

Valoración de la flora y vegetación afectada por el incendio de agosto de 2023 en la isla de Tenerife y propuestas de restauración de la vegetación potencial.

Assessment of flora and vegetation affected by the August 2023 fire on the island of Tenerife and proposals for restoration of potential vegetation.



Trabajo de Fin de Grado

Emilio Sánchez Cabañas

Tutorizado por Victoria Eugenia Martín Osorio
Grado en Biología. Julio de 2024

Índice

Resumen.....	3
Abstract.....	3
Introducción.....	4
Objetivos.....	5
Área de estudio.....	6
Materiales y métodos.....	11
Resultados.....	12
Banco de semillas.....	12
Germinación.....	13
Regeneración natural.....	14
Cartografía.....	15
Especies protegidas.....	16
Discusión.....	20
Propuestas de restauración de la vegetación potencial.....	21
Conclusiones.....	24
Conclusions.....	25
Bibliografía.....	26

Resumen

Tras el gran incendio de agosto de 2023 ocurrido en la isla de Tenerife (Islas Canarias, España), es necesario estudiar el impacto y estado de las áreas afectadas. En este estudio nos centramos en el área del Parque Nacional del Teide para evaluar la severidad del incendio y proponer medidas de restauración adecuadas a las condiciones existentes. Se utilizaron Sistemas de Información Territoriales y Geográficos así como Bancos de Datos para la delimitación del área de estudio, la calificación de la severidad del incendio y la obtención de especies afectadas. Asimismo, se obtuvieron muestras de campo para estudiar el banco de semillas. Se determinó una severidad del incendio alta o muy alta, existiendo aún así un banco de semillas con capacidad de germinación y encontrando especies en el área de estudio con capacidad de rebrotación. Se obtuvieron especies con diferentes niveles de protección, incluyendo en peligro de extinción, habitando el área afectada. Es necesario el transcurso de un cierto período de tiempo que permita observar el comportamiento post incendio del entorno antes de realizar trabajos de restauración ambiciosos, trabajos que deben enfocarse en la restauración y/o la conservación del suelo, la restauración de la vegetación potencial, el control de herbívoros invasores y la replantación de especies con poblaciones en regresión.

Palabras clave: incendio, severidad, restauración, rebrotación, semillas.

Abstract

After the great fire of August 2023 on the island of Tenerife (Canary Islands, Spain) it is necessary to study the impact and state of the affected areas. In this study we focus on the area of the Teide National Park to assess the severity of fire and to propose restoration measures according to the existent conditions. Territorial and Geographical Information Systems have been used, as well as Databases for the delimitation of the study area, the qualification of the fire severity and the obtaining of affected species. Furthermore, field samples have been obtained for the study of the seeds bank. It was determined a high or very high fire severity, existing even dough seed banks with sprouting capacity and finding species with resprouting capacity. Species with different protection categories inhabiting the affected area were obtained, including species in danger of extinction. It is necessary the course of a certain period of time that allows the observation of post fire behaviour of the environment before ambitious restoration works are done, works that should be focused on restoration and/or conservation of soil, restoration of the potential vegetation, control of invasive herbivores and replantation of species with declining populations.

Key words: fire, severity, restoration, resprouting, seeds.

Introducción

El Parque Nacional del Teide, ubicado en la isla de Tenerife (España), se creó en enero de 1954 y actualmente es el parque más visitado de Europa (MITECO, 2024). Abarca una superficie total de 18.990,00 ha incluyendo una zona de protección de 7.374,32 ha (Gobierno de Canarias, 2024) y cuenta con el pico más alto de España, El Teide, un volcán de 3718 m sobre el nivel del mar. Este parque fue declarado en 1954 Patrimonio Mundial de la Humanidad y cuenta con un alto número de especies endémicas, sólo en especies vegetales 58 endemismos (Gobierno de Canarias, 2024).

El 15 de agosto de 2023 se inició un incendio en el municipio de Arafo, que fue avanzando progresivamente hasta ocupar un área final de 14.751 ha (MITECO, 2024). Este ha sido el incendio más grave de la isla en los últimos 40 años, logrando incendiar el 7,1% de la isla y provocando la evacuación de 12000 personas según GRAFCAN. En orden decreciente de área quemada, los 12 municipios afectados fueron: La Orotava (34,86%), Candelaria (12,93%), Arafo (12,27%), La Victoria de Acentejo (7,55%), Los Realejos (7,45%), Güimar (6,92%), Santa Úrsula (6,7%), El Rosario (4,3%), La Matanza de Acentejo (2,9%), El Sauzal (2,36%), Tacoronte (1,07%) y Fasnia (0,67%). El 19 de agosto el incendio se introdujo en el Parque Nacional del Teide hasta quemar 1.235,15 ha de matorral de cumbre y pinar (GRAFCAN).

El pino canario (*Pinus canariensis*) y la retama del Teide (*Spartocytisus supranubius*) son grandes combustibles caloríficos debido a su contenido en resinas y precursores de compuestos volátiles e inflamables (Notario et al., 2004). En un estudio realizado por la Universidad de La Laguna (Espinosa-González & Perera-Castro, 2022) sobre cómo el matorral de cumbre del Parque Nacional del Teide responde al fuego se obtuvo que la hierba pajonera (*Descurainia bourgeauana*) es la especie con mayor ignitabilidad (bajo tiempo de ignición). Por otra parte, la retama del Teide (*S. supranubius*) fue de las especies con mayor sostenibilidad, que se define como la facilidad de un combustible para continuar ardiendo una vez iniciada la ignición (Espinosa et al., 2022). Dado que *S. supranubius* y *D. bourgeauana* son especies dominantes del matorral de cumbre (esta última más recientemente), este es un ecosistema con una alta facilidad para propagar incendios. Además, generalmente los

incendios en ecosistemas de matorral son más severos que los que ocurren en bosques (Fernández-González et al., 2023).

Evaluar la severidad que el incendio tuvo en las distintas zonas del Parque Nacional es fundamental ya que el impacto no ha sido homogéneo y las labores de restauración acordes al nivel del impacto serán necesarias en mayor o menor medida dado el lento proceso de recuperación de este ecosistema. A su vez, entender cómo responde ante incendios será fundamental para su preservación de cara a un escenario futuro en el que se prevé un aumento de la frecuencia de los mismos así como de las sequías.

Objetivos

El objetivo general de este estudio es evaluar el grado de severidad del incendio en la vegetación de distintas áreas del Parque Nacional del Teide para proponer medidas personalizadas de restauración acordes a los resultados obtenidos.

Objetivos específicos:

Recogida de muestras de suelo y determinación de la existencia y viabilidad de los bancos de semillas de las zonas afectadas para determinar la posibilidad de la restauración autónoma de los ecosistemas.

Documentar las especies que se regeneran de forma natural para aplicarlas a las propuestas de restauración.

Cultivar las muestras de tierra obtenidas para observar la posible germinación de semillas no detectadas.

Elaborar un mapa de capas usando Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Territorial (SIT) que represente el área de estudio, la ocupación y la severidad del incendio.

Elaborar un listado de especies que habitan la zona afectada incluyendo su categoría de protección.

Área de estudio

El área de estudio abarca la zona de macrobioclima mediterráneo de Tenerife, dentro del Parque Nacional del Teide, entre los 2000-2300 metros de altitud. Según los datos obtenidos mediante el diagrama ombrotérmico (Fig. 1.), la región muestreada dentro del parque corresponde a un termotipo Supramediterráneo que va desde los 2000 a los 2900m en la vertiente norte y de los 2200 a los 3100 m de altitud en la vertiente sur (Del Arco et al., 2006), y con un ombrotipo seco. Sin embargo, dentro del parque también existen el piso Supramediterráneo subhúmedo, con menor representación, y el piso Oromediterráneo seco en la zona más elevada de la isla (Martín Osorio et al., 2007).

