



Universidad  
Complutense  
Madrid



Universidad  
Rey Juan Carlos



POLITÉCNICA

## RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL CABEZO VENTURA (CARTAGENA, REGIÓN DE MURCIA): ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DE UN PINAR EN DECAIMIENTO

Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Trabajo Fin de Máster

**Presentado por:**

D. Tiago Esteves Carvalhaes

**Directores:**

Dr. José Antonio Navarro Cano

Dr. Miguel Ángel Esteve Selma

**Tutor académico:**

Dr. José Alfredo Bravo Fernández

En Cartagena a 30 de junio de 2020.

# Índice

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
AGRADECIMIENTOS.....	3
1. INTRODUCCIÓN.....	4
1.1. CAMBIO CLIMÁTICO Y ECOSISTEMAS FORESTALES.....	4
1.2. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO.....	4
1.3. DECAIMIENTO DE UN PINAR DE REPOBLACIÓN EN EL SE IBÉRICO SEMIÁRIDO .....	6
1.4. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	7
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
2.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	8
2.2. MUESTREO PARA EL DIAGNÓSTICO DE LOS SUELOS .....	13
2.3. MUESTREO PARA EL DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DE LA VEGETACIÓN NATURAL .....	14
2.4. MUESTREO PARA EL DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DEL PINAR DE REPOBLACIÓN.....	16
2.5. DISEÑO DE UNA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARA LA ADAPTACIÓN DE LA VEGETACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO.....	22
3. RESULTADOS .....	25
3.1. DIAGNÓSTICO DE LAS CONDICIONES EDÁFICAS BAJO EL PINAR EN DECAIMIENTO .....	25
3.2. DIAGNÓSTICO DEL EFECTO DEL PINAR DE REPOBLACIÓN SOBRE LA VEGETACIÓN .....	27
3.3. DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DEL PINAR DE REPOBLACIÓN .....	29
3.4. DISEÑO DE UNA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DE LA VEGETACIÓN.....	33
4. DISCUSIÓN.....	40
5. CONCLUSIONES .....	44
6. BIBLIOGRAFÍA.....	44
7. ANEXOS.....	56
ANEXO 1. DETALLES DE LA METODOLOGÍA .....	56
ANEXO 2. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS .....	59
ANEXO 3. DATOS DEL SUELO .....	60
ANEXO 4. DATOS DE LA VEGETACIÓN NATURAL .....	62
ANEXO 5. DATOS DEL PINAR DE REPOBLACIÓN.....	65
ANEXO 6. SELECCIÓN DE ESPECIES DE PLANTACIÓN.....	69
ANEXO 7. CRONOGRAMA TRIMESTRAL DE EJECUCIÓN DE LAS ACTIVIDADES.....	73
ANEXO 8. ESQUEMA DE TOMA DE DECISIONES BASADAS EN LOS RESULTADOS DEL SEGUIMIENTO .....	74
ANEXO 9. ARTÍCULO LA VERDAD.....	75
ANEXOS IIIA, IIIB Y IV .....	79

## Resumen

Los sistemas forestales del Sureste (SE) Ibérico son especialmente vulnerables al cambio climático, donde eventos de sequías y olas de calor, cada vez más frecuentes e intensos, han causado decaimientos severos de repoblaciones de *Pinus halepensis*. El Cabezo Ventura (CV) es una pequeña elevación de origen volcánico ubicada en el Campo de Cartagena (Región de Murcia, España) en donde se observó un decaimiento masivo del pinar de repoblación de *Pinus halepensis* en las laderas de orientación sur (S) tras la sequía registrada entre los años 2014 y 2016. En este trabajo se estudió el pinar en decaimiento, la vegetación natural y el suelo del CV para diseñar un proyecto de restauración ecológica que promueva la adaptación de la vegetación de la ladera S del cabezo al cambio climático. Los pinos vivos presentan tamaño reducido para la edad (cerca de 45 años) y señales de estrés generalizado un función de la orientación, estado nutricional, estado de salud o combinaciones de estos. El suelo es en general poco profundo y con baja fertilidad, aunque sus propiedades parecen ser espacialmente heterogéneas. La cobertura vegetal, abundancia y riqueza de especies perennes se vio afectada bajo la influencia de los pinos. Se diseñó y se implantó la primera fase de un programa de restauración ecológica que contempló la eliminación de la especie exótica invasora *Nicotiana glauca*, el saneamiento del pinar de repoblación y la introducción de especies autóctonas mejor adaptadas al aumento progresivo de las temperaturas y la reducción general de las precipitaciones que se observan a escala regional. Se plantea además una segunda fase de actuación basada en el seguimiento y evaluación del éxito del programa a corto plazo.

**Palabras clave:** SE Ibérico; repoblación; *Pinus halepensis*; vegetación natural; sequía; saneamiento.

## Abstract

Forest systems at the southeast of the Iberian Peninsula are especially vulnerable to climate change, where increasingly frequent and intense droughts and heat waves have caused severe damage to *Pinus halepensis* afforestations. Cabezo Ventura is a small volcanic elevation located in the region of Campo de Cartagena (Region of Murcia, Spain) where has been observed a massive *Pinus halepensis* afforestation dieback on the southern slopes after the drought registered between 2014 and 2016. We studied the dying pine forest, the natural vegetation and the soil properties of CV to design an ecological restoration project that promotes the adaptation of the vegetation of the southern slopes of CV to climate change. The living pines displayed reduced size for age (about 45 years) and signs of generalized stress as a function of orientation, nutritional state, health status or a combination of these. The soil is mainly shallow and with low fertility, although its properties seem to be spatially heterogeneous. The presence of pines significantly affected the vegetation cover, abundance and richness of perennial species. We designed and implemented the first phase of an ecological restoration project, which included the eradication of the invasive exotic species *Nicotiana glauca*, the sanitation of the decayed pines and the introduction of natives species better adapted to the progressive increase in temperatures and the general reduction of the rainfall observed on a regional scale. We also planned a second phase of action based on a short-term monitoring and evaluation scheme.

**Key words:** Southeast Iberian Peninsula; afforestation; *Pinus halepensis*; natural vegetation; drought; sanitation.

## Agradecimientos

Agradezco primeramente a mi familia, en especial a mis padres, Raquel Esteves Carvalhaes y Luiz Cherto Carvalhaes. Sin ellos no hubiera tenido la oportunidad de hacer este máster ni tampoco tomar el giro que supuso empezar una nueva y muy feliz etapa de mi vida en Cartagena.

Muchas gracias, Ignacio Farinós Celdrán, por la compañía, el cariño y el ánimo a lo largo de todo el proceso. Sin ti nada de esto existiría. Gracias también a tu familia, que ahora me atrevo a llamarla mía, por todo el apoyo y la acogida.

Gracias también a Pablo Farinós Celdrán, que me presentó a mis directores, José Antonio Navarro Cano y Miguel Ángel Esteve Selma, con quienes he tenido la maravillosa oportunidad de trabajar y aprender mucho sobre la flora y la ecología de la Región de Murcia.

Mi agradecimiento a la Fundación Sierra Minera, en particular a sus trabajadores José Manuel Escarabajal, Diego Montalbán y Rebeca Marín, por su incansable labor y por permitirme desarrollar este trabajo con su ayuda y colaboración.

Gracias también a las investigadoras Marta Goberna y María del Mar Delgado, del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), así como a Raúl Pérez Prieto, por el apoyo con el procesamiento de muestras de suelo y el análisis edafológico.

Finalmente, agradezco a la Fundación CajaMurcia y Bankia en Acción por invertir en proyectos de restauración ecológica y por ayudarnos a transformar positivamente nuestro entorno, a dejar una buena huella en la sociedad y a mitigar los efectos del cambio climático.

# 1. Introducción

## 1.1. Cambio climático y ecosistemas forestales

El cambio climático es probablemente el reto más importante al que la humanidad se enfrenta en el siglo XXI. Las actividades humanas son responsables del aumento de aproximadamente 1°C en la temperatura media respecto a los niveles preindustriales (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC 2018*). Asimismo, si dicho aumento sigue el mismo ritmo en los próximos años, el calentamiento global puede alcanzar 1.5 °C entre 2030 y 2052.

Los impactos en los sistemas naturales causados por el cambio climático ya han sido ampliamente documentados en la literatura científica, con efectos sobre especies, comunidades e interacciones ecológicas en ecosistemas de todo el globo (Parmesan 2006; Mooney et al. 2009; Montoya y Raffaelli 2010), además de afectar directamente los servicios ecosistémicos y nuestra calidad de vida (IPCC 2018). En el futuro se espera que los eventos climáticos extremos sean aún más intensos y recurrentes, pudiendo amplificar el impacto de las sequías y de los incendios forestales, y disminuir la disponibilidad de recursos hídricos (IPCC 2019). En ambientes mediterráneos secos, se espera que estos efectos negativos sean aún más severos que en otras regiones (Quereda et al. 2000; Jenkins 2012).

Los sistemas forestales son especialmente vulnerables al calentamiento global (Allen et al. 2015), lo que supone graves consecuencias sobre los servicios ecosistémicos que provisionan (Jobbágy y Jackson 2000; Baldrian 2017; Gazol et al. 2018). En sistemas forestales de la región mediterránea también se ha observado un aumento en la frecuencia e intensidad de las sequías y olas de calor (Peñuelas et al. 2001; Esteve-Selma et al. 2015), que se han traducido en episodios severos de decaimiento forestal (pérdida drástica de la superficie foliar), tanto en planifolios (Lloret et al. 2004; Natalini et al. 2016) como en coníferas (Sánchez-Salguero et al. 2012; Andivia et al. 2020).

Durante el período de 2014-2016, la Región de Murcia sufrió una sequía severa, se registraron 146 litros/m<sup>2</sup> en el año hidrológico 2013-2014, una reducción de 54% del valor medio anual del período 1970-2000 (Abenza et al. 2014). Los siguientes dos años también fueron poco lluviosos. Como consecuencia se observó el decaimiento de muchas especies dominantes de masas forestales, especialmente *Pinus halepensis* (pino carrasco), seguido de altas tasas locales de mortalidad (Esteve-Selma et al. 2015). La recurrencia de estos eventos ha puesto de manifiesto la necesidad de trabajar para la adaptación de los ecosistemas al cambio climático y la mitigación de sus efectos (Kane y Shogren 2000; Comisión Europea 2013; IPCC 2014).

## 1.2. Restauración ecológica y adaptación al cambio climático

En un contexto de cambio climático, la restauración ecológica es una poderosa herramienta de adaptación y mitigación de impactos en ecosistemas terrestres, capaz de proporcionar múltiples

funciones y servicios ecosistémicos a lo largo del tiempo y frenar los procesos de degradación de los ecosistemas (IPCC 2019). De acuerdo con la *Society for Ecological Restoration* (SER), la restauración ecológica es el “proceso de ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (Gann et al. 2019). La restauración ecológica persigue recuperar la composición y la estructura del ecosistema degradado, de tal manera que dicho ecosistema sea capaz de reestablecer paulatinamente sus servicios, funciones, estabilidad y resiliencia a lo largo del tiempo. Gann et al. (2019) recoge la segunda edición de los Principios y Normas Internacionales de la SER para la Práctica de la Restauración Ecológica, el cual sirve como una importante guía para estos proyectos.

En ecosistemas mediterráneos secos, durante la segunda mitad del Siglo XX se llevó a cabo una intensa actividad repobladora ante el problema de erosión que presentaban muchas áreas forestales y tierras marginales. Solo en España, se repoblaron 3.4 millones de hectáreas entre 1940 y 1984 (Montero y Serrada 2013). Los “proyectos de restauración hidrológico-forestal” de la época pretendían establecer una cubierta vegetal protectora, resistente a la sequía y con capacidad dinamizadora (Castillo 1997; Navarro-Cano et al. 2017). Estos proyectos, basados mayoritariamente en la repoblación extensiva con coníferas, principalmente pino carrasco, ha generado en muchas áreas semiáridas paisajes artificiales, edáfica- y biológicamente empobrecidos, en los que se ha constatado una ralentización del proceso natural de recolonización vegetal mediada por la interferencia generada por el pino (Ortigosa-Izquierdo 1991; Navarro-Cano et al. 2009; Ruiz-Navarro et al. 2009; Navarro-Cano et al. 2010, Maestre et al. 2013). Son estas masas las que parecen más vulnerables a los procesos de decaimiento asociados a los eventos de sequía, lo que las hace candidatas a programas de restauración para su adaptación al cambio climático (Moya-Pérez et al. 2018). Esta adaptación pasa por la sustitución de estas masas en decaimiento por especies más termófilas (Martínez-Vilalta et al. 2002).

En los últimos años se han ensayado y mejorado distintos métodos utilizados en programas de restauración (España 2002; Cortina et al. 2004; Navarro-Cano et al. 2017). Sin embargo, ha sido la ecología de la restauración la que ha aportado un nuevo marco conceptual para la restauración de ambientes semiáridos. La lentitud con la que se desarrolla la sucesión vegetal en estas áreas (Vanden-Berg y Kellner 2005) y el reducido éxito de las técnicas de repoblación clásicas (Maestre y Cortina 2004a) obligan a aplicar métodos de restauración ecológica.

En ambientes semiáridos, los proyectos de restauración ecológica requieren de: a) una mayor utilización especies locales adaptadas a las condiciones de aridez; b) una adecuada selección del ecosistema de referencia (superando la visión clásica de una cubierta arbórea como producto final) y; c) la utilización de metodologías de restauración blandas, no extensivas y de baja mecanización, capaces de utilizar la heterogeneidad espacial del ecosistema y las interacciones positivas entre especies (Bainbridge 2012; Navarro-Cano et al. 2017). Además, estos proyectos requieren de un esfuerzo pedagógico para adaptar la percepción popular, de manera que se evite una desafección

de la población local (Cortina et al. 2011; Egan et al. 2011). Se trata de convencer a la sociedad civil de que la adaptación de las antiguas repoblaciones forestales al cambio climático pasa por vencer su visión de cubiertas arbóreas monoespecíficas, alta densidad de plantación, ausencia de estratos arbustivos, etc. (Navarro-Cano et al. 2017).

### 1.3. Decaimiento de un pinar de repoblación en el SE Ibérico semiárido

El CV es una pequeña elevación de origen volcánico ubicada en el Campo de Cartagena (SE de la Región de Murcia, España), entre el Mar Menor y La Sierra Minera de Cartagena y La Unión. Se trata de un enclave geológico y arqueológico de titularidad municipal (TTMM de Cartagena) y de particular interés en el contexto regional.

Existe una larga historia de ocupación y usos tradicionales del CV por parte de la población local debido al valor de hito geográfico respecto a la llanura adyacente del Campo de Cartagena. Desde los registros de la Primera Edad del Hierro (VII a.C.) (Cutillas-Victoria 2018) hasta la actualidad, la zona ha sido usada para actividades de pastoreo, pozos de agua, complejos hidráulicos, recolección de plantas, zona de esparcimiento, senderismo, etc.

Durante la segunda mitad del Siglo XX toda la ladera S y las faldas noreste (NE) y este (E) del cabezo fueron repobladas con *Pinus halepensis*. La repoblación debió presentar una preparación del suelo de baja mecanización, ya que no se aprecian aterrazados actualmente y en ortofotos históricas. En la ortofoto de 1956 el cabezo todavía conservaba un palmitar de *Chamaerops humilis* de la asociación *Chamaeropo-Rhamnetum lycioidis*, considerada como la vegetación potencial de la zona (Alcaraz-Ariza et al. 2008a, 2008c, 2008d).

En 2003, se inició la implantación del Polígono Industrial de Los Camachos en los alrededores del cabezo, quedando éste aislado, como única zona verde del área industrial. No obstante, muchas de las parcelas que rodean el cabezo se mantienen actualmente sin urbanizar, como antiguas terrazas de cultivo abandonadas o áreas de vertido ilegal de escombros, por lo que ha proliferado la planta exótica invasora *Nicotiana glauca* (gandul), que forma comunidades densas en todo el pie de monte de la vertiente S del cabezo, y parecen estar en pleno proceso de colonización de la ladera. Se trata de una especie muy agresiva e incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013 (España 2013).

Desde 2015 se empezó a observar un decaimiento masivo del pinar de repoblación (**Figura 1.3-1**), principalmente en la cara S (Fundación Sierra Minera 2019). Dicho evento tiene relación directa con la sequía extrema observada en el SE Peninsular durante el periodo 2014-2016 (Esteve-Selma et al. 2017a). Este proceso de decaimiento y las altas tasas locales de mortandad parecen haberse agravado por ataques de coleópteros minadores (Scolytidae), tal y como se aprecia en la madera muerta (García-de-La-Serrana et al. 2015).





**Figura 1.3-1:** Acceso al CV por la cara S. Se aprecia la colonización del gandul a pie de monte y los pinos muertos y tumbados en la ladera al fondo. Foto: Fundación Sierra Minera.

Tras la mortandad masiva, no se aprecia reclutamiento de plántulas de pino bajo los ejemplares repoblados, si bien, no se lo ha cuantificado mediante un muestreo sistemático. Además, la mayoría de los pinos supervivientes presentan una altura reducida para su edad (> 30 años) y copas empobrecidas. Sin embargo, tampoco se ha cuantificado su estado sanitario actual. Se desconocen la fecha exacta de plantación y la densidad de plantación de la repoblación, y por tanto el efecto real de la sequía de 2014-2016. Algo necesario para hacer un diagnóstico de la situación y diseñar un proyecto de restauración ecológica del cabezo en el contexto actual de cambio climático.

Este Trabajo Fin de Máster (TFM) forma parte del trabajo de diagnóstico y diseño que desde la Fundación Sierra Minera se ha llevado a cabo para la ejecución del Proyecto Sierra Minera Verde (financiado por la Fundación CajaMurcia y Bankia en Acción), con la dirección del Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE-CSIC-UV-GV). El proyecto, cuya primera fase se desarrolló entre diciembre de 2019 y enero de 2020, persigue realizar actuaciones de manejo y restauración ecológica del pinar en decaimiento del CV, con el fin de contribuir a la adaptación al cambio climático de su cubierta vegetal.

#### **1.4. Hipótesis y objetivos**

El presente TFM se basa en la hipótesis general de que, para un área geográfica concreta, el cambio climático modifica la disponibilidad de hábitat de las especies (Esteve-Selma et al. 2010). Como consecuencia, la idoneidad de muchas masas forestales se deteriora, lo que se traduce en una mayor tendencia al decaimiento. Este proceso puede revertirse mediante acciones de sustitución de especies que mejoren la resistencia y resiliencia de la comunidad vegetal ante el cambio climático.

El objetivo general del TFM es el de promover la adaptación al cambio climático de la vegetación del CV, mediante la realización de tareas selvícolas y la introducción de especies locales mejor

adaptadas al aumento progresivo de las temperaturas y la reducción general de las precipitaciones que se observan a escala regional. Dichas tareas se centran en la cara S del cabezo, donde la mortalidad del pinar ha sido más intensa y se espera que los efectos de futuros eventos de sequía impulsen aún más su decaimiento.

Los objetivos específicos del presente trabajo son:

- 1) Diagnosticar el estado actual del suelo, vegetación natural y pinar de repoblación del CV para comprender su dinámica, estado fitosanitario y resiliencia frente al cambio climático;
- 2) Diseñar un proyecto piloto de restauración ecológica que contemple el manejo del pinar repoblado en decaimiento y la introducción de una comunidad vegetal con mayor resistencia y resiliencia individual al estrés climático.

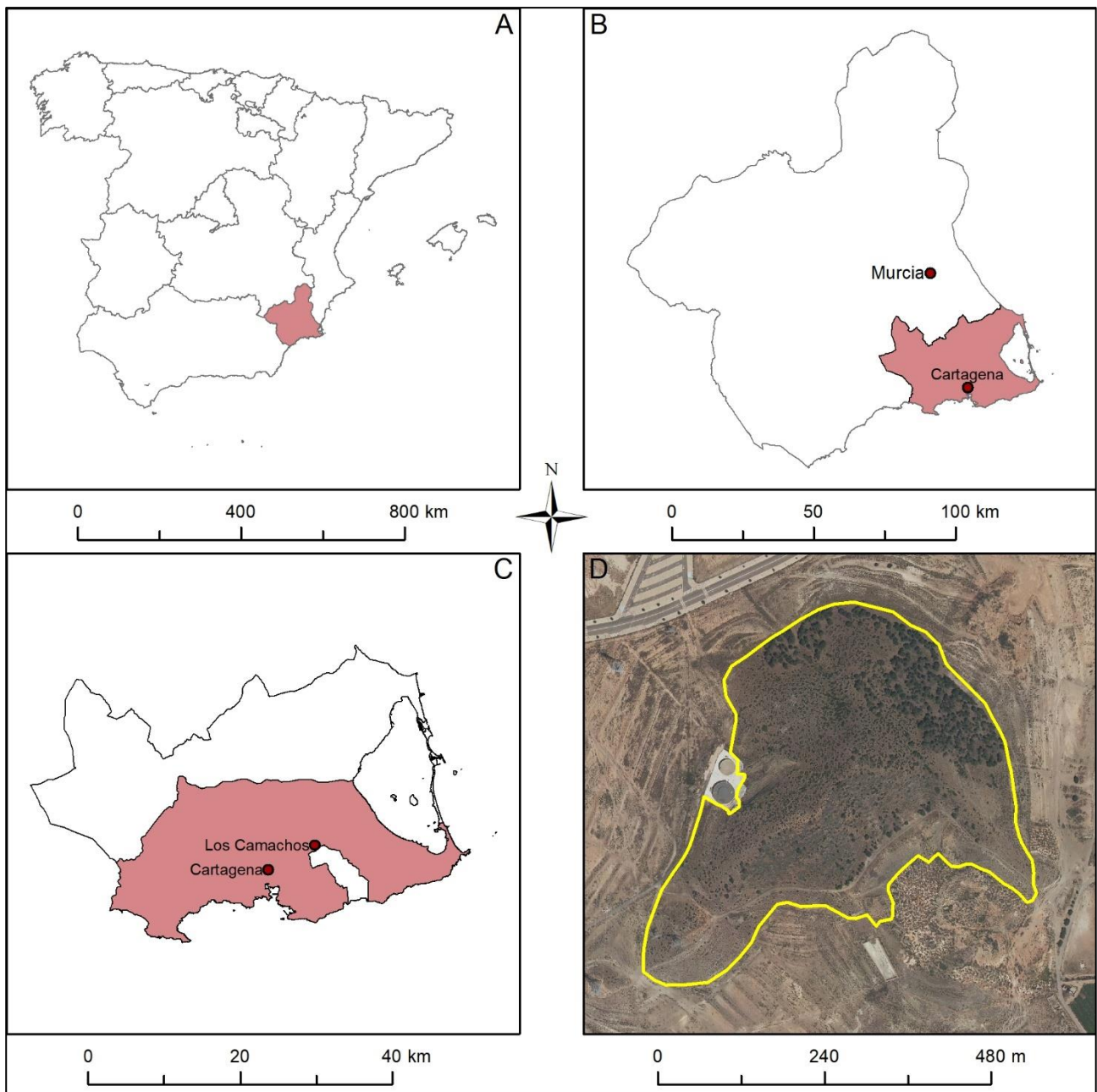
## 2. Materiales y Métodos

### 2.1. Área de estudio

El CV está ubicado en la pedanía de Los Camachos, en la Comarca del Campo de Cartagena (TTMM de Cartagena, Región de Murcia, España) (**Figura 2.1-1**). Tiene un área de 17.4 hectáreas y su cota máxima es de 149 m.s.n.m. Las coordenadas geográficas en UTM (zona 30 S) que delimitan el CV son las longitudes 682301.7 sur y 682867.4 norte, y las latitudes 4168390.7 este y 4167838.6 oeste.

El Campo de Cartagena es una gran depresión litoral de aproximadamente 550 km<sup>2</sup> provista de suelos con un alto potencial agrícola (Cutillas-Victoria 2018) y circundada por la sierra prelitoral de Carrascoy al norte (N), la Sierra Minera en su extremo sur, y la Sierra de la Muela, Cabo Tiñoso y Roldán al oeste (Murcia-Muñoz 2011).

El clima del Campo de Cartagena es semiárido cálido con rasgos desérticos (Conesa-García 1990; Abenza et al. 2014). Presenta dos estaciones bien marcadas (invierno y verano) separadas por dos estaciones de transición (primavera y otoño). La precipitación media anual es de 310 mm y la temperatura media de 17.7 °C, siendo los meses más cálidos (junio a agosto) también los más secos, lo que caracteriza un elevado déficit hídrico. En la época más cálida también aparecen olas de calor de aire tropical sahariano, prevaleciendo la calima y temperaturas muy elevadas (Región de Murcia 2004). La estación fría es bastante suave y las heladas prácticamente inexistentes. El viento es uno de los factores climáticos más importantes en la región, predominando el suroeste (SO), N y NE.



**Figura 2.1-1:** Ubicación del área de estudio. Región de Murcia (A). Comarca de Campo de Cartagena (B). Municipio de Cartagena (C). Área de estudio – Cabezo Ventura (D).

