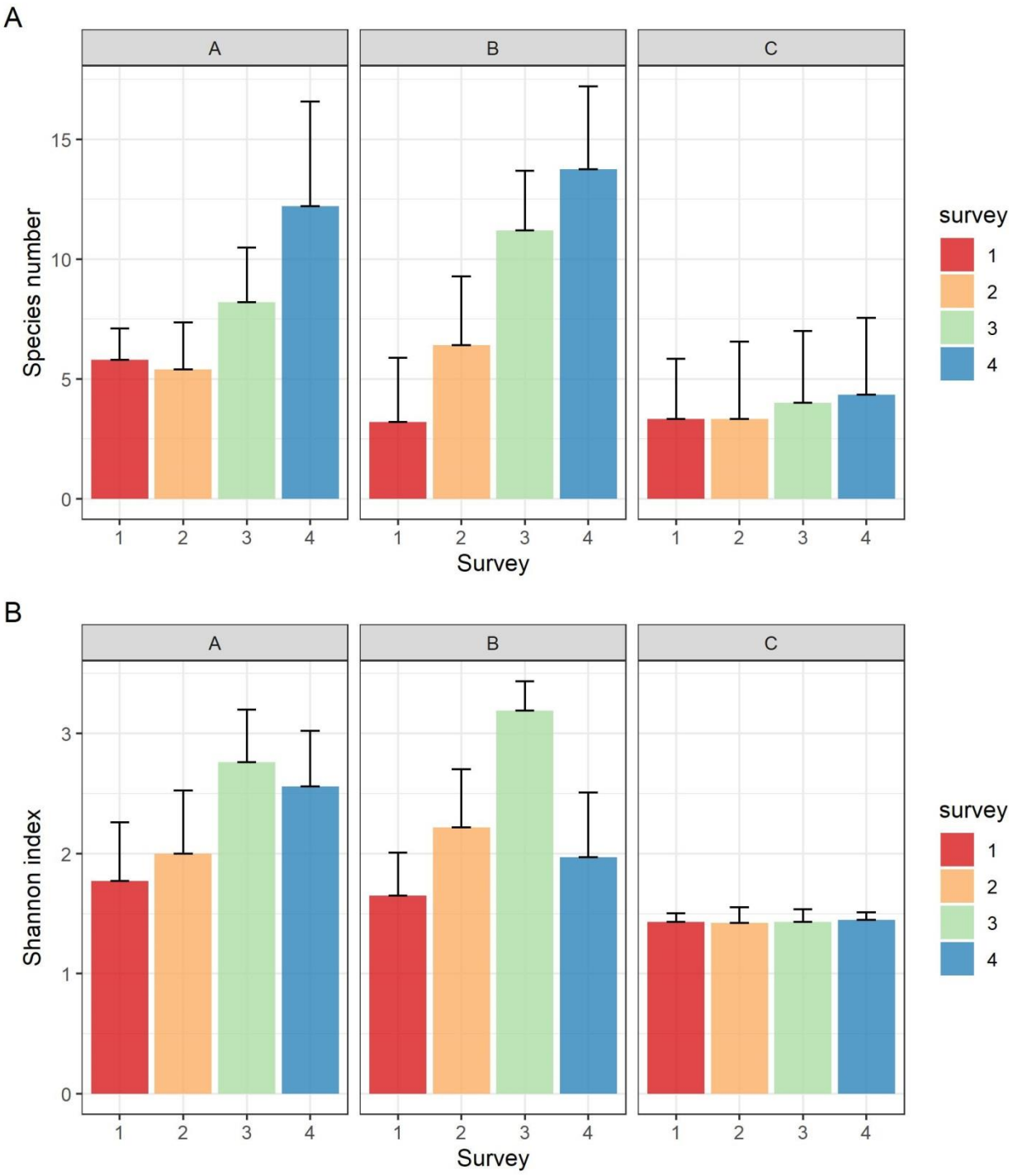

圖 20. 玉山國家公園杜鵑火燒區域之監測樣區地被層植物的(A)物種數與(B)Shannon 多樣性，圖分組 A 為火燒核心區，B 為推移帶，C 為對照組，第一次調查在2022年2月，第二次調查在2022年5月，第三次調查在2022年9月，第四次調查在2023年7月。

表 14. 杜鵑營地火燒監測樣區內平均小苗數量(株/100 m^2)

區域	物種	2022/2	2022/5	2022/9	2023/7
核心區	刺柏	-	-	0.2	-
	臺灣二葉松	4.0	4.0	91.6	49.6
	臺灣冷杉	-	-	0.4	-
	臺灣鐵杉	-	-	0.2	0.6
推移帶	細枝柃木	-	-	-	0.1
	臺灣二葉松	-	45.0	1174.4	413.7
	臺灣冷杉	-	-	14.4	3.1
	臺灣鐵杉	-	0.2	62.0	12.3
對照組	臺灣二葉松	-	-	2.3	1.0
	臺灣鐵杉	-	0.3	3.3	1.0

圖 21. 玉山國家公園杜鵑火燒區域之推移帶在2023年7月調查到高密度的臺灣二葉松小苗。

在杜鵑營地火燒事件中，多數區域為僅受到地面火侵害的推移帶，區域中大部分的冠層樹木在火燒後存活，僅部分的樹幹或樹冠受到火燒。儘管冠層樹木在火災事件後倖存，但樹皮、樹幹與接近地表的根部組織受到了火災的損害，可能使樹木變得虛弱，對於環境變化，如低溫和病蟲害的抵抗力下降，可能導致樹木生長不良甚至死亡。在前面的章節中，衛星圖像已顯示出 NDVI 與 LAI 數值在本年度下降，這可能表示生長不良或死亡的樹木數量正在增加。因此，研究團隊監測樣區內樹木的健康狀況變化，以研究火燒的後續影響。

在前次調查時(2022年9月)，核心區的冠層樹木僅存一棵臺灣二葉松存活，該樹木的葉色偏黃，同時根部長出蕈菇，在本年度調查中，該樣株如預期中死亡，核心區無樣株倖存。而前次調查時，推移帶的冠層樹木死亡率為56.0%，本年度死亡率再一次上升，提高至66.2%。死亡的植株胸徑多在10－20 cm 之間，且在前次健康度調查中即有表徵，部分樹木根部有蕈菇類生長，冠層稀疏，葉色呈紅色，僅枝梢具綠葉。而除了推移帶的樹木死亡之外，對照組也有一棵胸徑達28.3 cm 的臺灣二葉松死亡，可能是受到乾旱影響。

林冠的枝葉是較為敏感的健康性狀，當樹木的健康度有所變化時，通常會反映在樹冠密度以及枯梢率的變化。因此我們以樹冠密度與枯梢率來檢視推移帶植株的衰退趨勢或恢復健康。比較四次調查的冠層密度與枯梢率(圖 22)，可見在過去三次調查中，存活樹木的樹冠密度顯著上升，這主要是因為不健康的樹木逐漸死亡，而留存樹木重新展葉。然而在第四次調查中，我們發現冠層木的樹冠密度顯著下降，同時枯梢比略為上升(未達統計上顯著)，此外調查中也發現植株有大量結果，推測這可能是受到前述乾旱影響，導致推移帶的樹木生長不良，也促進開花結實。除此之外，我們依舊在少數存活樹木根部發現大量蕈菇類生長(圖 23)，蕈菇廣布在植株根圈範圍，這可能是林木根部已經死亡的徵兆。火燒對樹木的影響能分為一階及二階影響(Michaletz and Johnson, 2008)，一階影響為火燒時的高溫，由燃燒產生的熱能傳遞至樹木內部組織，可能直接導致樹木死亡；二階為受高溫影響後尚存活的樹木，因高溫而導致部分生理功能衰退，進一步使樹木陷入逆境(stress)，如碳儲存不足、水分運輸功能障礙及昆蟲影響等相關問題(Bär et al., 2019)，最終可能持續衰退並死亡。此外，其他較有明顯變化的健康監測項目如表 15所示，在樹皮顏色或空洞、樹脂情形以及葉芽健康情形有著較

明顯的變化。其中在火燒初期(第一次調查)，有著較嚴重的樹脂情形，在之後第二次與第三次調查中逐漸改善，到第四次調查，存活樣木的樹脂狀況顯著好轉。而葉芽健康情形有相似的情況，在第四次調查時，多數存活樣株的葉芽狀況良好，因此平均值接近四，同時與前三次調查有著顯著差異，這代表著多數存活植株新葉更新正常，可能脫離火燒與乾旱影響。

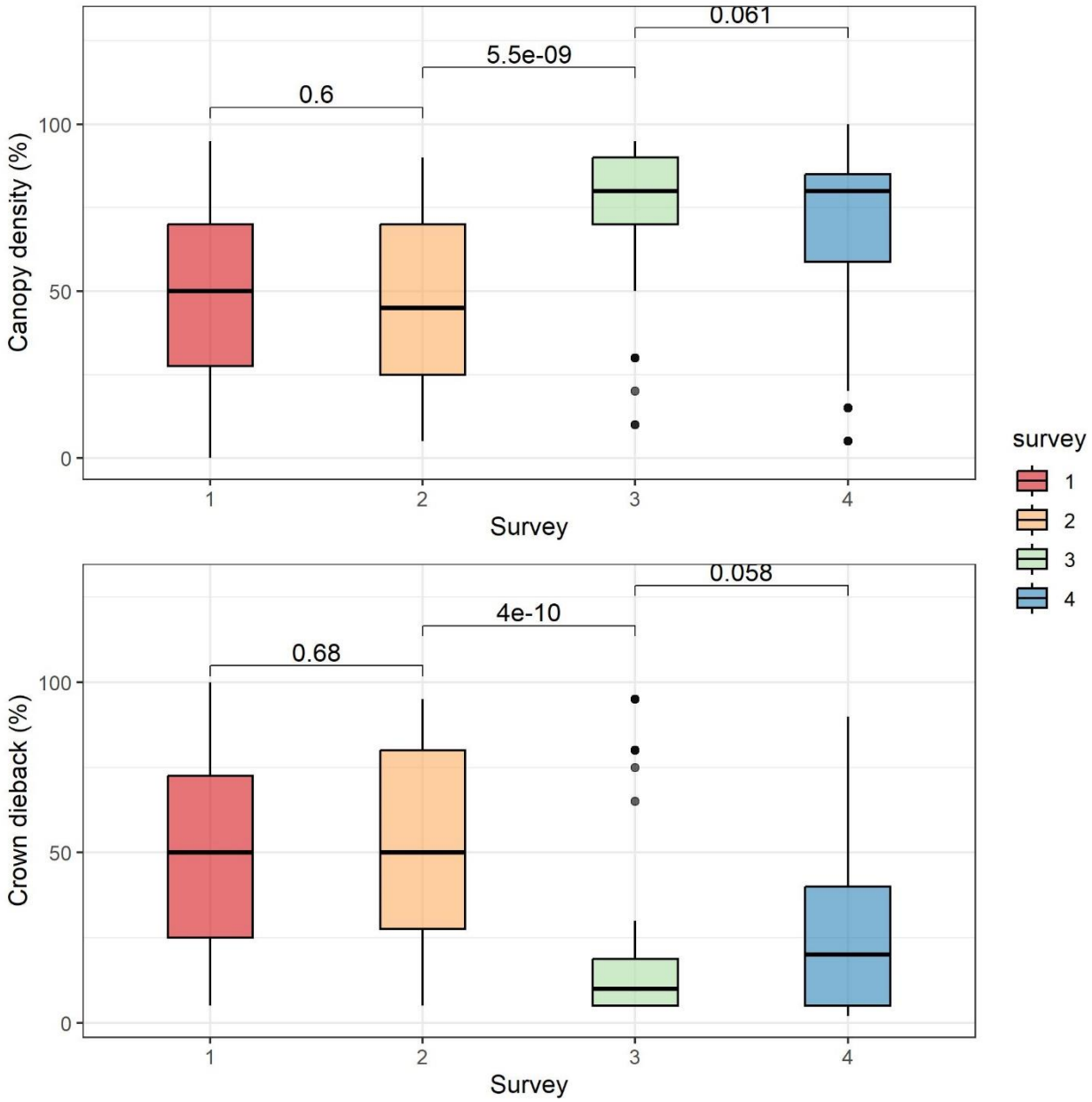

圖 22. 在四次調查中火燒推移帶的冠層密度與枯梢率比較圖，第一次調查在2022年2月，第二次調查在2022年5月，第三次調查在2022年9月，第四次調查在2023年7月，比較數值為 Wilcoxon sign rank test 計算所得之 p-value.