Los datos climáticos se han obtenido de la estación meteorológica de Izaña ubicada a 2364 m de altitud y cuyas coordenadas UTM son: 352964.02, 3132418.34. En esta área la exposición solar es alta y las precipitaciones abarcan entre 200-500 mm al año siendo en la estación de verano muy escasas o inexistentes. La temperatura presenta una amplia variación anual y diaria, siendo la temperatura media anual de entre 3.5–11 °C con periodos de nevadas irregulares en otoño e invierno.

A este piso bioclimático (Supramediterráneo seco) le corresponde la serie de vegetación retamar o retamar codesar de cumbre, la cual coincide mayoritariamente con la vegetación potencial del territorio como podemos ver en la Figura 2.

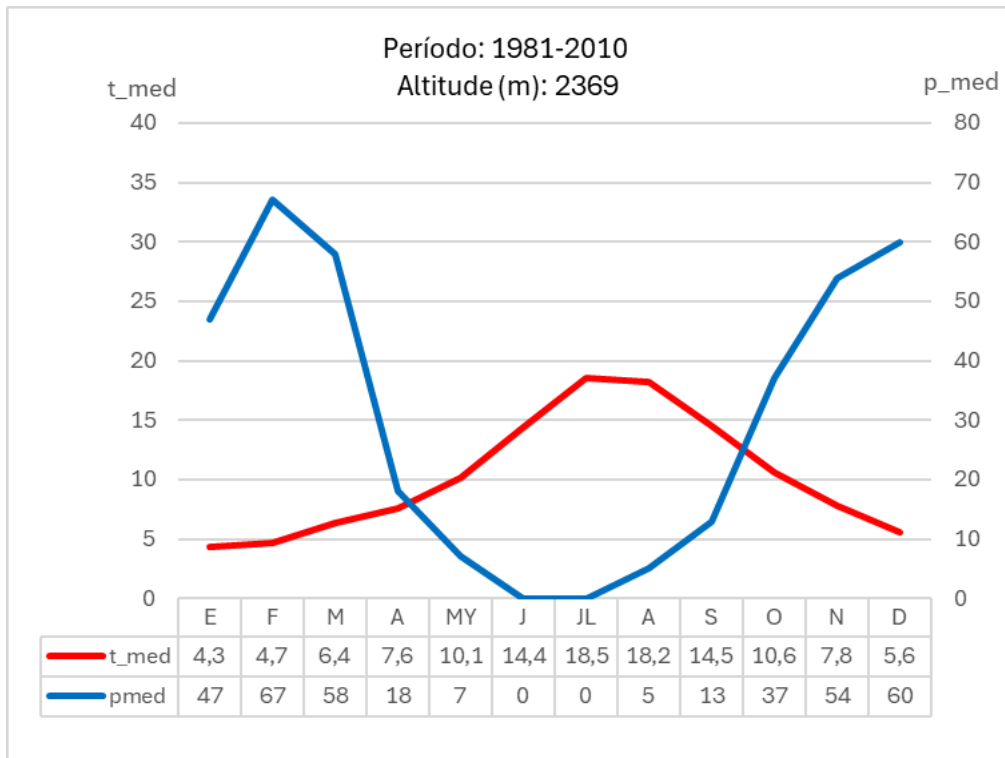


Fig.1. Diagrama ombrotérmico a partir de los datos de la estación meteorológica de Izaña (AEMET). Período 1981-2010. Piso bioclimático: Supramediterráneo seco superior.
T:10,225; C:-52; M:7,5; m:1,1; It:188,25; Itc:136,25; Pp:32,66; Tp:122,7; Io:2,66.

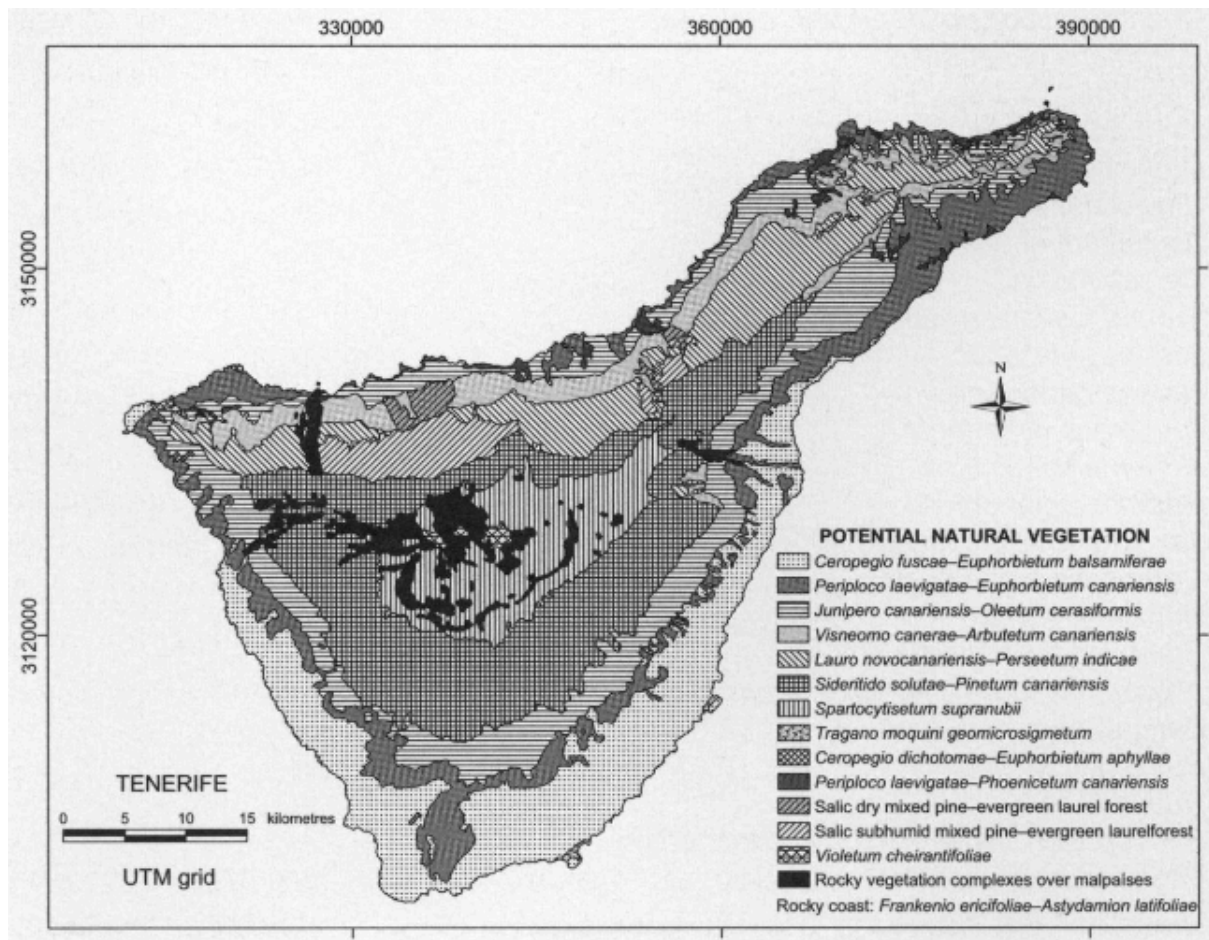


Fig. 2. Mapa de la vegetación potencial de Tenerife (del-Arco et al., 2006).

