



**2025** | **16-20**  
GIJÓN | JUNIO

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

# 9CFE-2002

Actas del Noveno Congreso Forestal Español  
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**  
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





## Los procesos de decaimiento forestal de las repoblaciones de coníferas en Andalucía: histórico de actuaciones y propuesta metodológica de detección y evaluación

GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R.<sup>1</sup>; ÁGUILA CARMONA, RAFAEL<sup>2</sup>; ALGUACIL PICÓN, FERNANDO<sup>3</sup>; ARCE URDA, M<sup>7</sup>; ARIAS GARCÍA, MARÍA JOSÉ<sup>3</sup>; AZOFRA RUIZ, LORENA<sup>3</sup>; CANO SERRANO, ALMUDENA<sup>4</sup>; CANO-MANUEL LEÓN, FRANCISCO JAVIER<sup>4</sup>; CARRASCO GOTARREDONA, ÁNGEL<sup>1</sup>; CASTAÑO CHARINES, R.<sup>7</sup>; GÓMEZ DE DIOS, MIGUEL ÁNGEL<sup>3</sup>; GONZÁLEZ SECO, JAIME<sup>1</sup>; GRANADO RUIZ, L.<sup>6</sup>; HARO RAMOS, RAFAEL ÁNGEL<sup>5</sup>; HUESA GALLARDO, RAMÓN<sup>2</sup>; LÓPEZ ACOSTA, PEDRO<sup>2</sup>; LÓPEZ CASADO, JAVIER<sup>1</sup>; LÓPEZ QUINTANILLA, JOSÉ B.<sup>5</sup>; MÉNDEZ CABALLERO, E.<sup>6</sup>; MUÑOZ RISUEÑO, ANTONIO<sup>3</sup>; NEBOT SANZ, BORJA<sup>4</sup>; ORTI MORI, MARIANA<sup>5</sup>; PELLO RODRÍGUEZ, ANA<sup>6</sup>; PINO SERRATO, I<sup>6</sup>; PRIETO MOLINA, R.<sup>6</sup>; RODRÍGUEZ REVIRIEGO, SIXTO<sup>3</sup>; ROMERO RODRÍGUEZ, RAFAEL<sup>1</sup>; ROSALES GUERRERO, M.<sup>7</sup>; RUIZ NAVARRO, JOSÉ MANUEL<sup>3</sup>; SÁNCHEZ CALLADO, FRANCISCO M.<sup>3</sup>; SÉLLEZ RUIZ, A.<sup>7</sup>; VALES BRAVO, JUAN JOSÉ<sup>6</sup>; VENEGAS TRONCOSO, JAVIER<sup>6</sup>

<sup>1</sup>Dirección General de Política Forestal y Biodiversidad, Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

<sup>2</sup>Delegación Territorial de Almería, Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

<sup>3</sup>Equipo de Equilibrios Biológicos, Agencia de Medio Ambiente y Agua, Junta de Andalucía,

<sup>4</sup>Delegación Territorial de Granada, Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

<sup>5</sup>Delegación Territorial de Málaga, Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

<sup>6</sup>Área de Tecnología de la Información, Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía

<sup>7</sup>TRAGSATEC, Sevilla

**Palabras claves:** cambio climático, restauración de ecosistemas, pinsapo, pinares, sanidad forestal

**Mesa:** Sanidad y otros riesgos bióticos

### Resumen

Los episodios de muerte súbita de arbolado se están manifestando de forma más intensa y extendida en los últimos años en Andalucía. Coincidiendo con periodo de tiempo en el que se aprecian condiciones meteorológicas más cálidas y con menor aportación de pluviometría útil (patente en una reducción del agua aprovechable por las plantas), el decaimiento de coníferas está afectando a superficies más allá de las localidades del sureste en donde se habían producido una sucesión de episodios en las últimas décadas. La superficie de pinar que muestra síntomas de debilidad hasta llegar a la muerte del arbolado se ha extendido hacia el oeste (sierras interiores y occidentales de Granada y orientales de Málaga), con presencia de focos en enclaves situados en otros puntos del territorio, desde Cádiz y Huelva hasta Jaén, incidiendo sobre distintos ecosistemas, incluyendo encinares y el pinsapar.

En esta comunicación se presentan las actuaciones llevadas a cabo en la Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente para afrontar estos episodios, abarcando las diferentes facetas de este fenómeno, desde la metodología para su identificación temprana y para su evaluación hasta las actuaciones de gestión adaptativas



planteadas para aminorar sus efectos.

## 1.- Introducción

El decaimiento forestal es un fenómeno que está cada vez más presente a nivel mundial, con altas evidencias de su manifestación en Europa (NEUMANN *et al.*, 2017) y España (VALERIANO *et al.*, 2021). Aunque el concepto “decaimiento” es ampliamente utilizado desde la década de los años de 1990 (SÁNCHEZ PEÑA, 1993), desde el punto de vista científico existe aún debate sobre cómo definir el decaimiento (o *forest decline*, en su terminología inglesa), careciéndose de una visión única sobre este fenómeno, en parte debido a que entra dentro del ámbito de estudio y trabajo de diversas disciplinas.

El decaimiento abarca un espectro de manifestaciones que van desde un estado de deterioro del estado de vigor o salud considerado como normal hasta la muerte de arbolado (*die-back*), pasando de modo continuo por todas las opciones de debilitamiento progresivo. El acercamiento es distinto en función del nivel de aproximación, pudiendo ser estudiado desde un amplio conjunto de disciplinas y escalas que abarcan lo genético, molecular, fisiológico, morfológico, ecológico y poblacional. Por ello no es extraño que sea muy difícil acotar con precisión las fronteras que establecerían el campo de significación del decaimiento y que lo permitirían individualizar respecto a otras situaciones relativas a la sanidad forestal, sobre todo ante la dicotomía evento puntual vs proceso dinámico; si lo primero podríamos asociarlo – al menos hipotéticamente - con agentes causales determinantes, como el clima o las plagas, que suponen grandes desafíos de gestión, en el segundo caso, al identificarlo con un “proceso”, asumimos su carácter dinámico (manifestado en diversas escalas y velocidades) y será más coherente asignarle un origen multicausal que incide sobre una vegetación en condiciones fisiológicas mejorables (y por ello, y hasta cierto punto, podrá ser objeto de gestión para modificar atributos como la densidad, las características del suelo o la interacción con otros componentes del ecosistema) que se quiebra ante variaciones de los umbrales “habituales” de precipitación y temperaturas, aumentando su susceptibilidad ante plagas y enfermedades.

Esta confusión o variedad conceptual es subrayada como un hándicap a superar, reduciendo las diferencias de percepción entre profesionales y la carencia de una visión global que impiden establecer un marco teórico y práctico conjunto. Sin embargo, al mismo tiempo, se detecta que, a pesar de que sería beneficioso disponer de directrices y criterios homogéneos, se corre el riesgo de que definiciones excesivamente generales no capturen las particularidades de cada territorio (DESFUTUR, 2024)

En relación con la evaluación del decaimiento forestal, se debería partir de la definición de atributos claves que sean indicadores del buen estado de salud del sistema forestal y, en segundo lugar, establecer los valores umbrales de estos indicadores que permitan determinar el paso de un ecosistema sano a un ecosistema decaído, como cambios en las variables climáticas (ALLEN *et al.*, 2010) o en las poblaciones de agentes bióticos (DESPREZ-LOUSTAU *et al.*, 2006). El desafío es grande porque los efectos en ocasiones no son inmediatos y solo son evidentes tras un lapso de tiempo (BIGLER *et al.*, 2006). Por otra parte, incluso bajo condiciones en la que se manifiesta el decaimiento en sus últimas consecuencias (la muerte del arbolado), la capacidad de evaluación se ve dificultada ante la



diferente respuesta a nivel individual (interespecífica e intrapoblacional) debido a la diferente plasticidad y respuesta adaptativa de cada individuo, lo que da lugar a que en una población no todos sus elementos muestren la misma severidad. En consecuencia, con mucha frecuencia la observación de un ecosistema en decaimiento ofrecerá un panorama variado, con ejemplares completamente muertos junto con otros que apenas manifiestan signos de debilitamiento, a pesar de que están aparentemente sometidos a condiciones ambientales y bióticas similares. La sintomatología externa no siempre se corresponde con la realidad fisiológica de la planta; normalmente existe un desfase, más o menos importante y variable en función del tipo de agente dañino, de la especie vegetal y de la estación, entre la generación del daño y la percepción que el ser humano puede hacer de dicho daño.