圖 23. 杜鵑火燒區域推移帶臺灣二葉松根部之蕈菇生長情形。

表 15. 杜鵑營地推移帶樣區存活樣木健康度調查比較分析

Survey time	樹皮顏色或空洞		樹脂情形		葉芽情形	
	mean	SD	mean	SD	mean	SD
1	2.33a*	0.69	3.49a	0.83	3.23a	1.24
2	2.39a	0.73	3.47a	0.87	3.00a	1.20
3	2.04a	1.16	3.60ab	0.83	3.20a	1.44
4	2.48a	0.74	3.81b	0.56	3.99b	0.11

* 小寫字母表示在 Kruskal-Wallis rank sum test 分組中具顯著差異的組別(α=0.05)

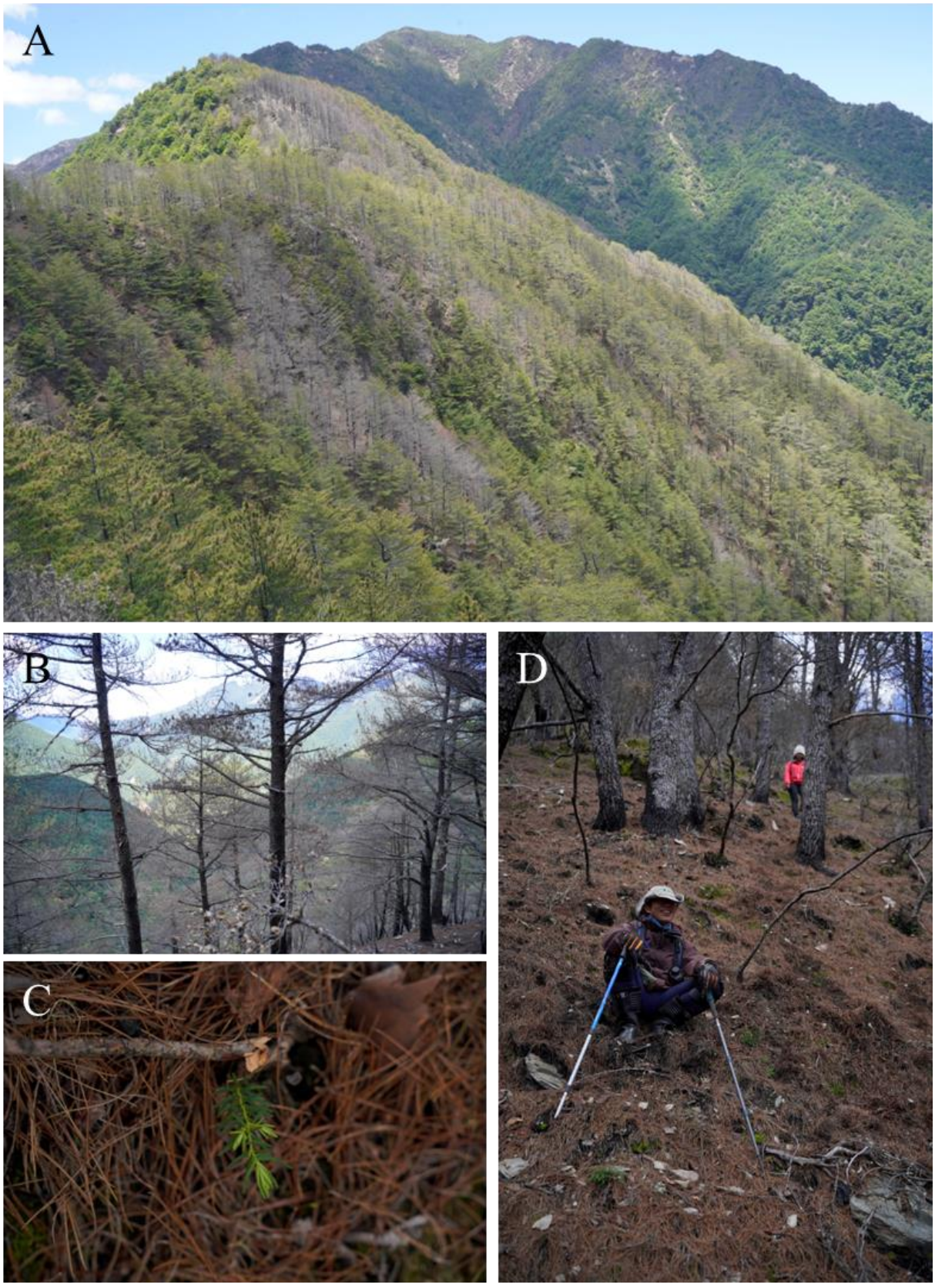

圖 24. 本次調查情況，A. 主要火燒區域整體狀況，B. 樹冠層死亡情形，C. 調查區域中臺灣鐵杉小苗，D. 架設臨時樣區。

研究團隊在本次調查中除了發現冠層木衰退之外，也在死亡樹木的樹幹上發現明顯的蟲蛀痕跡(圖 25)，該痕跡可能集中於樹幹某部位到遍佈整個樹幹，燃燒後的樹皮遭啃食，中央通常有一個寬約1公分的蟲洞，可能是幼蟲所在位置。請教中興大學葉文斌教授的結果，推測可能是樹蜂科(Siricidae)幼蟲啃食痕跡，無法完全肯定。樹蜂科昆蟲中，有多個物種會對林木造成危害，其中原產歐洲與亞洲的雲杉藍樹蜂(*Sirex noctilio*, Fabricius, 1793)更被列為高風險入侵物種，在美洲與大洋洲區域的松樹林地造成嚴重危害(全球入侵資料庫：https://gisd.biodiv.tw/)。然而目前在臺灣沒有相關的研究報告，同時在監測區域中僅在部分死亡植株發現此現象，蟲害尚未影響到活著的植株，因此是大規模蟲害的機率較低，但仍需持續觀察。

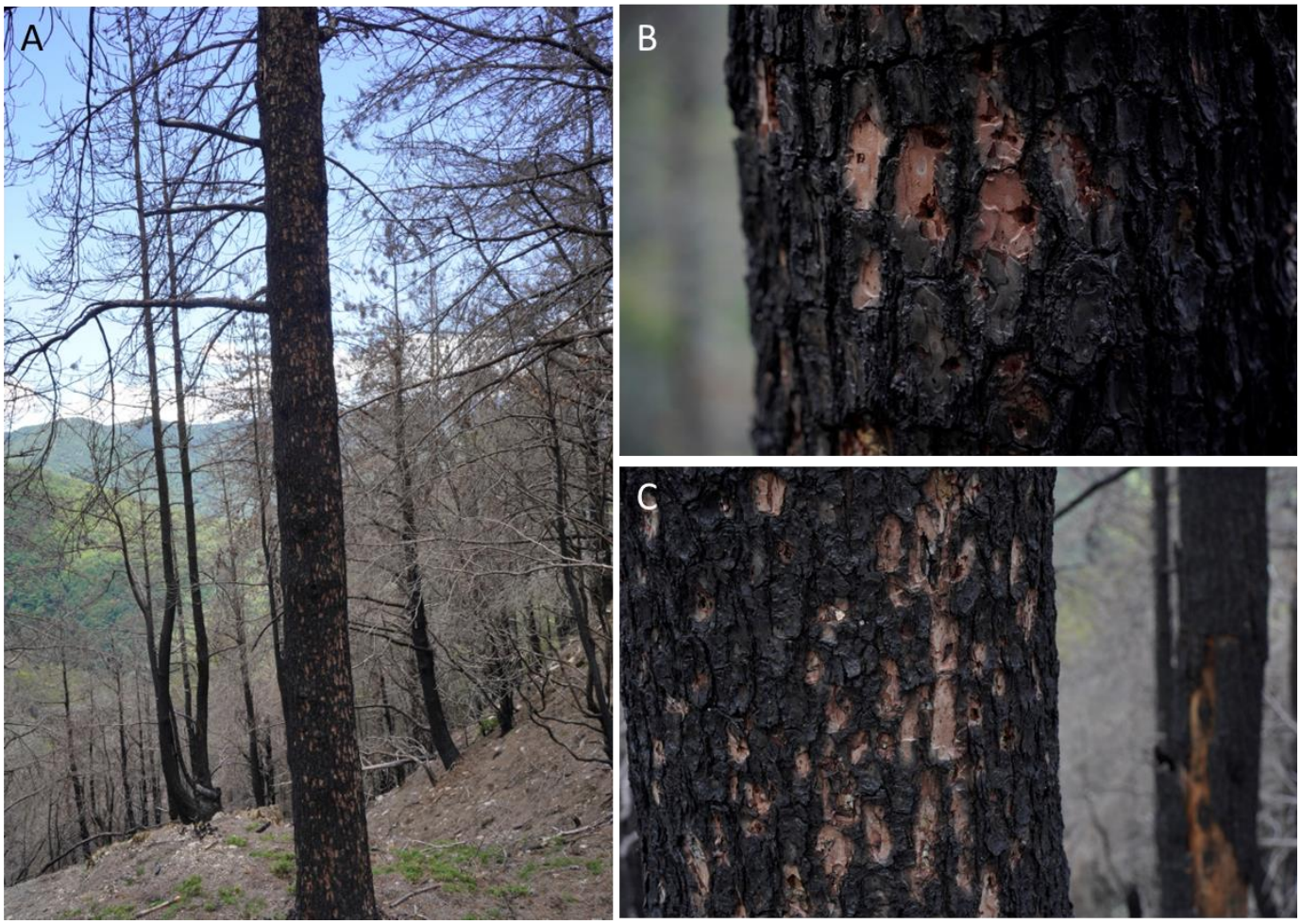

圖 25. 杜鵑火燒區域死亡植株樹幹上有昆蟲蛀食痕跡，A. 啃食痕跡可能從部分樹幹到遍佈整個樹幹，B. 蛀食的洞，可能有幼蟲，C. 蛀食痕跡在樹皮表面。

五、綜合評估與建議

(一) 火燒後續影響與復育情形綜合評估

綜合前期至今的研究結果，我們發生火燒後至今的年度總結目前為止的火燒影響與復育情況。火燒初期(2021年)，嚴重火燒的核心區域約為22公頃，除了東半部與稜線有著面積較大的區塊，其餘部分呈現小面積的鑲嵌在整個延燒範圍中。延燒範圍區域(推移帶)的火燒嚴重程度相對較低，僅有地表火發生，地面枯落物燃燒殆盡，地被植物死亡，其餘大喬木多數存活。有效雨量與乾旱指數顯示，在2021年火燒前，杜鵑營地處於極端乾旱的情況，到2021年6－8月情況改善，然而進入2022年後，除了5月、8－9月有效雨量為正值，其他月份的有效雨量皆為負值，且情況延續至今年度(2023年)5月，乾旱指標也顯示至在今年五月份時，達到極端乾旱的情況。這意味著在火燒過後，降雨量不足導致營地區域又陷入乾旱逆境，火燒與乾旱的複合效應，使得整體植群的 NDVI 數值下降，整體植群之葉面積指數與淨初生產量指數降低，推移帶內在火燒後存活的部分植株，可能在火燒後抵抗逆境能力下降而陸續死亡。雖然在火燒與乾旱的複合作用下，推移帶的植群有退化跡象，但在核心區的地被植物則有改善。無論在核心區或推移帶，火燒並未將所有地被植物完全燒死，部分植物如玉山箭竹、高山白珠樹在火燒後重新生長並覆蓋地表土壤。地被植物對水分的需求較低，因此受乾旱影響較小，重新覆蓋地表也能增加水分入滲以及減少地表土壤流失，有助於保持土壤水分。同時在2022年度與2023年度皆發現大量的臺灣二葉松小苗，在2022年的臺灣二葉松小苗密度在核心區為0.91 株/m^2，推移帶為11.74 株/m^2；2023年的小苗密度在核心區為0.49 株/m^2，在推移帶則有4.14 株/m^2。雖然本年度的小苗密度下降，但仍遠超過往臺灣二葉松林火燒的研究。這可能因為是區域中的留存木效應以及地被植物的保水作用，降低乾旱對地被植物的負面效應。

目前杜鵑營地火燒區域的自然復育有幾項優勢與潛在威脅，分述如下：

優勢：

火燒區域核心區呈現鑲嵌狀，占所有火燒區域約1/3面積，多數區域僅發生地表火。殘存木受火燒刺激大量開花結實，成為復育的母樹種源。同時原先在地表的臺灣二葉松毬果受火燒刺激迸發種子，因此去年度最後一次調查與本年度皆在區域中發現大量小苗，高密度的