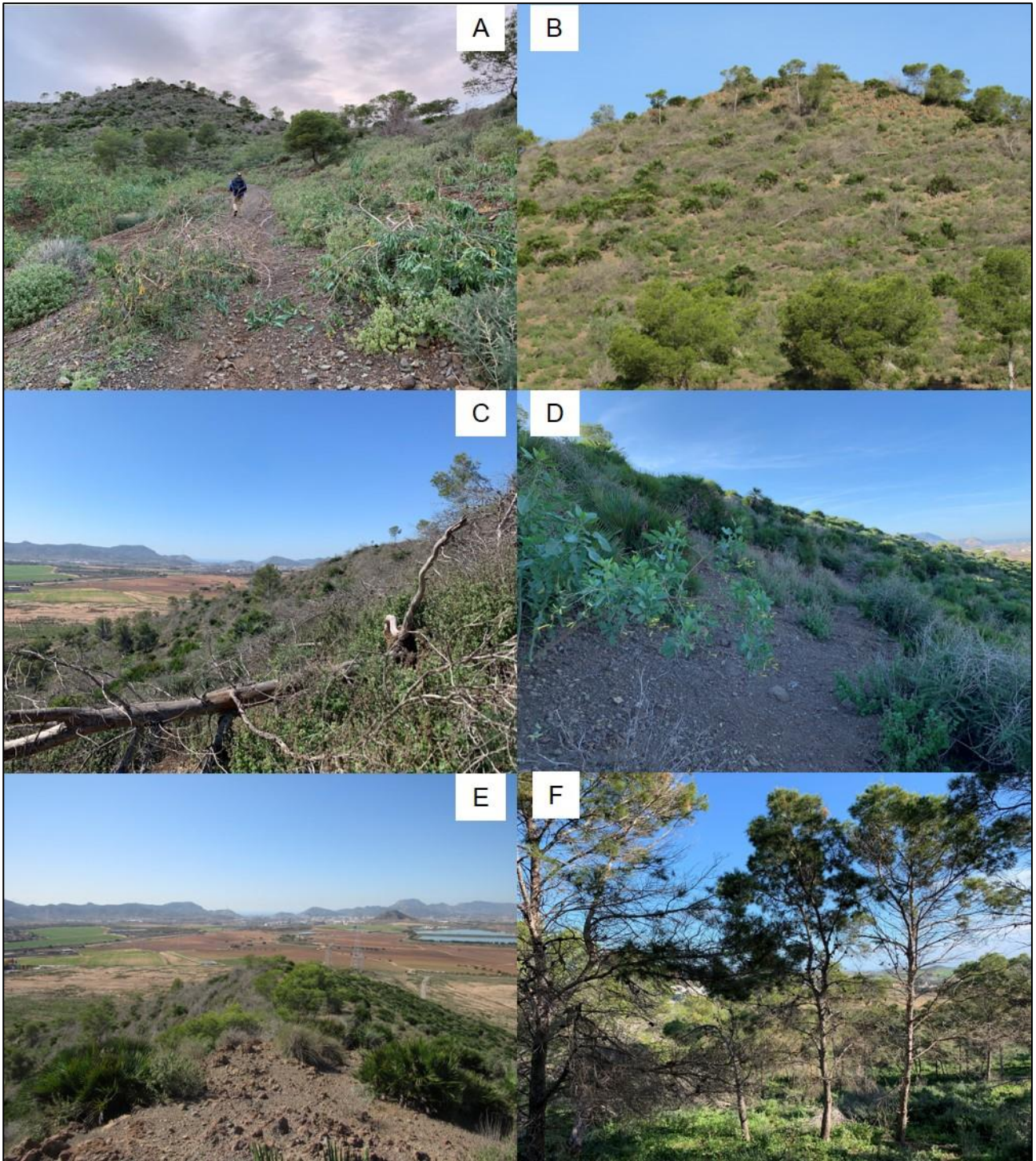
El CV se originó de una manifestación volcánica de composición basáltica del Mioceno Superior (hace unos 7 millones de años), con predominio de traquiandesitas (Instituto Geológico y Minero de España – IGME 1974). El suelo es de origen traquítico, clasificado por Delgado-Iniesta et al. (2001) como un Haploxeroll lítico (USDA 1998), originado por degradación de rocas volcánicas explosivas, ricas en feldspatos alcalinos y sílice. Delgado-Iniesta et al. (2001) describen en la umbría del cabezo un perfil de suelo A-AR-R, con horizonte A de 0-31 cm, AR de 31-35 cm y R > 45 cm. El horizonte A está descarbonatado y presenta abundante materia orgánica, con una relación C/N de 16.6. No obstante, dada la localización de umbría del perfil, con abundante vegetación natural

arbustiva y menos señales de degradación, es posible que en la ladera sur (S) del cabezo el suelo presente condiciones distintas.

El relieve del CV es relativamente escarpado, con afloramientos frecuentes de la roca madre, que llegan a ser dominantes en la zona de cumbre (**Figura 2.1-2**). La **Figura 2.1-3** presenta la diferencia marcada entre las orientaciones N y S del área de estudio, bien como la zona propuesta para el saneamiento del pinar.

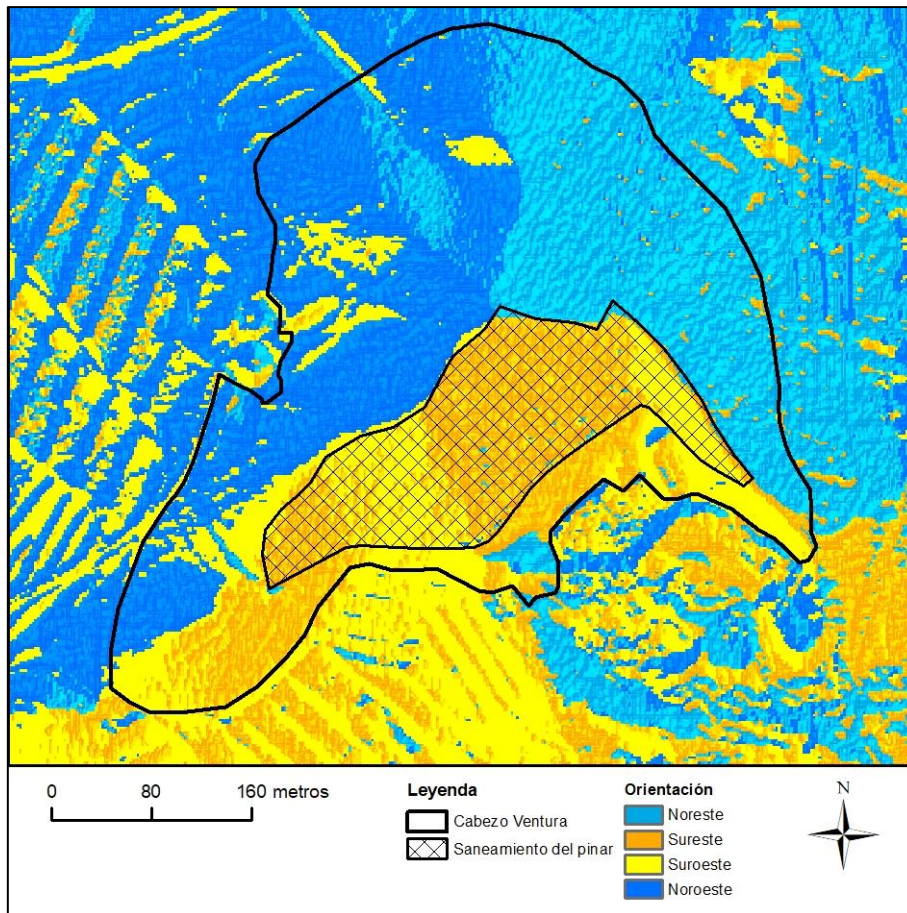
La vegetación encontrada actualmente en el CV se caracteriza por un pinar de repoblación en decaimiento de *Pinus halepensis* en la cara S, parte de la N y NE. La vegetación natural está formada por un palmitar arbustivo de *Chamaerops humilis*, acompañado de *Asparagus albus* y *Ballota hirsuta* (**Figura 2.1-2**). Esta última especie es especialmente abundante en la ladera S, donde es frecuente el pastoreo de ovejas. Puntualmente se han encontrado ejemplares de *Rhamnus lycioides* e *Periploca angustifolia* y un ejemplar relíctico de *Ziziphus lotus* en la falda N. El palmitar domina gran parte de la cara N del cabezo, que nunca fue repoblada, tal y como se aprecia en ortofoto de 1929 (**Figura 2.1-4**). Estas especies son típicas de los matorrales esclerófilos, específicamente de los Hábitats 5220 (Matorrales arborescentes con *Ziziphus*) y 5330 (Matorrales termomediterraneos y pre-estépicos) (Tirado 2009; Cabello et al. 2009). El gandul está presente en toda la falda del cabezo, con dominancia en el lado S. Además, existe una comunidad de plantas herbáceas muy variada, típica de zonas afectadas por ganado, de fenología invernal, y que cubre una porción importante del suelo en las épocas más húmedas.





**Figura 2.1-2:** Morfología y vegetación del CV. Camino de entrada en la cara S (A). Cara S con pinos tumbados y el palmitar (B). Pino tumbado en la cara S (C). Aspecto de la vegetación en la cara N, con gandul, palmitar arbustivo y ausencia de pinos (D). Línea de cumbre del cabezo, donde se aprecian el afloramiento rocoso, la cara S con los pinos tumbados y la cara N con el palmitar, el Campo de Cartagena, la ciudad de Cartagena, la Sierra Minera a la izquierda y las Sierras de la Muela, Cabo Tiñoso y Roldán a la derecha (E). Interior del pinar en la cara N con cubierta de herbáceas anuales (F).





**Figura 2.1-3:** Orientaciones del terreno del CV.

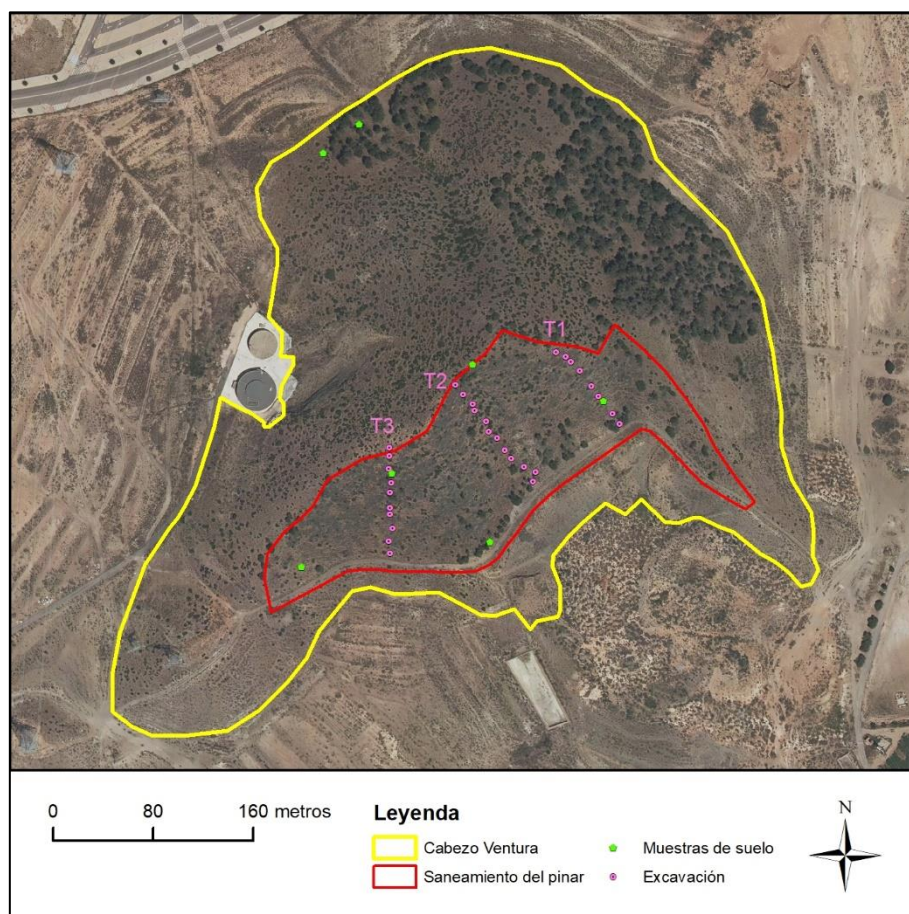


**Figura 2.1-4:** Ortofoto del CV de 1929 con el palmitar en la cara N que llega hasta la actualidad.

## 2.2. Muestreo para el diagnóstico de los suelos

Las condiciones edáficas del CV se evaluaron en octubre de 2019 a partir del análisis químico de siete muestras de suelo (5 en la ladera S y 2 en la ladera N) y del estudio de la potencia del horizonte A en tres transectos con calicatas de profundidad en la cara S (**Figura 2.2-1**). Cada una de las siete muestras consistió en una muestra compuesta de los primeros 10 cm del horizonte A, recogida a partir de cinco submuestras dentro del mismo m<sup>2</sup>, con un peso total aprox. de 2 kg. Las muestras fueron trasladadas al laboratorio para determinación de carbono orgánico total (COT), carbonatos, macro- y micronutrientes. Los detalles de la metodología se aprecian en el **Anexo 1**.

La potencia del horizonte A del suelo se muestreó con la intención de comprender la profundidad efectiva del suelo para la futura introducción de plantones en el área de saneamiento del pinar. Se hicieron tres transectos equivalentes a catenas de suelos de cumbre a falda de ladera. En cada transecto se establecieron puntos de excavación cada 10 metros aproximadamente (**Figuras 2.2-1 y 2.2-2**).



**Figura 2.2-1:** Puntos de toma de muestra y excavación.

En cada punto se abrió manualmente con pico una calicata hasta alcanzar el horizonte R y se midió la profundidad efectiva con un metro (**Figura 2.2-2**).





**Figura 2.2-2:** Punto de evaluación de la profundidad efectiva del suelo. Excavación (A) y medición (B).

La relación entre la profundidad del suelo, la altura en la ladera y la pendiente se analizó mediante correlaciones lineales (Pearson) y no lineales (Spearman), realizadas en R-3.3.3 (R Core Team 2017).

### 2.3. Muestreo para el diagnóstico del estado de la vegetación natural

Para evaluar el efecto de la repoblación forestal sobre la vegetación natural del CV, se establecieron 16 parcelas de 25 m<sup>2</sup> (5 x 5 m) en octubre de 2019, distribuidas por todo el cabezo (**Figuras 2.3-1 a 2.3-3**). Se muestrearon 10 parcelas en la ladera S y seis en la ladera N, con representación en ambas laderas de parcelas bajo y fuera de copas de pinos vivos. En cada parcela se evaluó cobertura, estructura (altura y estratos), abundancia y riqueza vegetal.

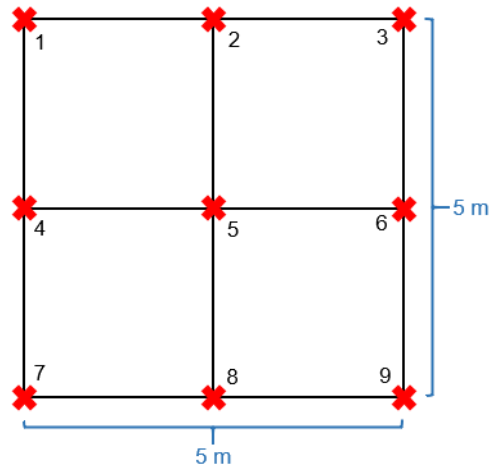
La cobertura se evaluó mediante el método de interceptación puntual en los nueve vértices en los que se dividió la parcela. Se separó por un lado la cobertura total incluidas las copas de pinos (cobertura con pino) y la cobertura de perennes excluido el pino (cobertura vegetal).

La estructura se evaluó mediante el cálculo de la altura promedio de la vegetación en los nueve puntos de interceptación de los vértices de cada parcela, con y sin el estrato arbóreo del pino. También se anotó la cantidad de pinos vivos, muertos, tumbados y atacados por insectos minadores dentro de cada parcela.

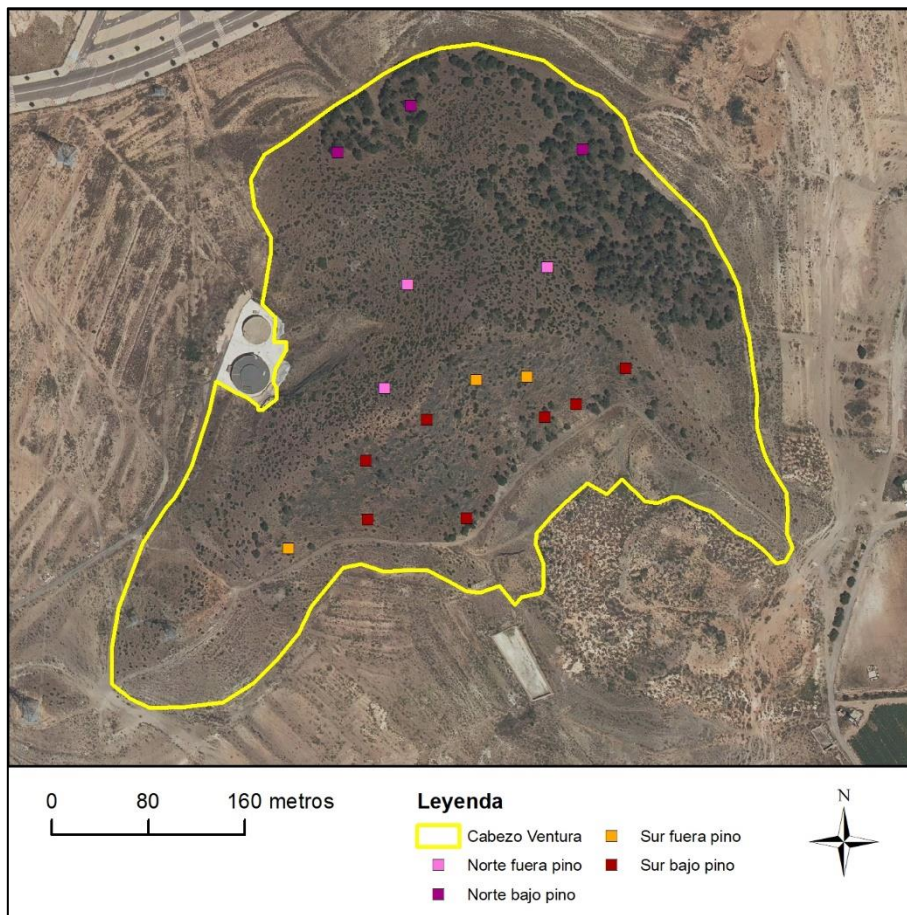
La abundancia se limitó a la de especies perennes excluido el pino adulto, pero manteniendo, si aparecían, los jóvenes reclutados. Se estimó mediante el conteo directo de individuos jóvenes y adultos en los 25 m<sup>2</sup>. Para las plántulas de las especies perennes se registró solamente la presencia o ausencia en cada parcela. La riqueza vegetal excluido el pino se dividió en riqueza de perennes y de herbáceas (terófitos, geófitos y hemicriptófitos).

Posteriormente, a través de los softwares de Sistema de Información Geográfica (SIG) QGIS 3.2.3-Bonn (QGIS 2018) y ArcGIS 10.5 (ESRI 2016), así como de productos cartográficos del Instituto Geográfico Nacional (IGN), se determinaron la altitud y la pendiente de los puntos.





**Figura 2.3-1:** Representación de la parcela de muestreo.



**Figura 2.3-2:** Parcelas de muestreo de la vegetación en función de la orientación (N vs S) y presencia de pinos vivos (Bajo vs Fuera).

Se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distintos tipos de distribución de error para evaluar el efecto de los factores orientación en ladera, presencia de pino y su interacción sobre las variables dependientes cobertura vegetal con pino, cobertura vegetal sin pino, altura, abundancia y riqueza de perennes, y riqueza de anuales (**Anexo 2**).



**Figura 2.3-3:** Muestreo de la vegetación con el método de parcelas. Presencia y altura de especies en los puntos de interceptación (A/B). Frutos de *Asparagus albus* (C). Galerías de insectos minadores en pino muerto y tumbado (D).

#### 2.4. Muestreo para el diagnóstico del estado del pinar de repoblación

Con el objetivo de estimar la edad del pinar mediante el conteo de anillos de crecimiento se extrajeron muestras de madera de un total de 14 pinos elegidos aleatoriamente en la ladera S (**Figura 2.4-1**). Se sacaron dos rodajas (corte transversal) de cada pino tumbado con motosierra (**Figura 2.4-2**), una en la base y la otra a la altura del pecho (aprox. 1.4 m). *A posteriori* también se determinaron la altitud y la pendiente a partir de las coordenadas tomadas.

Para analizar y contar los anillos de crecimiento de las rodajas de pino carrasco, se siguió la metodología recomendada por Natalini et al. (2017) y Novak (2017). En cada pino se hicieron cuatro cortes paralelos y perpendiculares al fuste, dos en la base y dos a 1.4 m de altura, de manera que cada rodaja tuviera pocos centímetros de grosor. Los detalles de la metodología se aprecian en el **Anexo 1**.

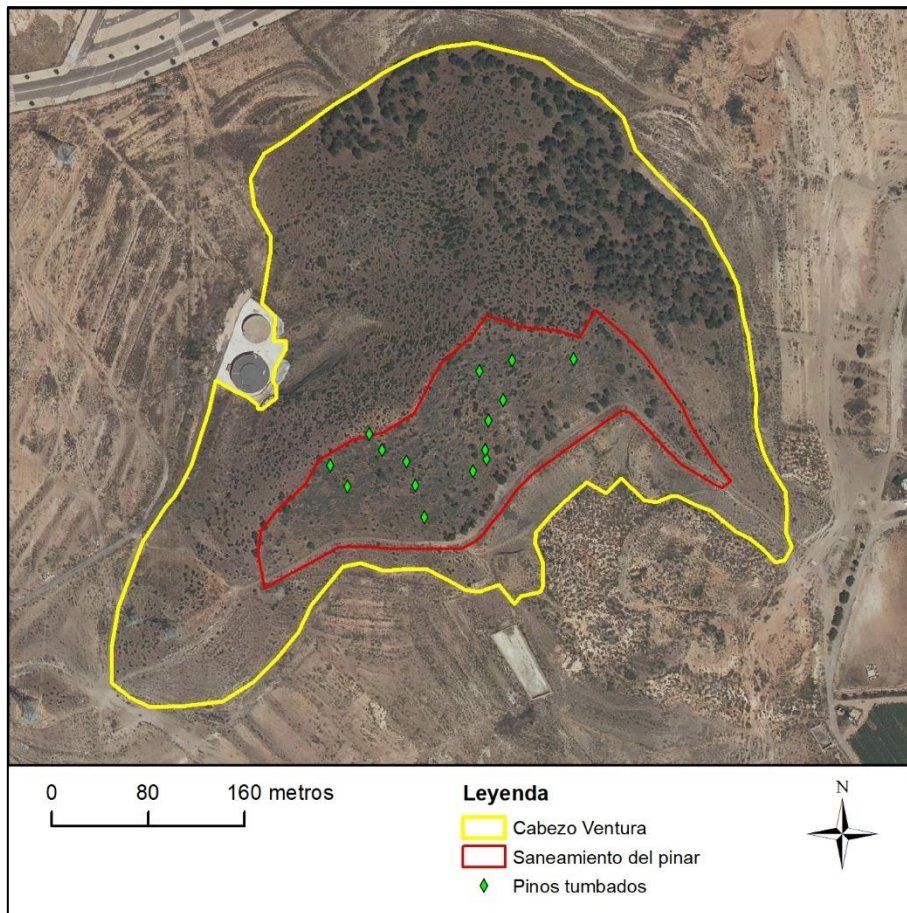




**Figura 2.4-1:** Muestreo y análisis de la madera de los pinos muertos y tumbados. Corte de rodajas (A/B). Conteo de los anillos de crecimiento (C/D).

Se calculó el número de anillos promedio de cada pino y el promedio del conjunto de pinos. Para estimar el año de plantación, dada la enorme variabilidad en la tasa de crecimiento de la especie en función de distintas variables, se decidió sumar cinco años a la edad estimada a 1.4 m. Esta corrección se basó en la altura promedio alcanzada por una plantación de *P. halepensis* situada a 2 km de distancia del CV, en la falda de otro afloramiento volcánico de idéntica geología (Fundación Sierra Minera, datos no publicados).