El macrobioclima mediterráneo es dominante en el P. N. del Teide, representado mayormente por la serie de vegetación *Spartocytiseto supranubii* (retamar de cumbre tinerfeño). Su etapa madura se define como una asociación endémica de Tenerife localizada por encima de los pinares que corresponde a un matorral de leguminosas de montaña (Del Arco et al., 2006) y es la representación de los retamares de cumbre (Meso)-Supra-Oromediterráneos de Las Cañadas del Teide (Martín Osorio et al., 2007). Esta comunidad se encuentra sobre materiales soldados y duros previos al deslizamiento gravitacional de La Orotava (Martín Osorio et al., 2007). Sus principales especies son *S. supranubius* (retama del Teide), *Adenocarpus viscosus* subsp. *viscosus* (codeso de cumbre), *D. bourgeauana* (hierba pajonera), *Argyranthemum teneriffae* (margarita del Teide), *Arrhenatherum calderae* (mazorrilla del Teide), *Echium wildpretii* (tajinaste rojo), *Nepeta teydea* (tonática), *Pterocephalus lasiospermus* (rosalito de cumbre) y *Scrophularia glabrata* (fistulera), entre otras especies (Del Arco et al., 2006). La especie dominante (*S. supranubius*)

es una leguminosa arbustiva perenne, cuyos individuos adultos pueden llegar a medir 2-3 metros de alto y 5-10 metros de diámetro. Esta especie es fundamental, ya que aporta la mayor parte del nitrógeno al suelo mediante simbiosis con una bacteria fijadora de nitrógeno (Fernández-González et al., 2023).

Asimismo encontramos la asociación *Descurainio bourgeauanae-Spartocytisetum supranubii*, que abarca desde el inicio del parque en La Crucita hasta el Portillo y los Roques de García (Martín Osorio et al., 2007). En un principio fue denominada como una subasociación nitrófila de los retamares por Esteve Chueca (1973) pero autores e investigaciones posteriores lo consideraron como una comunidad con entidad geográfica propia (Martín Osorio et al., 2007). Se encuentra en el piso Supramediterráneo seco-subhúmedo y se desarrolla sobre sustratos pumíticos y materiales recientes y móviles posteriores al deslizamiento de las Cañadas (Martín Osorio et al., 2007). Estos materiales con propiedades higroscópicas permiten mantener y captar la humedad en el suelo durante mucho tiempo (Martín Osorio et al., 2007).

También cabe destacar la subasociación *Spartocytisetosum supranubii* (Pinar con retamas del Teide) (Del Arco et al., 2006). Es una subasociación entre los pisos Mesomediterráneo superior y Supramediterráneo inferior, que ocupa desde los 1800 y 2000 m en el Norte y de los 1900 a los 2100 m en el Sur. Las especies que diferencian a esta subasociación son *S. supranubius* y *Nepeta teydea* principalmente (Del Arco et al., 2006).

Otra comunidad importante de este ecosistema es *Erysimo scoparii-Pterocephaletum lasiospermi* (matorral de alhelí y rosanita de cumbre). Es una comunidad mesosuperior-Supramediterránea seco-subhúmeda (Martín Osorio et al., 2007) y primocolonizadora camefítica, la más común (Del Arco et al., 2006). Se puede comportar como serial, sustituyendo a los retamares Supramediterráneos y a los escobonales y pinares Mesomediterráneos. Se establece sobre litosoles y suelos erosionados poco terrosos (Martín Osorio et al., 2007), también es frecuente en derrubios provocados por construcciones de pistas y carreteras. En ella encontramos *D. bourgeauana* (hierba pajonera), *Erysimum scoparium* (alhelí del Teide), *Pterocephalus lasiospermus* (rosanita de cumbre) y *Scrophularia glabrata* (fistulera) (Del Arco et al., 2006).

Del mismo modo, *Arrhenathero calderae-Plantaginetum webii* es una comunidad primocolonizadora Supramediterránea seca establecida en esta área de Tenerife (Martín Osorio et al., 2007). Concretamente se trata de un pastizal llamado cerrillar-crespas debido a sus dos principales especies representativas *Arrhenatherum calderae* (cerrillo de cumbre) y *Plantago webii* (crespa). Esta comunidad se asocia a materiales antiguos y se desarrolla sobre derrubios volcánicos y gelifractos de laderas y taludes de las Cañadas (Martín Osorio et al., 2007). Además, es una comunidad que se desarrolla en el dominio de retamares, pinares y formaciones de cedro canario aunque las familias más frecuentes de esta comunidad son *Asteraceae*, *Poaceae* y *Brassicaceae* (Martín Osorio et al., 2003).

Todas las comunidades y asociaciones del parque están siendo afectadas por el cambio climático, que está alterando el régimen de lluvias y temperaturas habituales de este ecosistema, lo cual es preocupante dado la alta tasa de endemismos. Además, al tratarse de un ecosistema ubicado en una isla, las posibilidades de las especies de migrar son escasas dado el alto nivel de aislamiento (Bello-Rodríguez et al., 2023). Los episodios de sequías y altas temperaturas son cada vez más frecuentes y duraderos. Por lo tanto, y agravado por el factor antropológico, este ecosistema se expone cada vez más a incendios forestales, un elemento que no era habitual de forma natural en el ecosistema. A su vez, los episodios de nevadas que ocurrían con frecuencia en los meses más fríos son cada vez menos frecuentes y de duración muy corta, siendo en el invierno de 2023 a 2024 casi inexistentes. La regresión de los episodios de nevadas además de afectar el desarrollo natural de las especies, también tiene efectos sobre las poblaciones de herbívoros invasores, principalmente *Oryctolagus cuniculus* (conejo europeo) y *Ovis aries musimon* (muflón). Especialmente *O. cuniculus* se ve favorecida ante la disminución de nevadas, ya que estas disminuyen su ventana de cría y suponen condiciones ambientales duras para esta especie, la cual tiene una alta tasa reproductiva. Este escenario actual del Parque Nacional del Teide está cambiando a favor de *P. lasiospermus*, la cual es una especie menos palatable a los herbívoros invasores (*O. cuniculus* y *O. aries musimon*) y que avanza en los territorios antes dominados por *S. supranubius*, la cual se encuentra en regresión debido a los factores anteriormente mencionados (Fernández-González et al. 2023).

Materiales y métodos

Se analizó el banco de semillas para determinar si la recuperación natural de las distintas áreas es posible. En el trabajo de campo de las zonas quemadas se recogieron muestras de suelo a menos de 5 cm de profundidad alrededor de los ejemplares quemados en mayor o menor medida. En el campo también se observaron las especies que muestran rebrotes, la comunidad existente y el nivel de afectación del fuego. Asimismo, se anotaron datos en cada punto de muestreo como la altitud y las coordenadas UTM. Las muestras de suelo se pesaron y tamizaron en laboratorio. El material obtenido tras el tamizado se analizó a la lupa. Las semillas encontradas se almacenaron y fueron identificadas gracias a profesionales del P. N. del Teide. El resto de la muestra de tierra se colocó en macetas situadas en un invernadero y fueron regadas semanalmente mediante riego invertido, con el objetivo de estudiar si germinan semillas que no han sido detectadas a la lupa.

Hemos definido la severidad del incendio que ha afectado a los individuos con una escala del 1 al 5, donde 1 significa una afectación baja y 5 una afectación total. Sin embargo, dentro del nivel 5 observamos distintos tipos de severidad, que van desde individuos completamente calcinados pero que conservan toda su estructura, individuos que sólo conservaban las ramas pero no el tocón, hasta individuos que habían desaparecido casi por completo permaneciendo solo algunas pequeñas ramas y cuya constancia era observable gracias a las manchas de cenizas restantes. La severidad del incendio también se determinó utilizando la ortofoto infrarroja post incendio del visor del Sistema de Información Territorial de Canarias (GRAFCAN). Gracias a esta herramienta también pudimos tener en cuenta dentro de nuestro criterio la presencia de grandes manchas de cenizas blancas, las cuales son indicadoras de alta severidad del fuego.