木本植物小苗有助於加速被動復育的進展。此外，火燒區域中的殘留木無論死活對被動復育皆有助益 (Souza-Alonso et al., 2022)，存活的殘存木在火燒刺激下會大量開花結實，成為復育種源，也能成為地下部共生菌根重新擴展的點。而死亡的枯立木可以作為鳥類棲息點，成為鳥類傳播植物的擴散區域。此外，殘存木可以減少直射光，間接降低土壤水分蒸散，根系在死亡後的一定時間內，仍能保持土壤結構，降低土壤流失與崩塌的機率。此外，火燒區域的部分地被植物根部仍然存活，因此在降雨後重新發芽，重新覆蓋地表，在降雨時可以攔截水分，減少地表土壤與水分流失。綜合而言，雖然杜鵑營地大火是嚴重的人為災害，所幸其嚴重火燒的區域較為分散，鑲嵌於火燒嚴重程度較低的森林區塊中。無論是火燒核心區與推移帶，都有大量的殘留枯木或是存活個體。高密度的木本植物小苗、地被植物地重新覆植以及大量的殘留木，這些都是目前有助於被動復育的極大優勢。

潛在威脅：

在前年度的最後調查時，倖存的冠層木有好轉的跡象，冠層密度提高。然而因為自2022年5月後，降雨稀少(圖 14)，整體環境偏相對乾旱(圖 6)。而原本春季與梅雨季的降雨減少，影響植物春季發育生長，直到今年度(2023年)八月受颱風外圍環流影響才開始好轉。透過 NDMI 檢視植物的含水狀態(圖 26)，在2023年1－4月的數值普遍偏低(圖 26A)，在火燒核心區部分達到乾旱等級。到8－10月時(圖 26B)，普遍 NDMI 數值仍偏低，而火燒核心區的情況稍微改善。因為氣候變遷，乾旱不僅是火燒區域的潛在威脅，也是近年臺灣生態系普遍受到的逆境(陳昭安等，2023)。而乾旱對林木通常有延遲影響，因此目前在 NDVI、LAI 以及 GPP 各項指數都呈現下降的趨勢。除了氣候之外，真菌類與昆蟲寄生也可能造成後續的樹木死亡，也是後續復育的隱憂之一。

結合優勢與潛在威脅，我們認為最大優勢在於火燒區域中有大量留存木，同時林下地被重新覆植，小苗數量充足，然而乾旱是無法控制的最大威脅，其次還有真菌與蟲害的隱憂，可能推遲自然復育的時程。

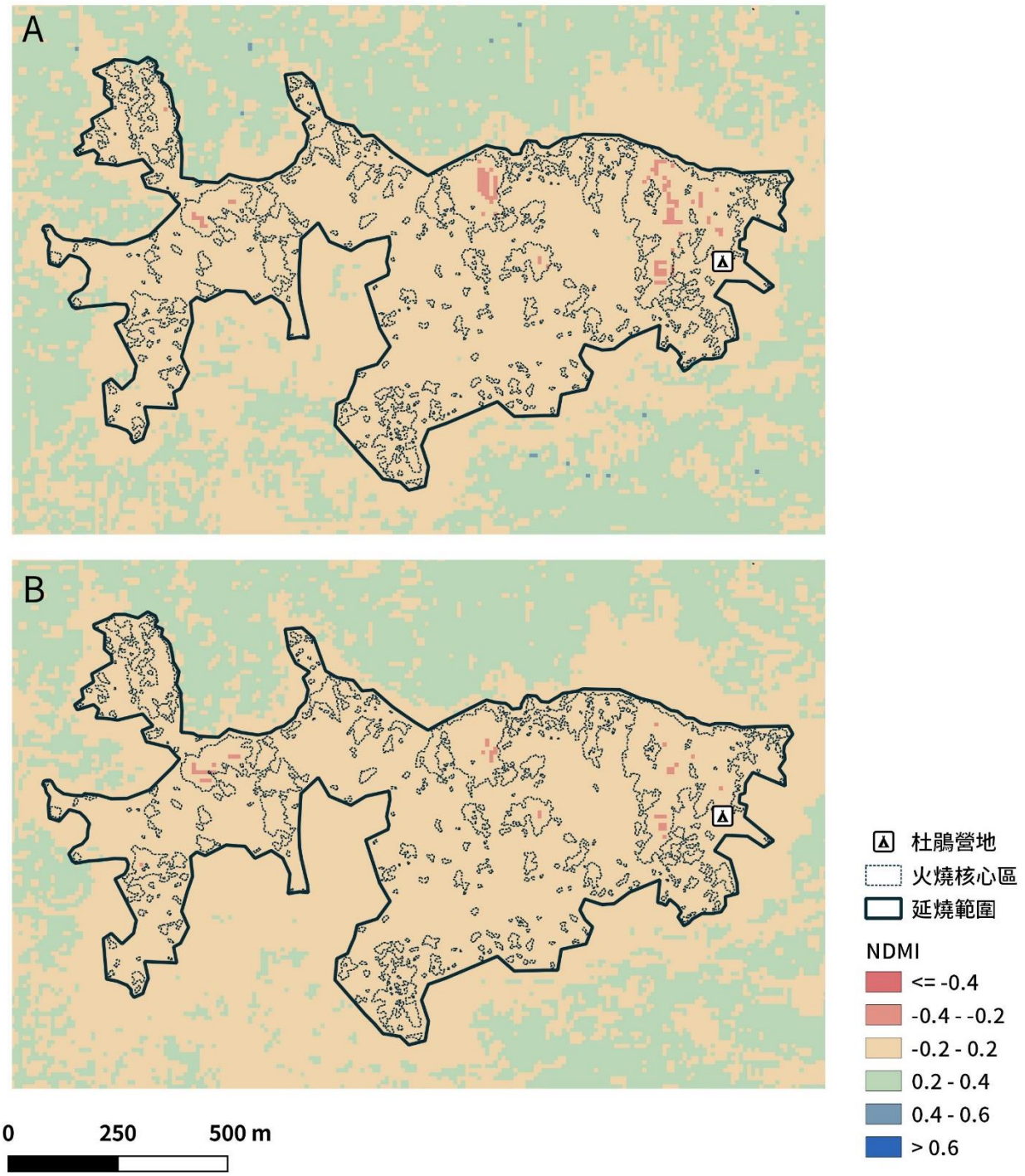

圖 26. 2023年杜鵑火燒區域 NDMI 圖，A. 2023年1–4月平均值，B. 2023年8–10月平均值。

(二) 建議

綜合整體研究結果，我們建議管理單位在杜鵑營地火燒跡地可採用自然復育方式經營。當前木本植物小苗更新順利，同時由於大部分區域的火燒型態僅有地表火，因此動物並未受到太大影響，土壤性質與未受火燒干擾的對照組差異不大；即使是在火燒最嚴重的區域，仍未造成地被植物的完全死亡，也有大量的留存枯木，這些都有助於自然復育進程。

自然復育的重點在於火燒後土壤是否受到嚴重流失、野生動物棲地是否受到嚴重破壞以及外來種是否會趁機入侵。三者的關鍵皆在於原生植群需要多少時間重建，亦即火燒後區域內是否足夠的苗木數量，以及苗木需要多長時間成熟，對逆境能有一定的抵抗力，並在其他不健康的留存木死亡後，填補冠層孔隙，成為新的種源。賴國祥(2005)過去在合歡北峰的火燒跡地長期監測顯示，在火燒的3年後，臺灣二葉松部分苗木才突破地被層；而在火燒的8年後迅速生長，重新占有優勢；到10年後苗木達到成熟齡，開花結實，成為新的種源。玉山杜鵑營地的海拔與合歡北峰的火燒跡地相近(約為2,900 m)，同樣也是以臺灣二葉松為主的森林，因此其臺灣二葉松生長期程可做為復育所需時間的參考依據。

本研究結果顯示，結合即時氣候資訊、衛星影像以及地面的林木健康度、樹木生長與地被調查能反應火燒跡地整體植群的復原情況，可作為良好的火燒跡地復育監測工具。本研究依據前期研究成果，擬定中長期的火燒復原監測模式，並建議管理處可參考執行。依據監測目的、使用工具、尺度區分為火燒風險評估監測與火燒跡地復育監測兩項目。

火燒風險評估監測的目的在於防範火燒事件發生，分成靜態評估與動態評估兩類。靜態評估是將區域內依據坡度、坡向、步道、車道、人工建築等等設施進行火燒風險分級，並畫分出火燒高風險區域。動態評估則是透過持續的氣候與植物水分監測，利用 SPEI 與 NDMI 指數計算區域的氣候乾旱與生態乾旱情形，在整體環境與植物水分偏乾旱時可對進入國家公園境內的遊客發出警示，或管制高風險區域的進入人數。氣候乾旱指標除了管理處可使用衛星影像或 ERA5的資料集自行運算之外，也可用林業保育署的林火天氣指標做為參考依據。

火燒跡地復育監測則建議依據監測項目分別進行氣候監測、衛星影像監測、現地植群監測三種類型的監測模式。透過氣候資料可以了解區域的背景氣候條件，結合衛星影像做植群趨勢變化全面評估，並配合現地調查資料瞭解林木的實際更新情形。現今氣候變遷情況加劇，

特別需要關注的事件包括極端高溫與極端乾旱事件，極端高溫可能導致病蟲害的海拔上升，也會間接導致乾旱的機率提高。極端乾旱則直接影響林木的生理作用與養分吸收，可能直接導致植物死亡與植群退化。而衛星影像具有即時性，可以得到時間間隔較短的植群變化趨勢，可以評估氣候事件對植群整體影響，若在區域中發現植群生長趨勢有惡化的情況，也可派員前往調查了解情況。地被調查可以補足衛星影像無法顧及的細節，特別是林下小苗更新與地被植物的生長情況，評估區域的復育進度。而持續性的健康度調查則可檢視留存冠層木在氣候事件後的情況，並監測是否有病蟲害發生。各項監測項目詳述如下：

氣候：

項目	氣候監測
頻度	每月
方法	氣溫、雨量、潛在蒸散量、有效降雨、SPEI 指數
目的	使用氣候資料檢視區域是否發生乾旱或極端高溫等氣候事件。極端氣候事件發生可能導致復育進展延遲，甚至可能導致森林退化。除外，氣候監測也能在乾旱期時提早預警，加強對境內登山客與遊客的用火宣導。
資料集	玉山國家公園境內設置之氣象站(含自動與有人氣象站) 歐洲中期氣象預報中心 ERA5 資料集

衛星影像：

項目	衛星影像
頻度	每年
方法	NDVI 指數、LAI 指數、GPP 指數、NDMI 指數
目的	透過 NDVI、LAI 指數以及 GPP 指數綜合了解樣火燒區域內的整體恢復情況，各項數值皆可追溯到火燒前的情況，可以反映植被是否恢復到原始情況。LAI 指數與 GPP 指數使用 NASA 的 MODIS 產品，具有一定的資料品質與穩定性，同時也減少自行作業的工作量。而 NDVI 則使用 Sentinel-2 衛星影像計算，能展現較細緻的復原情況，也能檢視氣候變化對植群的影響。而 NDMI 指數則可檢視植群的含水狀態，瞭解乾旱效應的持續時間與後續影響。由於衛星影像更新需時，可一年檢視一次年間變化即可。
資料集	Sentinel-2 (解析度 10–30 m)、MODIS 產品(解析度 500m)

現地調查：

項目	前期現地調查
頻度	每二年
方法	監測樣區與臨時樣區的植群調查與健康度監測
監測項目	上木的健康度、地被覆蓋度與苗木數量
目的	目前受到監測樣區中的林木仍持續受到火燒的後續影響，同時又遭遇乾旱逆境，樣木可能還會持續死亡。同時，火燒區域內有遭受病蟲害的疑慮。因此，針對留存樹木持續進行健康度監測，方能瞭解火燒與乾旱逆境綜合影響結果，也能在病蟲害發生時研擬反應措施。而地被層的苗木是火燒跡地的復育關鍵，因此在苗木尚未建立前，必須持續做地被層監測，瞭解林木更新情形。依據前人研究，在火燒後三年，有部分苗木突破地被層。然而本年度可能受乾旱影響而有延後，因此預估前期調查時間為四年。
資料集	無