**Figura 2.4-2:** Puntos de muestreo de rodajas de pinos.

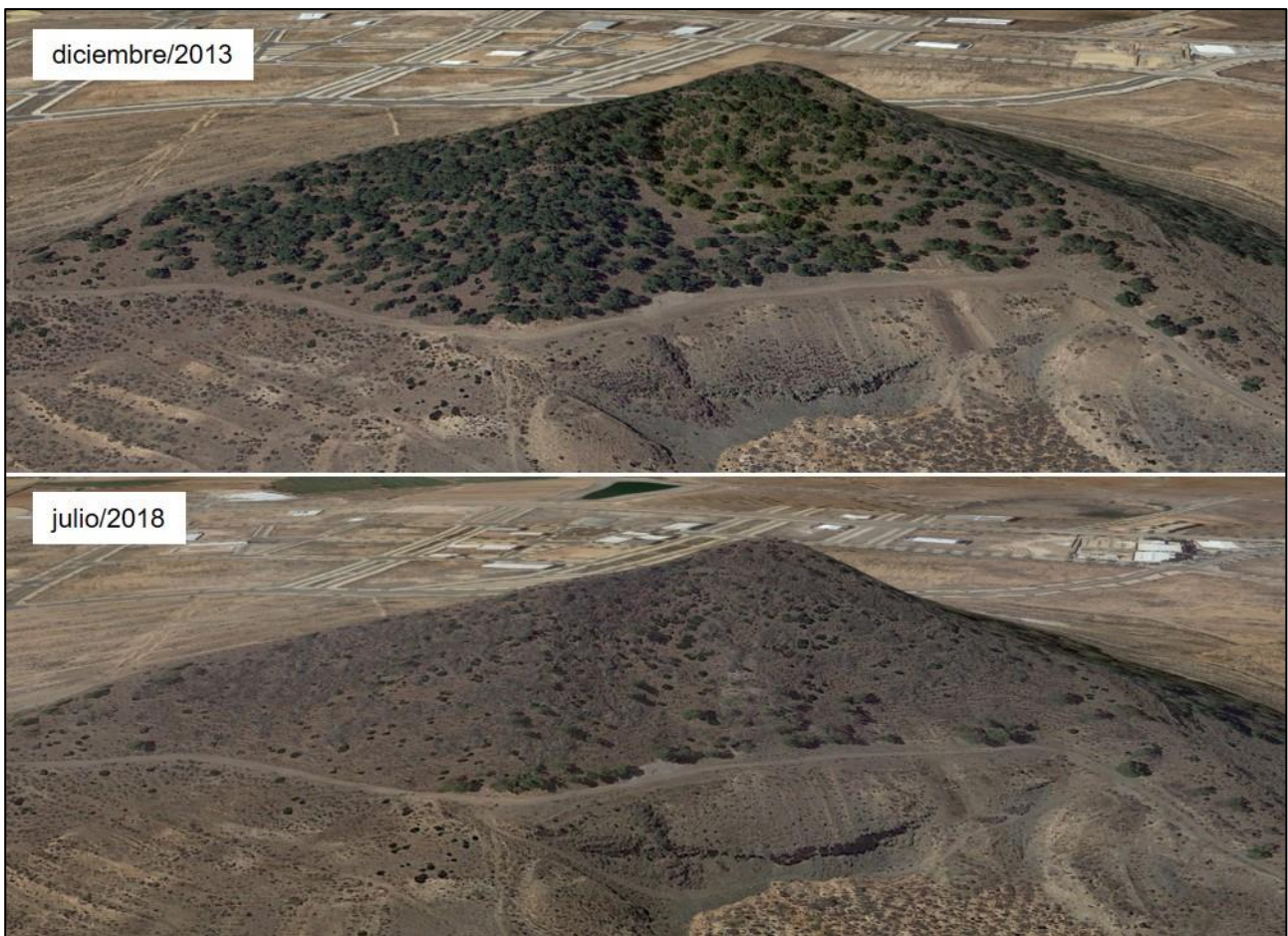
La densidad de plantación inicial de la repoblación en la cara S se estimó a partir del tratamiento de la ortofoto de 1981 del Sistema de Información Territorial de la Región de Murcia – Sitmurcia (Región de Murcia 2020) (**Figura 2.4-3**). Sobre esta imagen se establecieron tres polígonos de superficie variable en diferentes cuotas altitudinales, donde no se observaron claros dentro de las líneas de plantación. A partir del conteo de copas de cada polígono se estimó la densidad de plantación media.



**Figura 2.4-3:** Ortofoto del CV en 1981 que se utilizó para calcular la densidad de plantación inicial del pinar. Se aprecia la repoblación recién hecha en la ladera S y parte de la ladera N en visión general (A) y aproximada (B).

Para estimar la mortalidad de pino carrasco se analizaron imágenes históricas de Google Earth Pro (2020) y ortofotos del Plan Nacional de Ortografía Aérea (PNOA) del IGN. La interpretación de las imágenes y ortofotos se basó en el patrón de copa que presentan los pinos actualmente vivos en el cabezo y se hizo a través de herramientas de SIG (**Figura 2.4-4**). Se contrastaron las ortofotos PNOA de los años 2011 y 2019 para hacer el conteo de los pinos vivos en la cara S del CV en cada año y calcular las cifras de decaimiento del pinar. Se presentan más detalles de la metodología en el **Anexo 1**.





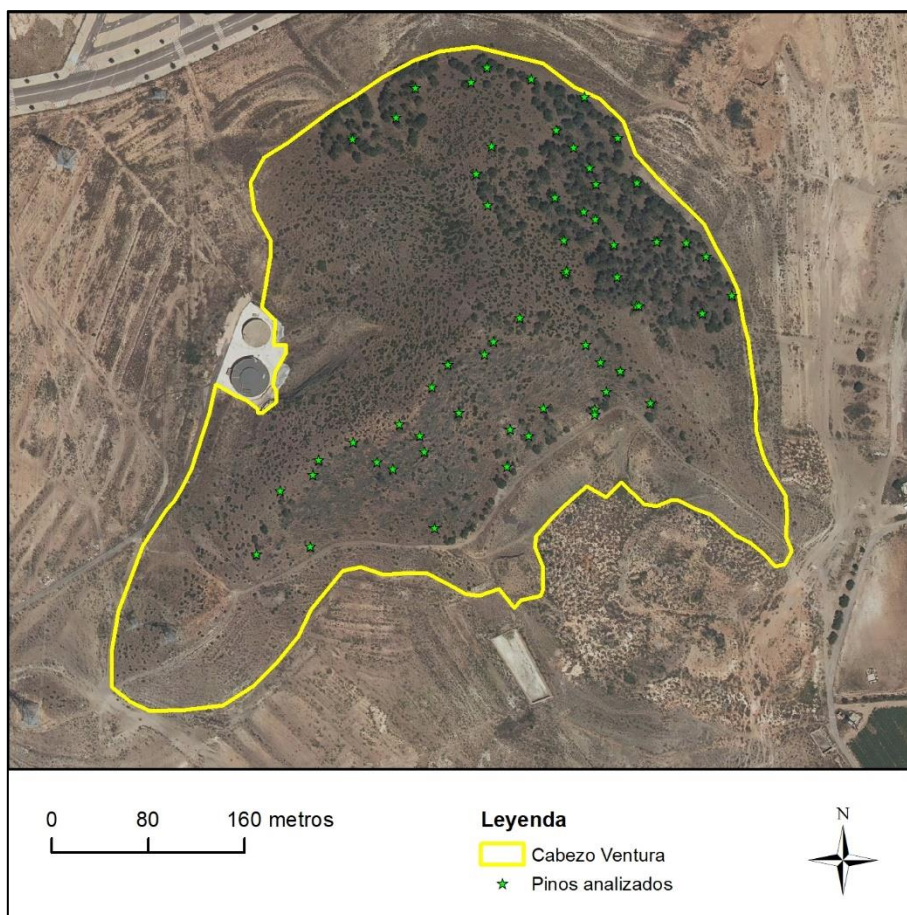
**Figura 2.4-4:** Representación del decaimiento del pinar en la cara S del CV entre diciembre de 2013 y julio de 2018. Fuente: Google Earth Pro (2020).

Para evaluar el estado fitosanitario de los pinos supervivientes se seleccionaron 60 ejemplares: 30 de la ladera S y 30 de la N (**Figura 2.4-5**). Como grupo externo se muestrearon cinco árboles de un rodal natural de regeneración post-incendio de pino carrasco en el Parque Regional de Calblanque, Peña del Águila y Monte de Las Cenizas. Dicho pinar queda a aproximadamente 9.3 km de distancia en línea recta del CV y se quemó en abril de 1998, por lo que estos pinos tenían 21 años cuando se hizo el muestreo entre octubre y diciembre de 2019.

Para cada pino se anotó: coordenadas geográficas, altura, perímetro a la altura del pecho, diámetro de copa, presencia, número y diámetro de galerías de insectos minadores, número de ramillas terminales despigmentadas, necróticas o atacadas por procesionaria y el número de ramillas necróticas en el suelo (**Figura 2.4-6**). También se anotó el número de piñas de cada árbol, como indicador de su vigor reproductivo. El biovolumen de la copa del árbol ( $V_c$ ) se estimó asumiendo la forma de un cono invertido mediante la fórmula (Diéguez et al. 2003):

$$V_c = \frac{\pi \cdot d_c^2 \cdot h_c}{12}$$

en la que  $d_c$  es el diámetro de la copa y  $h_c$  su altura.



**Figura 2.4-5:** Pinos del CV analizados para el estado fitosanitario.

Entre los 30 pinos de cada ladera, se hicieron muestras de hojas en 10 árboles para analítica nutricional. Se muestrearon pinos con distintas condiciones de salud según indicadores externos (densidad de copa, afección por procesionaria, número de piñas y ramillas necróticas) con el objetivo de comparar el estado de salud externo con los datos nutricionales en hoja.

Una vez recogida una muestra compuesta de acículas de ramillas terminales de cada uno de los 25 pinos a analizar (20 del CV y 5 del grupo control), se procedió a trasladar las muestras al laboratorio para determinar la concentración de C, N, P, K, Ca, Fe, Mg, Mn, Na y S. Los detalles de la metodología se aprecian en el **Anexo 1**.

El efecto de la orientación sobre las variables que informaban del estado de salud externo de los pinos se analizó mediante Análisis de la Varianza (ANOVA) o mediante GLM con distribución de error de tipo cuasi-Poisson. Una vez categorizado el estado de salud de los pinos en dos niveles (sanos y débiles), el efecto de los factores orientación en ladera, estado de salud y su interacción sobre las distintas concentraciones de macro-, micronutrientes y ratios nutricionales se realizó mediante ANOVA. Los detalles de la estadística se aprecian en el **Anexo 2**.





**Figura 2.4-6:** Muestreo del pinar de repoblación. Muestreo de hojas para analítica (A). Medición del diámetro de copa (B). Ramas infestadas por procesionaria (C). Medición del perímetro a la altura del pecho (D). Ramillas con amarilleamiento en el suelo (E/F).

## 2.5. Diseño de una restauración ecológica para la adaptación de la vegetación al cambio climático

A partir de los datos de diagnóstico del estado del suelo, de la vegetación natural y del pinar de repoblación, se diseñó un programa de restauración ecológica encaminado a sanear el pinar y

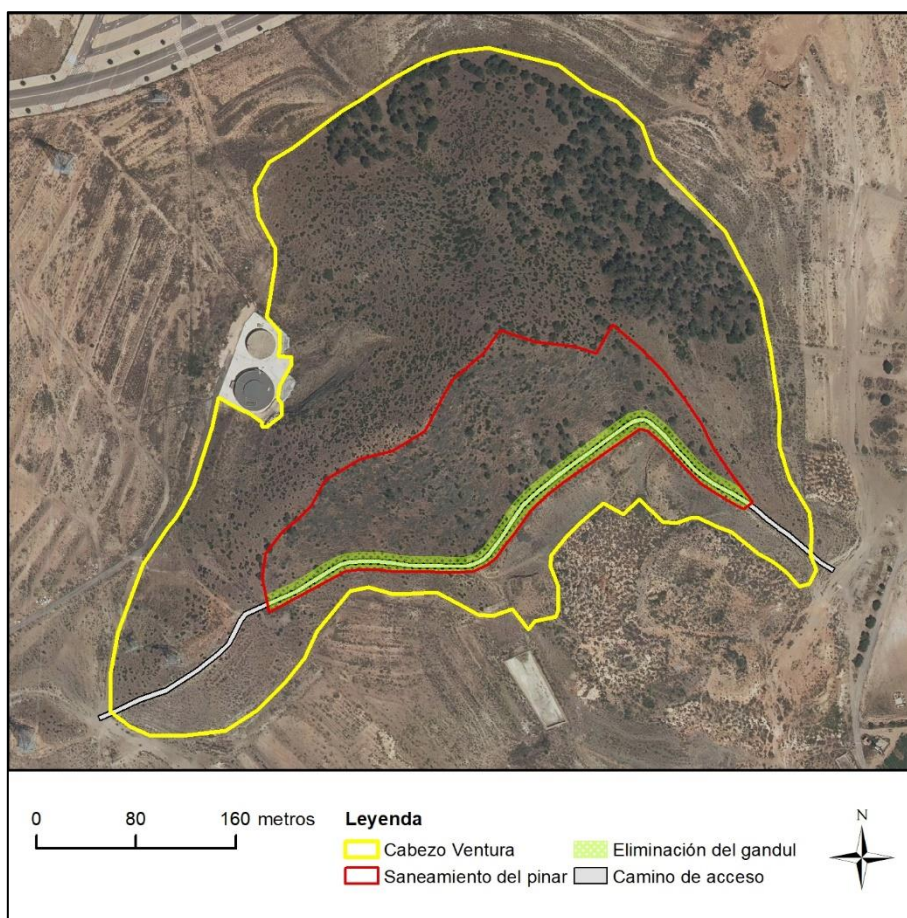


enriquecerlo con especies arbustivas y arbóreas de pequeño porte, termófilas, con una mayor resistencia y resiliencia a la sequía. El programa de restauración incluyó las siguientes tareas:

- Eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca*;
- Saneamiento del pinar de repoblación;
- Selección de especies de plantación;
- Elección del método de plantación, densidades y cuidados post-plantación;
- Diseño de un plan de seguimiento y evaluación del éxito del programa.

### 2.5.1. Eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca*

La eliminación de los ejemplares de *Nicotiana glauca* se centró en los bordes (5 m) de la pista de tierra perimetral que da acceso a la cara S del cabezo, donde la especie se encontraba en mayor densidad. No obstante, puntualmente se eliminaron ejemplares aislados en proceso de colonización a media ladera en toda el área de saneamiento del pinar. Se aplicó el control mecánico mediante tala de cepa con motosierra de cada ejemplar adulto y desarraigo con azadón y rastrillo de los ejemplares jóvenes. Los gandules arrancados se apilaron junto al camino de acceso, para posteriormente ser retirados a vertedero controlado de residuos orgánicos (**Figura 2.5.1-1**). Esta acción se llevó a cabo en octubre de 2019 por dos operarios de la Fundación Sierra Minera.

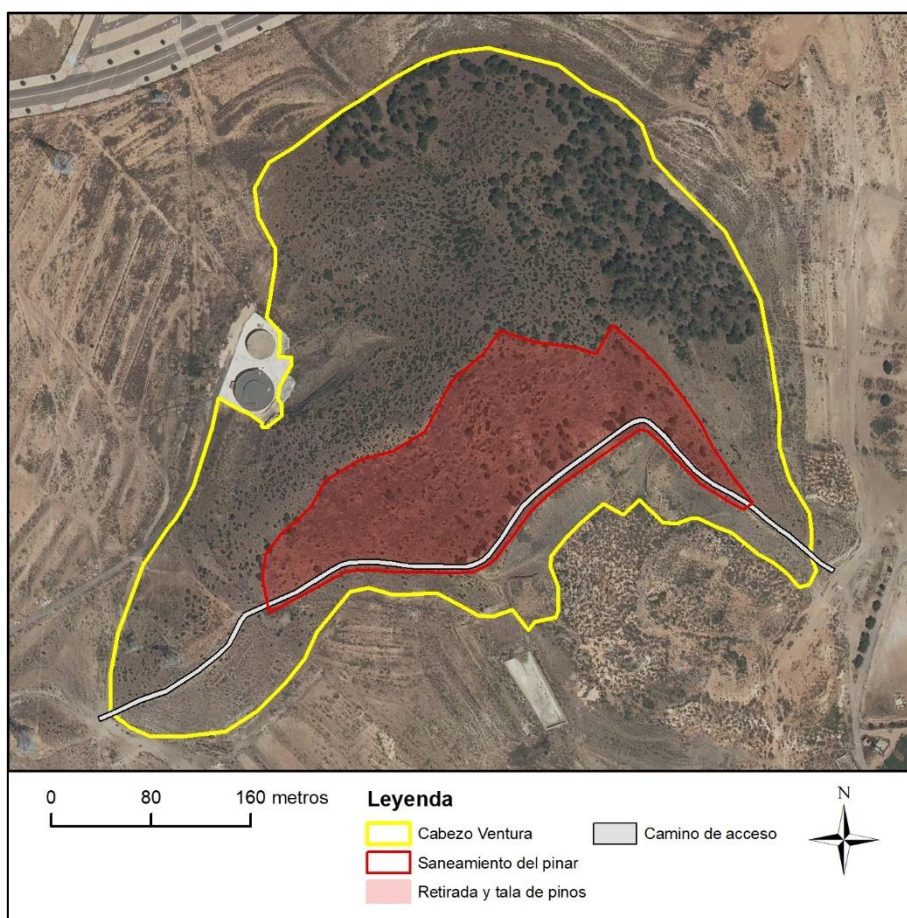


**Figura 2.5.1-1:** Área de eliminación del gandul.

### 2.5.2. Saneamiento del pinar de repoblación

Se realizaron tareas selvícolas de desramado *in situ*, tronzado, saca y retirada de pinos muertos en la ladera sur (**Figura 2.5.2-1**) para reducir el uso de éstos como reservorio futuro de insectos minadores y aclarar el terreno con miras a las siguientes acciones. Los detalles de la metodología de retirada y tala de los pinos se aprecian en el **Anexo 1**.

Dichas actividades se llevaron a cabo entre octubre de 2019 y enero de 2020 por dos operarios de la Fundación Sierra Minera.



**Figura 2.5.2-1:** Zona de retirada y tala de *Pinus halepensis*.

### 2.5.3. Selección de especies de plantación

Para la selección de las especies objetivo de la restauración se escogieron como ecosistemas de referencia aquellos formados por especies arbóreas y arbustivas locales, de distribución iberonorteafricana, termófilas, propias de paisajes preforestales y en su mayoría rebrotadoras, que no hubieran mostrado signos de decaimiento tras la sequía de 2014-2016. A escala regional estos ecosistemas tienen una distribución potencial en solanas termomediterráneas semiáridas de la franja litoral de la Provincia Biogeográfica Murciano-Almeriense y han sido descritos en cuanto a su composición, ecología y distribución por Alcaraz-Ariza et al. (2008a, 2008c, 2008d). El objetivo del

programa de restauración ecológica perseguía principalmente promover el desarrollo de una comunidad vegetal más resistente y resiliente a los efectos del cambio climático.

#### 2.5.4. Elección del método de plantación y cuidados post-plantación

La elección de los métodos de preparación del terreno e implantación de las especies seleccionadas, dentro del contexto de restauración ecológica en ambientes semiáridos, deben basarse en la combinación de tres criterios básicos (Bainbridge 2012; Navarro-Cano et al. 2017): a) adecuación a las condiciones de estrés climático y edáfico, b) mínimo impacto sobre suelo y vegetación natural, y c) mínima relación coste/beneficio a corto, medio y largo plazo. De acuerdo con estos principios, la preparación del terreno se basó en los resultados previos del diagnóstico del estado del suelo, de la vegetación natural en la zona de actuación y de la selección de especies de plantación.

El diagnóstico previo del suelo sirvió para descartar zonas de plantación con suelo muy superficial, roca madre en superficie o zonas de fuerte pendiente. Mediante el diagnóstico de la vegetación natural se descartaron áreas donde ya existiera una alta cobertura del palmitar y la introducción de nuevos plantones llevaría a una densidad excesiva.

Partiendo de estos criterios, en una primera fase se realizó una plantación piloto con las especies seleccionadas mediante ahoyado mecánico y plantación manual durante diciembre de 2019 y enero de 2020. Los plantones fueron protegidos contra herbívoros por diferentes procedimientos, para evaluar su eficacia en el establecimiento, y recibieron un riego de establecimiento y otro de consolidación.

#### 2.5.5. Diseño de un plan de seguimiento y evaluación del éxito del programa

Se propone un plan de seguimiento a corto plazo (5 años) para evaluar el éxito de las actuaciones de restauración ecológica. Simultáneamente, se describe de modo sintético una segunda fase del programa para finales de 2020 y principios de 2021, supeditada a los resultados a corto plazo del plan de seguimiento del éxito de la primera fase.

### 3. Resultados

#### 3.1. Diagnóstico de las condiciones edáficas bajo el pinar en decaimiento

El análisis edáfico del CV indica la presencia de suelos pocos evolucionados, en donde se distingue un horizonte A, relativamente delgado, aunque muy variable en potencia, sobre un horizonte AR de transición hasta la roca madre R formada por traquiandesitas. Los análisis de las propiedades químicas del horizonte A indican valores de COT, macro- y micronutrientes relativamente bajos (**Tabla 3.1-1**). El COT presenta una concentración media del 3.5% en el lado norte y del 2.2% en el sur. Las demás variables excepto el P, Fe, Mn y Na también son ligeramente superiores en la ladera norte. No obstante, se aprecia cierta heterogeneidad espacial en la ladera

sur, con un COT variable de 1.24 a 3.46% según la muestra, o el norte, que alcanza valores entre 0.13 y 0.33%. Igualmente, los carbonatos fueron muy variables, con valores entre 1.92 y 21.99%.

**Tabla 3.1-1:** Concentración de COT, carbonatos, macro- y micronutrientes en el suelo del CV. SD = desviación estándar.

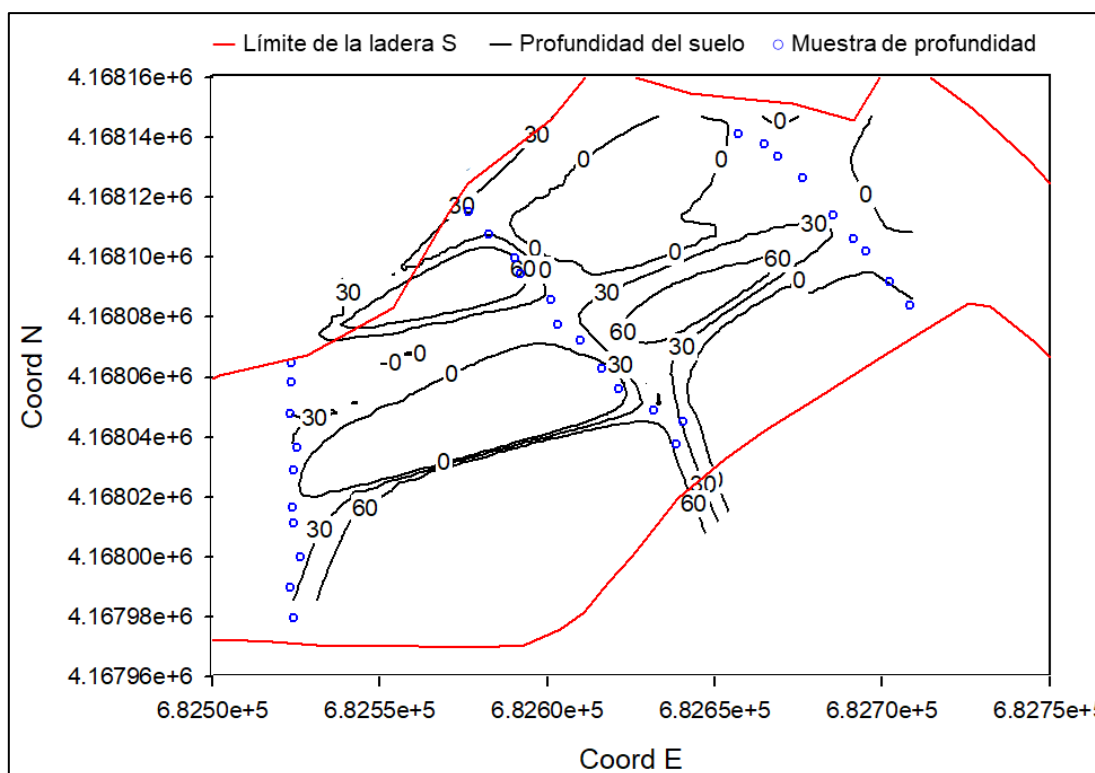
	Ladera S (n = 5)		Ladera N (n = 2)	
	Media	SD	Media	SD
COT (g/100g)	2.2	0.94	3.5	0.01
CaCO <sub>3</sub> (g/100g)	9.34	7.97	18.32	4.23
Ntotal (g/100g)	0.24	0.1	0.39	0.06
P (g/100g)	0.12	0.02	0.09	0.01
K (g/100g)	0.41	0.1	0.5	0
Ca (g/100g)	0.88	0.14	2.8	2.69
Fe (mg/Kg)	34237.52	7274.21	28960.58	2877.52
Mg (g/100g)	0.59	0.07	0.61	0.08
Mn (mg/Kg)	597.4	176.78	566.47	400.11
Na (g/100g)	0.12	0.04	0.09	0.03
S (g/100g)	0.05	0.04	0.08	0.01

También se observó heterogeneidad espacial en la profundidad del horizonte A, con media de 20.69 cm y valores extremos de 6.5 cm y 64.5 cm. Si bien, casi el 65% de los datos presentaron profundidades entre 10 y 30 cm (**Anexo 3**).

Aunque aparentemente se observa una tendencia general a la disminución de la profundidad efectiva del suelo en las partes altas de la ladera, ésta no parece significativa y muestra una gran heterogeneidad. Así, la profundidad del horizonte A no está relacionada con la altitud en el perfil de ladera (Pearson,  $r=-0.14$ ,  $p=0.44$ ), mientras que la altura está positiva- y significativamente correlacionada con la pendiente (Pearson,  $r=0.36$ ,  $p=0.04$ ), con afloramientos rocosos de perfil escarpado hacia la cumbre.

La heterogeneidad de la profundidad del suelo en la ladera S hace muy difícil una zonificación a mesoescala. El intento de estima de las profundidades del suelo en dicha ladera mediante interpolación describe isolíneas de profundidad con amplios sectores de suelo muy superficial (< 20 cm), sobre todo en las zonas alta y baja más oriental de la ladera S y en la zona central más occidental (**Figura 3.1-1**). Si bien, distintas calicatas intermedias indican una heterogeneidad a menor escala, que podría no quedar reflejada en esta figura.





**Figura 3.1-1:** Isolíneas de profundidad del suelo (cm) en la ladera S del CV, estimadas a partir de puntos de muestreo en tres transectos regularmente espaciados de Este a Oeste.

### 3.2. Diagnóstico del efecto del pinar de repoblación sobre la vegetación

La cobertura vegetal incluido el pino repoblado osciló entre 22.2% y 88.9%, con un promedio de 61.8%, viéndose afectada por la orientación de la ladera (**Tabla 3.2-1** y **Anexo 4**), así, fue significativamente superior en la ladera N frente a la S.

