



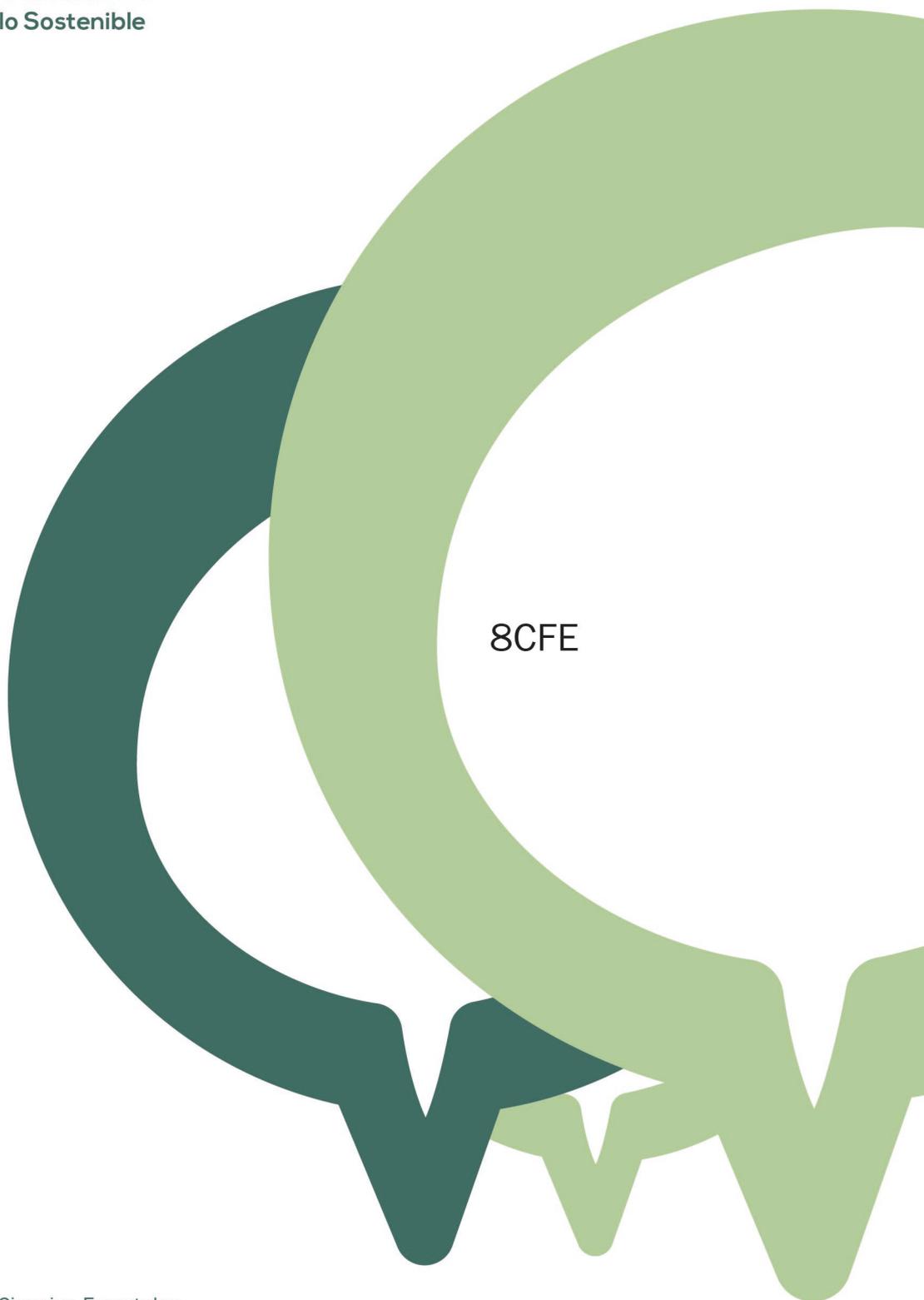
2022
Lleida

27·1
junio · juny
julio · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Dinámica de la descomposición de la madera muerta en una repoblación de *Pinus pinaster* Aiton bajo diferentes claras (Sierra Norte, Guadalajara): propuesta metodológica y primeros resultados

CALVILLO RUIZ, A.¹, BRAVO FERNÁNDEZ, J.A.² Y OLIET PALA, J.A.³

¹ Tragsatec – Proyectos AGSA-MAPI Badajoz

² Departamento de Sistemas y Recursos Naturales. ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid.

³ Departamento de Sistemas y Recursos Naturales. ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid.

Resumen

La madera muerta es un elemento cuya importancia ecológica cada vez es más reconocida, hasta el punto de ser un indicador europeo de la biodiversidad. Los pinares de repoblación mediterráneos poseen por lo general escasos elementos de diversificación. Para poder aportar directrices sobre la gestión de la madera muerta es importante conocer la evolución de su descomposición bajo distintos tratamientos. En el presente estudio, situado en una repoblación de *Pinus pinaster* Aiton de 55 años en Júcar (Guadalajara), se ha iniciado el seguimiento de la descomposición de pies apeados y dejados en el monte tras aplicar claras de distinto tipo y peso, para lo cual se ha realizado una propuesta metodológica basada en el porcentaje de desprendimiento de la corteza. Un año después de la ejecución de las claras se observan diferencias significativas en los porcentajes de descortezado, presentando mayor descomposición en las parcelas con claras de mayor peso, lo que se asocia a una mayor radiación solar. No se han hallado diferencias entre claras bajas y altas. El poco tiempo transcurrido hace necesario mantener el seguimiento a medio plazo para obtener resultados concluyentes.