項目	後期(四年後)現地調查
頻度	每三年
方法	監測樣區與臨時樣區植群調查
監測項目	上木的胸徑、地被物種與覆蓋度
目的	在確定區域內有足夠的苗木建立後，延長調查間隔時間，並在確定沒有大規模的病蟲害發生後，停止留存木的健康監測。由於杜鵑營地周遭海拔較高，生長季較短，樹木胸徑增長速度較慢，因此在確定苗木建立後，停止計算小苗數量，並在苗木成熟前，以三年一次的頻度進行樣區調查。調查樣區內的木本植物發育以及地被物種的覆蓋率，檢視林分是否逐步復舊。
資料集	無

六、參考文獻

王世宇、柳婉郁 (2021) 玉山林火燒出的課題：步上野火新常態，台灣準備好了嗎？ 環境資訊中心。 https://e-info.org.tw/node/231349

何承穎 (2009) 大黍為何能在火燒後成功入侵大肚山區。碩士論文，國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所。

周天穎、許建隆、萬昆明 (1995) 玉山國家公園森林火災危險區等級劃分之研究。中華林學季刊 28(2)：43 – 55。

周佳、陳維婷、羅敏輝、李明安、許晃雄、洪志誠、鄒治華、盧孟明、洪致文、陳正達、鄭兆尊 (2017) 臺灣氣候變遷科學報告2017 ─物理現象與機制。臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台。

林良恭 (1995) 塔塔加火燒地區小型哺乳類動物族群動態及棲地變化調查。玉山國家公園研究叢刊1056號。

林朝欽 (1993) 玉山、太魯閣及雪霸地區國有林森林火災之研究(1963 – 1991年)。中華林學季刊 26(2)：51 – 61。

林朝欽 (2001) 從千禧年美國林火季探討—臺灣林火管理策略。臺灣林業，27 (1): 13 – 17。

林朝欽、邱祈榮、周巧盈 (2005a) 火燒嚴重度之界定與評估：以武陵森林火災為例。臺灣林業科學，20 (3): 203 – 213。

林朝欽、邱祈榮、林世宗、周巧盈 (2005b) 火燒嚴重度分級與影響因子之探討。中華林學季刊，38 (1): 95 – 105

林朝欽、黃清吟 (2006)森林火災與溫室效應氣體。林業研究專訊 (13)1：24 – 25。

邱祈榮、林政道(2022) 110-111年玉山國家公園八通關森林火燒之生態監測與自然復育評估計畫。玉山國家公園管理處委託研究報告。

邱祈榮、薛怡珍、劉宇安、賴彥任 (2012) 台中大肚山台地土地利用及地覆變化趨勢之分析。都市與計劃，39 (1)：25 – 50。

邱清安、陳韋志、曾彥學、廖敏君、王偉、曾喜育 (2015) 雪山東峰亞高山草生地火燒後植群之回復。林業研究季刊，37 (1)：5 – 18。

梁立明、陳明義 (2000) 關刀溪森林生態系台灣二葉松與台灣五葉松之物候現象及其在干擾地之天然更新。林業研究季刊 22(3): 69–80. https://ir.lib.nchu.edu.tw/handle/11455/22186

莊阿清 (1993)應用航測技術探討森林火災對八通關草原區植生之影響。臺灣農業 29 (4)：56–62。

陳明義、施纓煜 (1998) 野火影響環山地區植群之研究。國家公園學報 8(2)：155 – 165。

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。

陳昭安、李明營、劉子明、許晃雄、羅資婷、陳永明、童裕翔、吳芊瑩、洪浩哲、鄭兆尊、林思穎 (2023) 2020-2021極端乾旱事件與未來推估。國家災害防救科技中心。

楊文燦、許建龍 (1994) 遙測影像與地理資訊系統於玉山國家公園森林火在管理之應用。玉山國家公園管理處委託研究報告。

楊美玲 (1996) 塔塔加地區森林火災對松類造林地之植群、微氣候及土壤性質的影響。玉山國家公園管理處委託研究報告。

詹杭勳、蘇潘、林昭遠 (2016) 集水區火燒嚴重度與植生恢復率關係之研究。 水土保持學報 48(2): 1697–1708。

廖天賜(2005)塔塔加地區森林火災後植群演替及重要木本植物生態生理特性之研究。玉山國家公園管理處委託研究報告。

劉棠瑞、蘇鴻傑 (1978) 大甲溪上游臺灣二葉松天然林之羣落組成及相關環境因子之研究。臺大實驗林研究報告 121：207 – 239。

賴國祥 (2005) 合歡北峰台灣二葉松林火燒後之天然更新。 特有生物研7(1): 61–68。

Adagbasa, E. G., Adelabu, S. A. & Okello, T. W. (2020). Development of post-fire vegetation response-ability model in grassland mountainous ecosystem using GIS and remote sensing. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 164, 173–183.

Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T. & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. Journal of Forestry Research, 33(5), 1419–1441. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4

Alam, M. A., Wyse, S. V., Buckley, H. L., Perry, G. L. W., Sullivan, J. J., Mason, N. W. H., Buxton, R., Richardson, S. J. & Curran, T. J. (2020). Shoot flammability is decoupled from leaf flammability, but controlled by leaf functional traits. Journal of Ecology, 108(2), 641–653. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13289

Alayan, R., Rotich, B. & Lakner, Z. (2022). A comprehensive framework for forest restoration after forest fires in theory and practice: A Systematic review. Forests, 13(9), 1354. https://doi.org/10.3390/f13091354

Archibold, O. W. (1995). *Ecology of World Vegetation*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0009-0_3

Ball, P. N., MacKenzie, M. D., DeLuca, T. H. & Montana, W. E. H. (2010). Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils. Journal of Environmental Quality, 39 (4), 1243–1253.

Bárcenas-Moreno, G., Gómez-Brandón, M., Rousk, J. & Bååth, E. (2009). Adaptation of soil microbial communities to temperature: comparison of fungi and bacteria in a laboratory experiment. Global Change Biology, 15(12), 2950–2957. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01882.x

Batllori, E., De Cáceres, M., Brotons, L., Ackerly, D. D., Moritz, M. A. & Lloret, F. (2017). Cumulative effects of fire and drought in Mediterranean ecosystems. Ecosphere, 8(8), e01906. https://doi.org/10.1002/ecs2.1906

Bär, A., Michaletz, S. T., & Mayr, S. (2019). Fire effects on tree physiology. New Phytologist, 223(4): 1728-1741.

Bera, B., Shit, P. K., Sengupta, N., Saha, S. & Bhattacharjee, S. (2021). Trends and variability of drought in the extended part of Chhota Nagpur plateau (Singbhum Protocontinent), India applying SPI and SPEI indices. Environmental Challenges, 5, 100310.

Berca, M. & Horoiaș, R. (2022). NDMI use in recognition of water stress issues, related to winter wheat yields in southern Romania. Scientific Papers: Management, Economic Engineering in Agriculture & Rural Development, 22(2), 105-112.

Bigler, C. & Vitasse, Y. (2021). Premature leaf discoloration of European deciduous trees is caused by drought and heat in late spring and cold spells in early fall. Agricultural and Forest Meteorology, 307, 108492.

Bond, W. J., Woodward, F. I. & Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. New Phytologist, 165 (2), 525–538.

Boulanger, Y., Gauthier, S., Gray, D. R., Le Goff, H., Lefort, P. & Morissette, J. (2013). Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. Ecological Applications, 23(4), 904–923. https://doi.org/10.1890/12-0698.1

Buma, B. (2015). Disturbance interactions: Characterization, prediction, and the potential for cascading effects. Ecosphere, 6(4), 1–15. https://doi.org/10.1890/ES15-00058.1

Cavallero, L., Raffaele, E. & Aizen, M. A. (2013). Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. Biological Conservation, 158, 342–350. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.004

Chiou, C.-R., Hsieh, C.-F., Wang, J.-C., Chen, M.-Y., Liu, H.-Y., Yeh, C.-L., Yang, S.-Z., Chen, T.-Y., Hsia, Y.-J. & Song, G.-Z. M. (2009). The first national vegetation inventory in Taiwan. Taiwan Journal of Forest Science, 24 (4), 295–302

Chou, M.-D., Wu, C.-H. & Kau, W.-S. (2011). Large-scale control of summer precipitation in Taiwan. Journal of Climate, 24 (19), 5081–5093.

Clarke, P. J., Lawes, M. J., Midgley, J. J., Lamont, B. B., Ojeda, F., Burrows, G. E., Enright, N. J. & Knox, K. J. E. (2013). Resprouting as a key functional trait: How buds, protection and resources drive persistence after fire. New Phytologist, 197(1), 19–35. https://doi.org/10.1111/nph.12001

Cochrane, M. A. & Ryan, K. C. (2009). Tropical Fire Ecology, Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics. 25–62.

Coop, J. D., Massatti, R. T. & Schoettle, A. W. (2010). Subalpine vegetation pattern three decades after stand-replacing fire: effects of landscape context and topography on plant community composition, tree regeneration, and diversity. Journal of Vegetation Science, 21 (3), 472–487.

Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E. & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. Science Advances, 3(11), e1701345. https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345

Daskalakou, E. & Thanos, C. (1996). Aleppo Pine (Pinus Halepensis) postfire regeneration: The role of canopy and soil seed banks. International Journal of Wildland Fire, 6(2), 59. https://doi.org/10.1071/WF9960059

Day, N. J., Cumming, S. G., Dunfield, K. E., Johnstone, J. F., Mack, M. C., Reid, K. A., Turetsky, M. R., Walker, X. J. & Baltzer, J. L. (2020). Identifying functional impacts of heat-resistant fungi on boreal forest recovery after wildfire. Frontiers in Forests and Global Change, 3. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2020.00068

Dey, D. C. & Schweitzer, C. J. (2014). Restoration for the Future: Endpoints, Targets, and Indicators of Progress and Success. Journal of Sustainable Forestry, 33(sup1), S43–S65. https://doi.org/10.1080/10549811.2014.883999

Dillon, G. K., Holden, Z. A., Morgan, P., Crimmins, M. A., Heyerdahl, E. K. & Luce, C. H. (2011). Both topography and climate affected forest and woodland burn severity in two regions of the western US, 1984 to 2006. Ecosphere, 2 (12), 1–33.

Engstrom, R. T. (2010). First-order fire effects on animals: Review and recommendations. Fire Ecology, 6 (1), 115–130.

Escuin, S., Navarro, R. & Fernández, P. (2008). Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. International Journal of Remote Sensing, 29(4), 1053–1073. https://doi.org/10.1080/01431160701281072

Fang, L., Yang, J., Zu, J., Li, G. & Zhang, J. (2015). Quantifying influences and relative importance of fire weather, topography, and vegetation on fire size and fire severity in a Chinese boreal forest landscape. Forest Ecology and Management, 356, 2–12.

Fang, H., Baret, F., Plummer, S., & Schaepman-Strub, G. (2019). An overview of global leaf area index (LAI): Methods, products, validation, and applications. Reviews of Geophysics, 57(3), 739-799.

Forsius, M., Anttila, S., Arvola, L., Bergström, I., Hakola, H., Heikkinen, H., Helenius, J., Hyvärinen, M., Jylhä, K., Karjalainen, J., Keskinen, T., Laine, K., Nikinmaa, E., Peltonen-Sainio, P., Rankinen, K., Reinikainen, M., Setälä, H. & Vuorenmaa, J. (2013). Impacts and adaptation options of climate change on ecosystem services in Finland: A model based study. Current Opinion in Environmental Sustainability, 5(1), 26–40. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.001

Foster, C. N., Barton, P. S., MacGregor, C. I., Catford, J. A., Blanchard, W. & Lindenmayer, D. B. (2018). Effects of fire regime on plant species richness and composition differ among forest, woodland and heath vegetation. Applied Vegetation Science, 21(1), 132–143. https://doi.org/10.1111/avsc.12345

Gill, A. M. (1975). Fire and The Australian Flora: A Review. Australian Forestry, 38 (1), 4–25.

Gittins, C., Ghermandi, L. & Bran, D. (2011). Studying the post-fire performance of tussock grasses in Patagonia: Survival, biomass production and early competition. Journal of Arid Environments, 75(11), 986–990. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.05.005

Glitzenstein, J. S., Platt, W. J. & Streng, D. R. (1995). Effects of Fire Regime and Habitat on Tree Dynamics in North Florida Longleaf Pine Savannas. Ecological Monographs, 65(4), 441–476. https://doi.org/10.2307/2963498

González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G. & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter—a review. Environment International, 30 (6), 855–870.