Sin embargo, si se analiza la cobertura vegetal el resultado es muy diferente. Ésta estuvo dominada por *Asparagus albus*, *Ballota hirsuta*, *Chamaerops humilis* y *Nicotiana glauca*, con ausencia total de plántulas o jóvenes de pino reclutados espontáneamente. En conjunto, la cobertura vegetal fue significativamente superior en las parcelas sin pinos de repoblación. Además, en las parcelas de orientación N la cobertura vegetal fue significativamente superior en parcelas no repobladas (ANOVA, devianza=349.15,  $p < 0.001$ ), con la práctica ausencia de perennes bajo el dosel de pinos (**Figura 3.2-1**). La cobertura vegetal en parcelas sin pino fue similar en ambas laderas.

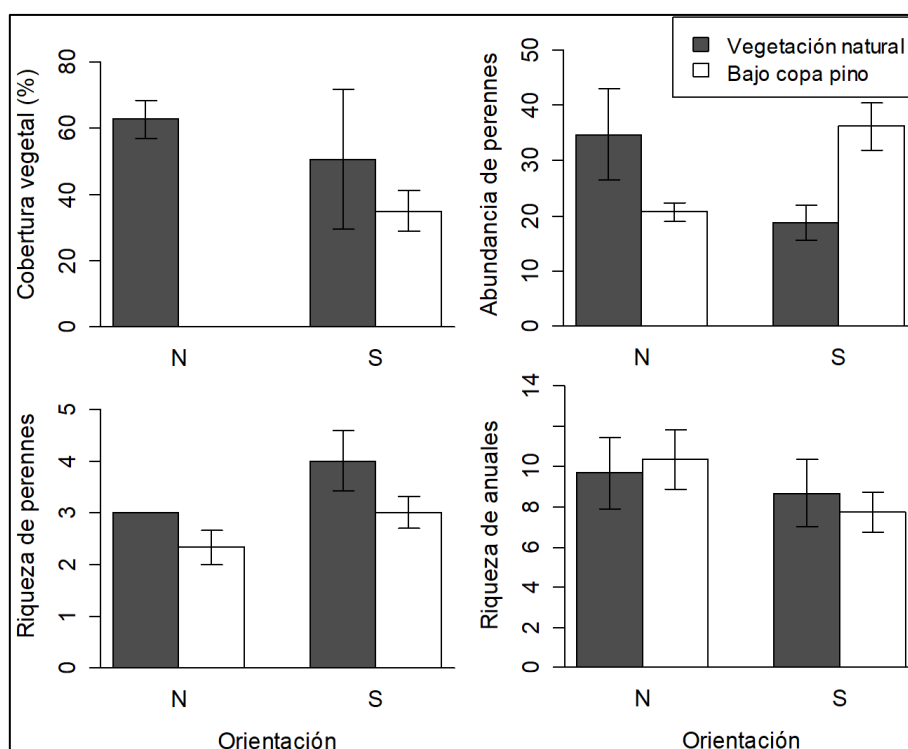
**Tabla 3.2-1:** Análisis de la devianza del efecto de los factores orientación (N vs S), presencia de copa de pino repoblado (Sí vs No) y su interacción (Orientación × Copa de pino) sobre la cobertura con pino, la cobertura vegetal, la abundancia de perennes (excluido el pino), la riqueza de perennes (excluido el pino) y la riqueza de anuales. Se indican la devianza y la probabilidad, con resultados en negrita para valores significativos ( $p < 0.001$ \*\*\*,  $p < 0.01$ \*\* ,  $p < 0.05$ \*).

	Orientación	Copa de pino	Orientación × Copa de pino
Cobertura con pino (%)	<b>62.928**</b>	0.754	3.745
Cobertura vegetal (%)	11.473	<b>196.156***</b>	<b>173.977***</b>

	Orientación	Copa de pino	Orientación × Copa de pino
Abundancia de perennes	1.333	2.347	<b>31.248**</b>
Riqueza de perennes	0.501	<b>0.861*</b>	0.003
Riqueza de anuales	1.686	0.031	0.270

La altura media de la vegetación fue de 2.23 m incluidos los pinos y de 0.79 m sin ellos. La altura media de los pinos vivos fue de 6.56 m. En general la altura media fue significativamente superior en la ladera N debido a la altura de los pinos en las parcelas con presencia de éstos.

Por su parte, la abundancia de las especies perennes encontradas varió entre los 8125 ind/ha de *Ballota hirsuta* y los 25 ind/ha de *Marrubium vulgare*. Se muestrearon 303 plantas adultas y 172 jóvenes en total. Las especies más frecuentes fueron *Asparagus albus* y *Ballota hirsuta*. *C. humilis* estuvo presente en nueve de las 16 parcelas. La densidad de especies perennes en el cabezo se estima en 11875 ind/ha. Destaca la detección de jóvenes o reclutamiento de plántulas en el caso de *Asparagus albus*, *Ballota hirsuta*, *A. horridus* y *Chamaerops humilis*, como especies con abundancias repartidas entre todas las clases de edad, lo que denota poblaciones más dinámicas.



**Figura 3.2-1:** Valores promedio ( $\pm$ SE) de cobertura vegetal, abundancia de perennes, riqueza de perennes y riqueza de anuales. Los valores se indican según los factores orientación (N vs S) y presencia de copa de pino repoblado (Vegetación natural vs Bajo copa pino). SE = error estándar.

La interacción entre los factores orientación y copa de pinos afectó significativamente la abundancia de perennes (**Tabla 3.2-1**). Así, la abundancia en la ladera N fue superior en parcelas no repobladas (**Figura 3.2-1**), aunque con una diferencia marginalmente significativa (ANOVA,

devianza=10.74,  $p=0.065$ ). Por el contrario, en la ladera S la abundancia de perennes fue mayor en parcelas con pinos supervivientes al decaimiento que en parcelas sin supervivientes (ANOVA, devianza=22.852,  $p<0.01$ ).

La riqueza de perennes varió entre las dos y cinco especies por parcela, con una mediana de 3. Tan solo la cubierta de pino tuvo un efecto significativo sobre la riqueza de perennes (**Tabla 3.2-1**), con parcelas más ricas en ausencia de pino. Los valores más bajos de riqueza de perennes se dieron en las parcelas bajo pino en la ladera N, con una mediana de dos especies perennes por parcela.

En cuanto a la riqueza de anuales, ésta varió entre seis y 13 especies por parcela, con una mediana de ocho especies. Los análisis estadísticos no reflejaron un efecto significativo de la orientación ni la cubierta de pino (**Tabla 3.2-1** y **Figura 3.2-1**). Se trata de una comunidad dominada por *Arisarum vulgare*, con *Mercurialis annua*, *Sonchus tenerrimus*, *Lobularia marítima*, *Ajuga iva*, *Convolvulus altaheoides*, entre otras.

Finalmente, el **Anexo 4** presenta la lista de todas las especies registradas en el diagnóstico de la vegetación natural.

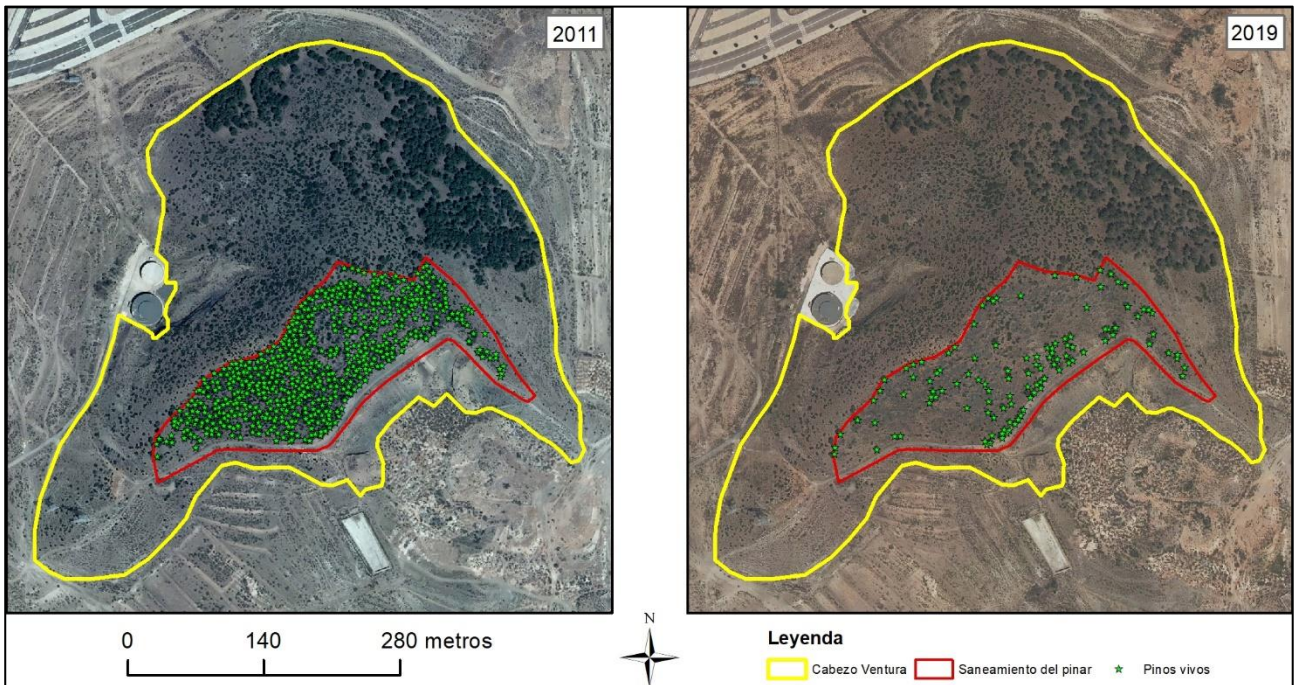
### 3.3. Diagnóstico del estado del pinar de repoblación

El análisis dendrológico de las secciones de pino arroja un número promedio de anillos de crecimiento de 35.1 años y una moda de 35 (**Anexo 5**). Tras añadir cinco años por obtenerse las secciones a 1.4 m de altura del árbol, se estimó una edad aproximada de 40 años cuando se produjo el decaimiento entre 2014 y 2016. Por lo tanto, la repoblación forestal debió producirse entre 1974 y 1976 y los pinos supervivientes tienen actualmente unos 45 años. Se consideran ejemplares coetáneos, dada la coherencia en los datos de anillos de crecimiento y la ausencia de brinzales en los datos del apartado 3.2.

Se ha estimado una densidad media inicial de plantación de  $1963 \pm 405$  pinos/ha (SD), aunque con alta variabilidad a lo largo de la ladera S, con valores mínimos en la zona alta de mayor pendiente (1500 pies/ha), y máximos en la falda (2250 pies/ha), con un perfil más suave. La separación entre pinos dentro de una línea de plantación se ha estimado en  $2.5 \pm 0.7$  m. En la ortofoto de 1981 ya se aprecian grandes calvas en la repoblación en la ladera S. Esto podría indicar una mortalidad temprana debido a la heterogeneidad del suelo indicada en la sección 3.1. De hecho, a partir de los pinos muertos muestreados en las parcelas de vegetación se ha estimado una densidad de pinos previa al decaimiento de 525 pies/ha. Que todos los pinos muertos muestreados exhiban señales de insectos minadores es un fuerte indicador de que este ataque haya contribuido al decaimiento del pinar tras el estrés causado por la sequía.

Los análisis de las ortofotos de 2011 y 2019 arrojan una mortalidad asociada a la sequía del 81.8% de los pinos (**Figura 3.3-1**). Entre los 115 pinos supervivientes parece haber un menor grado de mortalidad en cotas bajas, con pendientes más suaves. Si bien, sería necesario un estudio

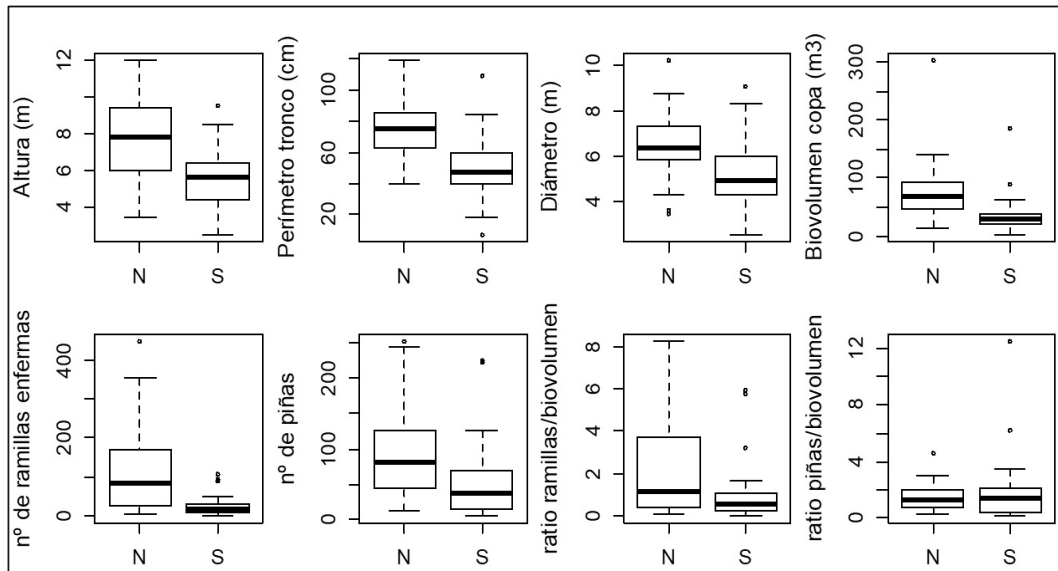
específico para valorar los factores asociados a la supervivencia de estos individuos. Aunque no haya sido explorada en este análisis, también se aprecia una disminución de la densidad del pinar en la cara N, posiblemente asociada a los mismos factores de estrés.



**Figura 3.3-1:** Decaimiento del pinar en la ladera S del CV entre 2011 y 2019.

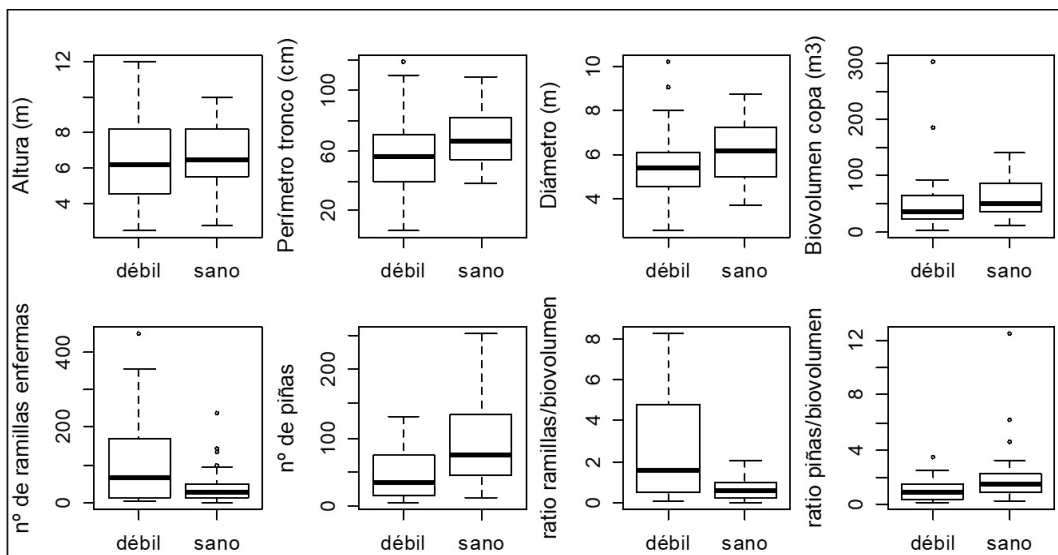
La evaluación del estado de salud externo de los pinos supervivientes reveló que en general los pinos de la ladera N son mayores que los de la S en altura, perímetro de tronco, diámetro y biovolumen de copa (**Figura 3.3-2** y **Anexo 5**). También presentan mayor número de piñas. Sin embargo, este mayor tamaño implica un mayor número de ramillas en mal estado. Al ver cómo afecta la orientación a las ratios ramillas enfermas/biovolumen y piñas/biovolumen, que dan una idea relativa del estado de salud de los pinos, se observa que los árboles de la cara N tienen más ramillas afectadas (ANOVA,  $5.71_{1,58}$ ,  $p = 0.02$ ) y un vigor reproductivo similar a los de la cara S (ANOVA,  $0.03_{1,58}$ ,  $p = 0.875$ ).





**Figura 3.3-2:** Efecto de la orientación (N vs S) sobre indicadores de tamaño, vigor reproductivo y estado de salud (variables externas) de 60 pinos del CV.

A partir de los resultados anteriores se dividieron los pinos en dos niveles según el estado de salud: débiles y sanos. Los pinos considerados débiles tienen más ramillas enfermas con relación a su biovolumen (ANOVA,  $F_{1,58}=19.2$ ,  $p<0.001$ ) y un menor número de piñas (ANOVA,  $F_{1,58}=4.5$ ,  $p<0.05$ ) (**Figura 3.3-3**). El estado de salud externo de los pinos fue utilizado junto con la orientación como factores para analizar su efecto sobre el estado nutricional de las hojas.



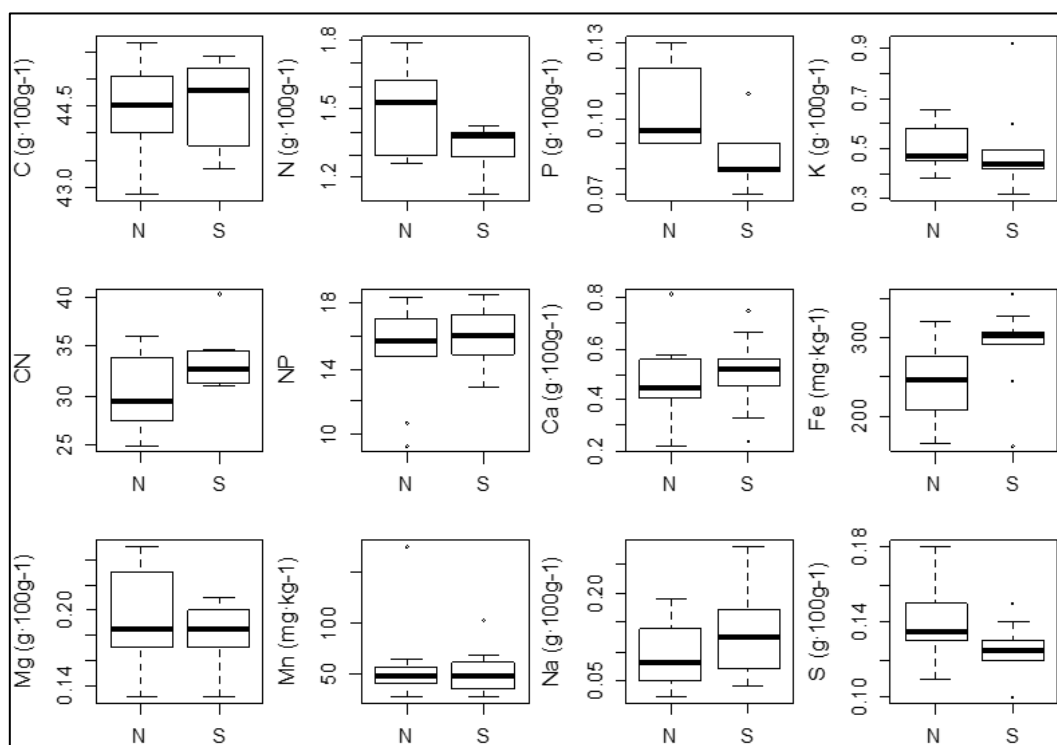
**Figura 3.3-3:** División de los pinos entre débiles y sanos según su estado de salud en función de variables externas.

Los resultados del análisis nutricional en hoja de pinos supervivientes indicaron diferencias significativas en la concentración de N, P y la ratio C/N en función de la orientación de la ladera (**Tabla 3.3-1** y **Anexo 5**). Los pinos en orientación norte presentaron concentraciones significativamente mayores de N y P a los de orientación sur, mientras que la ratio C/N fue muy inferior en la ladera norte (**Figura 3.3-4**). Otros macronutrientes como el S también mostraron una

mayor concentración en la ladera norte (efecto marginalmente significativo), mientras que el Fe se comportó de manera opuesta.

**Tabla 3.3-1:** ANOVA del efecto de los factores orientación (N vs S), estado sanitario (Sano vs Débil) y su interacción sobre macro- y micronutrientes en acículas de *Pinus halepensis*. Cada nivel del factor tuvo una n=10. Se indica en cada factor el valor  $F_{1,16}$  y la probabilidad (\*\* $p < 0.01$ , \* $p < 0.05$ , \* $p < 0.1$ ).

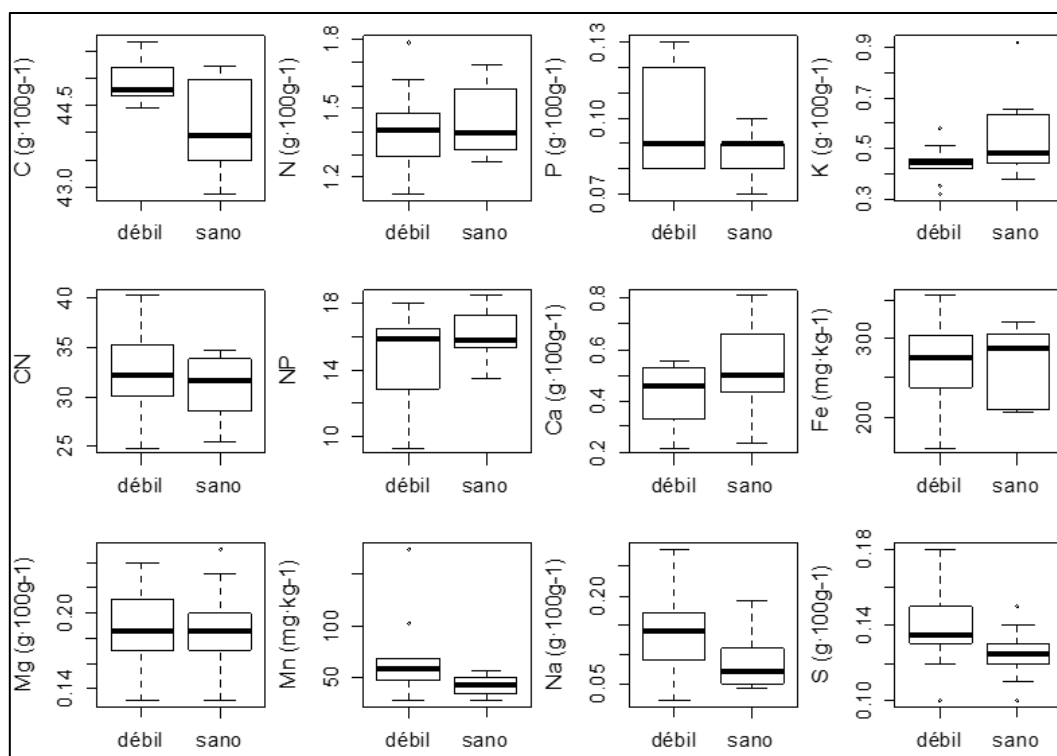
Nutriente	Orientación	Estado	Orientación x Estado
C	0.135	<b>8.526**</b>	0.007
N	<b>5.373**</b>	0.077	0.000
P	<b>10.015***</b>	3.542*	0.494
K	0.345	4.171*	1.968
Ratio C/N	<b>4.599**</b>	0.499	0.000
Ratio N/P	0.555	1.829	0.755
Ca	0.264	1.786	0.328
Fe	3.454*	0.008	0.012
Mg	1.370	0.068	0.423
Mn	0.114	<b>5.389**</b>	0.749
Na	2.450	4.095*	<b>4.736**</b>
S	3.782*	2.840	0.420



**Figura 3.3-4:** Boxplot del efecto de la orientación (N vs S) sobre macro- y micronutrientes en acículas de *Pinus halepensis*. Cada nivel del factor tuvo una n=10.

El estado sanitario externo de los pinos tuvo un efecto significativo en la concentración de C y Mn, y marginalmente significativo sobre P, K y Na (**Tabla 3.3-1**). La concentración de C, Mn, P y Na fueron superiores en pinos débiles, mientras que la de K fue inferior (**Figura 3.3-5**).

Por último, la interacción Orientación × Estado tuvo un efecto significativo sobre el Na, con mayores valores en los pinos débiles de la cara sur.



**Figura 3.3-5:** Boxplot del efecto del estado sanitario (Sano vs Débil) sobre macro- y micronutrientes en acículas de *Pinus halepensis*. Cada nivel del factor tuvo una n=10.

### 3.4. Diseño de una restauración ecológica para la adaptación al cambio climático de la vegetación

#### 3.4.1. Eliminación de la exótica invasora *Nicotiana glauca*

Se eliminaron unos 1400 ejemplares del gandul, desde plántulas de 10 cm hasta adultos de 3.5 m de altura, de una superficie de aproximadamente 5857 m<sup>2</sup> (**Figura 3.4.1-1**), con una densidad de ocupación de 2390 pies/ha. Los restos acumulados fueron retirados por el Ayuntamiento de Cartagena mediante camión contenedor con pluma a un vertedero autorizado.





**Figura 3.4.1-1:** Eliminación del gandul en los bordes del camino de acceso a la cara S del CV. Floración del gandul (A). Marcación del inicio del área de eliminación (B). Desarraigo de ejemplar joven (C). Pila de ejemplares talados (D). Camino limpio tras la eliminación (E). Fotos C y E: Fundación Sierra Minera.

### 3.4.2. Saneamiento del pinar de repoblación

Las tareas de saneamiento consistieron en el apeo y tronzado de 120 pinos muertos todavía en pie y la saca manual previo desramado y tronzado de 240 pinos tumbados de manera natural (**Figura 3.4.2-1**). Los troncos sacados se apilaron a lo largo del camino perimetral y se retiraron de igual forma que los ejemplares de gandul.