En cualquier caso, lo que está fuera de todas dudas es que el aumento actual de la variabilidad climática, en especial el aumento del estrés hídrico (MARTÍNEZ-VILALTA y PIÑOL, 2002) conlleva un acrecentamiento de la mortalidad porque los individuos ven sobrepasada su capacidad de respuesta, superado el umbral de la variabilidad extrema a la que habían estado sometidos en tiempos pasados, bajo condiciones menos tensionadas (ANDEREGG *et al.*, 2019). Y ya va siendo evidente que este aumento de la vulnerabilidad está dando lugar a cambios de especies y de ecosistemas a nivel mundial (RIGLING *et al.*, 2013).

En España el decaimiento está afectando de forma particularmente notable a las formaciones forestales que son el resultado de actuaciones de repoblación. Lo que no significa que las formaciones de origen natural o más o menos naturalizadas no estén expuestas a este fenómeno ni lo estén sufriendo, en ocasiones con gran intensidad. Pero consideramos que es útil establecer una tipología concreta de decaimiento para el caso de las repoblaciones de coníferas dado su carácter de formaciones forestales de origen artificial que precisan intervenciones de gestión para encauzar de modo exitoso su desarrollo (FERNÁNDEZ CANCIO *et al.*, 2010). En estos sistemas ecológicos de base artificial, es importante no perder de vista que el estado de vigor del arbolado no depende exclusivamente de la interacción y de los efectos con las variables ambientales y bióticas. Hay que tener presente el efecto protagonista de la competencia intraespecífica (e interespecífica, si existen más de una especie en la repoblación, además de para tener en cuenta la interacción otras especies vegetales), que puede ser objeto de intervención de manejo (NAVARRO CERRILLO *et al.*, 2023; SÁNCHEZ-SALGUERO *et al.*, 2015).

El capital natural de las repoblaciones artificiales en Andalucía tiene gran importancia. No existen cifras consolidadas de la superficie que ocupan este tipo de formaciones forestales, pero para ilustrar su relevancia territorial, téngase en consideración que existen aproximadamente 607.226 ha pobladas por pinar, que incluyen tanto formaciones de origen natural como repoblaciones (185.147 ha de *Pinus halepensis* Mill., 159.969 ha de *P. pinea* L., 82.711 ha de *P. pinaster* Ait., 52.213 ha de *P. nigra* J.F. Arnold, 26.339 ha de *P. sylvestris* L. y 100.847 ha de otros tipos de pinares, incluyendo los mixtos). Estas formaciones cumplen un gran número de funciones, principalmente relativas a la provisión de servicios ecosistémicos de protección y conservación, si bien resulta también relevante sus aportaciones productivas (biomasa y madera, piñón). Con frecuencia, su origen está ligado a las actuaciones de restauración de la vegetación llevadas a cabo durante las décadas centrales del siglo XX con propósito principalmente protector. Son también herederas del paradigma repoblador, enraizado en el Plan Nacional de Repoblaciones de Luis



Ceballos, que concebía la restauración con un marcado carácter dinámico progresivo, haciendo uso de las especies de pinos como avanzadilla pionera de los paisajes forestales del futuro (PEMÁN GARCÍA *et al.*, 2017).

En la actualidad, estas repoblaciones están sometidas a una modificación de las condiciones ambientales como consecuencia del cambio climático, lo que está suponiendo un reto para su crecimiento y evolución. De hecho, se están produciendo episodios de decaimiento, traducidos en la muerte del arbolado o en su pérdida de vigor. Identificar estos episodios e incorporar medidas de manejo selvícola que aminoren los efectos del cambio de contexto se ha convertido, por consiguiente, en una importante preocupación para la Administración forestal.

El objetivo de esta comunicación es ofrecer una recapitulación sobre las actuaciones relacionadas con el decaimiento forestal llevadas a cabo por la Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía durante el periodo 2016-2024, incluyendo los procedimientos de monitoreo y seguimiento y las medidas de gestión selvícola planteadas, culminando con la metodología propuesta para efectuar su identificación y seguimiento.

Para ello, se exponen los principales procedimientos, planes y proyectos relacionados con el decaimiento forestal de repoblaciones de coníferas. La comunicación recoge también el aprendizaje derivado de jornadas y talleres relacionados con el decaimiento, especialmente las I Jornadas de la Red Española de Decaimiento Forestal (REDF), celebradas en Nerja el 18 de septiembre de 2024.

## 2.- Antecedentes

### 2.1.- El episodio de decaimiento de 2016 como punto de partida.

El sureste de Andalucía ha estado sometido a episodios de decaimiento pasados que por no haber sido desarrollado este concepto hasta posteriormente, no fueron caracterizados en su momento como tales, sino como el fracaso de las repoblaciones en diferentes estados de desarrollo achacable a distintas causas. Testigo de ello es el éxito comparativo de las repoblaciones en las laderas umbrías en comparación con las solanas, o la merma progresiva de la presencia de pinar en las localidades basales de las sierras almerienses o granadinas.

El episodio que afectó a la Sierra de los Filabres (Almería) a partir de 2001 sí fue calificado como de decaimiento (NAVARRO CERRILLO *et al.*, 2007), dando lugar a trabajos pioneros de investigación que abordaron la afección a los pinares de repoblación de pino silvestre (*P. sylvestris*) y pino salgareño (*P. nigra*). No se identificó ningún agente biológico como principal desencadenante, siendo relacionado con la incidencia de fenómenos climáticos como la mayor severidad de los episodios de sequía, la reducción de las precipitaciones primaverales y de las precipitaciones en forma de nieve y el incremento de las temperaturas, que actuaron sobre unas formaciones vegetales procedentes de repoblación cuyas especies estaban próximas a su límite de distribución y que presentaban una estructura poco adecuada (elevada densidad y, por tanto, excesiva competencia por los recursos hídricos).

En los años posteriores hubo otros episodios locales de debilitamiento del arbolado, pero fue a partir de mayo de 2016 y, especialmente, durante el verano de ese año, cuando se manifestó uno de gran severidad en la vecina Sierra de Baza, en la provincia de Granada, que afectó a repoblaciones de pino negral (*P. pinaster*).



Estimaciones de los servicios técnicos de la Consejería evaluaron en unas 2.000 ha la superficie afectada. En la determinación de posibles agentes causales se detectó una gran presencia de la cochinilla corticícola (*Matsucoccus feytaudi* Ducasse, 1941) que, aparentemente, actuó más bien como agente desencadenante oportunista ante unos pinares sometidos a unas condiciones de gran estrés térmico y pluviométrico (GUZMÁN ÁLVAREZ *et al.*, 2020). Previamente, desde 2014 el equipo de Seguimiento de Equilibrios Biológicos de la Consejería y AMAYA, a través de sus trabajos en el marco de la Red Andaluza de Seguimiento de Daños sobre Ecosistemas Forestales (Red SEDA) y la Red de Alerta Fitosanitaria Forestal (Red FIFO) había detectado esta cochinilla e indicios de decaimiento en otros pinares, como en la zona de El Robledal, en Alhama de Granada, además de en otros términos municipales de Granada, Almería y Jaén.