Gravuer, K., Eskelinen, A., Winbourne, B. & Harrison, S. P. (2020). Vulnerability and resistance in the spatial heterogeneity of soil microbial communities under resource additions. Proceedings

of the National Academy of Sciences, 117(13), 7263–7270. https://doi.org/10.1073/pnas.1908117117

Greenberg, C. H. & Collins, B. (Eds.). (2021). Fire Ecology and Management: Past, Present, and Future of US Forested Ecosystems. https://doi.org/10.1007/978-3-030-73267-7

Harvey, B. J., Donato, D. C. & Turner, M. G. (2016). Drivers and trends in landscape patterns of stand-replacing fire in forests of the US Northern Rocky Mountains (1984–2010). Landscape Ecology, 31 (10), 2367–2383.

He, C., Zhou, T., Lin, A., Wu, B., Gu, D., Li, C. & Zheng, B. (2015). Enhanced or weakened western north acific subtropical high under global warming? Scientific Reports, 5 (1), 16771.

He, T., Lamont, B. B. & Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. Biological Reviews, 94(6), 1983–2010. https://doi.org/10.1111/brv.12544

Hsu, H.-H. & Chen, C.-T. (2002). Observed and projected climate change in Taiwan. Meteorology and Atmospheric Physics, 79(1–2), 87–104. https://doi.org/10.1007/s703-002-8230-x

Hsu, H.-H. & Chen, Y.-L. (2011). Decadal to bi-decadal rainfall variation in the western Pacific: A footprint of South Pacific decadal variability? Geophysical Research Letters, 38(3). https://doi.org/10.1029/2010GL046278

João, T., João, G., Bruno, M. & João, H. (2018). Indicator-based assessment of post-fire recovery dynamics using satellite NDVI time-series. Ecological Indicators, 89, 199–212. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.008

Knyazikhin, Y., J. Glassy, J. L. Privette, Y. Tian, A. Lotsch, Y. Zhang, Y. Wang, J. T. Morisette, P.Votava, R.B. Myneni, R. R. Nemani, S. W. Running (1999) MODIS Leaf Area Index (LAI) and Fraction of Photosynthetically Active Radiation Absorbed by Vegetation (FPAR) Product (MOD15) Algorithm Theoretical Basis Document, http://eospso.gsfc.nasa.gov/atbd/modistables.html

Kim, K., Wang, M. C., Ranjitkar, S., Liu, S. H., Xu, J. C., & Zomer, R. J. (2017). Using leaf area index (LAI) to assess vegetation response to drought in Yunnan province of China. Journal of Mountain Science, 14(9), 1863-1872.

Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. International Journal of Wildland Fire, 18 (1), 116–126.

Keetch, J. J. & Byram, G. M. (1968) A drought index for forest fire control. USDA Forest Service Research Paper No. SE-38, 1–32.

Kerby, J. D., Fuhlendorf, S. D. & Engle, D. M. (2007). Landscape heterogeneity and fire behavior: scale-dependent feedback between fire and grazing processes. Landscape Ecology, 22 (4), 507–516.

Keyser, A. & Westerling, A. L. (2017). Climate drives inter-annual variability in probability of high severity fire occurrence in the western United States. Environmental Research Letters, 12 (6), 065003.

Kibler, C. L., Parkinson, A. M. L., Peterson, S. H., Roberts, D. A., D'Antonio, C. M., Meerdink, S. K., & Sweeney, S. H. (2019). Monitoring post-fire recovery of chaparral and conifer species using field surveys and Landsat time series. Remote Sensing, 11(24), 2963.

Kitzberger, T., Veblen, T. T. & Villalba, R. (1997). Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. Journal of Biogeography, 24 (1), 35–47.

Köster, K., Aaltonen, H., Berninger, F., Heinonsalo, J., Köster, E., Ribeiro-Kumara, C., Sun, H., Tedersoo, L., Zhou, X. & Pumpanen, J. (2021). Impacts of wildfire on soil microbiome in boreal environments. Current Opinion in Environmental Science and Health, 22, 100258. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100258

Krebs, P., Pezzatti, G. B., Mazzoleni, S., Talbot, L. M. & Conedera, M. (2010). Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. Theory in Biosciences, 129 (1), 53–69.

Lamont, B. B., He, T. & Yan, Z. (2019). Evolutionary history of fire-stimulated resprouting, flowering, seed release and germination. Biological Reviews, 94(3), 903–928. https://doi.org/10.1111/brv.12483

Li, J., Pei, J., Liu, J., Wu, J., Li, B., Fang, C. & Nie, M. (2021). Spatiotemporal variability of fire effects on soil carbon and nitrogen: A global meta-analysis. Global Change Biology, 27(17), 4196–4206. https://doi.org/10.1111/gcb.15742

Lin, C.-Y., Lo, H.-M., Chou, W.-C. & Lin, W.-T. (2004). Vegetation recovery assessment at the Jou-Jou Mountain landslide area caused by the 921 Earthquake in Central Taiwan. Ecological Modelling, 176(1–2), 75–81. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.12.037

Lin, W.-T., Chou, W.-C., Lin, C.-Y., Huang, P.-H. & Tsai, J.-S. (2005). Vegetation recovery monitoring and assessment at landslides caused by earthquake in Central Taiwan. Forest Ecology and Management, 210(1–3), 55–66. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.026

McLauchlan, K. K., Higuera, P. E., Miesel, J., Rogers, B. M., Schweitzer, J., Shuman, J. K., Tepley, A. J., Varner, J. M., Veblen, T. T., Adalsteinsson, S. A., Balch, J. K., Baker, P., Batllori, E., Bigio, E., Brando, P., Cattau, M., Chipman, M. L., Coen, J., Crandall, R., … Watts, A. C. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. Journal of Ecology, 108 (5), 2047–2069.

McKee, T. B., N. J. Doesken, and J. Kleist. (1995) Drought monitoring with multiple time scales. Ninth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, Jan15-20, 1995, Dallas TX: 233-236.

Meli, P., Holl, K. D., Rey Benayas, J. M., Jones, H. P., Jones, P. C., Montoya, D. & Moreno Mateos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. PLoS ONE, 12(2), e0171368. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368

Miller, J. D. & Thode, A. E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). Remote Sensing of Environment, 109 (1), 66–80.

Michaletz, S. T., & Johnson, E. A. (2008). A biophysical process model of tree mortality in surface fires. Canadian Journal of Forest Research, 38(7): 2013-2029.

Moghli, A., Santana, V. M., Baeza, M. J., Pastor, E. & Soliveres, S. (2022). Fire recurrence and time since last fire interact to determine the supply of multiple ecosystem services by Mediterranean forests. Ecosystems, 25(6), 1358–1370. https://doi.org/10.1007/s10021-021-00720-x

Morgan, P., Keane, R. E., Dillon, G. K., Jain, T. B., Hudak, A. T., Karau, E. C., Sikkink, P. G., Holden, Z. A. & Strand, E. K. (2014). Challenges of assessing fire and burn severity using

field measures, remote sensing and modelling. International Journal of Wildland Fire, 23 (8), 1045–1060.

Ne'eman, G., Ne'eman, R., Keith, D. A. & Whelan, R. J. (2009). Does post-fire plant regeneration mode affect the germination response to fire-related cues? Oecologia, 159 (3), 483–492.

Nejad, M. F. & Zoratipour, A. (2019). Assessment of LST and NDMI indices using MODIS and Landsat images in Karun riparian forest. Journal of Forest Science, 65(1), 27–32.

Nolan, R. H., Collins, L., Leigh, A., Ooi, M. K. J., Curran, T. J., Fairman, T. A., Resco de Dios, V. & Bradstock, R. (2021). Limits to post-fire vegetation recovery under climate change. Plant, Cell & Environment, 44(11), 3471–3489. https://doi.org/10.1111/pce.14176

Noulèkoun, F., Mensah, S., Birhane, E., Son, Y. & Khamzina, A. (2021). Forest landscape restoration under global environmental change: Challenges and a future roadmap. Forests, 12(3), Article 3. https://doi.org/10.3390/f12030276

Orsi, F., Geneletti, D. & Newton, A. C. (2011). Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. Ecological Indicators, 11(2), 337–347. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.001

Parker, T. J., Clancy, K. M. & Mathiasen, R. L. (2006). Interactions among fire, insects and pathogens in coniferous forests of the interior western United States and Canada. Agricultural and Forest Entomology, 8 (3), 167–189.

Parks, S. A., Holsinger, L. M., Panunto, M. H., Jolly, W. M., Dobrowski, S. Z. & Dillon, G. K. (2018). High-severity fire: evaluating its key drivers and mapping its probability across western US forests. Environmental Research Letters, 13 (4), 044037.

Parks, S. A., Miller, C., Nelson, C. R. & Holden, Z. A. (2014b). Previous fires moderate burn severity of subsequent wildland fires in two large western US wilderness areas. Ecosystems, 17 (1), 29–42.

Parks, S. A., Parisien, M.-A., Miller, C. & Dobrowski, S. Z. (2014a). Fire activity and severity in the western US vary along proxy gradients representing fuel amount and fuel moisture. PLoS ONE, 9 (6), e99699.

Pérez-Cabello, F., Montorio, R. & Alves, D. B. (2021) Remote sensing techniques to assess post-fire vegetation recovery. Current Opinion in Environmental Science & Health, 21, 100251.

Pérez-Valera, E., Verdú, M., Navarro-Cano, J. A. & Goberna, M. (2020). Soil microbiome drives the recovery of ecosystem functions after fire. Soil Biology and Biochemistry, 149, 107948. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107948

Pfadenhauer, J. S. & Klötzli, F. A. (2020). Global Vegetation, Fundamentals, Ecology and Distribution. Springer-Verlag.

Philipson, C. D., Cutler, M. E. J., Brodrick, P. G., Asner, G. P., Boyd, D. S., Moura Costa, P., Fiddes, J., Foody, G. M., van der Heijden, G. M. F., Ledo, A., Lincoln, P. R., Margrove, J. A., Martin, R. E., Milne, S., Pinard, M. A., Reynolds, G., Snoep, M., Tangki, H., Sau Wai, Y., Wheeler, C. E. & Burslem, D. F. R. P. (2020). Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. Science, 369(6505), 838–841. https://doi.org/10.1126/science.aay4490

Prach, K., Šebelíková, L., Řehounková, K. & Del Moral, R. (2020). Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. Landscape Research, 45(2), 247–253. https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1593335

Qin, Y., Xiao, X., Wigneron, J. P., Ciais, P., Canadell, J. G., Brandt, M., ... & Moore III, B. (2022). Large loss and rapid recovery of vegetation cover and aboveground biomass over forest areas in Australia during 2019–2020. Remote Sensing of Environment, 278, 113087.

Running, S. W., Nemani, R., Glassy, J. M., & Thornton, P. E. (1999). MODIS daily photosynthesis (PSN) and annual net primary production (NPP) product (MOD17) Algorithm Theoretical Basis Document.

Raison, R. J. (1980) A review of the role of fire in nutrient cycling in Australian native forests, and of methodology for studying the fire-nutrient interaction. Australian Journal of Ecology, 5(1), 15–21.

Resco de Dios, V. (2020). Plant-Fire Interactions, Applying Ecophysiology to Wildfire Management. Managing Forest Ecosystems. Springer-Verlag.

Rossi, F. S., & Santos, G. A. D. A. (2020). Fire dynamics in Mato Grosso State, Brazil: the relative roles of gross primary productivity. Big Earth Data, 4(1), 23-44.

Roberts, S. L., Kelt, D. A., Wagtendonk, J. W. van, Miles, A. K. & Meyer, M. D. (2015). Effects of fire on small mammal communities in frequent-fire forests in California. Journal of Mammalogy, 96 (1), 107–119.

Rowe, J. S. (1983). Concepts of fire effects on plant individuals and species. In: The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems. Wein, R. W. & MacLean D. A. (Eds.) pp. 135–154

Roy, D. P., Boschetti, L. & Trigg, S. N. (2006). Remote sensing of fire severity: Assessing the performance of the normalized burn ratio. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 3(1), 112–116. https://doi.org/10.1109/LGRS.2005.858485

Ryan, C. M. & Williams, M. (2011). How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? Ecological Applications, 21 (1), 48–60.

Ryan, K. C. & Noste, N. V. (1985). Evaluating Prescribed Fires. In J. Lotan (Ed.), Proceedings—Symposium and Workshop on Wilderness Fire (pp. 230–238). USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-182.