**Figura 3.4.2-1:** Saneamiento del pinar en la cara S del CV. Troceo y desrame de troncos (A/B). Troncos troceados en el borde del camino (C/D). Retirada de los troncos con camión (E). Pinar saneado (F). Fotos E y F: Fundación Sierra Minera.

La superficie de actuación para el saneamiento del pinar se reajustó sobre el cálculo inicialmente proyectado (de 36364 a 22560 m<sup>2</sup>), para aumentar las cautelas de protección del patrimonio arqueológico y de la flora de interés de la cara N del cabezo, a petición de la Dirección General del Medio Natural de la Región de Murcia. Se acordó reducirla mediante la creación de una banda de protección de 20 m desde la línea de cumbre hacia la ladera S.

### 3.4.3. Selección de especies de plantación

#### 3.4.3.1. Ecosistemas de referencia

Con base en los trabajos de Alcaraz-Ariza et al. (2008a, 2008c, 2008d), se seleccionaron tres hábitats candidatos a conformar el ecosistema de referencia: 5330 (Matorrales termomediterráneos y pré-estépicos), 5220 (Matorrales arborescentes con *Ziziphus*) y el 9570 (Bosques de *Tetraclinis articulata*). Cada uno de estos hábitats se define en el **Anexo 6**.

Aunque no haya registro histórico de ocurrencia natural de *Tetraclinis articulata* en el CV, el núcleo de distribución principal de la especie se encuentra a apenas 8 km de distancia del cabezo. Además, se trata de una especie y un hábitat extremadamente raros, amenazados y protegidos, por lo que acciones de conservación con vistas a la extensión del hábitat sean de vital importancia (Esteve-Selma et al. 2017b). Asimismo, se trata de una especie que verá su distribución potencial aumentada para el CV según modelos de idoneidad climática considerando el escenario de cambio climático B2 para los años 2020-2050 (IPCC 2014; Esteve-Selma et al. 2012).

#### 3.4.3.2. Selección de especies

Entre las principales especies que conforman estos tres hábitats se seleccionaron aquellas leñosas comunes a por lo menos dos de los tres, o que aparecen al menos en un hábitat y están presentes en el CV (**Anexo 6**). A las 19 especies preseleccionadas se aplicaron otros cinco criterios para elegir las más adecuadas para la primera etapa de plantación (**Anexo 6**). Finalmente, se seleccionaron las nueve especies con al menos un criterio de priorización que no se vieron afectadas por ningún criterio de exclusión: *Chamaerops humilis*, *Maytenus senegalensis*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Periploca angustifolia*, *Pinus halepensis*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus lycioides*, *Tetraclinis articulata* y *Ziziphus lotus*.

La mayoría de las especies seleccionadas, exceptuando *Chamaerops humilis*, están ausentes en el CV, al menos con poblaciones de cierta entidad. Se añadió al *Pinus halepensis* para poder contrastar la idoneidad del hábitat de ésta y el resto de las especies. Finalmente, se añadió a *Tetraclinis articulata* por las razones descritas.

#### 3.4.4. Método de plantación, densidades y cuidados post-plantación

En base al diagnóstico, los criterios de disponibilidad de suelo (mayor potencia y menor pendiente) y vegetación natural (mayor estado de degradación del palmitar) llevaron a seleccionar la mitad inferior de la ladera S como zona de plantación para la primera fase del programa de restauración.

Para elegir de la densidad de plantación de las especies seleccionadas se tuvo en cuenta que todas eran arbustos o pequeños árboles. Se diseñó una densidad de plantación inicial de 1283



plantones/ha para una plantación al tresbolillo con distancia entre plantones de 3 m. Una vez establecida la densidad de plantación se realizó un replanteo de los hoyos.

La baja densidad del palmitar y la pendiente reducida permitieron la utilización del ahoyado mediante retroexcavadora de neumáticos con cazo de 40 cm para la plantación. Se abrieron hoyos de 40x40x40 cm aproximadamente. La densidad inicial se vio reducida en campo debido a la presencia de afloramientos rocosos a menos de 10 cm de profundidad y de ejemplares de palmito, lo que redujo los microsítios de ahoyado en un 34% aproximadamente. Tras el ahoyado mecánico los hoyos se prepararon manualmente con azada para su acolchado y eliminación de cantos rocosos (**Figura 3.4.4-1**).



**Figura 3.4.4-1:** Replanteo de los sitios de ahoyado en la cara sur del CV (A). Ahoyado con retroexcavadora (A/C). Suelo superficial con exceso de roca (D). Preparación manual de hoyos tras el ahoyado mecánico (E). Fotos: propias y Fundación Sierra Minera.

En total se prepararon 840 hoyos para la primera fase de plantación para un polígono de 9878 m<sup>2</sup> que incluía dos sectores a ambos lados de la pista forestal. El número de plantones por especie se aprecia en la **Tabla 3.4.4-1**. Los plantones utilizados provinieron de Viveros Muzalé (Abanilla, Región de Murcia), a partir de fuentes semilleras locales. Los plantones se adquirieron con una savia en alveolo forestal de 200 cm<sup>3</sup> tres semanas antes de la plantación en enero de 2020, siendo conservados hasta la fecha de plantación en el vivero de Huerto Pío de la Fundación Sierra Minera.

La plantación se hizo de modo manual (**Figura 3.4.4-2**). Una vez establecidos los plantones, fueron protegidos de la depredación por conejo mediante dos procedimientos: a) malla antiherbívoros tubular envolvente de plástico (60 cm de altura, 30 cm de diámetro y 1 cm entre hilos), fijada mediante tutores de bambú; b) cubierta nodriza a partir del ramaje de pino dejado *in situ* durante el saneamiento del pinar.

Estas cubiertas se realizaron manualmente mediante el trenzado de ramas de menos de 4 cm de diámetro formando una corona protectora en torno al plantón de 60-80 cm de diámetro y 60-80 cm de altura. Un número reducido de plantones (45) se dejó sin protección para evaluar la eficacia del método.

**Tabla 3.4.4-1:** Número de plantones por especie y tipo de protección utilizado en la primera fase de plantación.

Especie	N plantones	Malla antiherbívoros	Cubierta nodriza	Sin protección
<i>Tetraclinis articulata</i>	150	130	15	5
<i>Chamaerops humilis</i>	110	90	15	5
<i>Pistacia lentiscus</i>	100	80	15	5
<i>Rhamnus lycioides</i>	100	80	15	5
<i>Olea europea sylvestris</i>	100	80	15	5
<i>Periploca angustifolia</i>	100	80	15	5
<i>Maytenus senegalensis</i>	100	80	15	5
<i>Ziziphus lotus</i>	50	30	15	5
<i>Pinus halepensis</i>	30	10	15	5
Total	840	660	135	45

Los plantones recibieron dos riegos (de establecimiento, en enero de 2020, y de consolidación, en mayo de 2020) mediante cuba con motobomba y manguera extensible, con aporte de unos 8 litros por planta.





**Figura 3.4.4-2:** Tareas de plantación manual en el CV en enero de 2020 (A/B). Protección de plantón con malla antiherbívoros (C). Cubiertas nodriza (D y E). Plantón sin protección (F).

### 3.4.5. Diseño de un plan de seguimiento y evaluación del éxito del programa

Se propone un plan de seguimiento a corto plazo (5 años), según el cronograma del **Anexo 7**, para evaluar el éxito de las actuaciones de restauración ecológica, siguiendo las recomendaciones de la *Society for Ecological Restoration* (Gann et al. 2019) y Navarro-Cano et al. (2017). Se persigue evaluar, anualmente, el establecimiento y el estado fisiológico de la vegetación implantada mediante el análisis de las siguientes variables: I) supervivencia de los plantones; II) crecimiento (altura, diámetro de copa y perímetro de tronco en la base) y; III) estado nutricional de los plantones (concentración de N, P y K, Ca, Fe, Mg, Mn, S, Na, ratio C:N y N:P), así como la cobertura y la riqueza vegetal. Dicho muestreo se ejecutará con la misma metodología descrita en los apartados correspondientes de esta memoria. También se propone el seguimiento del pinar de repoblación en su totalidad para evaluar las cifras de decaimiento. La primera evaluación del éxito de la primera fase se prevé para el otoño de 2020.

Simultáneamente, se prevé una segunda fase de actuación del proyecto para finales de 2020 y principios de 2021, para la cual se plantea, según los resultados que se obtengan del primer seguimiento: a) reposición de marras si el establecimiento es inferior al 80%; y b) introducción de nuevas especies arbustivas y de caméfitos, gramíneas y herbáceas, en microhábitats específicos, nativas de solanas termomediterráneas semiáridas de la franja litoral de la Provincia Biogeográfica



Murciano-Almeriense. En la segunda fase también se objetiva concluir el saneamiento del pinar en el área permitida y eliminar nuevos ejemplares de gándul establecidos en el área de plantación.

Esta segunda fase incluirá un apartado de divulgación acerca de la justificación y objetivos del programa de restauración. Así, se plantea la creación y señalización de un itinerario ambiental que recorra los distintos ambientes del CV. El itinerario contará con: I) un panel interpretativo acerca de sus valores ambientales y; II) colocación de hitos asociados a un texto descargable en móvil con información detallada sobre la historia, etnología, geología, flora y fauna del cabezo, así como las actuaciones llevadas a cabo en el marco de este proyecto.

Los resultados del seguimiento definirán los niveles de éxito o fracaso de las acciones de restauración ecológica implantadas a corto plazo. En caso de resultados desfavorables, se evaluarán las posibles causas y se plantearán alternativas en función de un esquema de toma de decisiones (**Anexo 8**).

Las actividades de la segunda fase y del plan de seguimiento estarán condicionadas a la disponibilidad de financiación o ayudas para la investigación ambiental.

Finalmente, se menciona que la prensa regional (La Verdad) publicó un artículo sobre las actividades desarrolladas en el CV (**Anexo 9**).

#### **4. Discusión**

Se estudió el suelo, la vegetación natural y el pinar de repoblación del CV con el objetivo de hacer un diagnóstico del decaimiento del pinar y proponer actuaciones de restauración ecológica para promover la adaptación al cambio climático de su vegetación.

La profundidad del suelo del CV es en general reducida y aparece en parches muy heterogéneos. Por ello se señala la necesidad de realizar actuaciones puntuales, con una correcta elección de microsítios de plantación.

La ladera sur del CV presenta un suelo con valores de COT, macro- y micronutrientes relativamente bajos cuando son comparados a otros estudios similares (Chaparro 1994; Maestre y Cortina 2004b). En términos generales, no parece que la repoblación haya mejorado las propiedades del suelo, en consonancia con otros trabajos en ambientes semiáridos, que reportan menores concentraciones de materia orgánica, nitrógeno total, ratio C/N, P y K disponibles en la capa superficial (0-15 cm) del suelo en plantaciones de *Pinus halepensis* (Chaparro 1994; Castillo et al. 2002; Caravaca et al. 2002; Maestre y Cortina 2004b), así como reducción en la humedad disponible (Bellot et al. 2004). Por el contrario, suelos bajo vegetación arbustiva termófila nativa del mediterráneo presentan mayor fertilidad química y física y actividad y biomasa microbiana cuando son comparados con suelos bajo pinares de repoblación con *Pinus halepensis* (Goberna et al. 2007). El empeoramiento de las condiciones edáficas puede originarse por perturbaciones abruptas, tales como sequía y ataque de plagas (Stursova et al. 2014; Pold et al. 2015), y exacerbar las consecuencias negativas de dichas perturbaciones sobre la vegetación, conduciendo a tasas más

elevadas de decaimiento (Doerr et al. 2000; Pinto y Peñuelas 2007; Hallett et al. 2011). La condición edáfica bajo el pinar de repoblación puede haberse visto afectada por estos procesos, tal y como queda reflejado en los análisis de COT, carbonatos, macro y micronutrientes.

En condiciones semiáridas, el establecimiento y el crecimiento del pino carrasco están fuertemente relacionados con la profundidad del suelo enraizable y el agua disponible (Olarieta et al. 2000), pero también responden a muchas otras variables. Las evidencias indican una repoblación poco mecanizada, sin aterrazamiento y densidad media elevada en el CV. Estos factores, combinados al suelo mayoritariamente delgado, pueden haber generado un estrés competitivo entre los pinos, reduciendo su probabilidad de supervivencia frente a eventos de estrés. Esta baja supervivencia queda reflejada en el decaimiento del 81.8% de los ejemplares de la cara sur del cabezo tras la sequía de 2014-2016, cifra semejante a la observada por Maestre y Cortina (2004b), pero mucho mayor que la modelizada (40-45%) por Esteve-Selma et al. (2017a) y observada por otros autores en condiciones semejantes (Alloza 2003; Castillo et al. 2002).

Ya se han observado decaimientos de masas de *Pinus halepensis* inducidos por sequía junto con ataques de coleópteros minadores en la Península Ibérica (Martínez-Vilalta y Piñol 2002; Hódar et al. 2003; Lieutier et al. 2004; García-de-La-Serrana et al. 2015). Dicho ataque tiene un papel relevante en la mortalidad de los bosques en un contexto de cambio climático (Anderegg et al. 2015), siendo los árboles pequeños y debilitados los más afectados (Jaime et al. 2019). Además, según los modelos de Esteve-Selma et al. (2017a) para *Pinus halepensis*, la especie verá desaparecer su hábitat idóneo en el CV en un escenario de cambio climático B1 (IPCC 2014) para los años 2040-2070. Todos los pinos muertos y tumbados muestreados en el cabezo presentaron galerías de insectos minadores, lo que indica una probable infestación tras la sequía y consecuente contribución al decaimiento del pinar.

Los pinos supervivientes presentan un tamaño inferior al esperado para la edad (45 años) y las condiciones climáticas del CV (Maestre y Cortina 2004b; Montero et al. 2002), probablemente como resultado de la estación y ausencia de preparación del terreno, cuidados post-plantación y tratamientos selvícolas. La gran mayoría de los pinos vivos presentaron señales de infestación por procesionaria. La defoliación causada por esta plaga puede reducir el crecimiento y los parámetros reproductivos del árbol, o bien llegar a matarlo (Hódar et al. 2003). Dichos efectos probablemente contribuyeron al decaimiento del pinar y quedaron reflejados en su estado nutricional.

Sequías severas producen una gran variedad de alteraciones fisiológicas en las plantas (Mattson y Haack 1987; Schulze 1991; Welburn et al. 1996, Turtola et al. 2003; Alexou 2013). Inclán et al. (2005) observaron que pinos carrascos estresados por sequía presentan mayores concentraciones de N, P, Mg y menores concentraciones de C, ratio C/N y Ca, además de disminución de las tasas de intercambio de gases, crecimiento y biomasa aérea.

Los resultados observados muestran un estrés generalizado en todo el pinar, aunque se necesitarían más datos fisiológicos para corroborarlo. Los pinos control no se utilizaron para el

análisis porque resultaron contaminados por residuos mineros transportados por el viento desde la Sierra Minera de Cartagena-La Unión.

La vegetación potencial de la zona se vio afectada por la repoblación con *Pinus halepensis*. Muchos estudios reportan la influencia negativa ejercida por repoblaciones de pino carrasco en la vegetación autóctona bajo su copa en el SE Ibérico, como reducción de germinación, aptitud y establecimiento de plántulas (Navarro-Cano et al. 2009; Navarro-Cano et al. 2010), reducción de cobertura y cambios de dominancia – reducción en abundancia de fanerófitos y caméfitos frente a un aumento de terófitos (Chaparro 1994; Chaparro y Esteve 1996), disminución de riqueza (Chirino et al. 2001), aumento de la cobertura de herbáceas (Bautista y Vallejo 2002), etc. Según estos estudios, esta influencia se produce principalmente como consecuencia de la interceptación de agua y luz por la copa del pino, la reducción de la disponibilidad hídrica y el efecto alelopático y mecánico de las acículas del pino en el suelo.

El gandul es una especie nitrófila y termófila naturalizada en territorio español y considerada una exótica invasora muy peligrosa para el medio ambiente (Álvarez et al. 2016), capaz de reproducirse y colonizar nuevos ambientes velozmente (Sanz et al. 2004). Por ello, es capaz de competir exitosamente y desplazar a la flora autóctona (Florentine y Westbrooke 2005). En Murcia se distribuye ampliamente por la cuenca hidrográfica del río Segura y aparece profusamente en banales abandonados de antiguos cultivos y solares usados para verter escombros, con tendencia a expandirse gracias al cambio climático (Miras et al. 2019). El CV está inserto en un contexto paisajístico dominado por campos de cultivo abandonados con plena expansión del gandul, por lo que se hace necesaria su eliminación.

Entre las medidas preventivas y curativas de masas afectadas por coleópteros minadores para evitar la propagación de esta plaga forestal, se recomienda la eliminación de los árboles infestados (Montoya y Chacón 2000). Considerando que todos los pinos muertos y tumbados muestreados en el CV presentaron señales de estos insectos, se hizo necesaria la eliminación de los troncos de elevado grosor.

Para la primera fase del programa de restauración ecológica del CV se seleccionó la mitad inferior de la ladera sur como zona de plantación en función de la disponibilidad (potencia) del suelo y baja densidad del palmitar. Suelos superficiales pueden ser un factor limitante para el desarrollo radicular y consecuente establecimiento de los plantones (Padilla y Pugnaire 2007; Oliet et al. 2012), o bien un factor agravante en eventos extremos de sequía (Cielsa y Donaubauer 1994). Volver a plantar en zonas con suelos superficiales podría llevar a una baja supervivencia a medio y largo plazo, como se observó con el pinar de repoblación.

La protección de los plantones en el CV se hizo necesaria en función de la elevada densidad de conejos observada en la zona. La utilización de protectores antiherbívoros, técnica bastante extendida en restauración ecológica, aumenta la probabilidad de supervivencia y la tasa de crecimiento de los plantones (Bellot et al. 2002, Piñero et al. 2013). Entre distintas estrategias de



eficacia comprobada, están aquellas que utilizan materiales naturales del entorno, como ramaje de podas (Navarro-Cano et al. 2019), que también funcionan como puntos de nucleación vegetal. Se testó la efectividad de distintos tipos de protección (malla tubular y ramas de bajo grosor de los pinos) para evaluar su eficacia sobre el estrés hidrotérmico de los plantones y el reclutamiento de nuevas especies.

*Tomicus destruens* es el escolítido dominante en España, ocurre principalmente en áreas de baja altitud y clima cálido (Gallego et al. 2004) y ataca sobre todo árboles debilitados de especies de pinos mediterráneos, entre ellas *P. halepensis* (Vásquez et al. 2002). Según estos autores, la biología de la especie justifica la no retirada de las ramas de pinos muertos con diámetro inferior a 4 cm para usarlas como cubiertas protectoras. La ventaja de este tipo de cubiertas es no tener que retirarlas una vez establecida la planta. Las mallas que no se retiran pueden suponer un daño para las plantas al producir deficiencias en las ramas del plantón, por estrangulamiento o por reviramiento (Scianna y Logar 2004).

La mayoría de las especies seleccionadas para la primera fase de restauración del CV no se encuentran allí, o bien solo de manera testimonial. Sin embargo, dichas especies son frecuentes en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Alcaraz-Ariza et al. 2008a, 2008c, 2008d). Este aislamiento está probablemente relacionado a la gradual desaparición de dichas especies por efecto de los distintos usos recientes del cabezo y su entorno (Cutillas-Victoria 2018). Igualmente, la invasión del gándul puede ser un factor de competencia para la colonización natural (Florentine y Westbrook 2005). La vegetación natural actual está formada por un palmitar arbustivo de *Chamaerops humilis*, acompañado de *Asparagus albus* y *Ballota hirsuta*. Ésta última especie es especialmente abundante en la ladera sur, en donde es frecuente el pastoreo de ovejas. Efectivamente, se trata de una especie nitrófila típica de ambientes alterados (Alcaraz-Ariza 2008b). Debido al aislamiento del CV de entornos conservados que pudieran funcionar como fuentes semillero, la colonización de la zona por especies autóctonas típicas de su hábitat potencial se ve limitada y depende de proyectos de restauración ecológica.

La introducción de *Tetraclinis articulata* en el CV se hace desde una perspectiva conservacionista y considerando su potencial distribución para el escenario B2 entre 2020 y 2050 (IPCC 2014; Esteve-Selma et al. 2012). Se trata de una especie amenazada y protegida a nivel europeo, nacional y regional (Europa 1992; España 2011; Región de Murcia 2003) y actualmente restringida a cerca de 600 ha en la Sierra de Cartagena. Su conservación se tornó aún más imprescindible después del incendio de 2011 que afectó casi al 65% de su superficie de distribución en el ámbito de la Red Natura 2000. En este sentido, proyectos que la introduzcan en hábitats potenciales disponibles son de extrema relevancia para su conservación (Esteve-Selma et al. 2012).

Teniendo en cuenta que los eventos de sequía asociados al cambio climático serán cada vez más frecuentes en el contexto regional, se hace necesaria la adaptación de la vegetación del cabezo al cambio climático a través de acciones de restauración ecológica. Aunque el pino carrasco sea

conocido tradicionalmente por su alta tolerancia a la sequía, esta distinción se ha basado generalmente en su comparación con otras especies de interés forestal. Las condiciones actuales de al menos la cara sur del CV indican una clara desubicación del hábitat potencial para esta especie. Si a ello unimos el buen estado de conservación del palmitar en la ladera N, parece razonable recomendar el uso de otras especies locales mejor adaptadas a la sequía para la restauración ecológica del cabezo.

## 5. Conclusiones

La sequía registrada entre 2014 y 2016 en la Región de Murcia provocó el decaimiento del 81.8% del pinar de *Pinus halepensis* en la ladera sur del CV. Ya debilitado, dicho pinar sufrió un ataque de coleópteros minadores que pudo suponer un estrés añadido a los pinos, contribuyendo a la muerte de la mayoría de los árboles en dicha ladera.

El suelo del CV presenta gran heterogeneidad en profundidad y composición, pero predominan suelos delgados, poco evolucionados y con baja fertilidad. Tras más de 40 años de la repoblación, la vegetación natural se vio afectada por el pinar, con menores valores de cobertura vegetal, altura, abundancia y riqueza de especies perennes en las parcelas bajo influencia de copas de pinos.

El cambio climático en el SE Ibérico producirá sequías y olas de calor cada vez más intensas y frecuentes, condiciones a las cuales el *Pinus halepensis* no parece estar suficientemente adaptado. Teniendo en cuenta estas previsiones, se hace necesario adaptar la vegetación del CV, enriqueciéndola con especies más resistentes y resilientes a la sequía.

Se diseñó un programa de restauración ecológica de la ladera S del CV para la adaptación de su vegetación al cambio climático. Se implantó la primera fase mediante eliminación de especie invasora, saneamiento del pinar e introducción de especies arbustivas locales con rasgos de respuesta al estrés (termofilia y capacidad de rebrote). Se plantea una segunda fase en base a un seguimiento a corto plazo para evaluar el éxito de las acciones y corregir trayectorias si fuera necesario.

## 6. Bibliografía

- Abenza, G.R., Cruz, P.J.E., Peregrín, B.L.M. 2014. *Atlas Climático de la Región de Murcia*. Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Alcaraz-Ariza, F., Barreña, J.A., Clemente, M., González-Garnés, J.A., López-Bernal, J., Rivera, D., Ríos, S. 2008a. *Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia. Tomo 1: Hábitats y sistemas de hábitats*. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia, España.

- Alcaraz-Ariza, F., Barreña, J. A., Clemente, M., González-Garnés, J.A., López-Bernal, J., Rivera, D., Ríos, S. 2008b. *Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia. Tomo 2: Grupo 1. Hábitats costeros y vegetaciones halófitas*. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia, España.
- Alcaraz-Ariza, F., Barreña, J. A., Clemente, M., González-Garnés, J.A., López-Bernal, J., Rivera, D., Ríos, S. 2008c. *Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia. Tomo 4: Grupo 5. Matorrales esclerófilos*. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia, España.
- Alcaraz-Ariza, F., Barreña, J.A., Clemente, M., González-Garnés, J.A., López-Bernal, J., Rivera, D., Ríos, S. 2008d. *Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia. Tomo 7: Grupo 9. Bosques*. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia, España.
- Alexou, M. 2013. Development-specific responses to drought stress in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) seedlings. *Tree Physiology* 33: 1030-1042.
- Álvarez, I., Bañares, A., Díaz, M., Tella-Escobedo, J.L., Ramos-Sánchez, M.A. 2016. Dictamen del Comité Científico de Flora y Fauna Silvestres (Consulta CC16/2016). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6(8): 129.
- Alloza, J.A. 2003. *Análisis de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. Desarrollo de criterios y procedimientos de evaluación*. Tesis de Doctorado, Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Anderegg, W.R.L., Hicke, J.A., Fisher, R.A., Allen, C.D., Aukema, J., Bentz, B.J. et al. 2015. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist* 208: 674-683.
- Andivia, E., Ruiz-Benito, P., Díaz-Martínez, P., Carro-Martínez, N., Zavala, M.A., Madrigal-González, J. 2020. Inter-specific tolerance to recurrent droughts of pine species revealed in saplings rather than adult trees. *Forest Ecology and Management* 459: 117848.
- Bainbridge, D.A. 2012. *A Guide for Desert and Dryland Restoration: New Hope for Arid Lands*. Island press, Whashington, Estados Unidos de América.