Para la obtención de las especies amenazadas que habitan el área del incendio también se utilizó GRAFCAN. Este sistema organiza el terreno en cuadrículas de 500 x 500 metros mediante las cuales se pueden obtener, entre otras cosas, las especies protegidas del archipiélago, recogidas dentro del Catálogo Canario de Especies Protegidas (BOC nº 112 de 9 de junio 2010. Ley 4/2010, de 4 de junio). Asimismo, para el trabajo de cartografía del incendio se utilizó el Sistema de Información Geográfica QGIS. A través de este, se delimitó el área del parque nacional y se marcaron los puntos de muestreo usando coordenadas UTM.

La descarga del mapa del límite del incendio así como de la ortofoto del infrarrojo post incendio no fueron posibles. Es por ello que el límite del incendio se delimitó manualmente y detalladamente mediante comparación con los datos de GRAFCAN, solo considerando la parte que entró en el parque nacional, consiguiendo así nuestra propia ortofoto con el límite del incendio el cual se aproxima bastante a la original.

Resultados

Banco de semillas

Nº muestra	Peso (g)	Banco de semillas
1	355	<i>Rhamnus integrifolia</i>
2	303	<i>Plantago webbii</i>
3	250	<i>Arrhenatherum calderae</i>
4	252	<i>Nepeta teydea</i>
5	354	<i>Nepeta teydea</i> <i>Rosa canina</i>
6	249	<i>Micromeria lachnophylla</i> <i>Spartocytisus supranubius</i>
7	243	<i>Spartocytisus supranubius</i>
8	253	-
9	72	<i>Descurainia bourgeauana</i>
10	65	-
11	50	<i>Descurainia bourgeauana</i> <i>Scrophularia glabrata</i>
12	70	-
13	87	<i>Descurainia bourgeauana</i> <i>Nepeta teydea</i> <i>Scrophularia glabrata</i> <i>Pterocephalus lasiospermus</i>
14	130	<i>Pterocephalus lasiospermus</i> <i>Nepeta teydea</i>

15	163	<i>Descurainia bourgeauana</i> <i>Scrophularia glabrata</i>
16	164	<i>Spartocytisus supranubius</i>
17	140	<i>Spartocytisus supranubius</i> <i>Scrophularia glabrata</i>
18	136	<i>Spartocytisus supranubius</i>
19	190	<i>Descurainia bourgeauana</i>
20	197	<i>Adenocarpus viscosus</i>

Tabla 1. Datos del peso de las muestras de campo y del contenido del banco de semillas.

En el análisis del banco de semillas encontramos semillas en 17 de las 20 muestras (Tabla 1.), un total de 11 especies, siendo la muestra 13 la que mayor número de especies albergaba (4).

Germinación

Se observó germinación de semillas de las muestras de tierra del parque nacional para las muestras 7, 12 y 8. La germinación de la muestra 7 no prosperó, aunque posiblemente se trataba de una plántula de *S. supranubius*. La plántula de la muestra 8 no ha sido posible identificarla dado su escaso desarrollo. Sin embargo, la muestra 12 se desarrolló durante el tiempo suficiente para poder identificarla como *D. bourgeauana* (Fig. 3).



Fig. 3. Muestra nº12 con plántulas de *D. bourgeauana*.

Regeneración natural

Entre seis y nueve meses después del incendio se observan especies con gran capacidad de producir rebrotes (Fig.4); *D. bourgeana*, *Nepeta teydea*, *Pterocephalus lasiospermus*, *Arrhenatherum calderae*, *Scrophularia glabrata*, *Carlina xeranthemoides*, *Micromeria lachnophylla*. Sin embargo, algunas especies como *S. supranubius* no han presentado signos de recuperación 9 meses después del incendio.

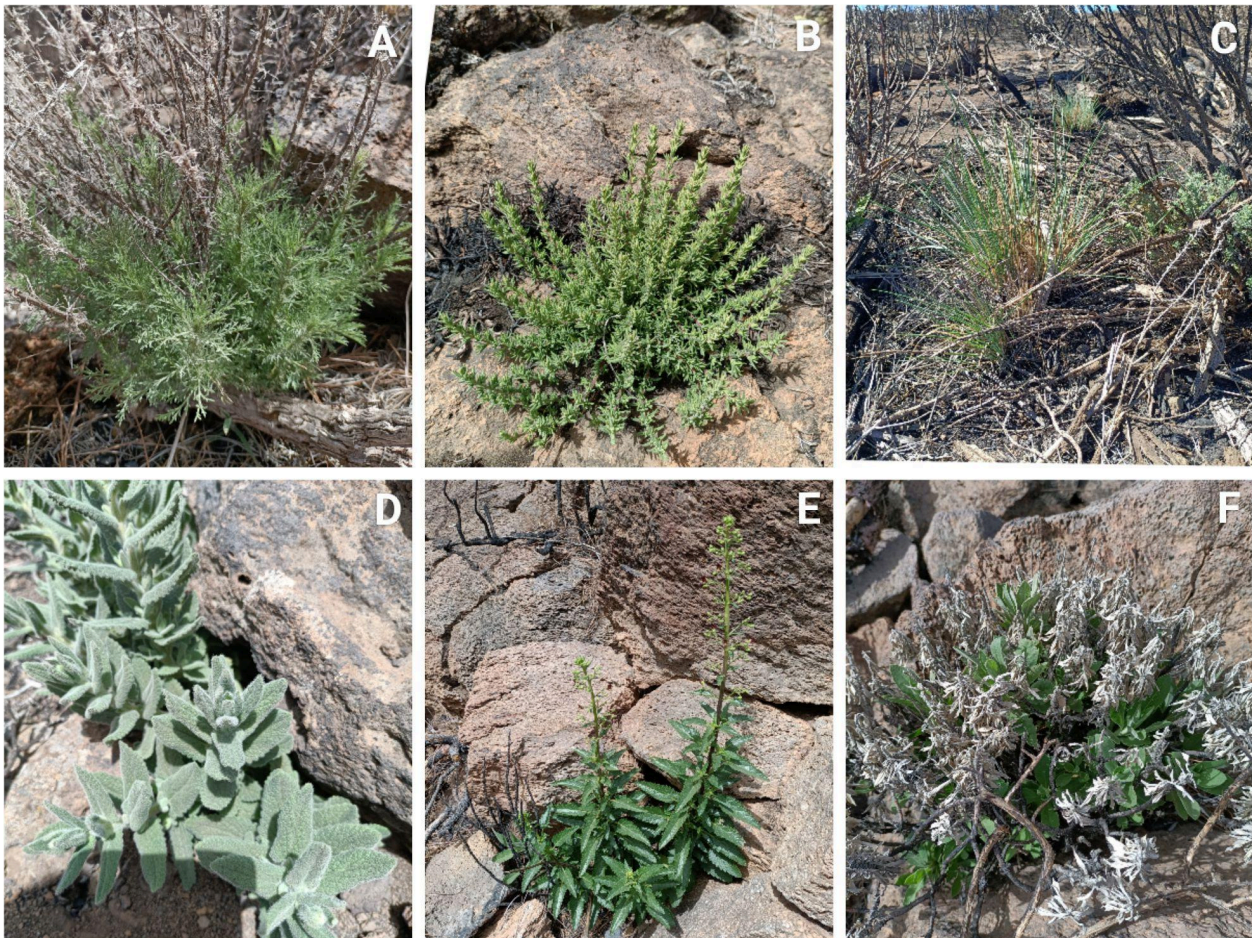


Fig. 4. Especies rebrotando observadas en áreas quemadas; *Descurainia bourgeauana* (A), *Micromeria lachnophylla* (B), *Arrhenatherum calderae* (C), *Nepeta teydea* (D), *Scrophularia glabrata* (E) y *Pterocephalus lasiospermus* (F).