El decaimiento de la Sierra de Baza desencadenó una gran preocupación social y un gran interés mediático. Como respuesta, la Consejería de Medio Ambiente diseñó y llevó a cabo un conjunto de actuaciones de urgencia encuadradas en el “Proyecto de actuaciones de restauración en los terrenos afectados por la problemática del decaimiento de las repoblaciones de pinar en el Parque Natural de Sierra de Baza” con el objetivo de mejorar la capacidad de respuesta de las masas forestales.

El diseño de actuaciones se realizó en el marco de un Grupo de Trabajo sobre Decaimiento creado el 20 de octubre de 2016 específicamente para este episodio, en el que participaron técnicos de diferentes departamentos de la Consejería e investigadores de la Universidad de Córdoba, la Universidad de Granada y el Instituto Andaluz de Formación Agroalimentaria y Pesquera.

La metodología seguida para la definición de las actuaciones (GUZMÁN ÁLVAREZ *et al.*, 2018) se basó en la evaluación territorial del área afectada, para lo cual se trabajó con la imagen satélite RapidEye de diciembre de 2016, integrando los atributos de diferente cartografía ambiental temática con a una escala espacial de 10 x 10 m. A partir de ello, se definieron tres niveles de afectación de los rodales de pinar, a partir de información derivada del estudio de la imagen satelital y del trabajo de campo realizado por el Equipo de Equilibrios Biológicos:

A: superficie no afectada: Arbolado sin daños, sin presencia de agentes nocivos o con nivel de abundancia hasta clase 1. Clase de defoliación 0 y 1

B: superficie con afección media. Arbolado dañado. Clase de defoliación 2. Agentes nocivos con nivel de daño >1. Se detectan débiles exudaciones de resina y la corteza presenta fracturas y escamaciones rojizas. Detecciones abundantes de *Matsucoccus*.

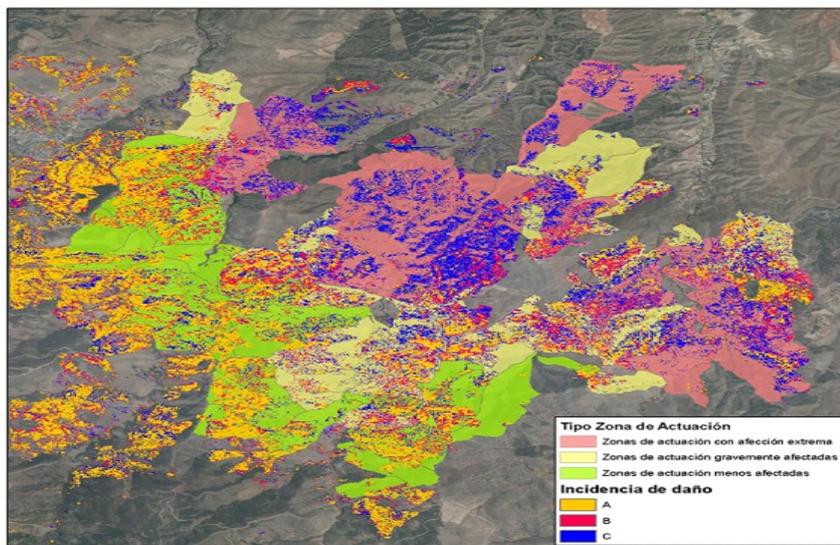
C: superficie con afección alta. Arbolado muy dañado. Clase de defoliación 3. Agentes nocivos, nivel de daño >2

Como unidad básica para definir los trabajos selvícolas se optó por la subcuenca hidrográfica dentro del área afectada por el decaimiento, delimitada a partir del MDT LiDAR del PNOA, delimitando 96 polígonos superficiales (subcuencas) con una superficie media de 43,2 ha (desviación estándar, 29,9).

Debido a la limitación presupuestaria, fue necesario priorizar las subcuencas hidrográficas con mayor necesidad de intervención debido a su mayor grado de afectación; para ello, se definió un índice que ponderaba en mayor grado la superficie dentro de cada cuenta con afectación alta y media en relación con la no afectada. En el modelo se introdujeron como variables adicionales la existencia de

regeneración y de pies menores de las especies de coníferas y frondosas. Como resultado, se obtuvo una división de las subcuencas en su conjunto según si tenían una afectación extrema, si estaba gravemente afectadas, o si la afectación era menor. Sobre la cuenca, se situaron los rodales que pertenecían a las clases A, B y C mencionadas anteriormente (**Figura 1**). Finalmente, se procedió a definir los modelos de manejo de la vegetación y la intervención selvícola a llevar a cabo en cada caso.

**Figura 1.** Incidencia del decaimiento en los montes del Parque Natural de la Sierra de Baza. Episodio de 2016.



Las actuaciones se centraron fundamentalmente en el manejo de la vegetación afectada por el decaimiento en la superficie ocupada por *P. pinaster*, utilizando los fustes y ramaje apeados para la construcción de hidrotecnias (fajinas y albarradas) para el control de erosión (ante el cambio de condiciones de cobertura vegetal), además de actuaciones complementarias de restauración y de protección del regenerado. Formaba parte de los objetivos de la intervención reducir el combustible vegetal para evitar riesgos de incendios. Adicionalmente, se consideró la opción de realizar el triturado en pie de los árboles secos mediante desbrozadora acoplada a maquinaria forestal.

El objetivo principal de la intervención en las zonas severamente afectadas fue proteger el suelo contra la erosión, manteniendo la mayor proporción posible de restos vegetales y materia orgánica en el terreno. Había que reducir la densidad de pies arbóreos para mejorar su capacidad de respuesta ante la incidencia de la plaga, especialmente los árboles que pudieran actuar como fuente de agentes nocivos debido a su debilitamiento; con esta finalidad, se crearían zonas de transición para reducir la incidencia sobre áreas contiguas. Y dado el carácter dinámico de la incidencia del decaimiento, habría que dar respuesta al aumento de la superficie afectada.

Para las subcuencas con afectación grave o menos afectadas el objetivo fijado fue reducir la densidad para mejorar la capacidad de respuesta ante las causas del decaimiento, para lo que se eliminarían pies arbóreos debilitados, se crearían



áreas de transición y se protegería el suelo contra la erosión. También se mantendría una cubierta residual y se prestaría atención a la regeneración de encinas, potenciando el relevo de vegetación.

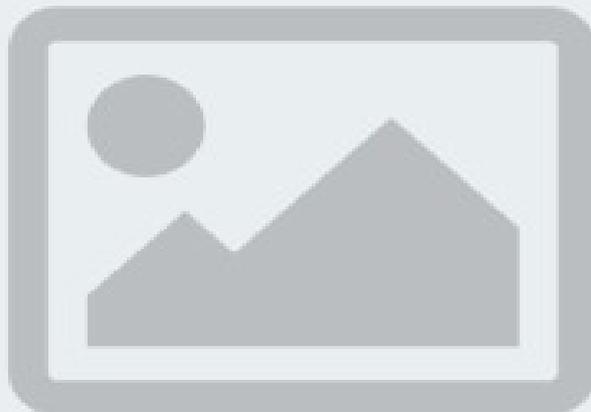
En el caso de rodales con presencia de regeneración de encinas u otros árboles propios de etapas avanzadas del bosque mediterráneo, se mantendría una densidad adecuada de pinos de tal manera que, de cara a favorecer la sustitución de especies, la sombra de las repoblaciones que proporcionan los pinares en decaimiento continúe protegiendo la regeneración. Para ello, se intervendría con preferencia sobre los pies que estuvieran compitiendo directamente con las encinas o estuvieran debilitados y/o muertos. En paralelo, se potenciaría la regeneración del encinar en donde ya esté presente (a través de podas y resalveos, plantaciones adicionales, protección frente al pastoreo).