- Baldrian, P. 2017. Forest microbiome: diversity, complexity and dynamics. *FEMS Microbiology Reviews* 41(2): 109-130.
- Bautista, S., Vallejo, R. 2002. Spatial variation of post-fire plant recovery in Aleppo pine forests. In: Trabaud, L., Prodon, R. (eds.), *Fire and Biological Processes*, pp. 13-24. Backhuys Publishers, Leiden, Países Bajos.
- Bellot, J., Ortíz-de-Urbina, J.M., Bonet, A., Sánchez, J.R. 2002. The effects of treeshelters on the growth of *Quercus coccifera* L. seedlings in a semiarid environment. *Forestry* 75: 89-106.
- Bellot, J., Maestre, F.T., Chirino, E., Hernández, N., Ortiz-de-Urbina, J.M. 2004. Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area. *Acta Oecologica* 25: 7-15.
- Cabello, J., Morata, D., Otto, R., Fernández-Palacios, J.M. 2009. 5330 Matorrales termomediterráneos, matorrales suculentos canarios (macaronésicos) dominados por Euphorbias endémicas y nativas y tomillares semiáridos dominados por plumbagináceas y quenopodiáceas endémicas y nativas. En: VV.AA. (ed.), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, 170 pp. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, España.
- Caravaca, F., Garcí, C., Hernández, M.T., Roldán, A. 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology* 19: 199-208.
- Castillo, V. 1997. La repoblación forestal como método de lucha contra la desertificación. En: Ruiz, J.M.G, García, P.L.L. (eds), *Acción humana y desertificación en ambientes mediterráneos*, pp. 277-290. Consejo Superior de Investigaciones Científicas e Instituto Pirenaico de Ecología, Zaragoza, España.
- Castillo, V., González-Barberá, G., Mosch, W., Navarro-Cano, J.A., Conesa, C., López-Bermúdez, F. 2002. Seguimiento y evaluación de los trabajos de restauración hidrológico-forestal, III. En: López Bermudez (ed.), *Seguimiento y evaluación de los efectos sobre el medio natural de la sequía y los procesos erosivos en la Región de Murcia*, pp. 166-233. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, España.
- Cielsa, W.M., Donaubauer, E. 1994. *Dieback and decline of trees and forests – a global overview*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Italia.
- Comisión Europea 2013. Estrategia de Adaptación al Cambio Climático de la UE. *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones*, COM (2013) 216 final, de 16 de abril de 2013, 13 páginas.

- Conesa-García, C. 1990. *El Campo de Cartagena: clima e hidrología de un medio semiárido*. Ayuntamiento de Murcia, Murcia, España.
- Cortina, J., Bellot, F., Vilagrosa, A., Caturla, R.N., Maestre, F.T., Rubio, E. et al. 2004. Restauración en semiárido. En: Vallejo, V.R., Allza, J.A. (eds.), *Avances en el Estudio de la Gestión del Monte Mediterráneo*, pp. 345-406. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Paterna, España.
- Cortina, J., Amat, B., Castillo, V., Fuentes, D., Maestre, F.T., Padilla, F.M., Rojo, L. 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* 75(12): 1377-1384.
- Cutillas-Victoria, B. 2018. En busca de los pobladores de la Primera Edad del Hierro en el Campo de Cartagena: resultados preliminares en torno a la ocupación del Cabezo Ventura (Sureste ibérico). *Lucentum* 37: 75-91.
- Chaparro, J., 1994. *Consecuencias ambientales de repoblaciones forestales mediante aterrazamientos en ambientes semiáridos*. Tesis de Maestría, Universidad de Murcia, España.
- Chaparro, J., Esteve, M.A. 1996. Criterios para restaurar la vegetación en ambientes mediterráneos semiáridos. *Quercus* 121: 14-17.
- Chirino, E., Sánchez, J.R., Bonet, A., Bellot, J. 2001. Effects of afforestation and vegetation dynamics on soil erosion in a semiarid environment (SE Spain). En: Villacampa, Y., Brebbia, C.A., Usó, J.L. (eds.), *Ecosystems and Sustainable Development III*, pp. 239-248. WIT Press, Southampton, Reino Unido.
- Delgado-Iniesta, M.J., Ortiz-Silla, R., Fernández-Tapia, M.T. 2001. Caracterización y génesis de Phaezoems desarrollados a partir de rocas volcánicas en ambiente mediterráneo semiárido. *Edafología* 8: 1-8.
- Diéguez, U., Barrio, M., Castedo, F., Ruiz, A.D., Alvarez, M.F., Alvarez, J.G., Rojo, A. 2003. *Dendrometría*. Mundi-prensa, Madrid, España.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Review* 51: 33-65.
- Egan, D., Hjerpe, E.E., Abrams, J. 2011. Why People Matter in Ecological Restoration. En: Egan, D., Hjerpe, E.E., Abrams, J. (eds.), *Human dimensions of ecological restoration*, pp. 1-19. Society for Ecological Restoration. Island Press, Washington, Estados Unidos de América.
- España 2002. *Estrategia Forestal Española*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.

- España 2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 46 de 23 de febrero de 2011, páginas 20912 a 20951.
- España 2013. Real Decreto 360/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 185 de 3 de agosto de 2013, páginas 56764 a 56786.
- ESRI 2016. ArcGIS 10.5. New York: ESRI. [usado abril de 2020]. Disponible en: <https://www.esri.com/en-us/home>.
- Esteve-Selma, M.A. 2009. 9570: Bosques de *Tetraclinis articulata*, 68 pp. En: VV.AA (ed.), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, España.
- Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernández, I., Montávez, J.P., Lopez, J.J., Calvo, J.F., Robledano, F. 2010. Effects of climatic change on the distribution and conservation of Mediterranean forests: the case of *Tetraclinis articulata* in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation* 19: 3809-3825.
- Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernández-García, I., Montavéz, J.P., López-Hernández, J.J., Calvo, J.F. 2012. Potential effects of climatic change on the distribution of *Tetraclinis articulata*, an endemic tree from arid Mediterranean ecosystems. *Climatic Change* 113(3-4): 663-678.
- Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernández, I., Robledano, F., Pérez, M.A., Lloret, F. 2015. Cambio climático y biodiversidad en el contexto de la Región de Murcia. En: Jumilla, F.V. (ed.), *Cambio climático en la Región de Murcia - Evaluación basada en indicadores. Trabajos del Observatorio Regional del Cambio Climático*, pp. 103-132. Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, España.
- Esteve-Selma, M.A., Fructuoso, M.F.C, Pérez, J.M.M., Bernabeu, P.M., Fernández, J.M., Navarro, M.A.P., Lloret, F. 2017a. La respuesta de los bosques de *Pinus halepensis* al cambio climático y los eventos de sequía extrema: modelos preliminares. En: García, C.C., Cutillas, P.P (eds.), *Los riesgos ambientales en la Región de Murcia*, pp. 163-186. Editum, Murcia, España.
- Esteve-Selma, M.A., Montoya, P., Moya, J.M., Miñano, J., Hernández, I., Carrión, J.S. et al. 2017b. *Tetraclinis articulata: biogeografía, ecología, amenazas y conservación*. Dirección General de Medio Natural de la Región de Murcia, Murcia, España.



- Europa 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* núm. L 206 de 22 de julio de 1992, páginas 7 a 50.
- Florentine, S.K., Westbrooke, M.E. 2005. Invasion of the noxious weed *Nicotiana glauca* Graham after an episodic flooding event in the arid zone of Australia. *Journal of Arid Environments* 60 (4): 531-545.
- Fundación Sierra Minera 2019. Restauración Ambiental del Cabezo Ventura (TTMM Cartagena) – Plan de Obras del Proyecto Sierra Minera Verde, Cartagena, España. [usado abril 2020]. Disponible en: <https://fundacionsierraminera.org/wp-content/uploads/Restauraci%C3%B3n-ambiental-del-Cabezo-Ventura-Oct2019.pdf>
- Gallego, D., Cánovas, F., Esteve, MA., Galián, J. 2004. Descriptive biogeography of *Tomicus* (Coleoptera: Scolytidae) species in Spain. *Journal of Biogeography* 31: 2011-2024.
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J. et al. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology* 27(S1): S1-S46.
- García-de-La-Serrana, R., Vilagrosa, A., Alloza, J.A. 2015. Pine mortality in southeast Spain after an extreme dry and warm year: interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees* 29: 1791-1804.
- Gazol, A., Camarero, J.J., Jiménez, J.J., Moret-Fernández, D., López, M.V., Sangüesa-Barreda, G., Igual, J.M. 2018. Beneath the canopy: Linking drought-induced forest die off and changes in soil properties. *Forest Ecology and Management* 422: 294-302.
- Goberna, M., Sánchez, J., Pascual, J.A., García, C. 2007. *Pinus halepensis* Mill. plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Applied Soil Ecology* 36: 107-115.
- Google Earth Pro 2020. US Department of State Geographer, Google, Bararsoft, GeoBasis-De/BKG. Washington, Estados Unidos de America.
- Hallett, P.D., Bachmann, J., Czachor, H., Urbanek, E., Bin Zhang, Z. 2011. Hydrophobicity of soil. En: Glinski, J., Horabik, J., Lipiec, J. (eds.), *Encyclopedia of Agrophysics*, pp. 378-383. Springer, Dordrecht, Países Bajos.
- Hódar, J.A., Castro, J., Zamora, R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110: 123-129.

- Inclán, R., Gimeno, B.S., Dizengremel, P., Sanchez, M. 2005. Compensation processes of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) to ozone exposure and drought stress. *Environmental Pollution* 137: 517-524.
- Instituto Geográfico Nacional (IGN). 2020. Centro de Descargas, Centro Nacional de Información Geográfica, Ministerio de Transportes, Movilidad e Agenda Urbana de España. [usado 25 enero 2020]. Disponible en: <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME). 1974. *Mapa Geológico de España, Escala 1:50000, Hoja nº 977, Cartagena*. Ministerio de Ciencia e Innovación de España, Madrid [usado 24 mayo 2020]. Disponible en: <http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50Hoja.aspx?language=es&id=977>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2014: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, Nueva York, Estados Unidos de América.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2018: Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019: Summary for Policymakers. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- Jaime, L., Batllori, E., Margalef-Marrase, J., Navarro, M.Á.P., Lloret, F. 2019. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) mortality is explained by the climatic suitability of both host tree and bark beetle populations. *Forest Ecology and Management* 448: 119-129.

- Jenkins, K. 2012. *Modelling the Economic and Social Consequences of Drought under Future Projections of Climate Change*. Tesis de Doctorado, Universidad de Cambridge, Reino Unido.
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10(2): 423-436.
- Kane, S., Shogren, J. F. 2000. Linking adaptation and mitigation in climate change policy. En: Kane, S.M., Yohe, G.W. (eds.), *Societal adaptation to climate variability and change*, pp. 75-102. Springer, Dordrecht, Países Bajos.
- Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J-C., Evans, H.F. 2004. *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Springer Netherlands, Heidelberg, Alemania.
- Lloret, F., Siscart, D., Dalmases, C. 2004. Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain). *Global Change Biology* 10(12): 2092-2099.
- Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., 2003. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs under semiarid climate? *Forest Ecology and Management* 176: 147-160.
- Maestre, F.T., Cortina, J. 2004a. Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from a semi-arid steppe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271: S331-S333.
- Maestre, F.T, Cortina, J. 2004b. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198: 303-317.
- Martínez-Vilalta, J., Piñol, J. 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations in the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161(1-3): 247-256.
- Martínez-Vilalta, J., Piñol, J., Beven, K. 2002. A hydraulic model to predict drought-induced mortality in woody plants: an application to climate change in the Mediterranean. *Ecological Modelling* 155:127-147.
- Mattson, W.J., Haack, R.A. 1987. The role of drought stress in provoking outbreaks of phytophagous insects. En: Barbosa, P., Schultz, J.C. (eds.), *Insect Outbreaks*, pp. 365-407. Schultz Academic Press, San Diego, California.
- Miras, E.B., Carrillo, A.F., Sánchez-Gómez, P., Jiménez, J.F., Díaz, R. 2019. Ficha monográfica *Nicotiana glauca* Graham. En: Oliva-Paterna, F.J., Guillén, A., Torralva, M. (coord.), *Especies Exóticas Invasoras de la cuenca del río Segura. Listas prioritarias y manual para su gestión*. Proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA. Ed. Dirección General del Medio Natural, Murcia, España.



- Montero, G., Cañellas, I., Ruiz-Peinado, R. 2002. Growth and Yield Models for *Pinus halepensis* Mill. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 10(1): 179-201.
- Montero, G., Serrada, R. 2013. *La situación de los bosques y el sector forestal en España - ISFE 2013*. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Lourizán, España.
- Montoya, J.A.M., Chacón, A.S. 2000. Los Esclítidos (Coleoptera, Scolytidae) del Pino Carrasco (*Pinus halepensis* Miller) en la Provincia de Albacete. Medios de Control. *Cuaderno de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 10: 79-84.
- Montoya, J.M., Raffaelli, D. 2010. Climate change, biotic interactions and ecosystem services. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2013-2018.
- Mooney, H., Larigauderie, A., Cesario, M., Elmquist, T., Hoegh-Guldberg, O., Lavorel, S. et al. 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1(1): 46-54.
- Moya-Pérez, J.M., Carreño-Fructuoso, M.F., Montoya-Bernabéu, P.F., Esteve-Selma, M.A. 2018. Primeros resultados de una experiencia de construcción de un bosque resiliente al cambio climático mediante el debilitamiento de la competencia interespecífica *Pinus vs Tetraclinis*. *XI Congreso de la Asociación Española de Climatología*, 17 al 19 de octubre de 2018. Asociación Española de Climatología y Agencia Estatal de Meteorología, Cartagena, España.
- Murcia-Muñoz, A.J. 2011. Primera aproximación a la organización territorial en el entorno de Qart-Hadast (Cartagena, Murcia). *Mastía* 10: 7-34.
- Natalini, F., Alejano, R., Vázquez-Piqué, J., Cañellas, I., Gea-Izquierdo, G. 2016. The role of climate change in the widespread mortality of holm oak in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronologia* 38: 51-60.
- Natalini, F., Garriga-García, E., Alejano, R., Vázquez-Piqué. 2017. Técnicas y herramientas para la preparación de muestras extraídas de árboles para el análisis dendrocronológico. *VII Congreso Forestal Español. Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía*, Cáceres, Extremadura, España.
- Navarro-Cano, J.A., Barberá, G.G., Ruiz-Navarro, A., Castillo, V.M. 2009. Pine plantation bands limit seedling recruitment of a perennial grass under semiarid conditions. *Journal of Arid Environments* 73: 120-126.
- Navarro-Cano, J.A., Barberá, G.G., Castillo, V.M. 2010. Pine Litter from Afforestations Hinders the Establishment of Endemic Plants in Semiarid Scrubby Habitats of Natura 2000 Network. *Restoration Ecology* 18(2): 165-169.

- Navarro-Cano, J.A., Goberna-Estellés, M., González-Barberá, G., Castillo-Sánchez, V.M., Verdú-del-Campo, M. 2017. *Restauración ecológica en ambientes semiáridos: recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas*. Editorial CSIC, Madrid, España.
- Navarro-Cano, J.A., Goberna, M., Verdú, M. 2019. La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. *Ecosistemas* 28(2): 20-31.
- Novak, K. 2017. *Características de los anillos de crecimiento de Pinus halepensis en el Mediterráneo*. Tesis de Doctorado, Universidad de Alicante, España.
- Olarieta, J.M., Usón, A., Rodríguez, R., Rosa, M., Blanco, R., Antúnez, M. 2000. Land requirements for *Pinus halepensis* Mill. growth in a plantations in Huesca, Spain. *Soil Use Management* 16: 88-92.
- Oliet, J.A., Artero, F., Cuadros, S., Puértolas, J., Luna, L., Grau, J.M. 2012. Deep planting with shelters improves performance of different stocktype sizes under arid Mediterranean conditions. *New Forests* 43: 925-939.
- Ortigosa-Izquierdo, L.M. 1991. *Las repoblaciones forestales en la Rioja: resultados y efectos geomorfológicos*. Geoforma, Logroño, España.
- Padilla, F.M., Pugnaire, F.I. 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology* 21:489-495.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637-69.
- Peñuelas, J., Lloret, F., Montoya, R. 2001. Severe Drought Effect on Mediterranean Woody Flora In Spain. *Forest Science* 47(2): 214-218.
- Pinto, J., Peñuelas, J. 2007. Drought changes phosphorus and potassium accumulation patterns in an evergreen Mediterranean forest. *Functional Ecology* 21:191-201.
- Piñero, J., Maestre, F.T., Bartolomé, L., Valdecantos, A. 2013. Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. *Ecological Engineering* 61: 133-144.
- Pold, G., Melillo, J.M., DeAngelis, K.M. 2015. Two decades of warming increases diversity of a potentially lignolytic bacterial community. *Frontiers in Microbiology* 6: 480.
- QGIS 2018. QGIS 3.2.3-Bonn. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. [usado abril de 2020]. Disponible en: [qgis.org/en/site/index.html](http://qgis.org/en/site/index.html).
- Quereda, J., Montón, E., Escrig, J. 2000. La evolución de las precipitaciones en la cuenca occidental del Mediterráneo: ¿Tendencia o ciclos? *Investigaciones geográficas* 24: 17-35.

- R Core Team 2017. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. [usado en mayo de 2020]. Disponible en: <http://www.R-project.org/>.
- Región de Murcia 2003. Decreto 50/2003, de 30 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia y se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales. *Boletín Oficial de la Región de Murcia*, núm. 131 de 10 de junio de 2003, páginas 11615 a 11624.
- Región de Murcia 2004. Murcia Natural: Características climáticas de la Región de Murcia. Región de Murcia, Murcia. [usado 22 abril 2020]. Disponible en: <http://www.murcianatural.carm.es/web/guest/clima>.
- Región de Murcia 2020. Sistema de Información Territorial de la Región de Murcia (Sitmurcia). Consejería de Fomento e Infraestructuras de la Región de Murcia. Murcia, España. [usado en 22 de mayo 2020]. Disponible en: <http://sitmurcia.es/visor/>.
- Ruiz-Navarro, A., Barberá, G.G., Navarro-Cano, J.A., Albaladejo, J., Castillo, V.M. 2009. Soil dynamics in *Pinus halepensis* reforestation: Effect of microenvironments and previous land use. *Geoderma* 153(3-4): 353-361.
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Swetnam, T.W., Zavala, M.A. 2012. Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271: 158-169.
- Sanz, M., Dana, E.D., Sobrino, E. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Scianna, J.D., Logar, R. 2004. *Proper installation, maintenance and removal of rigid protector tubes*. Technical Note, TN Plant Materials No. 46. USDA Natural Resources Conservation Service, Bozeman, Estados Unidos de América.
- Schulze, E.D. 1991. Water and nutrient interactions with plant water stress. En: Mooney, H.A., Winner, W.E., Pell, E.J., Chu, E. (eds.), *Response of Plants to Multiple Stresses*, pp. 89-101. Academic Press, San Diego, Estados Unidos de América.
- Stursova, M., Snajdr, J., Cajthaml, T., Barta, J., Santruckova, H., Baldrian, P. 2014. When the forest dies: the response of forest soil fungi to a bark beetle-induced tree dieback. *ISME Journal* 8: 1920-1931.



- Tirado, R. 2009. 5220: Matorrales arborescentes con *Ziziphus* (\*). En: VV.AA. (ed.), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, 68 p. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, España.
- Turtola, S., Manninen, A-M., Rikala, R., Kainulainen, P. 2003. Drought stress alters the concentration of wood terpenoids in scots pine and Norway spruce seedling. *Journal of Chemical Ecology* 29(9): 1981-1995.
- Unites States Department of Agriculture (USDA). 1998. *Keys to Soil Taxonomy*. U.S. Government Printing Office, Washington, Estados Unidos de América.
- Van-den-Berg, L., Kellner, K. 2005. Restoring degraded patches in a semi-arid rangeland of South Africa. *Journal of Arid Environments* 61: 497-511.
- Vásquez, L.N., Jasse, O.C., Serra, J.M. 2002. *Els perforadors dels pins*. Consejería de Medio Ambiente de las Islas Baleares, Palma, España.
- Welburn, F.A.M, Lau, K., Milling, P.M.K., Welburn, A.R. 1996. Drought and air pollution affect nitrogen cycling and free radical scavenging in *Pinus halepensis* (Mill.). *Journal of Experimental Botany* 47(302): 1361-1367.

## 7. Anexos

### Anexo 1. Detalles de la metodología

#### Muestreo para el diagnóstico de los suelos

##### Determinación de carbono orgánico total (COT), carbonatos, macro- y micronutrientes

Las muestras fueron trasladadas al laboratorio, en donde se secaron durante 48 horas en invernadero y posteriormente se tamizaron a 2 mm para eliminar los elementos gruesos. Con las muestras ya tamizadas se procedió al análisis de la humedad gravimétrica mediante pesadas en fresco y tras desecación 24-48 horas a 105 °C.

Para el análisis de carbono orgánico total (COT), carbonatos, macro- y micronutrientes se molieron las muestras tamizadas y se enviaron 5 g de cada muestra al Servicio de Ionómica del Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC) en Murcia. Las muestras se analizaron mediante digestión con HNO<sub>3</sub> y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> usando un analizador UltraCLAVE microwave digestion system (Milestone, Milan) seguido de un análisis mediante espectroscopia de emisión óptica de plasma de acoplamiento inductivo en un espectrómetro ICAP 6500 ICP-OES (Thermo Fischer Scientific Waltham). La concentración final de COT, macro- y micronutrientes se obtuvo previa corrección de los valores brutos de acuerdo con la humedad gravimétrica previamente calculada para cada muestra.

#### Muestreo para el diagnóstico del estado del pinar de repoblación

##### Estimación de la edad del pinar

Considerando que la madera ya estaba seca porque los árboles estaban muertos desde hace por lo menos un par de años se siguió con el lijado de las rodajas sin necesidad de secarlas. Para lijarlas se utilizó una lijadora eléctrica orbital con hojas de granos sucesivamente más finos (40, 80, 180, 320) para obtener una superficie lisa que permitiera un mejor conteo de los anillos. Debido al mal estado de la madera de los pinos tumbados, sobre todo de las porciones más basales, se usaron solamente las rodajas sacadas a la altura del pecho. Esto imposibilitó la estima posterior de años transcurridos para alcanzar la altura de 1.4 m del DAP.

Se tomaron fotografías y se escaneó cada rodaja. Con ajustes de nitidez, contraste y luz se contaron los anillos de crecimiento en las fotos y en las muestras con el apoyo de una lupa. Para cada rodaja se analizaron dos secciones radiales (de la medula hasta la corteza). Con ello se intentó reducir el riesgo de que el crecimiento no homogéneo del árbol respecto a su incremento en el grosor del tronco (por ejemplo, en función de la pendiente) o alguna otra anomalía influyera en la detección de dobles anillos o la omisión de anillos muy estrechos correspondientes a años de mínimo crecimiento.

### Estimación de la mortalidad del pino carrasco

Las ortofotos históricas PNOA disponibles para el área de estudio son de los años 2004, 2007, 2009, 2011, 2013 y 2016, y la de máxima actualidad de 2019. Google Earth Pro ofrece imágenes de 2002, 2004, 2011, 2012, 2015, 2016, 2017 y 2018. Se decidió usar una imagen de 2011 (antes de la sequía) con una actual (2019) de PNOA. Sin embargo, se consultaron las imágenes de Google Earth Pro para determinados detalles porque permiten más acercamiento sin pérdida de resolución y, en consecuencia, una mejor diferenciación entre las manchas de pinos vivos y las de arbustos silvestres como el palmito. Así, se contrastaron las ortofotos PNOA de los años 2011 y 2019 para hacer el conteo de los pinos vivos en la cara S del CV en cada año y calcular las cifras de decaimiento del pinar tras la sequía acaecida entre 2014 y 2016.

### Determinación de la concentración de C, N, P, K, Ca, Fe, Mg, Mn, Na y S

Una vez recogida una muestra compuesta de acículas de ramillas terminales de cada uno de los 25 pinos a analizar, se procedió a trasladar las muestras al laboratorio de suelos del Departamento de Medio Ambiente del INIA, en donde las muestras se extendieron sobre papel secante a temperatura de laboratorio durante 48 horas. Posteriormente se molieron con un molino de bolas. Para cada muestra se cogieron 5 g y se enviaron al Servicio de Ionómica del CEBAS (CSIC, Murcia), para la determinación de la concentración de C, N, P, K, Ca, Fe, Mg, Mn, Na y S. Las muestras se analizaron mediante combustión y posterior detección de los elementos simples de C y N por espectroscopía de infrarrojos. El resto de los macro- y micronutrientes se analizaron mediante digestión con HNO<sub>3</sub> y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> usando un analizador UltraCLAVE microwave digestion system (Milestone, Milan), seguido de un análisis mediante espectroscopia de emisión óptica de plasma de acoplamiento inductivo en un espectrómetro ICAP 6500 ICP-OES (Thermo Fischer Scientific Waltham).

En el laboratorio de suelos del INIA se calculó el porcentaje de agua de las muestras analizadas, mediante pesaje inicial en balanza de precisión, posterior desecado en estufa a 60 °C y pesaje hasta alcanzar un peso seco estable. Los valores de concentración de elementos analizados por el Servicio de Ionómica del CEBAS fueron posteriormente corregidos por la humedad observada para cada muestra para obtener la concentración final de cada elemento.

### **Saneamiento del pinar de repoblación**

#### Retirada y tala de los pinos

La retirada y tala de los pinos se llevó a cabo en cinco fases:

- Se talaron los pinos muertos que todavía quedaban en pie con motosierra;
- Se desramaron los pinos apeados o ya vencidos con motosierra, hacha y podadora manual;
- Se trocearon los pinos en secciones de menos de 4 m de longitud del tronco principal;

- Se sacaron los troncos principales y ramas de más de 4 cm de diámetro de modo manual sin afectar a la vegetación natural;
- Se acopió la madera sacada en pilas a lo largo de la pista de tierra perimetral.