Cartografía

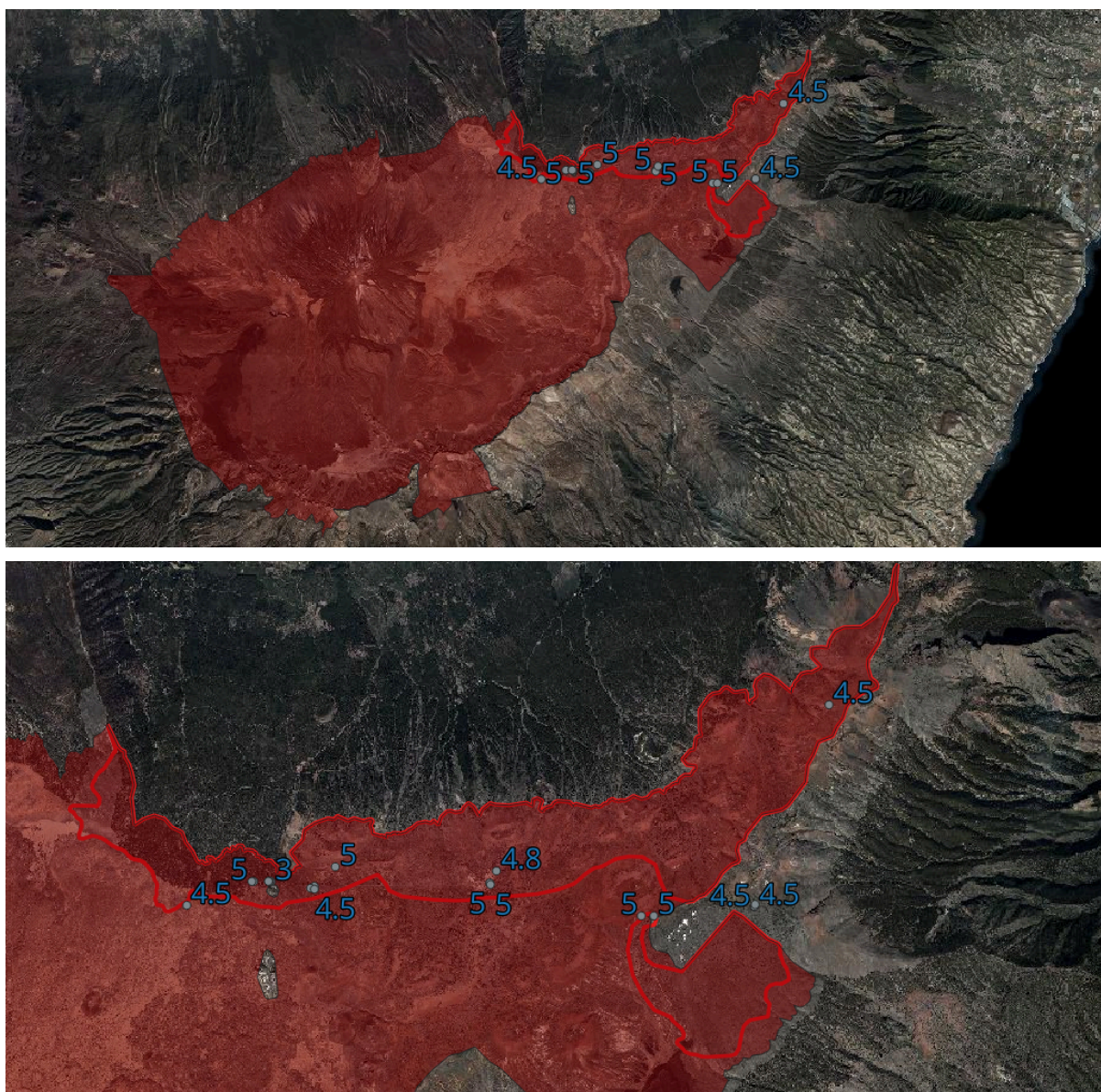


Fig. 5. Cartografía del incendio de agosto de 2023 realizada con QGIS. El área roja con baja opacidad corresponde al Parque Nacional del Teide y el área delimitada con un borde de color rojo intenso corresponde con el area del parque que ha sido quemada por el incendio.

Se calificó la severidad del incendio en los puntos de muestreo mediante ortofoto infrarroja post incendio y observaciones *in situ*. De esta manera obtuvimos que todas las zonas muestreadas fueron afectadas entre un 4.5 y un 5 sobre 5 en severidad, a excepción de la muestra 11 que se encontraba muy cerca de edificaciones y fue calificada con un 3 sobre 5.

Especies protegidas

Obtuvimos un total de 17 especies y 9 subespecies afectadas por el incendio (Tabla 2), de las cuales y según el Catálogo Canario de Especies Protegidas (BOC nº 112 de 9 de junio 2010. Ley 4/2010, de 4 de junio) 16 cuentan con una categoría de protección especial (PE), 4 se encuentran en peligro de extinción (E), 4 están catalogadas como vulnerables (V) y 1 como “Interés para los ecosistemas”. Además, también obtuvimos presencia de *Gallotia galloti* subsp. *galloti* que está catalogada como: “Especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta” dentro del Anexo IV de Conservación de hábitats naturales y de fauna/flora silvestres (DOUE nº L 206 - 22 julio de 1992. Directiva 92/43/CEE Consejo 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres). De estas 26 especies, 12 son endémicas, además todas las especies en peligro de extinción y vulnerables son endémicas a excepción de *Juniperus cedrus* subsp. *cedrus* que aparece catalogada en el Catálogo Canario de Especies Protegidas como no endémica aunque en el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (BIOTA) esta subespecie si aparece catalogada como endémica.

ESPECIES PROTEGIDAS	CATEGORÍA DE PROTECCIÓN	ENDEMISMO DE CANARIAS	COORDENADAS UTM DEL CENTRO DE LA CUADRÍCULA
<i>Corvus corax</i> subsp. <i>canariensis</i>	E	SI	x=351750.0 y=3131250.0
<i>Tadarida teniotis</i>	PE	NO	x=351750.0 y=3131250.1 x=352750.0 y=3132750.0 x=351750.0 y=3133250.0 x=347250.0 y=3131750.0 x=346750.0 y=3131750.0 x=346750.0 y=3132250.0 x=346250.0 y=3131750.0 x=346250.0 y=3132250.0 x=344750.0 y=3132750.0

<p><i>Anthus berthelotii</i> subsp. <i>berthelotii</i></p>	<p>PE</p>	<p>NO</p>	<p>x=351250.0 y=3131250.0 x=352250.0 y=3132250.0 x=351750.0 y=3132250.0 x=351250.0 y=3132250.0 x=350750.0 y=3132750.0 x=352750.0 y=3132750.0 x=352750.0 y=3133250.0 x=352250.0 y=3133250.0 x=352750.0 y=3133250.0 x=349750.0 y=3131750.0 x=348250.0 y=3131750.0 x=347250.0 y=3132250.0 x=346750.0 y=3132250.0 x=346250.0 y=3131750.0</p>
<p><i>Pipistrellus maderensis</i></p>	<p>PE</p>	<p>NO</p>	<p>x=351250.0 y=3131750.0 x=351250.0 y=3130750.0 x=352250.0 y=3131750.0 x=351250.0 y=3132750.0 x=351250.0 y=3132750.0 x=352250.0 y=3132750.0 x=352250.0 y=3133750.0 x=352750.0 y=3134250.0 x=349250.0 y=3131750.0 x=349250.0 y=3132750.0 x=347750.0 y=3132250.0 x=346250.0 y=3131750.0 x=344750.0 y=3131750.0 x=344250.0 y=3133250.0</p>
<p><i>Phylloscopus canariensis</i> subsp. <i>canariensis</i></p>	<p>PE</p>	<p>SI</p>	<p>x=351250.0 y=3131250.1 x=351250.0 y=3130750.0 x=351750.0 y=3130250.0 x=352250.0 y=3132250.0 x=351750.0 y=3132250.0 x=351250.0 y=3132250.0 x=352750.0 y=3132750.0 x=352750.0 y=3133250.0 x=352750.0 y=3133250.0 x=353250.0 y=3133750.0 x=343750.0 y=3132750.0</p>