Santana, V. M., Alday, J. G. & Baeza, M. J. (2014). Effects of fire regime shift in Mediterranean Basin ecosystems: Changes in soil seed bank composition among functional types. Plant Ecology, 215(5), 555–566. https://doi.org/10.1007/s11258-014-0323-1

Scholl, A. E. & Taylor, A. H. (2010) Fire regimes, forest change, and self-organization in an old-growth mixed-conifer forest, Yosemite National Park, USA. Ecological Applications, 20(2), 362–380.

SER. (2004). The SER international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. http://www.ser.org

Shiau, J.-T. & Hsiao, Y.-Y. (2012). Water-deficit-based drought risk assessments in Taiwan. Natural Hazards, 64(1), 237–257. https://doi.org/10.1007/s11069-012-0239-9

Sintayehu, D. W. (2018). Impact of climate change on biodiversity and associated key ecosystem services in Africa: A systematic review. Ecosystem Health and Sustainability, 4(9), 225–239. https://doi.org/10.1080/20964129.2018.1530054

Souza-Alonso, P., Saiz, G., García, R. A., Pauchard, A., Ferreira, A. & Merino, A. (2022). Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems: Insights and lessons from the last

two decades. Forest Ecology and Management, 509, 120083. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120083

Stavi, I. (2019). Wildfires in grasslands and shrublands: a review of impacts on vegetation, soil, hydrology, and geomorphology. Water, 11 (5), 1042.

Su, H.-J. (1984). Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (I)Analysis of the variations in climatic factors. Quarterly Journal of Chinese Forestry, 17 (3), 1–14

Su, H.-J. (1985). Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (III)A scheme of geographical climatic regions. Quarterly Journal of Chinese Forestry, 18 (3), 33–44

Su, W.-Q., Yu, M., Lin, J., Tang, C. & Xu, J. (2022). Fire decreases gross mineralization rate but does not alter gross nitrification rate in boreal forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 175, 108838. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108838

Szpakowski, D. M. & Jensen, J. L. (2019). A review of the applications of remote sensing in fire ecology. Remote Sensing, 11(22), 2638.

Takeuchi, W., Darmawan, S., Shofiyati, R., Khiem, M. V., Oo, K. S., Pimple, U. & Heng, S. (2015, October). Near-real time meteorological drought monitoring and early warning system for croplands in asia. In Asian Conference on Remote Sensing 2015: Fostering Resilient Growth in Asia (Vol. 1, pp. 171-178).

Taufik, Muh., Setiawan, B. I. & van Lanen, H. A. J. (2015). Modification of a fire drought index for tropical wetland ecosystems by including water table depth. Agricultural and Forest Meteorology, 203, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.006

Thorn, S., Seibold, S., Leverkus, A. B., Michler, T., Müller, J., Noss, R. F., Stork, N., Vogel, S. & Lindenmayer, D. B. (2020). The living dead: Acknowledging life after tree death to stop forest degradation. Frontiers in Ecology and the Environment, 18(9), 505–512. https://doi.org/10.1002/fee.2252

van Wagtendonk, J. W. & Lutz, J. A. (2007). Fire regime attributes of wildland fires in Yosemite National Park, USA. Fire Ecology, 3 (2), 34–52.

van Wagtendonk, J. W., van Wagtendonk, K. A. & Thode, A. E. (2012). Factors associated with the severity of intersecting fires in Yosemite National Park, California, USA. Fire Ecology, 8 (1), 11–31.

Vicente-Serrano S.M., Santiago Beguería, Juan I. López-Moreno, (2010) A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index - SPEI. Journal of Climate 23: 1696-1718.

Wang, C., Wang, A., Guo, D., Li, H. & Zang, S. (2022). Off-peak NDVI correction to reconstruct Landsat time series for post-fire recovery in high-latitude forests. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 107, 102704. https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102704

Wu, X., Zhang, R., Bento, V. A., Leng, S., Qi, J., Zeng, J., & Wang, Q. (2022). The effect of drought on vegetation gross primary productivity under different vegetation types across China from 2001 to 2020. Remote Sensing, 14(18), 4658.

Wotton, B. M., Nock, C. A. & Flannigan, M. D. (2010). Forest fire occurrence and climate change in Canada. International Journal of Wildland Fire, 19(3), 253. https://doi.org/10.1071/WF09002

Youcef, F., Khalladi, M., Mohamed, L., Amine, H. M. & Djamel, A. (2020). Assessment of forest fire risk and forestry species degradation using GIS and remote sensing in Western of Algeria. Plant Archives, 20(2), 1793–1800.

附錄一、玉山國家公園杜鵑營地周邊地區維管束植物名錄

本維管束植物名錄中共有 45 科、112 種，科名後括弧內為該科之物種總數。"#" 代表特有種，"*" 代表歸化種，"†" 代表栽培種。物種俗名後括號代表依據 IUCN 紅皮書評估的瀕危等級，CR：極危；EN：瀕危；VU：易危；NT：近危；LC：安全；DD：資料不足。名錄資料來源為：Chiou et al., (2009)、iNaturalitst 研究等級資料、臺大生科院植物標本館數位化典藏資料、林業試驗所標本館數位化資料、臺灣原生植物資料庫及 2021–2022 年調查資料等。

石松類植物 Lycophytes

1. **Lycopodiaceae 石松科** (1)
    1. *Lycopodium clavatum* L. 石松 (LC)

蕨類植物 Monilophytes

2. **Aspleniaceae 鐵角蕨科** (1)
    2. *Asplenium tripteropus* Nakai 三翅鐵角蕨 (LC)
3. **Athyriaceae 蹄蓋蕨科** (4)
    3. *Athyrium erythropodum* Hayata 紅柄蹄蓋蕨 (LC)
    4. *Athyrium oppositipennum* Hayata var. *oppositipennum* 對生蹄蓋蕨 (LC)
    5. *Athyrium oppositipennum* Hayata var. *pubescens* (Tagawa) Tagawa 逆羽蹄蓋蕨 (LC)
    6. *Athyrium tozanense* (Hayata) Hayata 蓬萊蹄蓋蕨 (LC)
4. **Cystopteridaceae 冷蕨科** (2)
    7. *Acystopteris tenuisecta* (Bl.) Tagawa 粗柄亮毛蕨 (LC)
    8. *Cystopteris moupinensis* Franch. 寬葉冷蕨 (LC)
5. **Dennstaedtiaceae 碗蕨科** (2)
    9. *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *japonicum* (Nakai) Á.Löve & D.Löve 蕨 (LC)
    10. *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *wightianum* (Wall. ex J.Agardh) W.C.Shieh 巒大蕨 (LC)
6. **Dryopteridaceae 鱗毛蕨科** (12)
    11. *Dryopteris fructuosa* (Christ) C.Chr. 硬果鱗毛蕨 # (LC)
    12. *Dryopteris kawakamii* Hayata 川上氏擬鱗毛蕨 # (LC)
    13. *Dryopteris lepidopoda* Hayata 厚葉鱗毛蕨 (LC)
    14. *Dryopteris peranema* Li Bing Zhang 柄囊蕨 (LC)
    15. *Dryopteris reflexosquamata* Hayata 逆鱗鱗毛蕨 (LC)
    16. *Dryopteris wallichiana* (Spreng.) Hyl. subsp. *wallichiana* 瓦氏鱗毛蕨 (LC)
    17. *Polystichum atkinsonii* Bedd. 玉山耳蕨 (LC)
    18. *Polystichum biaristatum* (Blume) T.Moore 二尖耳蕨 (LC)
    19. *Polystichum hancockii* (Hance) Diels 韓氏耳蕨 (LC)

20. *Polystichum lachenense* (Hook.) Bedd. 高山耳蕨 (LC)
21. *Polystichum stenophyllum* (Franch.) Christ 芽胞耳蕨 (LC)
22. *Polystichum thomsonii* (Hook.f.) Bedd. 尾葉耳蕨 (NT)

7. **Plagiogyriaceae 瘤足蕨科** (1)
    23. *Plagiogyria glauca* (Blume) Mett. 臺灣瘤足蕨 (LC)
8. **Polypodiaceae 水龍骨科** (4)
    24. *Goniophlebium transpianense* (Yamam.) L.Y.Kuo 疏毛水龍骨 # (LC)
    25. *Lepisorus megasorus* (C.Chr.) Ching 長柄瓦韋 # (LC)
    26. *Lepisorus thunbergianus* (Kaulf.) Ching 瓦韋 (LC)
    27. *Selliguea taiwanensis* (Tagawa) H.Ohashi & K.Ohashi 臺灣茀蕨 # (DD)
9. **Pteridaceae 鳳尾蕨科** (1)
    28. *Pteris dactylina* Hook. 掌鳳尾蕨 (LC)
10. **Thelypteridaceae 金星蕨科** (1)
    29. *Leptogramma tottoides* Hayata ex H.Itô 尾葉茯蕨 (LC)

裸子植物 Gymnosperms

11. **Cupressaceae 柏科** (3)
    30. *Chamaecyparis formosensis* Matsum. 紅檜 # (NT)
    31. *Juniperus formosana* Hayata var. *formosana* 刺柏 (LC)
    32. *Juniperus squamata* Lamb. 香青 (LC)
12. **Pinaceae 松科** (5)
    33. *Abies kawakamii* (Hayata) T. Itô 臺灣冷杉 # (LC)
    34. *Picea morrisonicola* Hayata 臺灣雲杉 # (LC)
    35. *Pinus morrisonicola* Hayata 臺灣五葉松 # (LC)
    36. *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松 # (LC)
    37. *Tsuga chinensis* var. *formosana* (Hayata) H.L. Li & H. Keng 臺灣鐵杉 # (LC)

單子葉植物 Monocots

13. **Araceae 天南星科** (2)
    38. *Arisaema ringens* (Thunb.) Schott 申跋 (LC)
    39. *Arisaema taiwanense* J. Murata 蓬萊天南星 # (LC)
14. **Cyperaceae 莎草科** (4)
    40. *Carex alopecuroides* D.Don ex Tilloch & Taylor 高山日本薹 (LC)
    41. *Carex breviculmis* R. Br. 短莖宿柱薹 (LC)
    42. *Carex finitima* Boott 長柱薹 (LC)
    43. *Carex taiwanensis* (Ohwi) Akiyama 臺灣疏花薹 # (LC)
15. **Juncaceae 燈心草科** (1)

44. *Luzula effusa* Buchenau 中國地楊梅 (LC)

16. **Melanthiaceae 黑葯花科** (1)

    45. *Paris polyphylla* Sm. var. *polyphylla* 七葉一枝花 # (LC)

17. **Poaceae 禾本科** (6)

    46. *Agrostis infirma* Buse var. *infirma* 玉山翦股穎 (LC)
    47. *Anthoxanthum horsfieldii* var. *formosanum* (Honda) Veldkamp 臺灣黃花茅 (NT)
    48. *Elymus formosanus* (Honda) Á. Löve 臺灣披鹼草 # (LC)
    49. *Miscanthus sinensis* Andersson 芒 (LC)
    50. *Trisetum spicatum* var. *formosanum* (Honda) Ohwi 臺灣三毛草 # (LC)
    51. *Yushania niitakayamensis* (Hayata) Keng f. 玉山箭竹 (LC)

真雙子葉植物 Eudicots

18. **Adoxaceae 五福花科** (2)

    52. *Viburnum betulifolium* Batalin 樺葉莢蒾 (LC)
    53. *Viburnum foetidum* var. *rectangulatum* Rehder 狹葉莢蒾 (LC)

19. **Apiaceae 繖形科** (2)

    54. *Chaerophyllum involucratum* (Hayata) K.F.Chung 山薰香 # (LC)
    55. *Sanicula petagnioides* Hayata 五葉山芹菜 # (LC)

20. **Aquifoliaceae 冬青科** (1)

    56. *Ilex yunnanensis* var. *parvifolia* (Hayata) S.Y. Hu 雲南冬青 # (LC)

21. **Araliaceae 五加科** (1)

    57. *Hedera rhombea* var. *formosana* (Nakai) H.L. Li 臺灣常春藤 # (LC)

22. **Asteraceae 菊科** (3)

    58. *Ainsliaea latifolia* subsp. *henryi* (Diels) H. Koyama 臺灣鬼督郵 (LC)
    59. *Anaphalis morrisonicola* Hayata 玉山抱莖籟簫 (LC)
    60. *Solidago virgaurea* var. *leiocarpa* Miq. 一枝黃花 (LC)

23. **Berberidaceae 小檗科** (2)

    61. *Berberis kawakamii* Hayata 臺灣小檗 # (NT)
    62. *Berberis morrisonensis* Hayata 玉山小檗 # (LC)