Bajo estas premisas (desarrolladas en GUZMÁN ÁLVAREZ *et al.*, 2018) se llevó a cabo el proyecto mencionado más otros tres adicionales que se ha ido ejecutando con posterioridad, interviniéndose en su conjunto sobre 3.392 ha del Parque Natural de la Sierra de Baza, con una inversión de 7.311.880 € (**Tabla 1**).

## 2.2.- Evaluación del decaimiento en Andalucía 2017-2019

El episodio de decaimiento de 2016 se extendió durante el año 2017 por las provincias de Almería y Granada. En los años posteriores también aparecieron masas en decaimiento en otras provincias. Por ello, en el marco de las actividades del Equipo de Equilibrios Biológicos, se llevó a cabo una evaluación basada en la identificación visual de focos de decaimiento y su traslado a cartografía. Para Almería y Granada, las provincias más afectadas, este estudio se realizó en el año 2017, proponiéndose una delimitación aproximada de la zona de afectación marcando su perímetro; en el caso de otras provincias, la evaluación se hizo en noviembre de 2019, siendo identificado el monte en el que se situaba el decaimiento, sin descender a una escala de aproximación mayor (**Figura 2**). En el momento en el que se realizó esta evaluación, no se reportaron daños apreciables por decaimiento en Sevilla, Málaga, Cádiz ni Córdoba, si bien existían algunos rodales en la provincia de Huelva y pudieron no tenerse en cuenta episodios incipientes.

**Figura 2.** Evaluación del decaimiento en Andalucía 2017-2019. En color ocre: montes públicos con presencia de rodales en decaimiento. En color azul: Delimitación con mayor detalle de la superficie afectada en los montes públicos de Granada. En color rojo: Delimitación con mayor detalle de la superficie afectada en los montes públicos de Almería.



En las provincias orientales destacaba la identificación de fitoplasma (*Candidatus Phytoplasma pini*) como posible agente causal de decaimiento en pinares de pino carrasco en el sur de Jaén (Sierras de Huesa, Quesada y Larva, Sierra Mágina) y otros de carácter inespecífico, posiblemente ligados a aumento de temperatura y estrés hídrico, que afectaban a los pinares de pino piñonero de Sierra Morena de Jaén. En Almería se identificaban repoblaciones posiblemente afectadas por fitoplasma en el Noreste (Vélez Rubio), Valle del Almanzora y Sierra de los Filabres y el Valle de Andarax. El decaimiento de tipo climático afectaba a ambas vertientes de Sierra Nevada y a las sierras centrales. Por último, en la provincia de Granada, el fitoplasma afectaba sobre todo a las sierras, y surcos centrales y nororientales (sierras de Iznalloz, Íllora, Moclín y Montefrío, depresión de Guadix, montes de La Peza y sierra de Orce) y a Sierra Nevada, estando el decaimiento de identificación climática más extendido por las laderas septentrionales de Sierra Nevada, la Sierra de Baza, las sierras occidentales y las sierras centrales y nororientales.

Esta evaluación se basa en el trabajo de campo a partir de recorridos específicos, además de en visitas ex profeso tras recibir alguna alerta a través de distintas fuentes. Mediante estas prospecciones se realiza una identificación cualitativa de la superficie afectada. La localización del foco de decaimiento no está exenta de dificultad dado que dentro del perímetro de afectación (que debe



ser referenciado tomando como base ortofotografías de detalle) se localizan subrodales, corros e, incluso, árboles individuales con grados de incidencia muy diferenciados. También existe una alta variabilidad temporal, al estar sujeto el episodio a evolución. Por ello, no fue posible ofrecer una cuantificación superficial de la superficie afectada. En cualquier caso, se trata de un medio de identificación de áreas con síntomas de decaimiento que permite disponer de una imagen territorial sobre la que adoptar decisiones posteriores de gestión.

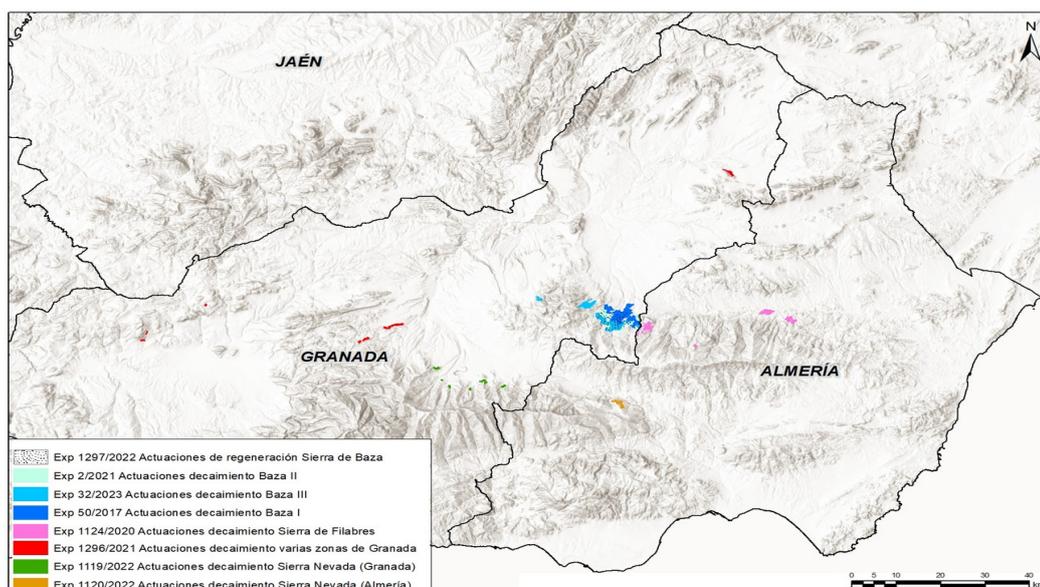
### 2.3.- Actuaciones para responder el decaimiento. Proyectos ejecutados en 2021 y 2022

En base a la evaluación realizada por el Equilibrio de Equilibrios Biológicos y al conocimiento de los servicios técnicos provinciales, se diseñaron un conjunto de proyectos de actuación financiados con el fondo FEADER de la Unión Europea (medida 8.5) con el objetivo de hacer frente al decaimiento detectado que han supuesto actuar sobre un total de 1.864,32 ha con una inversión de 6.217.016 € en las provincias de Granada y Almería (Sierra de los Filabres, Sierra Nevada y sierras del noreste de Granada) (**Figura 3**).

Los criterios para definir las zonas de actuación y las acciones concretas se basaron en el grado de urgencia del episodio, tomando en cuenta las orientaciones propuestas por el Grupo de Trabajo vinculado a la problemática del decaimiento de las repoblaciones de pinar en Andalucía y el enfoque genérico de la silvicultura para la adaptación al cambio climático (BRAVO *et al.*, 2008; GARCÍA GÜEMES y CALAMA, 2015; ROIG *et al.*, 2023). También se atendieron las recomendaciones propuestas en trabajos experimentales anteriores llevados a cabo en las zonas de actuación (NAVARRO CERRILLO *et al.*, 2019, ABELLANAS *et al.*, 2013)

Aunque cada proyecto tuvo sus particularidades, los criterios de actuación se basaron en los elaborados en el Grupo de Trabajo sobre el Decaimiento de la Sierra de Baza, adaptándolos para cada situación específica. La intensidad de corta se estableció en base a las densidades iniciales y el grado de afección del decaimiento, cifrándose entre el 20% y el 90% de los pies; algunas de las repoblaciones sobre las que se actuó contaban con densidades muy elevadas debido a que no se habían realizado labores selvícolas desde su implantación, superando los 2.000 pies/ha.