<i>Gallotia galloti</i> subsp. <i>galloti</i>	Anexo IV: especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta	SI	x=351750.0 y=3131750.0 x=351750.0 y=3130250.0 x=352750.0 y=3130250.0 x=352750.0 y=3131750.0 x=350750.0 y=3132750.0 x=349750.0 y=3132250.0 x=349250.0 y=3131750.0 x=351750.0 y=3132750.0 x=349750.0 y=3131750.0 x=348750.0 y=3132250.0 x=347250.0 y=3131750.0 x=347250.0 y=3132750.0 x=346250.0 y=3131750.0 x=346250.0 y=3132750.0 x=345750.0 y=3132250.0 x=344750.0 y=3132250.0 x=343750.0 y=3133250.0
<i>Erigeron</i> <i>calderae</i>	Interés para los ecosistemas	SI	x=351750.0 y=3130750.0 x=352250.0 y=3134250.0 x=346250.0 y=3131750.0 x=345250.0 y=3131750.0 x=344750.0 y=3131750.0 x=344750.0 y=3132250.0
<i>Rhaponticum</i> <i>canariense</i>	E	SI	x=352750.0 y=3132250.0 x=352250.0 y=3132250.0 x=352250.0 y=3132750.0 x=346250.0 y=3132250.0
<i>Erithacus</i> <i>superbus</i>	PE	SI	x=352250.0 y=3132250.0
<i>Curruca</i> <i>conspicillata</i> subsp. <i>orbitalis</i>	PE	NO	x=351250.0 y=3132250.0 x=352750.0 y=3133250.0 x=352750.0 y=3133250.0
<i>Lanius excubitor</i> subsp. <i>koenigi</i>	PE	NO	x=352750.0 y=3132750.0 x=353250.0 y=3133750.0
<i>Pipistrellus</i> <i>kuhlii</i>	PE	NO	x=349250.0 y=3131750.0
<i>Viola</i> <i>cheiranthifolia</i>	PE	SI	x=347250.0 y=3132250.0 x=346250.0 y=3131750.0

<i>Juniperus cedrus</i> subsp. <i>cedrus</i>	V	NO	x=346750.0 y=3131750.0 x=346250.0 y=3131750.0 x=344750.0 y=3133750.0 x=344250.0 y=3132750.0 x=344250.0 y=3133250.0 x=343750.0 y=3132750.0 x=343750.0 y=3133250.0
<i>Argyranthemum adauctum</i>	V	SI	x=346250.0 y=3131750.0
<i>Bencomia exstipulata</i>	E	SI	x=346250.0 y=3131750.0
<i>Helianthemum juliae</i>	E	SI	x=346250.0 y=3131750.1 x=346250.0 y=3132250.0
<i>Nyctalus leisleri</i>	PE	NO	x=345750.0 y=3131750.0
<i>Falco tinnunculus</i> subsp. <i>canariensis</i>	PE	NO	x=345750.0 y=3132750.0 x=345250.0 y=3132750.0 x=343750.0 y=3132750.0
<i>Upupa epops</i>	PE	NO	x=345750.0 y=3132750.0 x=345250.0 y=3132750.0
<i>Dactylis metlesicsii</i>	V	SI	x=345250.0 y=3132750.0 x=344750.0 y=3132750.0 x=344750.0 y=3133250.0 x=344750.0 y=3133750.0 x=344250.0 y=3133750.0
<i>Apus unicolor</i>	PE	NO	x=343750.0 y=3132750.0
<i>Cyanistes teneriffae</i> subsp. <i>teneriffae</i>	PE	NO	x=343750.0 y=3132750.0
<i>Fringilla teydea</i>	V	SI	x=343750.0 y=3132750.0
<i>Streptopelia turtur</i>	PE	NO	x=343750.0 y=3132750.0
<i>Turdus torquatus</i>	PE	NO	x=343750.0 y=3132750.0 x=343750.0 y=3133250.0

Tabla 2. Listado de especies protegidas que habitan el área del Parque Nacional del Teide afectada por el incendio de agosto de 2023. Datos extraídos de GRAFCAN.

Discusión

El macrobioclima mediterráneo de Canarias tiene una recuperación lenta tras un incendio. La disminución de la diversidad microbiana del suelo y los cambios en la composición de la comunidad microbiana pueden durar desde meses hasta años después del incendio (Fernández-González et al., 2023). En el último incendio que afectó al Parque Nacional del Teide, en 2019, los efectos del fuego en la composición microbiana aún permanecían dos años después (Fernández-González et al., 2023). En dicho incendio *S. supranubius* no mostró rebrotes tras dos años, lo que indica una alta severidad del fuego que dañó gravemente la rizosfera.

Por otro lado, los herbívoros invasores como el conejo y el muflón son un obstáculo para la recuperación de las especies de las que se alimentan, como la retama del Teide (*S. supranubius*). En el caso del muflón, existe constancia de que este se alimenta de especies en peligro de extinción como *Echium auberianum*, *Rhaponticum canariense*, y *Helianthemum juliae*, estas dos últimas además siendo afectadas por este incendio. El conejo, además de la herbivoría, su presencia produce cambios en las propiedades del suelo, disminuyendo las concentraciones de nitrógeno, que afectan al crecimiento de la retama (Cubas, 2018). Dentro del Parque Nacional existen muchas zonas con densidades altas de conejo, de varios individuos por ha. Además, el aumento de las temperaturas que lleva experimentando el Parque Nacional en las últimas décadas a causa del cambio climático amplía la ventana de cría de esta especie y cuyos controles poblacionales pueden no estar siendo suficientes o no ir acorde al aumento de la ventana de cría. Desde el primer muestreo que se realizó 6 meses después del incendio ya se observó excrementos de conejo y ejemplares con signos de herbivoría.

En el caso de *S. supranubius*, este matorral ya se encontraba en regresión a causa del cambio climático y de los herbívoros invasores, perdiendo un 28,7% de su cobertura en un período de 32 años desde 1987 hasta 2019 (Cubas et al., 2022), un retroceso que parece estar acelerando. Aunque existen estudios que indican que el conejo es el principal responsable de esta regresión al alimentarse de juveniles de retama, causando que la presencia de juveniles de *S. supranubius* sea de <2% en zonas no valladas (Capó et al., 2024). Asimismo, el conejo también se alimenta de sus semillas, favoreciendo la reproducción por clonación de dicha

especie y por lo tanto, perjudicando la viabilidad de las semillas como resultado del incremento de la endogamia (Capó et al., 2024). Además, tras el incendio no hemos observado capacidad de rebrotación, esto sumado a todos los factores que ya nombramos, pone aún más en riesgo la salud de esta especie. La categorización de esta especie puede haber quedado desfasada, ya que se evaluó por última vez en 2017 y desde entonces dos incendios de tamaño considerable han afectado al P. N. del Teide.

En otro incendio que afectó al Parque Nacional, Espinosa (2022) obtuvo que *Erysimum scoparium* fue la especie más sensible al choque térmico del incendio por lo que es la que menor probabilidad tiene de sobrevivir en las áreas periféricas del incendio. En contraste, *D. bourgeauana*, *Tolpis webbii* y *Arrhenatherum calderae* fueron las más resistentes a las altas temperaturas y, por lo tanto, las que más probabilidades de recolonización temprana tienen. Nosotros hemos podido corroborar esta recolonización temprana para *D. bourgeana* y para otras especies.