24. **Campanulaceae 桔梗科** (1)

    63. *Adenophora morrisonensis* subsp. *uehatae* (Yamam.) Lammers 高山沙參 # (LC)

25. **Caprifoliaceae 忍冬科** (1)

    64. *Lonicera acuminata* Wall. 阿里山忍冬 (LC)

26. **Caryophyllaceae 石竹科** (3)

    65. *Arenaria subpilosa* (Hayata) Ohwi 亞毛無心菜 # (LC)
    66. *Dianthus pygmaeus* Hayata 玉山石竹 # (VU)

67. *Silene morrisonmontana* (Hayata) Ohwi & Ohashi 玉山蠅子草 # (VU)

27. **Crassulaceae 景天科** (1)
    68. *Sedum morrisonense* Hayata 玉山佛甲草 # (LC)
28. **Elaeagnaceae 胡頹子科** (1)
    69. *Elaeagnus umbellata* Thunb. 小葉胡頹子 (LC)
29. **Ericaceae 杜鵑花科** (9)
    70. *Gaultheria itoana* Hayata 高山白珠樹 (LC)
    71. *Lyonia ovalifolia* (Wall.) Drude var. *ovalifolia* 南燭 (LC)
    72. *Monotropa hypopitys* L. 錫杖花 (VU)
    73. *Pieris taiwanensis* Hayata 臺灣馬醉木 (LC)
    74. *Rhododendron formosanum* Hemsl. 臺灣杜鵑 # (LC)
    75. *Rhododendron oldhamii* Maxim. 金毛杜鵑 # (LC)
    76. *Rhododendron ovatum* Planch. var. *ovatum* 馬銀花 (DD)
    77. *Rhododendron pseudochrysanthum* Hayata 玉山杜鵑 # (LC)
    78. *Rhododendron rubropilosum* Hayata var. *rubropilosum* 紅毛杜鵑 # (LC)
30. **Fagaceae 殼斗科** (1)
    79. *Quercus spinosa* David ex Franch. 高山櫟 (LC)
31. **Gentianaceae 龍膽科** (4)
    80. *Gentiana davidii* var. *formosana* (Hayata) T.N. Ho 臺灣龍膽 (LC)
    81. *Gentiana itzershanensis* Liu & Kuo 伊澤山龍膽 # (NT)
    82. *Gentiana scabrida* Hayata 玉山龍膽 # (LC)
    83. *Swertia macrosperma* (C.B. Clarke) C.B. Clarke 大籽當藥 (LC)
32. **Hydrangeaceae 八仙花科** (2)
    84. *Deutzia pulchra* S. Vidal 大葉溲疏 (LC)
    85. *Hydrangea viburnoides* (Hook.f. & Thomson) Y.De Smet & Granados 青棉花 (LC)
33. **Hypericaceae 金絲桃科** (1)
    86. *Hypericum nagasawae* Hayata 玉山金絲桃 # (LC)
34. **Lamiaceae 唇形科** (1)
    87. *Anisomeles indica* (L.) Kuntze 金劍草 # (LC)
35. **Orobanchaceae 列當科** (1)
    88. *Euphrasia transmorrisonensis* Hayata var. *transmorrisonensis* 玉山小米草 # (LC)
36. **Pentaphylacaceae 五列木科** (2)
    89. *Eurya chinensis* R. Br. 米碎柃木 (LC)
    90. *Eurya glaberrima* Hayata 厚葉柃木 # (LC)
37. **Plantaginaceae 車前科** (2)

91. *Ellisiophyllum pinnatum* (Wall. ex Benth.) Makino 海螺菊 (LC)
92. *Veronica morrisonicola* Hayata 玉山水苦蕒 # (LC)

38. **Polygonaceae 蓼科** (2)
    93. *Persicaria thunbergii* (Siebold & Zucc.) H.Gross 戟葉蓼 (LC)
    94. *Reynoutria japonica* Houtt. 虎杖 (LC)
39. **Primulaceae 報春花科** (1)
    95. *Primula miyabeana* T. Itô & Kawak. 玉山櫻草 # (LC)
40. **Rhamnaceae 鼠李科** (1)
    96. *Rhamnus parvifolia* Bunge 小葉鼠李 (LC)
41. **Rosaceae 薔薇科** (6)
    97. *Cotoneaster konishii* Hayata 臺灣鋪地蜈蚣 # (LC)
    98. *Photinia niitakayamensis* Hayata 玉山假沙梨 (LC)
    99. *Prinsepia scandens* Hayata 假皂莢 # (LC)
    100. *Rosa transmorrisonensis* Hayata 高山薔薇 (LC)
    101. *Rubus taitoensis* Hayata var. *taitoensis* 臺東刺花懸鉤子 # (LC)
    102. *Spiraea formosana* Hayata 臺灣繡線菊 # (LC)
42. **Rubiaceae 茜草科** (4)
    103. *Galium echinocarpum* Hayata 刺果豬殃殃 # (LC)
    104. *Galium morii* Hayata 森氏豬殃殃 # (VU)
    105. *Rubia lanceolata* Hayata 金劍草 # (LC)
    106. *Tarenna gracilipes* (Hayata) Ohwi 薄葉玉心花 # (LC)
43. **Salicaceae 楊柳科** (1)
    107. *Salix taiwanalpina* var. *morrisonicola* (Kimura) K.C. Yang & T.C. Huang 玉山柳 # (NT)
44. **Saxifragaceae 虎耳草科** (4)
    108. *Astilbe macroflora* Hayata 阿里山落新婦 # (LC)
    109. *Chrysosplenium hebetatum* Ohwi 大武貓兒眼睛草 # (LC)
    110. *Chrysosplenium lanuginosum* var. *formosanum* (Hayata) H. Hara 臺灣貓兒眼睛草 # (LC)
    111. *Mitella formosana* (Hayata) Masam. 臺灣唢呐草 # (LC)
45. **Urticaceae 蕁麻科** (2)
    112. *Elatostema trilobulatum* (Hayata) T. Yamaz. 裂葉樓梯草 # (LC)
    113. *Urtica thunbergiana* Siebold & Zucc. 咬人貓 (LC)

附錄二、期中審查意見回覆

邱祈榮委員審查意見	意見回覆
火燒風險評估建議應注意應用對象的尺度考量，未來應用對象是僅有目前火燒跡地或未來玉山國家公園全區。以本案為例，為單獨發生林火的個案，其發生乃綜合燃料狀態及火源，然其火源乃人為因素較高，應可從遊客路線掌握。至於燃料狀態的因素，應是相對較為靜態的可掌握因素。然而，燃料狀態亦可分為靜態燃料類型及動態濕度變化，建議應納入此兩種考量。目前以 KBDI、NDMI 及 NDVI 三種指標建構火燒風險，似乎欠缺植被類型因素的納入，同時亦太著重於火燒跡地範圍，較欠缺全區範圍的考量，不利於預期目標四：對於管理處林火管理之建議。	感謝委員意見，本研究以將國家公園全區之數據分析完畢，由於本研究之重點為杜鵑營地之火燒跡地，因此僅呈現杜鵑營地範圍。另外，不僅考量 KBDI、NDMI 與 NDVI 等指標，也將地形、人為因素等因子列入風險評估中。
此外，火燒風險與火燒跡地復原監測應屬兩個不同議題，建議應該予以分離討論。	感謝建議，研究團隊後續將著重於火燒跡地復育。
同時，同一植被 NDVI 隨不同季節本身就會有所變動。若為監測火燒跡地監測，建議能夠找附近類似類型的植被進行相對比較，比較可以對比出正確的火燒跡地復原狀態。	感謝建議，在期末報告中，將會以鄰近區域作為比較對照組比較依據。
現地樹木健康狀態似乎未見該樹木的火燒嚴重度評估結果？就學理或研究目的是否想瞭解火燒嚴重性對樹木健康回復的影響？若是，則應先評估該樹木的火燒嚴重度，尤其在坡度對火燒嚴重度的影響方面更是關鍵。因此，是否能提出在不同火燒嚴重度的受影	感謝委員意見。火燒嚴重程度之評估為前一年度的研究成果。也完成火燒嚴重程度對後續的存活率進行分析評估。結果顯示在第二期的調查後，受到嚴重影響的樣木多數死亡，火燒嚴重程度對其餘存活植株的影響程度漸趨下降。在期末報告時將提供各區育的

響樹木其死亡率、回復情形及速度，這似乎才是樹木健康監測的本意。	健康度監測結果。
林朝欽委員審查意見	**意見回覆**
依合約本計畫預計完成四項內容，就期中報告內容並未就上述完成一半進度，期中結果(一)p20-29 似為去年度計畫成果，期中結果(二)僅 p34 提出 2023 年 1-4 月 NDVI 差值。不過就計畫進度管制之管理而言，仍依委託單位之認定為準。	感謝委員意見。期中報告 P20-29之結果並非去年度的計畫成果。是本年度為了提供管理處經營管理建議，另外進行的玉山國家公園火燒風險評估研究。不過這並未列於計畫工作項目中，是研究團隊為了完整性額外進行之研究。後續將回歸研究計畫案之工作項目，不再另行發展。
本文內的文獻與參考文獻列表不一致。科學論文宜嚴謹文獻出現與引用。	將於期末報告中修正。
引用文獻請詳讀及檢核，P2 引的 Archi-bold 1995 與野火毫無關聯卻引為干擾因子。P21 引的 Azpakowski and Jensen 2019 是一篇回顧文章雖有 NDVI 的使用為火後監測工具的回顧，但也有使用限制的提出，不見得是唯一的工具。P21 引的 Bigler an Vitasse 2021(此引用在參考文獻中未列出)，本人尋找此兩人的文獻(若是研究團隊引用的)後發現是討論乾旱與溫度對落葉樹葉變色的文章。與火後更新生長難以對比。其他有多例此現象，建議作者再詳核文獻回顧的寫作	感謝委員意見，在期中報告中的 P21 引的 Bigler and Vitasse 2021文獻，確實是討論乾旱與溫度影響落葉樹種生長的文章。主要目的是討論乾旱具有延遲效應，對林木的影響並非當下即可反應，而可能會有遲滯的效果。本研究認為2022年國家公園境內普遍發生 NDVI 數值低落，可能源自於2021年累積下來的乾旱效應，故以引用此文章作為討論。
期中報告的文獻回顧過多重複去年的期末報告內容，建議另行書寫與本年度有關的文獻回顧至 2023 年，例如監測模式的建立該採的方式宜以理論或案例回顧作依據。本人不揣粗陋就所知提供文獻數篇，當前 ai 流行更容易從事文獻回顧，例如 https://elicit.org/ 研究團隊可多加例用。本人提供的僅來自	感謝委員提供參考資料，將於期末報告中改正。

https://www.mdpi.com/journal/fire open source 的近 3 年文獻，希望能有用，請作者參考。	
本計畫希望研究團隊協助回應各界意見。本人提供一例如下: https://www.taipeitimes.com/News/feat/archives/2022/08/10/2003783271 給研究團隊作為模式參考。另外監察院報告中林務局稱因林火導致生態系服務價值損失 1 億 9,733 萬 9,340 元，但在法院假扣押中不被認定。又因位於玉山國家公園內，不宜立即以人工復育方式介入，後續將採監測與自然復育併行方式進行。參酌臺灣二葉松人工林平均年材積量的調查結論是否能在本研究中獲得證據？皆是研究團隊該思考的。	感謝委員意見，生態系服務價值牽涉到生態效益、社會服務效益、遊憩效益等等面向。應當不是單純林木蓄積價值。團隊會以此思考研究方向。
處內委員審查意見	**意見回覆**
臺大實驗林於鹿林山辦理林火氣象站及監測設備，如有需要相關資訊，本處將協助向臺大實驗林索取。	感謝委員，若有需要團隊會提出要求。
NDVI 指標數值定義未完整呈現，建議可於方法篇表列，或如其他指標於結果篇內敘明。	已於期末報告中修正。
依 NDVI 時序上的變化有火燒後植群延遲衰退的情形，建議可每年或更密集比較差值，評估是否可看出植群反轉的時間點（NDVI 恢復火燒前或林木不再死亡），以利供未來經營管理評估南營地、杜鵑營地開放情形。	感謝委員意見，本研究後續將以每年兩期的方式比較復育情形。
近 2 年乾旱影響 NDVI 數值，後續是否有建議的因應方式？	由於各項植生指標皆是反映植群生長為目標，因此當植物遭逢逆境時，無論該逆境是火燒或乾旱，都會使指標數值下降。研究團