**Figura 3.** Actuaciones contra el decaimiento 2020-2023 en montes públicos de Andalucía (Almería y Granada).

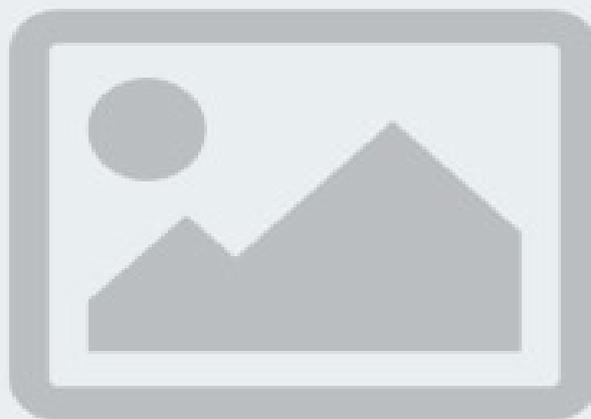


#### 2.4.- Evaluación del decaimiento en Andalucía 2023

A partir del verano de 2022 hubo otro episodio generalizado de decaimiento que aconsejó realizar otra prospección de campo específica sobre la situación en Andalucía (**Figura 4**).

En esta ocasión, además de incidir nuevamente sobre algunas de las localidades anteriores (que se habían recuperado parcialmente en los años posteriores) como Fiñana, Abrucena y Abla en Almería, o Soportújar y Cáñar en Granada, ha afectado a otras sierras como las litorales de Granada (Motril y Almuñécar), la Contraviesa almeriense (Adra y Berja) o las Sierras de Huétor (Víznar, Alfacar). Pero es especialmente reseñable que el decaimiento se ha desplazado hacia el sureste, manifestándose con mucha intensidad en las sierras litorales de Málaga, en particular en el Parque Natural de las Sierras Tejeda, Almijara y Alhama (Alcaucín, Sedella, Canillas de Albaida, Salares, Cómpeta y Nerja en Málaga, y Alhama de Granada, Arenas del Rey, Otívar, Jayena y Albuñuelas, en Granada). Se han detectado rodales aislados o árboles diseminados en Sierra Morena de Córdoba (Hornachuelos, Montoro, Espiel), Cádiz (San Roque, Chipiona, Sanlúcar de Barrameda, Puerto de Santa María) y en el interior de Málaga (en el Valle del Genal - Jubrique, Benarrabá y Gaucín -, y en las sierras centrales - Ardales - en los Montes de Málaga). Destaca en particular la afectación al pinsapar de la Sierra de las Nieves en el término de Parauta.

**Figura 4.** Evaluación del decaimiento en Andalucía 2023. En color ocre: montes públicos con presencia de rodales en decaimiento.



### 3. Metodología para la evaluación del decaimiento

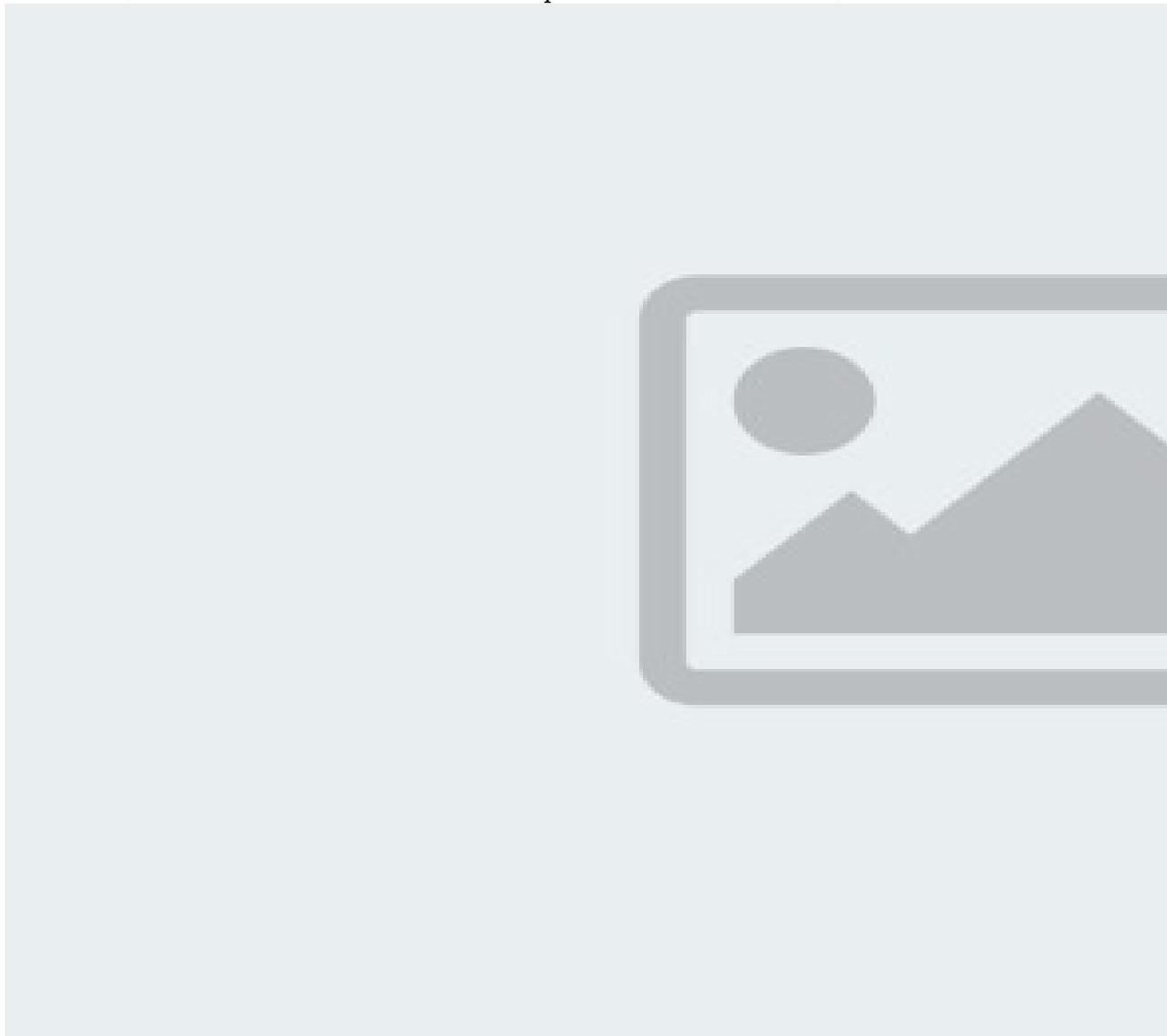
De la experiencia acumulada durante estos años se deriva la necesidad de disponer de metodologías de evaluación del decaimiento que permitan realizar un seguimiento continuo de la incidencia sobre las formaciones forestales de Andalucía.

Las aproximaciones que se están llevando a cabo en Andalucía están tomando como base el análisis de información geográfica territorializada a partir de imágenes satelitales que permitan disponer de una evolución temporal, junto con el uso de las imágenes y coberturas de información históricas disponibles en la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), que constituyen una base de referencia para comparar el estado vegetativo con años considerados como normales.