## Anexo 2. Análisis estadísticos

### Muestreo para el diagnóstico del estado de la vegetación

Para evaluar el efecto de los factores orientación en ladera, la presencia de pino y su interacción sobre las variables dependientes cobertura de pino, cobertura vegetal sin pino, altura, abundancia y riqueza de perennes, y riqueza de anuales se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distintos tipos de distribución de error, según la naturaleza de cada variable dependiente. Así, las coberturas se analizaron mediante GLM con distribución de error de tipo cuasi-binomial (debido a la sobredispersión de los datos), la altura se analizó mediante GLM con error de tipo gaussiano y la abundancia y riqueza se analizaron con GLM con distribución de error de tipo cuasi-Poisson. Los análisis se hicieron con la función *glm* del paquete *stats* y la bondad de ajuste de los modelos se evaluó con la función *anova* del mismo paquete en R-3.3.3 (R Core Team 2017).

### Muestreo para el diagnóstico del estado del pinar de repoblación

El efecto de la orientación sobre las variables que informaban del estado de salud externo de los pinos (altura, perímetro de tronco, diámetro de copa, biovolumen de copa, número de ramillas enfermas, número de piñas, ratio ramillas enfermas/biovolumen y ratio piñas/biovolumen) se analizó (a excepción del número de ramillas enfermas y el número de piñas, que fueron conteos) mediante ANOVA con la función *aov* del paquete *stats* en R-3.3.3 (R Core Team 2017). Previamente se evaluó la normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos mediante el test de Shapiro-Wilk y el test de Fisher, respectivamente. Las variables que inicialmente incumplieron algunos de los principios fueron transformadas logarítmicamente y se reevaluaron para comprobar que superaban ambos test. En el caso de las variables número de ramillas y número de piñas, éstas se analizaron mediante GLM con distribución de error de tipo cuasi-Poisson en R-3.3.3 (R Core Team 2017).

Una vez categorizado el estado de salud de los pinos en dos niveles (sanos y débiles), el efecto de los factores orientación en ladera, estado de salud y su interacción sobre las distintas concentraciones de macro-, micronutrientes y ratios nutricionales en acículas de pino se realizó mediante ANOVA con la función *aov* del paquete *stats* en R-3.3.3 (R Core Team 2017). Previamente se evaluó la normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos como en el caso anterior.

### Anexo 3. Datos del suelo

**Tabla 7.3-1:** Potencia del suelo en la ladera sur del CV.

Tansecto	Punto	Coordenada X	Coordenada Y	Altitud (m)	Pendiente (%)	Profundidad (cm)
1	1	682708.7	4168089.1	100	29	10
1	2	682702.9	4168097.1	102	35	19.5
1	3	682695.8	4168107.3	107	41	16
1	4	682691.9	4168111.3	109	45	20.5
1	5	682686	4168119.4	114	60	16.5
1	6	682676.8	4168131.5	121	45	17
1	7	682669.4	4168139	126	50	20
1	8	682665.5	4168142.9	129	43	9.5
1	9	682657.6	4168146.3	131	46	6.5
2	1	682577.1	4168120.5	140	37	32.5
2	2	682583.1	4168112.7	136	40	12.5
2	3	682590.8	4168104.8	131	52	13
2	4	682592.6	4168099.7	128	42	39
2	5	682601.6	4168091.1	122	50	19.5
2	6	682603.8	4168082.9	120	57	23
2	7	682610.5	4168077.5	116	31	31.5
2	8	682616.7	4168068.1	113	32	25
2	9	682622	4168061.2	109	34	14.5
2	10	682632.2	4168054.3	107	34	64.5
2	11	682641.1	4168050.5	103	36	9.5
2	12	682639.1	4168042.7	102	21	38.5
3	1	682524.6	4167985	99	35	31
3	2	682523.9	4167995	102	35	15
3	3	682526.8	4168005.2	106	38	15
3	4	682524.9	4168016.6	110	44	8
3	5	682524.5	4168021.8	112	18	18.5
3	6	682524.8	4168034.2	118	41	22.5
3	7	682525.7	4168041.9	120	35	30
3	8	682523.9	4168053.2	126	50	25

Tansecto	Punto	Coordenada X	Coordenada Y	Altitud (m)	Pendiente (%)	Profundidad (cm)
3	9	682524	4168063.5	130	41	10.5
3	10	682524.1	4168070.1	132	26	7.5

Leyenda: Coordenadas en UTM zona 30N (EPSG:3042 - ETRS89).

## Anexo 4. Datos de la vegetación natural

**Tabla 7.4-1:** Vegetación natural muestreada en el CV.

UBICACIÓN							PERENNES				PINOS				ANUALES
P	Ori	BP	CoordX	CoordY	Alti	Pen	Abun	Riq	Cob (n/9)	Altu	V	M	T	Min	Riq
1	S	Sí	682728.90	4168120.72	107	26	59	3	5	42.0	0	1	1	1	12
2	S	Sí	682688.00	4168091.00	104	36	38	2	3	37.5	0	1	1	1	8
3	S	No	682647.00	4168114.00	122	53	16	3	6	92.8	0	0	0	0	7
4	S	No	682605.00	4168111.00	130	55	15	4	7	102.6	0	0	0	0	7
5	S	Sí	682564.00	4168078.00	136	40	27	3	5	60.7	0	1	1	1	4
6	S	Sí	682513.00	4168044.00	121	41	34	2	6	64.9	0	4	4	4	7
7	S	No	682449.00	4167971.00	99	33	25	5	2	45.0	0	0	0	0	12
8	S	Sí	682515.00	4167995.00	102	22	35	4	5	95.5	0	2	2	2	10
9	S	Sí	682597.00	4167996.00	104	28	23	4	5	144.6	1	0	0	0	7
10	S	Sí	682662.00	4168080.00	107	34	37	3	5	139.7	1	1	1	1	6
11	N	No	682528.65	4168103.97	128	43	51	3	7	95.0	0	0	0	0	9
12	N	No	682548.05	4168190.37	123	28	28	3	6	81.3	0	0	0	0	13
13	N	Sí	682693.21	4168302.76	86	30	18	3	6	595.0	2	0	0	0	10
14	N	Sí	682490.00	4168300.00	85	23	20	2	8	750.0	2	1	1	1	13
15	N	Sí	682550.32	4168338.81	85	23	24	2	7	714.3	3	1	1	1	8
16	N	No	682664.00	4168205.00	118	45	25	3	6	88.3	0	0	0	0	7

Leyenda: P = Parcela; Ori = Orientación (Sur o Norte); BP = Bajo pino (Sí o No); Coord = Coordenadas en UTM zona 30N (EPSG:3042 - ETRS89); Alti = Altitud (m); Pen = Pendiente (%); Abun = Abundancia (número de ejemplares); Riq = Riqueza (número de especies); Cob = Cobertura (número de puntos con vegetación perennes sobre los nueve puntos de intersección de cada parcela); Altu = Altura (cm); V = Vivos; M = Muertos; T = Tumbados; Min = Con minadores.

**Tabla 7.4-2:** Lista de especies muestreadas en el CV.

Familia	Especie	P	A	EA	Familia	Especie	P	A	EA
Amaranthaceae	<i>Chenopodium album</i>		X		Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> sp. 2		X	
Amaranthaceae	<i>Chenopodium vulgare</i>		X		Euphorbiaceae	<i>Mercurialis annua</i>		X	
Amaryllidaceae	<i>Lapiedra martinezii</i>		X		Fabaceae	<i>Astragalus sesameus</i>		X	
Amaryllidaceae	<i>Narcissus serotinus</i>		X		Fabaceae	Fabaceae 1		X	
Apocynaceae	<i>Periploca angustifolia</i>			X	Fabaceae	<i>Hippocrepis</i> sp. 1		X	
Araceae	<i>Arisarum vulgare</i>		X		Geraniaceae	<i>Erodium malacoides</i>		X	
Arecaceae	<i>Chamaerops humilis</i>	X			Heliotropiaceae	<i>Heliotropium europaeum</i>		X	
Asparagaceae	<i>Asparagus albus</i>	X			Lamiaceae	<i>Ajuga iva</i>		X	
Asparagaceae	<i>Asparagus horridus</i>	X			Lamiaceae	<i>Ballota hirsuta</i>	X		



Familia	Especie	P	A	EA	Familia	Especie	P	A	EA
Asteraceae	<i>Asteraceae 1</i>		X		Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare</i>	X		
Asteraceae	<i>Asteraceae 2</i>		X		Pinaceae	<i>Pinus halepensis</i>	X		
Asteraceae	<i>Centaurea sp. 1</i>		X		Plantaginaceae	<i>Misopates orontium</i>		X	
Asteraceae	<i>Dittrichia viscosa</i>		X		Plantaginaceae	<i>Plantago sp. 1</i>		X	
Asteraceae	<i>Filago sp. 1</i>		X		Poaceae	<i>Brachypodium retusum</i>		X	
Asteraceae	<i>Phagnalon saxatile</i>		X		Poaceae	<i>Piptatherum miliaceum</i>		X	
Asteraceae	<i>Sonchus tenerrimus</i>		X		Poaceae	<i>Poaceae 1</i>		X	
Brassicaceae	<i>Brassicaceae 1</i>		X		Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i>		X	
Brassicaceae	<i>Brassicaceae 2</i>		X		Rhamnaceae	<i>Rhamnus lycioides</i>			X
Brassicaceae	<i>Lobularia maritima</i>		X		Rhamnaceae	<i>Ziziphus lotus</i>			X
Caryophyllaceae	<i>Arenaria montana</i>		X		Rubiaceae	<i>Rubiaceae 1</i>		X	
Caryophyllaceae	<i>Caryophyllaceae 1</i>		X		Solanaceae	<i>Nicotiana glauca</i>	X		
Caryophyllaceae	<i>Caryophyllaceae 2</i>		X		Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i>		X	
Caryophyllaceae	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>		X		Thymelaeaceae	<i>Thymelaea hirsuta</i>	X		
Convolvulaceae	<i>Convolvulus abutiloides</i>		X		Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>		X	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia sp. 1</i>		X						

Leyenda: P = Perennes; A = Anual; EA = Ejemplar aislado.

**Tabla 7.4-3:** Número de ejemplares (N) y alturas (m) máxima (Amax), mínima (Amin) y media (Amed) de las especies perennes encontradas en los puntos de interceptación de las 16 parcelas muestreadas en el CV.

	<i>Asparagus albus</i>	<i>Ballota hirsuta</i>	<i>Chamaerops humilis</i>	<i>Nicotiana glauca</i>	<i>Pinus halepensis</i>
N	25	24	21	2	24
Amax	1.23	0.9	1.8	2.50	8.00
Amin	0.2	0.15	0.28	1.82	3.50
Amed	0.73	0.48	1.07	2.16	6.56

**Tabla 7.4-4:** Frecuencia (%), abundancia (n) y densidad (n/ha) de las especies perenes de matorral muestreadas en el CV. Aspalb = *Asparagus albus*; Aspbor = *Asparagus horridus*; Balhir = *Ballota hirsuta*; Chahum = *Chamaerops humilis*; Marvul = *Marrubium vulgare*; Nicgla = *Nicotiana glauca*; Thyhir = *Thymelaea hirsuta*; fc = frecuencia; n = Número de individuos.

	Aspalb		Aspbor		Balhir		Chahum		Marvul		Nicgla		Thyhir		Total
	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	
Adultos	0.875	85	0	0	1	181	0.5625	30	0.0625	1	0.1875	4	0.125	2	303
Jóvenes	0.5625	25	0.125	2	1	144	0.0625	1	0	0	0	0	0	0	172
Reclutamiento	0.875	-	0	-	1	-	0.0625	-	0	-	0	-	0	-	-

	Aspalb		Asphor		Balhir		Chahum		Marvul		Nicgla		Thyhir		Total
	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	fc	n	
Total	1	110	0.125	2	1	325	0.5625	31	0.0625	1	0.1875	4	0.125	2	475
Densidad	2750		50		8125		775		25		100		50		11875

## Anexo 5. Datos del pinar de repoblación

**Tabla 7.5-1:** Rodajas de los pinos tumbados para determinar de la edad del pinar del CV.

ID	CoordX	CoordY	Alti	Pen	Altu	DAP1	DAP2	DAPm	Diamc	A1	A2	Am
PT01	682602.6	4168034.3	109	10	4.5	12.5	10.9	11.7	5.5	35	35	35
PT02	682613.7	4168044.6	107	26	5.4	10.9	12.5	11.7	4	38	36	37
PT03	682613.1	4168051.8	108	39	4	9.9	9.7	9.8	2.5	30	30	30
PT04	682615.5	4168076.6	114	24	5.6	9.6	9.4	9.5	3.7	35	36	35.5
PT05	682627.6	4168093.7	119	46	6.3	11.5	11	11.25	4.5	35	35	35
PT06	682608.1	4168117.5	134	62	5.7	11.8	10.4	11.1	4.2	36	36	36
PT08	682686.2	4168127.6	118	49	6	11.1	10.5	10.8	4	34	34	34
PT09	682562.2	4167996	105	30	6.5	14	12.3	13.15	4.5	37	36	36.5
PT10	682555	4168022.7	115	46	7	11.6	10.5	11.05	5	35	35	35
PT11	682547.4	4168042.7	123	39	8	10.4	8.7	9.55	5	34	34	34
PT12	682526.9	4168052.1	124	36	8	9.2	8.1	8.65	5	34	34	34
PT13	682516.7	4168065.6	129	20	6.5	10.5	10.7	10.6	5	40	40	40
PT14	682484.1	4168039.4	118	38	6	14.4	11.9	13.15	3.5	34	35	34.5
PT15	682498.5	4168021.6	112	33	9	12.5	11.8	12.15	5.5	35	35	35

Legenda: ID = Identificación; PT = Pino tumbado; Coord = Coordenadas en UTM zona 30N (EPSG:3042 - ETRS89); Alti = Altitud (m); Pen = Pendiente (%); Altu = Altura (cm); DAP = diámetro a la altura del pecho (~1,3 m, 1, 2 y media) en cm; Diamc = diámetro de la copa (m); A = Número de anillos (1, 2 y media).

**Tabla 7.5-2:** Estado fitosanitario del pinar del CV.

ID	CoordX	CoordY	Alti	Pen	Altu	Peri	Diamc1	Diamc2	Gal	Ngal	Dgal	Rama	Rsue	Np	M
PC01	691230.934	4164682.741	229	8	4.5	25.5	3.9	4	0	0	0	0	0	65	1
PC02	691247.348	4164656.585	233	50	4.1	26.1	2.9	3.1	0	0	0	0	0	22	1
PC03	691255.57	4164686.862	243	55	4.8	30.2	2.7	2.7	0	0	0	0	0	26	1
PC04	691257.108	4164696.779	245	59	3.8	20.3	2.2	2.4	0	0	0	15	1	12	1
PC05	691253.75	4164696.812	243	53	4.5	23.5	3.1	3.3	0	0	0	0	0	11	1
PS01	682630.791	4168041.995	103	30	6.2	59.7	5.2	4.9	0	0	0	37	0	56	1
PS02	682630.791	4168041.995	103	30	4.5	62.8	8.1	8.5	0	0	0	50	0	127	1
PS03	682649.116	4168067.712	106	29	7.1	58.9	6.6	5.3	0	0	0	93	0	22	1

ID	CoordX	CoordY	Alti	Pen	Altu	Peri	Diamc1	Diamc2	Gal	Ngal	Dgal	Rama	Rsue	Np	M
PS04	682704.171	4168089.132	101	22	7.7	47.4	5.3	4.6	0	0	0	5	0	31	1
PS05	682703.906	4168085.13	100	27	6.3	42.1	3.36	4.1	0	0	0	18	0	11	1
PDN1	682614.553	4168373.691	82	22	5.8	63.4	6.5	5.7	0	0	0	296	3	38	0
PDN2	682605.378	4168285.451	104	26	5.3	58.1	5.3	5.6	0	0	0	165	6	86	0
PDN3	682738.633	4168175.599	105	79	5.5	39.5	3.2	3.8	0	0	0	76	5	34	0
PDN4	682740.662	4168175.644	105	39	8.1	68.9	6.2	6.1	0	0	0	152	0	45	0
PDN5	682615.228	4168259.136	108	34	4.6	74.5	6.5	5.6	0	0	0	281	2	74	0
PDS1	682618.388	4168307.942	103	31	4.5	43.5	3.8	5.6	0	0	0	13	0	5	0
PDS2	682641.658	4168165.576	139	54	2.5	17.9	2.6	2.5	0	0	0	15	0	9	0
PDS3	682558.545	4168067.489	132	56	4.2	46.7	5.8	6.3	0	0	0	10	7	14	0
PDS4	682442.322	4168021.517	112	18	5.6	54.4	3.6	4.2	0	0	0	105	1	41	0
PDS5	682570.825	4167991.046	103	27	6.8	48.2	4.3	5.2	1	2	20	10	0	76	0
PN01	682538.663	4168332.383	83	13	8.2	78.9	7.9	6.7	0	0	0	67	0	74	1
PN02	682554.546	4168356.713	81	21	9.8	85.9	6.5	9.1	0	0	0	83	1	43	1
PN03	682601.139	4168361.516	86	23	5.6	104.1	7.8	9.8	0	0	0	95	4	252	1
PN04	682651.317	4168363.845	83	32	7.5	96.8	7.4	6.5	0	0	0	134	1	162	1
PN05	682671.763	4168321.444	90	36	7.2	82.4	5.7	6.8	0	0	0	42	2	54	1
PN06	682686.113	4168307.217	88	28	3.4	87.6	8.4	8	0	0	0	16	0	125	0
PN07	682699.65	4168289.864	87	26	8.2	61	4.8	6.9	0	0	0	23	2	66	0
PN08	682704.647	4168247.455	96	44	6.4	89.2	7.9	5.7	1	18	20	257	4	48	0
PN09	682719.775	4168226.029	97	27	10	75.6	7.1	7.7	0	0	0	25	0	139	0
PN10	682779.854	4168227.8	86	22	9.7	68	6.5	6.6	0	0	0	27	0	45	0
PN11	682796.702	4168216.405	84	25	6	54	5.5	4.6	0	0	0	12	1	82	0
PN12	682793.158	4168169.033	88	36	8.3	59.6	6.1	5.6	0	0	0	50	2	34	0
PN13	682722.478	4168199.556	103	41	6.8	50.4	4.5	4.2	0	0	0	3	0	13	0
PN14	682679.519	4168202.048	114	40	4.5	119	8.4	7.5	0	0	0	213	0	95	0
PN15	682680.703	4168204.406	113	49	6.2	81.2	6.2	8.3	0	0	0	25	0	80	0
PS06	682422.8	4167969.2	101	16	4.4	108.8	6.3	6.4	0	0	0	28	0	222	0
PS07	682467.3	4167975.3	99	34	5.4	67.2	6.2	5.4	0	0	0	14	0	52	0
PS08	682469.5	4168035	116	31	6.3	54.2	5.9	4.2	0	0	0	7	1	117	0



ID	CoordX	CoordY	Alti	Pen	Altu	Peri	Diamc1	Diamc2	Gal	Ngal	Dgal	Rama	Rsue	Np	M
PS09	682474.3	4168047	119	16	2.8	82.8	7.1	5.3	0	0	0	15	4	226	0
PS10	682503.4	4168062.1	127	29	3.6	38.4	3.4	4.9	0	0	0	3	4	18	0
PS11	682522.7	4168045.6	121	29	7.3	40	4.7	2.9	0	0	0	6	0	9	0
PS12	682536.2	4168039.7	120	37	6.5	40.8	3.8	5.1	0	0	0	0	0	56	0
PS13	682541.7	4168076.9	135	37	4.2	84.2	5.9	7.1	0	0	0	2	3	75	0
PS14	682562.3	4168054.4	128	37	4.3	44.4	4.3	4.4	0	0	0	7	1	12	0
PS15	682568.4	4168108	140	18	4.6	40	3.9	5.3	0	0	0	14	4	27	0
PS16	682581.8	4168126.4	141	23	6.3	35	5.7	3.3	0	0	0	22	8	13	0
PS17	682591.2	4168086.9	125	61	9.5	7.2	8.9	9.3	0	0	0	11	0	34	0
PS18	682633.64	4168072.7	111	27	6.4	38.4	3.2	5.4	0	0	0	4	0	43	0
PS19	682661.5	4168090.63	109	30	5.3	59.6	5.1	4.9	0	0	0	87	2	8	0
PS20	682713.28	4168104.32	103	39	8.5	60	4.6	4.9	0	0	0	17	0	17	0
PS21	682750.13	4168094.7	103	36	5.6	62.6	6.6	5.8	0	0	0	32	1	68	0
PS22	682725.35	4168121.35	107	24	6.4	71	6.9	9.1	0	0	0	44	1	93	0
PS23	682696.62	4168143.14	119	48	4.8	40.6	3.8	4.5	0	0	0	18	0	42	0
PS24	682619.84	4168146	143	60	6.2	44.8	3.5	6.3	0	0	0	7	0	47	0
PS25	682612.49	4168135.18	141	45	4.2	36.2	7.2	3.8	0	0	0	14	0	23	0
PN16	682818	4168183.9	81	24	6.8	80	7.9	6.5	0	0	0	12	0	114	0
PN17	682755.6	4168228.9	90	24	6.4	40	3.6	3.6	0	0	0	85	1	27	0
PN18	682739.2	4168277.75	83	20	10.4	70	5.3	6.8	0	0	0	163	9	130	0
PN19	682723.02	4168315.03	79	20	9.6	82	4.9	5.7	0	0	0	156	0	15	0
PN20	682705.06	4168276.55	89	41	10	66	6.4	58	0	0	0	143	2	147	0
PN21	682695.06	4168253.9	96	31	12	110.1	10.7	9.8	0	0	0	347	5	96	0
PN22	682678.11	4168230.1	107	42	9.3	75	6.1	7	0	0	0	442	6	84	0
PN23	682671.14	4168265.48	100	40	9.2	94	8.3	6.5	0	0	0	226	10	228	0
PN24	682695.52	4168349.06	79	25	8.4	82.6	8.2	5.7	0	0	0	19	3	127	0
PN25	682502.7	4168314.05	83	28	9.4	65.3	4.7	5.1	0	0	0	34	2	244	0

Leyenda: ID = Identificación; PC = Pino control (Calblanque); PS = Pino sur; PN = Pino norte; PDS = Pino débil sur; PDN = Pino débil norte; Coord = Coordenadas en UTM zona 30N (EPSG:3042 - ETRS89 ); Alti = Altitud (m); Pen = Pendiente (%); Altu = Altura (cm); Peri – Perímetro a la altura del pecho (~1,3 m); Diamc = diámetro de la copa (m); Gal = Galería de insectos minadores (0 No, 1 Sí); Ngal = Número de galerías; Dgal = Diámetro de las galerías (mm); Rama = Número de ramas con amarilleamiento en el árbol; Rsue = Número de ramas con amarillamiento en el suelo; Np = Número de piñas; M = muestra de hojas para analítica nutricional.

**Tabla 7.5-2:** Macro y micronutrientes en acículas de *Pinus halepensis*. La unidades se expresan en g/100 g, con excepción de Fe y Mn (mg/kg) y el ratio C/N (sin unidad).

ID	C	N	P	K	C/N	Ca	Fe	Mg	Mn	Na	S
PC01	44.32	1.02	0.07	0.36	43.27	0.46	170.71	0.25	87.90	0.03	0.14
PC02	44.17	1.07	0.08	0.40	41.45	0.56	193.65	0.24	130.13	0.02	0.14
PC03	45.39	1.00	0.07	0.27	45.32	0.85	243.68	0.24	92.31	0.03	0.11
PC04	45.03	1.11	0.08	0.35	40.42	0.59	228.64	0.24	119.32	0.05	0.11
PC05	45.12	1.04	0.06	0.25	43.47	0.58	128.46	0.26	85.32	0.02	0.11
PS01	43.49	1.39	0.08	0.43	31.34	0.66	306.55	0.20	44.43	0.07	0.10
PS02	45.22	1.32	0.08	0.92	34.27	0.24	245.44	0.13	29.21	0.05	0.13
PS03	43.32	1.40	0.09	0.49	30.87	0.75	297.06	0.20	56.48	0.04	0.12
PS04	43.78	1.27	0.09	0.60	34.61	0.52	306.38	0.18	36.43	0.09	0.13
PS05	44.98	1.38	0.07	0.44	32.56	0.48	307.51	0.17	52.87	0.14	0.12
PDS1	44.78	1.43	0.11	0.46	31.21	0.53	299.72	0.19	102.79	0.24	0.14
PDS2	44.76	1.29	0.08	0.44	34.59	0.45	160.99	0.19	69.18	0.17	0.12
PDS3	45.41	1.13	0.08	0.32	40.24	0.56	292.40	0.21	61.28	0.11	0.15
PDS4	45.19	1.39	0.08	0.35	32.61	0.52	329.55	0.18	43.02	0.14	0.13
PDS5	44.82	1.42	0.09	0.42	31.57	0.33	356.22	0.14	28.25	0.28	0.10
PN01	44.32	1.39	0.09	0.63	31.89	0.43	207.31	0.17	27.10	0.05	0.11
PN02	43.91	1.30	0.09	0.47	33.78	0.58	277.66	0.23	34.61	0.11	0.13
PN03	45.03	1.58	0.09	0.38	28.57	0.44	209.79	0.18	40.04	0.07	0.12
PN04	42.87	1.69	0.10	0.47	25.44	0.81	323.31	0.25	46.23	0.19	0.15
PN05	44.00	1.59	0.10	0.65	27.70	0.41	205.03	0.19	50.40	0.05	0.14
PDN1	44.45	1.63	0.09	0.51	27.31	0.47	254.55	0.23	50.25	0.16	0.15
PDN2	45.66	1.30	0.12	0.42	35.16	0.32	164.00	0.18	175.33	0.02	0.13
PDN3	45.19	1.26	0.13	0.58	36.00	0.22	238.91	0.13	56.71	0.04	0.13
PDN4	44.67	1.79	0.12	0.45	24.89	0.56	304.81	0.24	65.79	0.09	0.18
PDN5	44.57	1.48	0.09	0.45	30.14	0.45	263.22	0.17	48.05	0.14	0.15

Leyenda: ID = Identificación; PC = Pino control (Calblanque); PS = Pino sur; PN = Pino norte; PDS = Pino débil sur; PDN = Pino débil norte; C = Carbono total; N = Nitrógeno total; P = Fósforo; K = Potasio; C/N = ratio carbono total/nitrógeno total; Ca = Calcio; Fe = Hierro; Mg = Magnesio; Na = Sodio; S = Azufre.