Una de las especies presentes en el área del incendio es *J. cedrus* subsp. *cedrus*, catalogada como vulnerable en el Catálogo Canario de Especies Protegidas (BOC nº 112 de 9 de junio 2010. Ley 4/2010, de 4 de junio). Esta subespecie cuenta con una población de 200 individuos en Tenerife y actualmente se realizan trabajos de conservación como conservación de semillas en bancos germoplasma o control de herbivoría (Rumeu et al., 2014). Esta subespecie actualmente queda restringida a espacios protegidos aunque en el pasado ocupaba una amplia distribución que desapareció principalmente por el uso industrial de su madera (Rumeu et al., 2014). El pequeño tamaño poblacional de esta subespecie puede haber comprometido la salud genética de sus poblaciones que podrían haber pasado por varios cuellos de botella (Rumeu et al., 2014). Su situación actual debe haberse visto agravada por el incendio, además de que esta subespecie carece de la capacidad de rebrotar.

Propuestas de restauración de la vegetación potencial

La instauración de vallados de exclusión que permitan la regeneración de las áreas quemadas sin la presión de los herbívoros invasores (como ya se está haciendo) es de vital importancia dado que estos herbívoros son la principal causa de regresión de algunas especies

además de que ralentizarían aún más la regeneración de estas comunidades que de por sí ya es lenta. Los buenos resultados de esta práctica han sido constatados en numerosos estudios llegando a ser imprescindibles para especies endémicas en peligro de extinción como *Rhaponticum canariense* la cual tenía en 2004 una probabilidad de extinción del 98% en un período menor de 50 años, causada principalmente por la herbivoría (Alamo & Villalonga, 2004), y cuyo dramático estado demandaba medidas como el vallado de todas sus poblaciones.

Es recomendable priorizar la reforestación de especies arbustivas dado su papel antierosivo, su capacidad para crear un clima favorable para otras especies y el de fertilizar el suelo, especialmente en el caso de leguminosas (Espinosa et al., 2022). Para este grupo es importante la inoculación de bacterias fijadoras de nitrógeno en raíces de las plantas juveniles dado su efecto beneficioso en el desarrollo de las mismas (Espinosa et al., 2022).

Pseudarthrobacter (Actinobacteria) y *Coprinellus* (Basidiomycota) son los dos géneros de bacterias y hongos que más se ven favorecidos por un incendio por lo que ya han sido propuestos como bioindicadores de la severidad de un incendio (Fernández-González et al., 2023). Cuantificando la cantidad de estos organismos podemos determinar en próximos incendios el nivel de severidad y monitorear la recuperación del ecosistema (Fernández-González et al., 2023). Las comunidades microbianas del suelo tienen una recuperación lenta en estos ecosistemas. Por lo que determinar los grupos de bacterias y hongos más cruciales para la comunidad vegetal es interesante y su inoculación en suelos que han sufrido incendios podría acelerar la sucesión secundaria. Asimismo, la presencia de pools de carbono y nitrógeno en el suelo es esencial para la recuperación de las especies vegetales (Caon et al., 2014). Por lo tanto, es imprescindible actuar a nivel del suelo ya que de esta manera la recuperación de las especies vegetales será más rápida, y en las zonas donde sea necesaria la reforestación, el éxito será mayor.

Respecto a la madera quemada, esta no debe ser extraída, ya que aporta nutrientes al suelo, frena la erosión y funciona como soporte y protección para el crecimiento de nuevas plantas. La extracción o la tala de árboles quemados solo están justificados cuando por desprendimiento supongan un riesgo a la población, por ejemplo en ejemplares adyacentes a senderos o carreteras (Castro et al., 2013). Asimismo la madera quemada es de utilidad para la creación de fajinas en zonas de pendiente donde la escorrentía puede ser

elevada y, por tanto, la erosión. La gestión de madera quemada solo está justificada en estas dos situaciones ya que por lo general supone un mayor riesgo de escorrentía y un daño al banco de semillas (Castro et al., 2013). Por otro lado, los individuos quemados aportan sombra al suelo lo que reduce el estrés hídrico, además sirven como zonas de anidación de pájaros, (organismos que son vitales para el aporte de nutrientes y la dispersión de las semillas) y como sustrato de líquenes y hongos entre otras funciones (Castro et al., 2013).

Dentro del área del incendio del parque nacional existen bosques de *Pinus canariensis* que no corresponden con la vegetación potencial de esos territorios sino que se trata de plantaciones. En estas zonas reforestar con pino canario sería un error, sin embargo se presenta como oportunidad para recuperar la vegetación potencial del Teide. Al recuperar la vegetación potencial se podrían recuperar las poblaciones de *S. supranubius* y de otras especies que se encuentran en regresión. Por ejemplo, la comunidad *Spartocytisetum supranubii* ocupa actualmente 13,679 ha mientras que se calcula que su área potencial es de 14,771 ha (Del Arco Aguilar et al., 2010), una diferencia de más de 1000 ha. Asimismo, la comunidad *Erysimo scoparii-Pterocphaletum lasiospermi* ocupa hoy en día 896 ha mientras su área potencial es de 1,437 ha (541 ha de diferencia) (Del Arco Aguilar et al., 2010).

En el ámbito de la conservación, la población natural es el nivel más oportuno al que aplicar metodologías encaminadas a mejorar la salud de una especie ya que es la “unidad funcional evolutiva y ecológica” (Rodríguez et al., 2017). Es en la población donde surgen adaptaciones a distintos factores que posibilitan la supervivencia de la especie ante cambios ambientales. Por ello, es fundamental conocer la estructura genética de las poblaciones de una misma especie para no disminuir la diversidad genética al reforestar (Rodríguez et al., 2017). Es por esto que poblaciones diferentes genéticamente dentro del Parque Nacional deben tener metodologías independientes. Un ejemplo de ello son los trabajos de conservación de *Bencomia extipulata*, que contaba en el pasado con 72 ejemplares en Tenerife y 21 en La Palma (Baudet et al., 2011). A pesar de que en Tenerife la población era mayor del triple que en La Palma, su variabilidad genética era de la mitad, causando que el 96% de los nuevos ejemplares fueran idénticos (Baudet et al., 2011). Es probable que la población de Tenerife hubiera sufrido una extinción en masa en el pasado y los individuos actuales fueran los supervivientes de aquel cuello de botella (Baudet et al., 2011). Para remediar esta situación, se realizaron propagaciones individualizadas empleando a los individuos genéticamente más singulares y realizando un balance equitativo de los diferentes

genotipos, sin cruzarlos con la población de La Palma, que está genéticamente diferenciada (Baudet et al., 2011). Estos trabajos permitieron que la población aumentara en miles hasta ser reclasificada de especie en peligro de extinción a especie vulnerable por la IUCN.

A la hora de utilizar especies para la recuperación de las áreas quemadas, las especies de la comunidad primocolonizadora *Arrhenathero calderae-Plantaginietum webii* son de gran utilidad. Además de las dos especies más representativas que dan su nombre a la comunidad, a ella pertenecen otras especies típicas del parque como, *Carlina xeranthemoides*, *D. bourgeauana*, *Erysimum scoparium*, *Nepeta teydea* o *P. lasiospermus* entre otras (Martín Osorio & Bolaños, 2003.), especies que han demostrado capacidad de rebrotación. A su vez, al tratarse de una comunidad que coloniza derrubios, su capacidad para fijarse a gleras móviles podría ser aprovechada para la contención del sustrato ante fenómenos erosivos y a su vez mejoraría las condiciones del mismo de cara a facilitar la reconquista natural de la vegetación preexistente. Además y como ya mencionamos, especies de esta comunidad como *D. bourgeauana*, *Tolpis webbii*, y *A. calderae* son más resistentes a altas temperaturas (Espinosa et al., 2022) lo que facilita su supervivencia al fuego y la colonización de las áreas afectadas. Este procedimiento sería un ejemplo de Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) con mínimo impacto medioambiental y costes económicos bajos.