Tomando como referencia las áreas identificadas como con incidencia del decaimiento por el Equipo de Equilibrios Biológicos, se ha llevado a cabo un análisis preliminar a partir de imágenes de satélite (índices espectrales NDVI de junio, 2019 a 2024 derivados de imágenes de Media Resolución Sentinel 2 de 10 m, Agencia Espacial Europea (ESA-Copernicus), calculando las anomalías del NDVI respecto al año de referencia (junio 2019). Con posterioridad, se han seleccionado parcelas específicas para estudiar la distribución de la anomalía temporal del NDVI en retículas de 10 x 10 m (**Figura 5**). Para el análisis también se han utilizado información derivada de LiDAR y las Ortofotografías PNOA disponibles. Entre los

próximos pasos se contempla el análisis con imágenes de satélite de muy alta resolución (VHR) de hasta 0,30 m y mayor número de bandas espectrales, como las obtenidas por los satélites Pléiades (AIRBUS Defence & Space), o similares.

**Figura 5.** Evaluación del decaimiento a partir de análisis multitemporal de imágenes de satélite Sentinel 2 (2019-2024). Ejemplo sobre una parcela de muestreo (anomalía en color ocre: montes con presencia de decaimiento).



#### **4. Conclusiones: lecciones aprendidas sobre cómo abordar las crisis de decaimiento forestal a partir de la experiencia adquirida**

Desde el punto social, los episodios bruscos e intensos llaman poderosamente la atención. En esos momentos de gran crisis (como la ocurrida a partir de 2001 y 2002 que afectó a la Sierra de los Filabres, en el verano de 2016 en la Sierra de Baza o a partir del verano de 2022, que ha tenido especial incidencia en el litoral oriental de Málaga), se activan las alertas sociales lo que resulta un detonante para implementar actuaciones de respuesta a través de intervenciones de emergencia y urgencia.

Excepto cuando irrumpen circunstancias meteorológicas especialmente adversas (como la concurrencia de un periodo de elevadas temperaturas en un



contexto de estrés hídrico o la incidencia de heladas o vendavales) o actúa de forma agresiva alguna especie invasora, los procesos de decaimiento se manifiestan usualmente de manera progresiva. Por ello, la anticipación cobra gran importancia para dotar a los ecosistemas forestales – en particular a los originados mediante la implantación artificial – de una mayor y mejor capacidad de respuesta.

Para ello, resulta importante avanzar en la identificación de causas (muchas veces múltiples y de difícil desacoplamiento) y, especialmente, en la determinación de indicadores que puedan ser utilizados para establecer umbrales a partir de los cuales el sistema entre en un estado de riesgo severo. Mientras no se dispongan de estos indicadores, se debe confiar en la aplicación del criterio experto, tanto en el monitoreo y seguimiento como en la definición de criterios selvícolas de manejo.

En el caso concreto de Andalucía, en donde la mayor parte de las repoblaciones de coníferas tienen un origen y fin protector y están situadas en terrenos de titularidad pública, la anticipación es también importante desde el punto de vista operativo ante la necesidad de planificar y diseñar actuaciones que requieren de un largo plazo de preparación.

El primer elemento para hacer frente a las crisis de decaimiento es **la evaluación y seguimiento**. La identificación de focos se apoya en el trabajo de campo del Equipo de Equilibrios Biológicos, que sigue la metodología de la Red Andaluza de Seguimiento de Daños en Ecosistemas Forestales y de la Red de Alerta Fitosanitaria Forestal. Este trabajo de monitoreo en campo debe integrarse con metodologías de evaluación basadas en la teledetección y el contraste multitemporal de imágenes satelitales como el propuesto en este trabajo, de manera que se pueda disponer de una base de información seriada a partir de indicadores que puedan relacionarse con el cambio de estado drástico en los ecosistemas (como los índices a partir del NDVI).

El segundo elemento esencial es **la planificación y ordenación forestal** a escala de monte con el objetivo de ofrecer un marco pautado de intervenciones para adaptar las formaciones forestales a las condiciones que favorecen el decaimiento. La elaboración de los proyectos de ordenación tiene también el potencial de ser una plataforma de aprendizaje mediante la recapitulación y evaluación de las actuaciones pasadas. En este sentido, los tratamientos selvícolas preventivos o dirigidos a la evolución de la masa conforman un elenco de casos para tomar mejores decisiones en aspectos relevantes como la intensidad y el patrón de corta. En la programación de actuaciones del plan de mejora, de forma complementaria con el objetivo principal perseguido (prevención de incendios, naturalización y fomento del relevo de vegetación, mejora de la masa para fines productivos, etc.), será posible incorporar como criterio la mejora del comportamiento ante posibles eventos que supongan la ruptura del buen estado de vigor de la vegetación, aumentando la capacidad de adaptación y resiliencia, lo que es especialmente importante en el contexto actual de cambio climático. El proyecto de ordenación en su conjunto, desde su fase de inventariación y rodalización hasta la última etapa de programación, debería asumir como elemento principal de diseño el encarar el riesgo de decaimiento para poder poner en marcha respuestas de gestión.

El tercer elemento es la puesta en marcha de actuaciones de gestión selvícola (NAVARRO CERRILLO *et al.*, 2023). En Andalucía, como se ha puesto de



manifiesto, se ha realizado un importante esfuerzo en los últimos años (4.227 ha solo en los proyectos contra el decaimiento citados y una inversión de 13,5 millones de euros, financiados con el apoyo del Programa de Desarrollo Rural FEADER). Aunque sería necesario emprender evaluaciones del efecto de estas intervenciones, la respuesta de las repoblaciones a los tratamientos selvícolas ha sido buena, de forma comparativa con áreas no intervenidas. Pero en otras zonas, el decaimiento va más rápido que nuestra capacidad de actuación y se precisa de actuaciones posteriores ante la progresión de árboles debilitados y muertos.

Existe todavía margen de intervención habida cuenta de que parte de la superficie de repoblaciones históricas presentan un déficit acumulado de manejo que ha dado lugar a densidades y coberturas excesivas, no adecuadas al momento vegetativo ni adecuadas a las condiciones del medio bajo las circunstancias climáticas que justificaron el modelo de la repoblación (en cuanto a objetivo, elección de especie, marco de plantación, trayectoria selvícola y situación de referencia futura). Las consecuencias de estos déficits acumulados en cuanto a exceso de competencia, inadecuada conformación y estructura de la masa y estancamiento de la evolución de la formación forestal se ven agravadas por el empeoramiento de los parámetros meteorológicos, tendentes hacia una mayor aridización pluviométrica y térmica (SÁNCHEZ-SALGUERO *et al.*, 2012). Bajo estas premisas, se hacen aún más necesarias las intervenciones selvícolas, cuyo diseño excederá las prácticas pautadas aconsejables bajo un régimen de intervención programado desde el inicio, debiendo responder al desafío que supone reajustar sistemas con crecimientos acumulados excesivos y desorganizados expuestos a un mayor riesgo ante los episodios de decaimiento. Por consiguiente, frecuentemente se habrá de recurrir a altas intensidades de corta (por encima del 50%) que condensen en una única intervención el déficit de tratamientos selvícolas. No obstante, esta decisión debe ser adoptada con mucha prudencia, teniendo en cuenta los desequilibrios que pueden activarse en el conjunto del rodal a raíz de la corta, al verse potencialmente expuesto a riesgos como la desestabilización de los pies remanentes, la incidencia de vientos y nevadas o el excesivo caldeoamiento del suelo y la pérdida de agua por evaporación, en un sistema que había vegetado hasta el momento bajo otras condiciones.