	隊後續將多採用幾項指標作為輔佐。
引用多種指標，於未來監測時如何組合運用及各項指標監測頻度，建議未來於監測模式建立時敘明清楚。	感謝委員意見，將於期末報告提供未來監測模式與使用指標。
植群更新林木組成變化，是否能與去年進行更新的量化比較？	將於期末報告中比較差異。
針對不同的火燒風險等級是否有相關建議因應方式？	感謝委員意見，由於評審委員認為該項成果並非本研究計畫主軸，因此後續將研究主軸導回研究計畫之工作項目。
可搜尋歷史火燒事件，針對歷史火燒跡地現地情形，或許可以做為杜鵑營地火燒後續演替方向之參考。	感謝委員意見，將比較過往研究作為演替方向之參考依據。
植物名錄後續是否持續調查更新？	目前物種數量稀少，因此未另外提供調查物種名錄。若後續有新物種進入火燒跡地，將會陸續更新名錄。
110-111 年度調查發現幼苗更新受草食獸取食影響，另乾旱亦影響植生情形，對於自然復育之情形及受限因子，是否能預測未來復育趨勢？	感謝委員意見，若依據現行狀況，自然復育有較好的優勢。然而，極端氣候事件的不可預測性，讓復育趨勢充滿變數，因此需要持續監測評估。

附錄三、期末審查意見回覆

林朝欽委員審查意見	意見回覆
期末報告四、結果與討論(一)火燒風險評估(p25-p34)所述與此工作內容無關，且此節內容為去年研究之結果。重複提出此結果無意義。	感謝委員意見。該章節並非去年度之研究成果，是本年度額外提出之研究。委員在未細讀之情況下直接認定為去年度成果，實屬遺憾。
期末報告四、結果與討論(二)火燒恢復情況評估1.衛星影像指標評估(p35-44):使用 NDVI 時間變化僅能說明氣候影響，無法說明火燒影響效應，亦無法說明空間(火燒核心區、火燒推移帶(火燒區域邊緣)、未受干擾區域)變化。在本報告 p9所述 NDVI 僅作為判斷火燒影響區域。本報告 p14-15的文獻回顧清楚說明 NDVI 只是當成基礎數值供為計算其他可評估的指標如 VRR、CRRI、RTI、HRI。另外還有 Dnbr 則是另外一個可用的指標。本報告回顧這些可用指標，但不使用反而在 p43另外提出使用 GPP。GPP 是參考 Qin et al. 2022，我查了該報告，它的原敘述是: we analyzed space-borne optical, thermal, and microwave images to assess changes in the structure and function of vegetation using four vegetation indices (VIs), leaf area index (LAI), solar-induced chlorophyll fluorescence (SIF), gross primary ,production (GPP), and above-ground biomass (AGB). 並非只用 LAI、GPP，研究團隊如要引用此方法，首先需要在文獻回顧中敘述，並最好說明使用此方法的理由。其次在研究方法中說明材料來源，及在結果中呈現數據與解讀，雖然 P44列出 LAI 與 GPP 但無法說明到底植群空間與時序變化之自然復育情形是如何?因為在研究方法中並未敘述使用 MODIS 影像，P44的兩張圖是如何產生的無法檢核。	感謝委員意見，在期末報告中已於文獻回顧中補足使用該指數之理由，另外也已將研究方法中說明。此外，也於報告中增列 dNBR 指標的分析結果與討論。由於本研究在火燒後，又經歷乾旱，導致 NDVI 數值於火燒後再次衰退。因此，在計算過 VRR、CRRI、RTI、HRI 等指標後，發現分析結果不適用於本次研究，因此未列出。
本報告 p20-23詳述此工作內容的方法，但 p45-52的內容並沒有呈現出依該方法的結果。p45計算的 Shannon 指數無法說明現地樹木健康狀況和實際苗木更新情形，更無法比對未受干擾區域苗木更新情形進行。如果要用 Shannon 指數來說明現地樹木健康狀況和實際苗木更新情形，必須在文獻回顧中找到有人運用此指數來使用為現地樹木健康狀況和實際苗木更新情形。但本報告文獻回顧	感謝委員意見。Shannon 指數是除了物種數之外，提供地被物種生物多樣性恢復情況的另一項指標，並非說明現地樹木健康情況與實際苗木更新情形。樹木健康與實際苗木更新，在另一章節中有說明。

並未見到。	
p47表12的小苗數量變化推論是乾旱影響，但p41的圖14B有效降雨量呈現增加，因此推論小苗數量變化推論是乾旱影響不具說服力。	感謝委員意見，請您再檢視該圖，您會發現自2022年7月至2023年8月期間，有效雨量皆為負值。另外於圖6，乾旱指標SPEI12中也顯示，自2022年8月後，大水窟區域就進入相對乾旱的情況，至5-6月時甚至接近極端乾旱。同樣於NDVI、LAI以及GPP的數值也與乾旱情況相互呼應。因此可推論乾旱確實影響整體植群生長發育情形，也可能導致林下小苗密度降低。
p48-49說NDVI與LAI數值下降可能表示樹木生長不良或死亡，但並沒有數據從p22的火燒後林木健康度評估項目計算出來，而是從冠層密度與枯梢率來判斷如圖21，首先此兩值是如何得到?為何與研究方法不同?又此兩值與NDVI、LAI的相關又如何？是否可以說NDVI與LAI數值下降與此兩值有關？	請委員再次參照林木健康評估項目之段落。有描述冠層密度與枯梢比的調查項目。此外，NDVI是反應植物的光合作用率，受到植物冠層葉片比例影響，同樣地LAI直接反應冠層密度，這兩者與實際調查到的冠層密度與枯梢比相互呼應。
本報告的此項結果(p55-57)是引賴國祥(2005)過去在合歡北峰的火燒跡地長期監測顯示，在火燒的3年後，臺灣二葉松部分苗木才突破地被層；而在火燒的8年後迅速生長，重新占有優勢；到10年後苗木達到成熟齡，開花結實，成為新的種源。玉山杜鵑營地的海拔與合歡北峰的火燒跡地相近(約為2,900 m)，同樣也是以臺灣二葉松為主的森林，因此可以本研究以此為依據擬定中長期的火燒復原監測模式。但本項工作是”依據前期調查成果提出該區域之階段性高山火燒森林監測模式及長期監測項目進行持續監測，作為園區經營管理計畫之參考。”且研究團隊在研究方法中以敘述” 建構區域的氣候指標以了解氣候乾旱情況是首要步驟。並透過長時間尺度的植群NDVI數值，了解火燒前的植群發育規律以及其與乾旱關係，並建構持續監測方法據此讓經營管理單位可依據氣候狀態例如進入長期乾旱期，做出相對應之決策。其次，在較細緻的空間尺度，以空間解析度較大的衛星影像持續計算火燒區域內各項分區的NDVI數值，比較火燒後各項分區的NDVI數值空間與時間上的整體差異，了解火燒後各項分區植群發育情況。並與火燒前基準值相互比較，評估火燒後植群復育情況。最後研究擬以地面…”。因此本報告的結果並沒有達成要求，所列的模式為主觀認定且與賴國祥(2005)的結果也無關聯，沒有	感謝委員意見，可能因為沒有描述清楚，因此造成委員誤解。已於期末報告進一步加強該段落之描述。

前期調查成果的數據支持，且沒有階段性例如短、中、長期的模式。	
本報告 p10已回顧前期的成果，可惜研究團隊未能依該回顧發揮。	感謝委員意見，已於期末報告進一步加強。
邱祈榮委員審查意見	**意見回覆**
火燒風險建議可從三個部分進行補強加強管處可著力建議，1.時間：靜態-如植生部分，動態-如大氣因子（不可控）、遊客，針對動態部分可以進行相關經營管理，如遊客(火源)管理，靜態部分可以進行燃料管理。2.熱點：透過衛星影響了解火燒可能熱區。3.氣候變遷風險：脆弱度、危害度、暴露度。	感謝委員意見，已於期末報告針對不同因素加強建議。
火燒屬於擾動情形，火燒後林分可能較脆弱，再受乾旱影響，可能屬於複合性干擾/逆境，其後續監測調查有其價值，後續干擾會影響火燒後復育情形，更新情形會持續變動，可從此角度進行思考。	本次火燒事件確實是火燒－乾旱複合影響的逆境，期末報告已針對該部分加強論述。
研究方法儘量寫完整，數據資料留存，可做為未來使用及參考。本報告資料分成二部分，一為監測資料，二為衛星影像資料應用，衛星影像資料可以列出資料獲取、運作、分析產出等方法。	感謝委員意見，已於期末報告完整描述各項研究方法。
對於管處未來實務建議可再加強，如火燒後的建議、監測的建議，監測建議不用每年做，可以3年後再進行。	感謝委員意見，已於期末報告加強結論與建議。
本報告 p10已回顧前期的成果，可惜研究團隊未能依該回顧發揮。	
處內委員審查意見	**意見回覆**
希望資料表達可以提供數據，以檢視資料應用是否正確，文字說明請再梳理。本計畫研究發現除了火燒，亦有乾旱、動物等干擾，此複合影響之研究成果建議於報告中呈現，並請團隊提供管處在經營管理方面建議。目錄之結果與討論，建議可改為討論、結果與建議。	感謝委員意見，我們將會提供原始資料與分析過程給於管理處。並修正章節編排並加強結論與建議。
報告中是否能以淺白論述分析研究成果可支持自然復育及其後續多久可恢復及相關建議。	感謝委員意見，我們將相關成果呈現於第五章，綜合評估與建議。
本案運用許多指數來分析，但部分指數未在方法章節介紹，建議補充。建議用於同一分析主題下的指數可列表比較各指數的功能及優缺點，於未來監測模式，請給予建議適合管處的指數如何組合應用。是否有辦法使用乾旱指數，作為即時且直覺的遊客宣導資	感謝委員意見，已於期末報告中改進。乾旱指數源自於歐洲中期天氣預報中心的 ERA5 資料集。將會提供計算方式與下載方法，讓管處人員可自行操作。

料。	
本計畫已有初步結果，建議投稿國家公園學報。	感謝委員意見，將會著手後續投稿事宜。
110-111年研究成果中有提到水鹿等動物啃食影響，本次計畫研究成果中未見相關論述，該地是否已未受動物影響復育。	本年度我們發現乾旱可能影響程度更大，因此未著重在討論動物的部分。
文獻回顧中有提及土壤相關變化、復育需20年，研究報告中如果相關回應文獻成果，亦可以列出。	感謝委員意見，20年是指火燒對土壤造成嚴重破壞，有機質、養分與土壤微生物完全受到破壞，恢復舊觀的所需時間。杜鵑營地的火燒情況並未達此程度。
建議可提供不同時間現場照片，呈現比對，或補充描述火燒後生態、植群變化趨勢。建議報告圖面可以標示路徑，以利讀者了解火燒影響區域。	感謝委員意見，我們將會整理現場照片原始檔案後，提供給管處參照使用。並於總樣區圖中標示強調八通關古道路徑，以供參考。
本研究的火燒風險評估與林業及自然保育署之林火風險評估系統的差別及優缺點。	林業及自然保育署之林火風險評估系統主要是參照加拿大的林火天氣評估系統，屬於動態評估指標。該指標依據氣候資料如溫度、雨量、濕度與風速等等因子，計算環境燃料的潮濕程度。並依據時間累積，將其作為土壤不同層次之濕潤指數。本研究之火燒風險評估則是以累積有效雨量的 SPEI 指數作為氣象乾旱指標，並以 NDMI 指數作為區域內活體燃料的指標。同時，也評估地形地物因子，作為靜態指標。
p39-41圖14玉山國家公園地區2021年1月至2023年9月降雨資料，請問是1個氣象站或多個氣象站資料。	該資料源自歐洲中期天氣預報中心的 ERA5 資料集，該資料為預報資料依據實際氣象再分析的全球尺度資料集。
p53說明因多種因素無法論斷復育成效，團隊是否有建議排除何種因素，方可以論斷復育成效。	本研究發現在無氣候極端事件的情況下，杜鵑火燒跡地具有自然復育的優勢。然而氣候變遷是無法預測的變因。
p30 NDVI 數值描述比對 p31表6數值呈現不一，請確認。 p39文字編排混雜，且月份描述不一，建議修改。	原於 P30的 NDMI 指數，水分匱乏狀態的數值86.19是表8(原表6)中0.2－0.4以及-0.2－0.2兩項級距比例的加總，經確認驗算後數值無誤。 感謝委員指正，已於期末報告修正。