Conclusiones

Para *S. supranubius* sería importante aplicar trabajos de reforestación ya que nueve meses después del incendio no hemos observado señales de recuperación y para el incendio de 2019 tampoco se observó recuperación dos años después del mismo. Esto indica que su recuperación podría llevar varios años, además de que la especie ya se encuentra en regresión desde hace décadas.

Numerosas especies han sido afectadas por el incendio, aunque preocupa especialmente especies en peligro de extinción como *Rhaponticum canariense* *Helianthemum juliae* y *Bencomia exstipulata* presentes en la zona.

El hallazgo de cierta cantidad de semillas de distintas especies en muestras de tierra de poco volumen (65-355g) pone de manifiesto la existencia de un consistente banco de semillas en el área del incendio, con posibilidades de recuperar por sí mismo las áreas afectadas.

Conocer si existe la necesidad de recuperar comunidades mediante trabajos de restauración será posible a mayor tiempo ya que aplicar estos trabajos de manera temprana pueden ser innecesarios dado la actual existencia de especies herbáceas y primocolonizadoras. En el caso de ser necesarios, estos trabajos de restauración deben enfocarse en la restauración de la vegetación potencial utilizando especies que faciliten la regeneración de las propiedades del suelo como las especies de la comunidad *Arrhenathero calderae-Plantaginetum webii*, y aplicando medidas de peso contra los herbívoros invasores, especialmente con las especies vulnerables y/o en peligro de extinción.

Conclusions

For *S. supranubius* it would be important to carry out reforestation work, as nine months after the fire we have not observed any signs of recovery, and for the 2019 fire no recovery was observed two years after the fire. This indicates that recovery could take several years and that species has been declining for decades.

Numerous species have been affected by the fire, although endangered species such as *Rhaponticum canariense* *Helianthemum juliae* and *Bencomia exstipulata* present in the area are of particular concern.

The finding of a certain amount of seed of different species in low volume soil samples (65-335g) shows the existence of a consistent seed bank in the fire area, with possibilities of self-recovery of the affected areas.

Knowing whether there is a need to recover communities through restoration work will be possible in the longer term, as early restoration work may be unnecessary given the current existence of herbaceous and primocolonising species. Where necessary, such restoration work should focus on restoring potential vegetation using species that facilitate regeneration of soil properties for instance species of the *Arrhenathero calderae-Plantaginetum webii* community, and applying efficient measures against invasive herbivores, specially with vulnerable and/or endangered species.

Bibliografía

1. **Alamo, E. C., & VILLALONGA, M. D.** (2004). Influencia de los herbívoros introducidos en la supervivencia de *Stemmacantha cynaroides* (Asteraceae). Una especie amenazada de las islas Canarias. *Vieraea*, 32, 97-105.
2. Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. Gobierno de Canarias. (<https://www.biodiversidadcanarias.es/biota>) [2024].
3. **Bello-Rodríguez, V., Hamann, A., Martín-Esquivel, J. L., Cubas, J., Del Arco, M. J. et al.** (2023). Habitat loss and biotic velocity response to Climate Change for Alpine Plant Species in Atlantic Oceanic Islands. *Diversity*, 15(7), 864.
4. **Baudet, Angel & Marrero Gómez, Manuel V. & Carqué Álamo, Eduardo & González-Pérez, Miguel & Sosa, Pedro.** (2011). Diagnóstico y actuaciones para la conservación de la flora amenazada del Parque Nacional del Teide (Islas Canarias).
5. **Cubas, J., Martín-Esquivel, J.L., Nogales, M. et al.** Contrasting effects of invasive rabbits on endemic plants driving vegetation change in a subtropical alpine insular environment. *Biol Invasions* 20, 793–807 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1576-0>.
6. **Cubas, J., Martín-Esquivel, J. L., Marrero-Gómez, M., Díaz, J. R. D., Rodríguez, F., & González-Mancebo, J. M.** (2022). Climate change causes rapid collapse of a keystone shrub from insular Alpine ecosystems. *Journal for Nature Conservation*, 69, 126263.
7. **Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., & Geissen, V.** (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47-58.
8. **Castro, Jorge & Leverkus, Alex & Marañón-Jiménez, Sara & Serrano-Ortiz, Penelope & Sánchez-Cañete, Enrique & B.R, REVERTER et al.** (2013). Efecto del manejo de la madera quemada sobre la restauración y regeneración post-incendio: implicaciones para la gestión y para el conjunto del ecosistema.
9. **Capó, M., Cursach, J., Baraza, E., González-Mancebo, J. M., Rita, J. et al.** (2024). Impact of Non-native Mammalian Herbivores on Insular Plant Communities in the Canary and Balearic Islands. In *Ecology and Evolution of Plant-Herbivore Interactions on Islands* (pp. 97-117). Cham: Springer International Publishing.
10. **Del Arco, M. J., Wildpret, W., Pérez-de-Paz, P. L., Rodríguez, O., Acebes, J. R., García, A., et al.** (2006). Mapa de vegetación de Canarias. *GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife*.
11. **Del Arco Aguilar, M. J., González-González, R., Garzón-Machado, V., & Pizarro-Hernández, B.** (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3089-31.
12. **Del-Arco, M., Pérez-de-Paz, P. L., Acebes, J. R., González-Mancebo, J. M., Reyes-Betancort, J. A. et al.** (2006). Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici*, 43(3), 167–192. <http://www.jstor.org/stable/23727207>.
13. **Espinosa González, Yauci & Perera Castro, Alicia & González-Rodríguez, Agueda.** (2022). How do plants respond to fire in alpine ecosystems? Evaluation of the direct effects of fire in high mountain species of the Canary Islands.
14. **Fernández-González, A. J., Villadas, P. J., Díaz-Peña, F., Notario-del-Pino, J., Lizano-Bastardín, Á., et al.** (2023). Key microorganisms defining the microbial communities of an alpine legume-shrubland ecosystem on a volcanic island in natural and fire-affected soils. *Plant and Soil*, 1-20.
15. **Martín Osorio, V. E., Wildpret de la Torre, W., del Arco Aguilar, M., Pérez de Paz, P. L., Bolaños, B. H. et al.** (2007). Estudio Bioclimático y Fitocenótico comparativo de la alta cumbre canaria: Tenerife-La Palma. Islas Canarias. *Phytocoenologia*, 663-697.
16. **Martín Osorio, V. E. M., & Bolaños, B. H.** (2003). Comunidad primocolonizadora de taludes de derrubios gelifractos en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, islas Canarias). *Vieraea*, 31, 281-292.

17. **Notario, J. S., Afonso, D. M., & Díaz, R.** (2004). Effect of a wildfire on volcanic soils under pine forest and broom scrub in Tenerife (Canary Islands). In *Proceedings of the 13th International Soil Conservation Organization Conference*.
18. *Parque Nacional del Teide*. (s/f). [Gobiernodecanarias.org](https://www3.gobiernodecanarias.org). Recuperado el 20 de febrero de 2024, de, https://www3.gobiernodecanarias.org/medusa/wiki/index.php?title=Parque_Nacional_del_Teide.
19. **Rodríguez Rodríguez, P., González Pérez, M. A., Naranjo Cigala, A., Curbelo Muñoz, L., Robledo Arnuncio, J. J. et al.** (2017). Conservación genética de endemismos vegetales de los Parques Nacionales de Garajonay y El Teide: *Bethencurtia*, *Sambucus palmensis* y *Viola Cheiranthifolia*.
20. **Rumeu, B., Vargas, P., Jaén-Molina, R., Nogales, M., & Caujape-Castells, J.** (2014). Phylogeography and genetic structure of the threatened Canarian *Juniperus cedrus* (Cupressaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 175(3), 376-394.
21. *Teide: Conservación de la biodiversidad*. (s/f). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado el 20 de febrero de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/red-parques-nacionales/parques-nacionales/teide/conservacion-biodiversidad.html>.