Los principios de la selvicultura para la adaptación frente al cambio climático (GARCÍA GÜENES y CALAMA, 2015) y el tipo de intervenciones aconsejables (reducción del volumen en pie, aumento de la precocidad e intensidad de clareas y clareos, promoción de masas mixtas a través de la diversificación específica y estructural y la gestión de la competencia) presentan gran interés para los planteamientos de intervenciones selvícolas sobre repoblaciones en decaimiento o susceptibles de entrar en él. Sin embargo, no hay que perder de vista que la intervención atenderá en muchos casos a sistemas ya muy dañados, moribundos o muertos, o que presentan una viabilidad futura muy comprometida. En estas situaciones, la intervención debe plantear el qué hacer con el legado de madera muerta o deteriorada acumulada y, especialmente, cómo realizar la transición hacia un nuevo sistema.

En cuanto a lo primero - el manejo de la madera muerta o deteriorada -, los retos de los rodales en decaimiento resultan similares a los del manejo de la madera quemada en repoblaciones incendiadas (CASTRO *et al.*, 2009). La decisión acerca del modelo de manejo ha de responder a la pregunta de qué hacer con la herencia que supone la biomasa acumulada. Desde el punto de vista psicosocial, cuando el decaimiento afecta a una amplia superficie y, además, esta se encuentra



en zonas de gran ocupación o uso humano, la muerte de arbolado desencadena demandas de intervención por parte de actores sociales que exigen que se ponga solución a la tragedia que supone el deterioro del paisaje. Esta demanda puede y debería ser objeto de atención, en el sentido de informar y compartir los criterios de intervención aconsejables desde el punto de vista técnico, que pueden ir desde la no intervención hasta alternativas de manejo más o menos intensas en relación con la madera muerta (CASTRO *et al.*, 2016).

En la práctica de las actuaciones contra el decaimiento forestal en Andalucía, el manejo de la madera muerta ha consistido, como práctica más frecuente, en facilitar su reincorporación como materia orgánica al suelo a través del apeo, descopado y fragmentación de los restos mediante desbrozadora (utilizando usualmente los fustes para la construcción de fajinas con finalidad de protección del suelo), o por medio de una trituradora acoplada a un tractor forestal o retroaraña de modo que se trituren en pie los árboles. En ocasiones, cuando la densidad de árboles muertos es muy elevada se ha podido recurrir a la extracción parcial de los restos para su destino como biomasa. En cualquier caso, se han mantenido un porcentaje (al menos un 5%) de árboles secos en pie para que puedan ejercer el efecto percha o aportar cierto sombreadamiento.

Las razones para llevar a cabo este tipo de actuaciones de manejo de la madera muerta se basan en criterios selvícolas como la reducción del combustible y la oportunidad de restablecer cierto orden en el terreno de cara a la futura restauración, actuando de modo preventivo contra los incendios forestales y evitando la dificultad de manejo que supone un terreno en el que los árboles caídos se acumulan de modo desordenado en el terreno (lo que, dadas las lentas tasas temporales de descomposición en condiciones mediterráneas, con suelos a menudo de carácter oligotrofo, compromete el diseño de actuaciones futuras). No conviene olvidar que se trata de sistemas procedentes de actuaciones artificiales, cuya evolución ha quedado truncada, que han producido una gran cantidad de materia leñosa que es aconsejable incorporar cuanto antes a los nuevos ciclos ecológicos.

Estas actuaciones de manejo de la madera muerta han de ser complementarias a las que se ejecuten de forma activa para mejorar la capacidad de respuesta de la vegetación de los árboles residuales en los rodales muy afectados o de los rodales amenazados de empeoramiento; por otro lado, también debe prestarse una atención preferente a la presencia de árboles debilitados que puedan convertirse en focos de plagas que potencien la situación de decaimiento. Estas acciones irán orientadas a dotar a los individuos de una mejor disposición ante los factores de estrés (mediante podas o resalveos) o al rodal en su conjunto (a través de clareos y claras, selección de competencia, etc.).

La intervención activa puede cumplir también objetivos adicionales de gran importancia como acelerar el relevo de vegetación en los casos en que exista una regeneración próspera de especies de etapas más maduras del ecosistema mediterráneos (como las especies de *Quercus* y arbustos mediterráneos) reduciendo la intensidad de sombreadamiento del dosel del pinar remanente; con ello, se aceleraría la transición hacia modelos de formaciones mixtas. O, simplemente, la intervención puede traducirse en la observación y el seguimiento y la opción de no actuar en tanto que los procesos naturales permitan colonizar el terreno con especies aptas, de modo que el sistema se renueve bajo otras condiciones, pero que pueden ser eficaces para aportar las funciones perdidas,



como la protección del suelo.

Pero las situaciones posibles que pueden derivarse de un episodio de decaimiento son muy variadas. Es posible, por ejemplo, que no exista relevo sucesional, o que incluso las especies de futuro de este relevo se estén viendo afectadas por el decaimiento. Bajo estas circunstancias, la respuesta ha de plantear escenarios y trayectorias de la vegetación que estén en consonancia con el nuevo escenario climático que, por otro lado, se encuentra en estas décadas en una coyuntura de cambio dinámico. Existen herramientas para enfrentarse a este reto, posiblemente uno de los mayores ante los que nos situamos, como la incorporación de especies propias de series y modelos de vegetación secundarios hasta la fecha en la localidad, o incluso desconocidos, incluyendo hacer uso de ecotipos de otras procedencias que guarden más similitud con las condiciones futuras esperables (FERNÁNDEZ-MANJARRÉS y BENITO-GARZÓN, 2015).

Es grande el desafío. Porque en relación con el cambio climático, la mitigación y adaptación forman parte de la receta precisa para revertir y adecuarse a las nuevas condiciones, pero igualmente hay que asumir otros enfoques emergentes que inspirar nuestras actuaciones dentro del nuevo paradigma definido por el cambio global, tales como la resistencia, la aceptación o la guía y orientación de los nuevos ecosistemas (SCHUURMAN *et al.*, 2020). Unos nuevos ecosistemas forestales que se van alejando de los que conocimos, del mismo modo que va quedando en el pasado la certidumbre que estaba asociada a las condiciones de relativa estabilidad con la que habíamos convivido.

## 6.- Bibliografía

- ABELLANAS OAR, B.; CUADROS TAVIRA, S.; OLIET PALÁ, J. A. 2013, “Efectos de los tratamientos selvícolas sobre la estructura espacial de los rodales forestales”. *VI Congreso Forestal Español*, Vitoria-Gasteiz.
- ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K.; CHENCHOUNI, H.; BACHELET, D.; McDOWELL, N.; VENNETIER, M.; KITZBEGER, T.; RIGLING, A.; BRESHEARS, D. D.; HOGG, E. H.; GONZALEZ, P.; FENSHAM, R.; ZHANG, Z.; CASTRO, J.; DEMIDOVA, N.; LIMJ.; ALLARD, G.; RUNNING, S. W.; ZEMERCI, A.; COBB, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manag.* 259, 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- ANDEREGG, L. D. L.; KERR, K. L.; TRUGMAN, A. T. 2019. Widespread drought-induced tree mortality at dry range edges indicates that climate stress exceeds species’ compensating mechanisms. *Global Change Biology*, 25: 3793–3802. DOI: 10.1111/gcb.14771
- BIGLER, C.; BRÄKER, O. U.; BUGMANN, H.; DOBBERTIN, M.; RIGLING, A. 2006. Drought as an Inciting Mortality Factor in Scots Pine Stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9, 330–343
- BRAVO, F.; BRAVO-OVIEDO, A.; RUIZ-PEINADO, R.; MONTERO, G. 2008. “Selvicultura y cambio climático”. En: SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J. A. (eds.). *Compendio de Selvicultura aplicada en España*. Madrid, pp. 981-1001.
- CASTRO, J.; NAVARRO, R.; GUZMÁN, J. R.; ZAMORA, R.; BAUTISTA, S. 2009. ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio? Una práctica forestal poco estudiada. *Quercus*, 281:34-41.
- CASTRO, J.; LEVERKUS, A. B.; NAVARRO GÓMEZ-MENOR, J.; GUZMÁN ÁLVAREZ, J.