## Anexo 6. Selección de especies de plantación

### Ecosistemas de referencia

#### Hábitat 5330: Matorrales termomediterráneos y pré-estépicos

Los matorrales termomediterráneos y pré-estépicos están presentes en las comarcas mediterráneas de clima cálido y seco de la Península, Baleares, Ceuta, Melilla e Islas Canarias, en todo tipo de sustrato (Cabello et al. 2009), así que exhiben una gran variedad estructural y de composición de especies, con un elevado elemento endémico. Actúan como vegetación potencial en climas semiáridos (como el del SE Ibérico) y en sustratos desfavorables, bien como sustitución de vegetación de mayor porte en otras condiciones.

Las formaciones levantinas meridionales llevan especies como el lentisco (*Pistacia lentiscus*), murta (*Myrtus communis*), acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), palmito (*Chamaeropsis humilis*) y esparraguera blanca (*Asparagus albus*) (**Figura 7.6-1**). En condiciones predesérticas y en contacto con el hábitat 5220, estas formaciones son ricas en plantas endémicas e iberonorteafricanas, como anábasis (*Anabasis hispanica*), albaida (*Anthyllis cytisoides*), albaida fina (*Anthyllis terniflora*), rabogato (*Sideritis leucantha*), siempreviva de Cartagena (*Limonium carthaginense*), y jarilla blanca (*Helianthemum almeriense*).



**Figura 7.6-1:** Palmitares de *Chamaeropsis humilis* con *Pistacia lentiscus*, *Anthyllis cytisoides* y *Stipa tenacissima* en la Sierra de Cartagena. Estas comunidades llegan a alcanzar coberturas cercanas al 80% y una altura de 2 m en laderas de solana no perturbadas.

#### Hábitat 5220: Matorrales arborescentes con *Ziziphus*

Los matorrales arborescentes con *Ziziphus* son formaciones abiertas y deciduas típicas de climas predesérticos del sureste árido español con dominio de ejemplares de *Ziziphus lotus* (azufaífo) y que hoy en día se ven muy amenazadas por la implantación de cultivos bajo plástico

desde la base de las montañas hasta el mar (Tirado 2009). Son comunidades de plantas de unos tres metros de altura, espinosas, intrincadas, con hojas pequeñas y casi siempre caducas en la estación seca y que se distribuyen en forma de islas de vegetación (**Figura 7.6-2**).

Crece en una gran variedad de sustratos, pero prefieren suelos ricos en cal (costras calizas, orlas de saladar, arenales, etc.), en ambientes semiáridos sin heladas (piso termomediterráneo). Suelen instalarse en depresiones, cauces de ramblas y zonas de corrientes de agua superficiales, donde los azufafos alcanzan el agua. Aparte del azufafío, las especies más relevantes de este hábitat son: cornical (*Periploca angustifolia*), cambrón (*Lycium intricatum*), arto negro (*Maytenus senegalensis*), esparraguera borde (*Asparagus stipularis*) y oroval (*Withania frutescens*). Fuera de la influencia freática, lindan con formaciones del Hábitat 5330 y otras formaciones adaptadas a la sequía.



**Figura 7.6-2:** Cornicales de *Periploca angustifolia* en acantilados de solana del piso inframediterráneo semiárido en la Sierra de Cartagena (A). Estas comunidades, a menudo acompañadas de *Lycium intricatum* y *Chamaerops humilis*, están entre la vegetación más resistente a la sequía en la Península Ibérica. Mancha relictica de *Ziziphus lotus* en el CV, de unos 2.5 m de altura (B).

#### Hábitat 9570: Bosques de *Tetraclinis articulata*

La sabina mora es una especie fundamentalmente norteafricana que presenta unas pocas poblaciones en el Sureste Peninsular, concretamente en la Sierra de Cartagena, donde ocupa aproximadamente 600 ha (Esteve-Selma 2009). Por esa razón, está considerado por la Unión Europea un hábitat prioritario. Se trata de una especie xerófita y termófila que, en territorio peninsular, habita localidades con precipitaciones entre 300 y 400 mm, temperatura mínima media entre 4 y 7 °C, altitudes entre 3 y 370 m y diversos tipos de sustratos, con preferencia por materiales calizos (Esteve-Selma et al. 2017b). Actualmente, las formaciones naturales de sabina mora del SE Ibérico suelen presentar un aspecto más abierto con árboles de porte entre 5 y 10 m (aunque pueden alcanzar los 20 metros), por constante influencia antrópica (incendios, extracción de madera, pastoreo, repoblaciones de pino carrasco), que la otorga gran capacidad de rebrote y un aspecto arbustivo ramificado (**Figura 7.6-3**)



A los bosques de *Tetraclinis articulata* suelen acompañarlos especies de elevado interés biogeográfico del S y SE Ibérico, muchas de ellas también típicas de los dos hábitats anteriormente mencionados, como cornical (*Periploca angustifolia*), arto negro (*Maytenus senegalensis*), bayón (*Osyris lanceolata*), ajedrea (*Satureja obovata*), cardo amarillo de roca (*Centaurea saxicola*), *Teucrium freinii*, aliaga (*Calycotome intermedia*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), acebuche (*Olea europea* var. *sylvestris*), coscoja (*Quercus coccifera*), pino carrasco (*Pinus halepensis*), palmito (*Chamaerops humilis*), murta (*Myrtus communis*), y varias especies de *Rhamnus*.



**Figura 7.6-3:** Bosquete de *Tetraclinis articulata* en recuperación tras un incendio en la Sierra de Cartagena. La especie rebrota de cepa tras el fuego. Estas poblaciones cercanas al CV no han mostrado ningún signo de decaimiento tras la sequía de 2014-2016.

### Criterios de selección

**Tabla 7.6-1:** Especies leñosas comunes a por lo menos dos de los Hábitats 5220, 5330 y 9570, o presentes en al menos uno de ellos y en el CV.

Especie	5220	5330	9570	CV	Total
<i>Asparagus albus</i>	X	X		X	3
<i>Asparagus horridus</i>			X	X	2
<i>Ballota hirsuta</i>	X			X	2
<i>Calicotome intermedia</i>		X	X		2
<i>Chamaerops humilis</i>	X	X	X	X	4
<i>Helianthemum caput-felis</i>		X	X		2
<i>Lavandula dentata</i>		X	X		2
<i>Maytenus senegalensis</i>	X	X	X		3
<i>Myrtus communis</i>		X	X		2
<i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i>		X	X		2
<i>Periploca angustifolia</i>	X	X	X	X	4
<i>Pinus halepensis</i>			X	X	2
<i>Pistacia lentiscus</i>		X	X		2
<i>Quercus coccifera</i>		X	X		2
<i>Rhamnus lycioides</i>	X			X	2

Especie	5220	5330	9570	CV	Total
<i>Satureja obovata</i>		X	X		2
<i>Thymelaea hirsuta</i>	X			X	2
<i>Thymus hyemalis</i>	X	X			2
<i>Ziziphus lotus</i>	X			X	2
Total	9	13	13	9	19 especies

Sobre la preselección de 19 especies se aplicaron otros cinco criterios para elegir las más adecuadas para la primera etapa de plantación (**Tabla 7.6-2**):

- I) Se priorizaron las especies arbustivas y arbóreas de pequeño porte (caméfitos, gramíneas y herbáceas serán introducidos en una próxima oportunidad de plantación y en microhábitats específicos);
- II) Se priorizaron las especies rebrotadoras;
- III) Se quitaron las especies fuera de sus límites de distribución natural, raras en laderas S en el SE Ibérico o con nichos especiales que no se dan en el cabezo (por ejemplo, freatófitos);
- IV) Se quitaron las especies (y congéneres con nichos similares) que ya son muy abundantes en la ladera S del cabezo y/o que son indicadoras de degradación por exceso de pastoreo;
- V) Se añadieron las especies *Tetraclinis articulata* y *Pinus halepensis*.

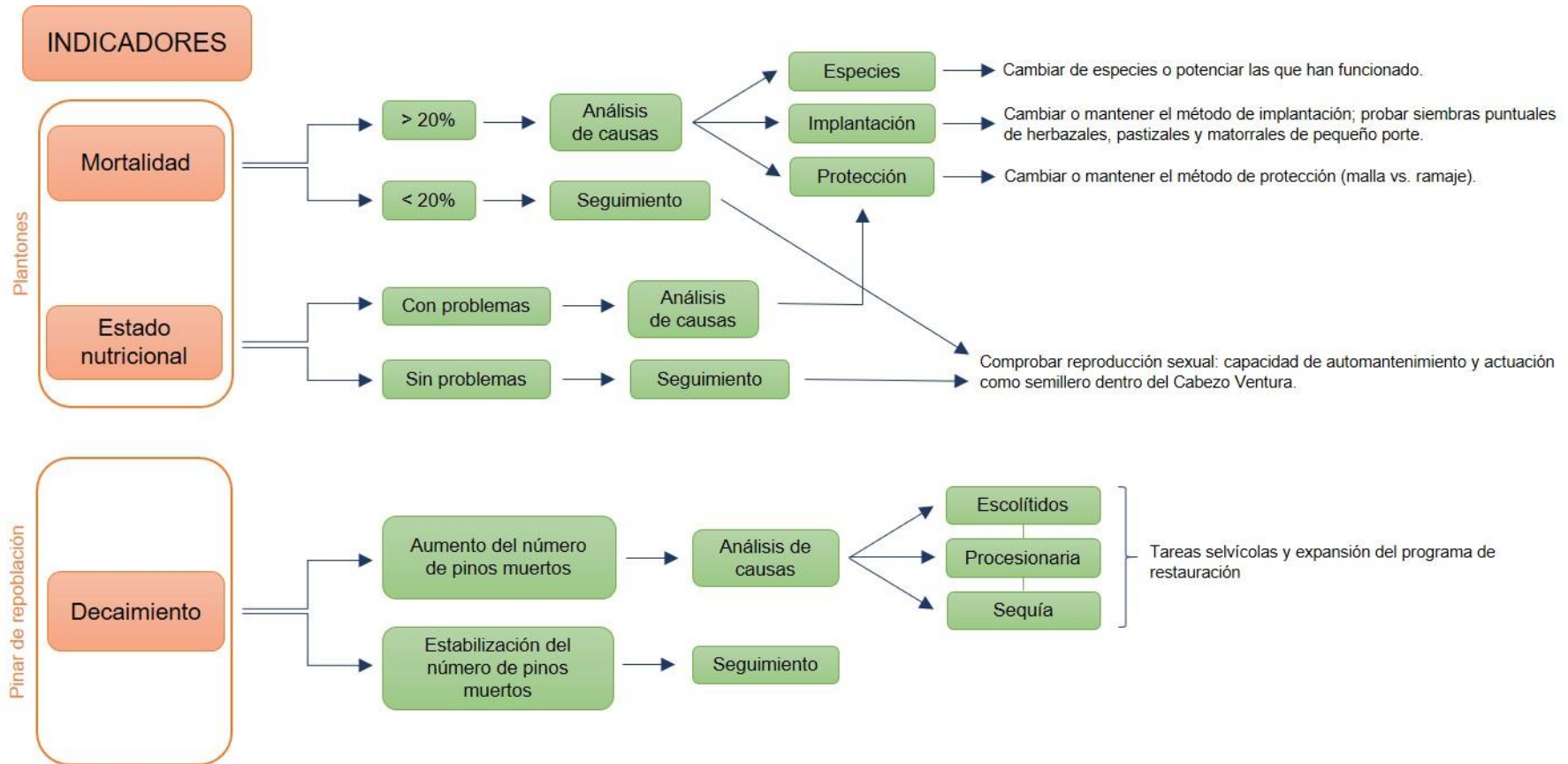
**Tabla 7.6-2:** Criterios de priorización (+) y exclusión (-) de especies para plantar en la ladera S del CV. Las especies seleccionadas se resaltan en negrita.

Especie	I	II	III	IV	V
<i>Asparagus albus</i>		+		-	
<i>Asparagus horridus</i>		+		-	
<i>Ballota hirsuta</i>				-	
<i>Calicotome intermedia</i>	+	+	-		
<b><i>Chamaerops humilis</i></b>	+	+			
<i>Helianthemum caput-felis</i>			-		
<i>Lavandula dentata</i>					
<b><i>Maytenus senegalensis</i></b>	+	+			
<i>Myrtus communis</i>	+	+	-		
<b><i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i></b>	+	+			
<b><i>Periploca angustifolia</i></b>	+	+			
<b><i>Pinus halepensis</i></b>					+
<b><i>Pistacia lentiscus</i></b>	+	+			
<i>Quercus coccifera</i>	+	+	-		
<b><i>Rhamnus lycioides</i></b>	+	+			
<i>Satureja obovata</i>					
<b><i>Tetraclinis articulata</i></b>					+
<i>Thymelaea hirsuta</i>				-	
<i>Thymus hyemalis</i>					
<b><i>Ziziphus lotus</i></b>	+	+			

### Anexo 7. Cronograma trimestral de ejecución de las actividades

ACCIONES	AÑOS																							
	2019				2020				2021				2022				2023				2024			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<b>Fase 1</b>																								
Diagnóstico de los suelos				■																				
Diagnóstico de la vegetación natural				■																				
Diagnóstico del pinar de repoblación				■																				
Eliminación del gandul				■																				
Saneamiento del pinar				■	■																			
Plantación				■	■																			
Riego					■	■																		
<b>Seguimiento</b>																								
Supervivencia de los plantones								■				■					■					■		
Crecimiento de los plantones								■				■					■					■		
Estado nutricional de los plantones								■				■					■					■		
Cobertura vegetal								■				■					■					■		
Riqueza vegetal								■				■					■					■		
Decaimiento del pinar de repoblación								■	■												■	■		
<b>Fase 2</b>																								
Eliminación del gandul								■																
Saneamiento del pinar								■	■															
Reposición de marras								■	■															
Introducción de nuevas especies								■	■															
Divulgación								■	■															

## Anexo 8. Esquema de toma de decisiones basadas en los resultados del seguimiento





## **Anexo 9. Artículo La Verdad**



Rastro de prácticas agrarias ilegales en una ladera del Cabezo Ventura. J. M. RODRÍGUEZ / AGM

La evolución del Cabezo Ventura, a apenas cinco kilómetros de Cartagena, simboliza la lucha de la naturaleza por prosperar frente a un entorno humano que le perjudica cuando le presiona y no siempre le resulta propicio cuando trata de ayudarlo. Un grupo de profesionales y conservacionistas lucha ahora por preparar este espacio de origen volcánico, enclavado junto a una de las áreas industriales de mayor proyección de la región, ante el advenimiento de una dura prueba: el cambio climático. Lo que se han propuesto los integrantes de la Fundación Sierra Minera, artífices de esta actuación, es restaurar con vegetación resistente a la sequía un área en el que las antiguas repoblaciones forestales no han funcionado. De momento ya se ha acometido una campaña de recuperación y se busca financiación para continuar con más acciones.

La primera intervención, que tuvo lugar entre octubre y enero pasados, cubrió un área de unos 15.000 metros cuadrados de los alrededores de 150.000 de este cerro que se alza un centenar de metros por encima del llano que lo circunda, y en el que en 2003 se

## Repoblar un antiguo volcán contra el cambio climático

**El Cabezo Ventura conforma una pequeña isla natural en un enorme enclave de desarrollo industrial que la Fundación Sierra Minera se ha propuesto recuperar y preparar ante el reto que ya nos está planteando el clima**

**GINÉS S. FORTE**



habilitó el Polígono Industrial de Los Camachos y ahora se prevé la construcción de la denominada Zona de Actividades Logísticas (ZAL) de Cartagena, un espacio de actividad de 350 hectáreas vinculado a la infraestructura ferroviaria y portuaria de la zona.

El esfuerzo de reparación medioambiental parece muy pequeño en relación al enorme proyecto empresarial que lo circunda. Sin embargo, la iniciativa actúa como una suerte de pica en Flandes de la restauración natural en esta singular elevación volcánica con una larga historia de ocupación y usos tradicionales desde al menos la Edad del Hierro. En este pequeño enclave hay inventariados al menos cuatro emplazamientos de la antigüedad: tres romanos y uno ibero, que este mismo mes se han puesto en peligro, al igual que la flora autóctona protegida, por la roturación sin licencia de una de sus laderas, otra de las amenazas humanas que le atenazan. El hecho, que está bajo investigación, apremia el interés por extremar la salvaguarda de un área de titularidad municipal sobre la que particularmente preocupa su futuro ante los efectos del cambio climático.

El biólogo y especialista del Centro de Investigaciones sobre Desertificación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), José Antonio Navarro, que es el encargado de coordinar la rehabilitación ambiental del Cabezo Ventura, vincula la iniciativa con la nueva Estrategia Europea Biodiversidad 2030, publicada el pasado miércoles. En ella se señala «la necesidad inaplazable de invertir mucho más en restauración del medio natural para mitigar los efectos del cambio climático sobre esos otros europeos: las especies, los hábitats, los ecosistemas que nos proveen de servicios clave para mantener nuestra salud y la de nuestro medio ambiente».

Navarro subraya que son estos elementos «los que depuran aguas y proveen de suelos de calidad, aire limpio y productos de consumo, pero también de espacios para el recreo y el disfrute, no solo en el medio natural, sino también en nuestros entornos urbanos y rurales».

### La sequía de 2014 a 2016

El empeño por restablecer el valor medioambiental del Cabezo Ventura no es nuevo. «A mediados de los 70 del pasado siglo el





La Estrategia Europea Biodiversidad 2030 incide en «no repetir los errores del pasado tras la Covid-19»

«Debemos aprender de las especies de nuestras solanas para restaurar muchos pinares en retroceso», señala Navarro



▲ Vista panorámica del Cabezo Ventura.

◀ Trabajos de repoblación en este espacio verde junto al Polígono Industrial de Los Camachos.

▼ Especie autóctona recién plantada.

FOTOS FUNDACIÓN SIERRA MINERA

cabezo fue sometido a una repoblación forestal con pino carrasco en gran parte de su superficie», recuerda el sociólogo Pedro Martos Miralles, que es el gerente de la Fundación Sierra Minera. «Sin embargo», añade, la sequía que azotó al sureste entre los años 2014 y 2016 «ha producido una mortalidad masiva del pinar», que además ha experimentado «problemas secundarios de ataque de coleópteros minadores». El sistema no ha sido capaz de recuperarse con el crecimiento natural de nuevos pinos a partir de los árboles supervivientes y, a la postre, se ha visto dañado por «la expansión de la planta invasora conocida como gándul [*Nicotiana glauca*], en todo el reborde del cabezo». Todo lo anterior, concluye Martos, «hacen necesaria una restauración ambiental». En esta ocasión, con las lecciones aprendidas tras las fallidas experiencias de finales del siglo XX, como señala el coordinador de las actuaciones. José Antonio Navarro se refiere a esas «repoblaciones que durante décadas formaban un dosel arbóreo espectacular a vista de pájaro», pero que, sin embargo, se ha demostrado que «no pueden competir, salvo honrosas excepciones,

en biodiversidad animal o vegetal con nuestros matorrales, pastizales y vegetación arbustiva». De ahí que esta iniciativa, enmarcada en el proyecto Sierra Minera Verde de la citada fundación, y que está cofinanciada por la Fundación Cajamurcia y Bankia, se centre en especies arbustivas resistentes a la sequía.

#### Consenso científico

«Existe ya un amplio consenso científico en la necesidad de adecuar las estrategias de restauración ecológica a los nuevos tiempos de cambio global», apunta Navarro tras incidir en la «mortalidad masiva de árboles» que en las últimas décadas se está dando en áreas secas del mediterráneo que fueron repobladas durante la segunda mitad del siglo pasado. «El Sureste peninsular es una de las zonas del mediterráneo que más está sufriendo los efectos del cambio climático», añade, y revela que la señalada Estrategia Europea Biodiversidad 2030, que acaba de ver la luz, «enfatiza la necesidad de no repetir errores del pasado a la hora de recuperar la economía tras la crisis del Covid-19».

«Este nuevo siglo no solo ha traído nuevas pandemias que

puntualmente azotan la salud y la estabilidad de amplias regiones del globo», explica el experto en desertificación del CSIC, antes de advertir de que «el cambio climático es ya una realidad que opera día a día, que está cambiando regímenes de lluvias y temperaturas hasta quizá obligarnos en un futuro próximo a retocar la definición de muchos climas, como el mediterráneo, y redefinir nuestra forma de relacionarnos con nuestro entorno». En este contexto, repoblaciones como las del Cabezo Ventura se realizan con «el objetivo principal de promover la adaptación al cambio climático de la vegetación», añade Pedro Martos.

Los árboles con los que en el pasado se trató de enriquecer medioambientalmente este enclave «ni siquiera han supuesto en mu-

chos sitios una mejora significativa en productividad del suelo o su protección contra la erosión», si bien «al menos dieron sombra durante décadas y, eso sí, actuaron como sumideros de carbono efectivos», afirma Navarro. Esos beneficios, en todo caso, quedan en nada «una vez que la repoblación muere» y «una vez pasado el periodo de sequía [el hábitat] no es capaz de recuperarse de manera natural», como está ocurriendo. De ahí que, según el investigador, «los nuevos programas de restauración ecológica en ambientes semiáridos persiguen no tanto establecer una cubierta vegetal arbórea sino dotar a un ecosistema degradado de una vegetación más resistente a la sequía y sobre todo más resiliente, capaz de recuperarse tras estos periodos de se-



quía para seguir proveyndonos de servicios ecosistémicos».

Martos abunda en que la repoblación de este espacio se ha basado en la «introducción de especies locales mejor adaptadas a las temperaturas y los nuevos regímenes de lluvias», como consecuencias del cambio climático. El gerente de la Fundación Sierra Minera detalla que las intervenciones se han centrado en la cara sur, donde la mortalidad del pinar ha sido más intensa, y se han realizado íntegramente de modo manual y manteniendo una banda de protección de 20 metros de anchura en toda la línea de cumbre, por la cercanía a restos arqueológicos, presentes en la ladera opuesta, y para, además, «evitar afec-





Distinta fauna fotografiada en el Cabezo Ventura, como un águila calzada (i), un lagarto ocelado, un cernícalo y una abubilla (abajo).

FOTOS FUNDACIÓN SIERRA MINERA

➤ ciones indirectas sobre flora de interés ya existente en el cabezo».

Básicamente, los trabajos acometidos desde octubre hasta enero contemplaron tres acciones: la retirada, sin medios mecánicos, del invasor gándul en una superficie de 6.000 metros cuadrados; el saneamiento del pinar muerto, para impedir entre otros la proliferación de insectos maderadores, en una superficie de más de dos hectáreas y, especialmente, la plantación de especies locales en una superficie saneada de una hectárea y media. Esta úl-

tima ha incluido la introducción de 840 plantones de nueve especies arbustivas locales, «que forman hábitats de interés comunitario». Se trata de «matorrales termomediterráneos y preestépicos, matorrales arborescentes de 'Ziziphus' y sabinares de sabiná mora ('Tetraclinis articulata'). Entre las plantas introducidas, explica Martos Miralles, predominan especies iberoafricanas muy termófilas (capaces de aguantar temperaturas por encima de los 45 grados), como el cornical ('Periploca angustifolia') y el arto ('Ziziphus lotus'). Los plan-

El Sureste peninsular es una de las zonas mediterráneas que más están sufriendo el cambio climático

La sequía de los años 2014 a 2016 ha producido una mortalidad masiva del pinar en este espacio

tones han sido además protegidos con acopios de ramas del pinar saneado y con mallas antiherbívoros, para reducir su estrés hidrotérmico durante la estación seca y reducir el ramoneo de conejos y ganado. Finalmente, se ha completado un riego de establecimiento y otro de primavera para favorecer que los plantones puedan prosperar. Las labores han contado con la colaboración del Ayuntamiento de Cartagena, encargado de los trabajos forestales sobre la cara norte del cabezo, y con la supervisión de un arqueólogo, como requiere la Di-

rección General de Bienes Culturales por la existencia de yacimientos en el entorno.

Los estudios previos del diseño del proyecto han contado también con la colaboración del investigador de la Universidad de Murcia Miguel Ángel Esteve y de Tiago Esteves, estudiante del Máster en Restauración de Ecosistemas de la Universidad de Alcalá de Henares.

El coordinador de estas tareas, José Antonio Navarro, recuerda que en las laderas de solana de los montes litorales y prelitorales de la Región (Cenizas, Roldán, El Valle, La Muela, entre otros), se extiende «un muro vegetal, no muy alto; uno o dos metros, pero infranqueable», en el que proliferan «palmitares, cornicales, espinares, lentiscas, artineras, espartales, jarales, romerales, aliagares, albaidales, tomillares, algún pino en las vaguadas y unos herbazales y pastizales que hacen las delicias del paseante en invierno».

Se trata de «un tupido manto resistente y resiliente a la sequía, formado por especies muchas de las cuales rebrotan tras cortarlas, quemarlas o ser ramoneadas». El experto concluye que estas especies de «nuestras tórridas solanas» son «de las que debemos aprender para pensar en restaurar muchos de nuestros pinares de repoblación en retroceso. Esa es la idea que inspira el proyecto de restauración ecológica del Cabezo Ventura», sentencia Navarro.



## **Anexos IIIa, IIIb y IV**