R. 2016. Qué hacer con los árboles quemados tras un incendio forestal. *Quercus*, 366: 32-38.

DES FUTUR 2024. DesFutur, proyecto financiado por la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea NextGenerationEU <https://desfutur.github.io/web/index.html>

DESPREZ-LOUSTAU, M.; BENOIT, M.; NAGELEISEN, L.; PIOU, D.; VANNINI, A. 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Ann. Sci.* 63, 597-612

FERNÁNDEZ CANCIO, A.; NAVARRO-CERRILLO, R. M.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; FERNÁNDEZ, R.; MANRIQUE MENÉNDEZ, E. 2010. Viabilidad fitoclimática de las repoblaciones de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) en la Sierra de los Filabres (Almería). *Ecosistemas*, 20: 124-144

FERNÁNDEZ-MANJARRÉS, J. F.; BENITO-GARZÓN, M. 2015. El debate de la migración asistida en los bosques de la Europa Occidental. En: HERRERO, A.; ZAVALA, M. A. (eds.). *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. MAGRAMA, pp. 463-468.

GARCÍA GÜEMES, C.; CALAMA, R. 2015. La práctica de la selvicultura para la adaptación al cambio climático. En: Herrero, A.; Zavala, M. A. (eds.). *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*, Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid, pp.: 501-512.

GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R.; NEBOT SANZ, B.; GONZÁLEZ SECO, J.; VENEGAS TRONCOSO, J.; CARRASCO GOTARREDONA, A.; SÁNCHEZ RUIZ, J.; MEDINA, M.; ZAMORA RODRÍGUEZ, R.; NAVARRO CERRILLO, R.; SÁNCHEZ ANGUITA, A.; RODRÍGUEZ REVIRIEGO, S.; RUIZ NAVARRO, J. M.; GÓMEZ DE DIOS, M. A.; MUÑOZ RISUEÑO, A.; CÉSAR DE CÓRDOBA, R.; COBOS AGUIRRE, J.; SÁNCHEZ PALOMARES, S.; HENARES, I.; NAVARRO GÓMEZ-MENOR, J.; CANO-MANUEL, J.; JOSÉ RUIZ GOMEZ, F. J.; BRUNO NAVARRO, F. 2018. Decaimiento de las repoblaciones de pinar en Andalucía. El caso de la Sierra de Baza. *Presentación al I Congreso CIMAS*, Granada, 9 de marzo de 2018.

GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R.; GÓMEZ DE DIOS, M. A.; MUÑOZ RISUEÑO, A.; ALGUACIL PICÓN, F.; GÓMEZ MILÁN, F.; NEBOT SANZ, B.; COBOS AGUIRRE, F. J.; CARRASCO GOTARREDONA, A.; RODRÍGUEZ REVIRIEGO, S.; SÁNCHEZ CALLADO, F. M.; REDONDO NOVAL, J. A.; RUIZ, J. M.; SÁNCHEZ ANGUITA, A. 2020. La cochinilla corticícola *Matusoccus feutaudi* Duc., 1941, y su papel en el decaimiento de *Pinus pinaster* Ait. En el Parque Natural de la Sierra de Baza (Granada, Andalucía, España). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 46 (1): 83-102

MARTÍNEZ-VILALTA, J.; PIÑOL, J. 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *For. Ecol. Manag.* 161, 247-256.

NAVARRO CERRILLO, R. M.; VARO, M. A.; LANJERI, S.; HERNÁNDEZ CLEMENTE, R. 2007. Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres. *Ecosistemas*, 16 (3): 163-171

NAVARRO CERRILLO, R. M.; SÁNCHEZ SALGUERO, R.; RODRÍGUEZ, C.; DUQUE, J.; MORENO-ROJAS, J. M.; PALACIOS-RODRÍGUEZ, G.; CAMARERO, J. J. 2019. Is thinning an alternative when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. sylvestris* stands in Southern Spain. *Forest Ecology and*



*Management*, 433: 313-324

NAVARRO CERRILLO, R. M.; CACHINERO-VIVAR, A. M.; PÉREZ-PRIEGO, O.; ASPIZUA CANTÓN, R.; BEGUERÍA, S.; CAMARERO, J. 2023. Developing alternatives to adaptative silviculture: thinning and tree growth resistance to drought in a *Pinus* species on an elevated gradient in Southern Spain. *Forest Ecology and Management*, 537: 120936

NEUMANN, M.; MUES, V.; MORENO, A.; HASENAUER, H.; SEIDL, R. 2017. Climate variability drives recent tree mortality in Europe. *Glob. Change Biol.* 23; 4788–4797

PEMÁN GARCÍA, J.; IRIARTE GOÑI, I.; LARIO LEZA, F. J. 2017. *La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

RIGLING, A.; BIGLER, C.; EILMANN, B.; FELDEMEYER, E.; GIMMI, U.; GINZLER, C.; GRAF, U.; MAYER, P.; ZWEIFEL, R.; DOBBERTIN, M. 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology*, 19: 229–240. <https://doi.org/10.1111/gcb.12038>

ROIG, S.; DEL RÍO, M.; REQUE, J.; RUIZ-PEINADO, R.; DE FREUTOS, S.; ALDEA, J. (coord.). 2023. *Selvicultura para la adaptación al cambio climático*. VI Reunión del Grupo de Trabajo de Selvicultura de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, Madrid

[https://secforestales.org/sites/default/files/archivos/libro\\_de\\_resumenes\\_vi\\_reunion\\_selvicultura\\_secf\\_2023.pdf](https://secforestales.org/sites/default/files/archivos/libro_de_resumenes_vi_reunion_selvicultura_secf_2023.pdf)

SÁNCHEZ PEÑA, G. 1993. El decaimiento de los bosques. *Vida Silvestre*, 74: 12-17

SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; NAVARRO CERRILLO, R. M.; CAMARERO, J. J.; FERNÁNDEZ CANCIO, A.; SWETNAM, T. W. 2012. Vulnerabilidad frente a la sequía de repoblaciones de dos especies de pinos en su límite meridional en Europa. *Ecosistemas*, 21 (3): 31-40

SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; LINARES, J. C.; CAMARERO, J. J.; MADRIGAL-GONZÁLEZ, J.; HEVIA, A.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A.; ALFARO-SÁNCHEZ, R.; GARCÍA CERVIGÓN, A. I.; BIGLER, C.; RIGLING, A. 2015. Disentangling the effects of competition and climate on tree growth: the importance of past land-use legacies in determining current stand structures. *Forests Ecosystems and Management*, 358: 12-25

SCHUURMAN, G. W.; HOFFMAN, C. H.; COLE, D. N.; LAWRENCE, D. J.; MORTON, J. M.; MAGNESS, D. R.; CRAVENS, A. E.; COVINGTON, S.; O'MALLEY, R.; FISICHELLI, N. A. 2020. *Resist-Accept-Direct (RAD). A Framework for the 21st-century Natural Resource Manager*. Natural Resource Report NPS/NRSS/CCRP/NRR, 2020/2213. National Park Service, U. S. Department of the Interior.

VALERIANO, C.; GAZOL, A.; COLANGELO, M.; CAMARERO, J. J. 2021. Drought Drives Growth and Mortality Rates in Three Pine Species under Mediterranean Conditions. *Forests*, 12: 1700 <https://doi.org/10.3390/f12121700>