Palabras clave

Selvicultura y biodiversidad, gestión forestal sostenible, carbono, hábitat, organismos saproxílicos.

1. Introducción

La madera muerta es un elemento dinámico de los ecosistemas forestales cada vez más utilizado como indicador de la madurez, naturalidad y biodiversidad de los bosques (Travaglini et al., 2006; Brin et al., 2008). Su importancia es ampliamente reconocida a distintos niveles ecológicos: contribuye a la cantidad total de materia orgánica, influyendo en la formación de suelo y en los ciclos de carbono y nitrógeno (Laiho y Prescott, 2004), puede actuar como elemento nodrizo para la protección de semillas y plántulas y, quizás su función más valorada, sirve como hábitat y alimento para un gran número de especies saproxílicas (aquellas que durante parte de su ciclo vital dependen de la madera muerta de los árboles). Dentro de las especies saproxílicas se incluyen principalmente una gran variedad de hongos saprófitos y numerosos insectos (Grove, 2002), destacando también pájaros que anidan en cavidades (McComb y Lindenmayer, 1999), briófitos, líquenes, y pequeños mamíferos (Müller y Bütler, 2010).

A continuación, se comentan algunos aspectos relevantes en cuanto a la dinámica y gestión de la madera muerta.

1.1. Dinámica de la madera muerta en bosques manejados

En masas manejadas por el ser humano, la madera muerta procede principalmente de las actividades silvícolas (podas, claras, cortas...) (Brin et al., 2008). Como consecuencia de la gestión

forestal tradicionalmente llevada a cabo y los tratamientos silvícolas asociados, en la que se ha obviado la importancia de la madera muerta, se ha observado que en masas manejadas suele ser menor la cantidad de madera muerta, su diámetro y la diversidad de tipologías de la misma. Tras la ejecución de claras se suele dejar en el monte aquella fracción de madera más fina que no puede ser aprovechada por la industria, siendo esta fracción menos adecuada como hábitat para numerosas especies que necesitan mayor cantidad y diámetro de madera muerta. Los pies muertos, moribundos o debilitados también suelen ser extraídos para evitar riesgo de propagación de enfermedades y/o plagas. Además, para evitar posibles problemas de plagas y enfermedades, los restos de los tratamientos suelen ser tratados mediante quema o trituración, eliminando incluso la fracción fina. El creciente interés en el aprovechamiento de biomasa como biocombustible para la generación de energía dificulta aún más la conservación de madera muerta en los montes al eliminar incluso la fracción más fina, y pone en peligro a aquellas especies asociadas a la madera muerta (Brin et al., 2008).

Además, en ecosistemas forestales adaptados al fuego, como son los pinares mediterráneos, es una práctica habitual la eliminación del matorral y especies arbustivas, Esta práctica implica la eliminación de elementos potenciales de madera muerta del ecosistema (Fernandes et al., 1999; Montes y Cañellas, 2006).

Estudios que analizan la distribución temporal de la madera muerta en bosques manejados han descrito un patrón en forma de sierra en que se producen picos en la cantidad de madera muerta que se corresponde con los momentos de actuaciones silvícolas (Montes et al., 2004). Además, estos picos no corresponden con la diversidad de madera muerta en un bosque natural, sino que ciertos elementos propios de bosques naturales son sustituidos por otros que son residuos de los tratamientos silvícolas (p.ej. en bosques maduros no manejados hay mayor cantidad de estacas y árboles muertos en pie, mientras que en bosques manejados estos elementos apenas aparecen, pero hay mucha cantidad de tocones).

Se estima que la cantidad de madera muerta en repoblaciones en el área de Fenoscandia empieza a aumentar a partir de los 60 años de edad de la masa (Jonsson et al., 2005). Brin et al. (2008) señalan que hay un patrón claro de acumulación de madera muerta a lo largo del ciclo de un bosque manejado que alcanza su pico con la tercera clara, alcanzado el valor estimado de 24 m³/ha.

Se estima que, en bosques manejados, el volumen de madera muerta gruesa se encuentra entre el 2 y el 30% (normalmente menos del 10%) de la que se encuentra en un bosque natural no manejado (Fridman y Walheim, 2000). De estos datos y los mostrados en los apartados anteriores se podría deducir dos hechos: que la silvicultura tradicionalmente aplicada no ha tenido en cuenta la importancia ecológica de la madera muerta, eliminando tanto los árboles muertos como los elementos potenciales de madera muerta, y que las masas procedentes de repoblación, al menos en España, con frecuencia son demasiado jóvenes como para producir suficiente cantidad de madera muerta gruesa, no teniendo sentido comparar un bosque joven con un bosque maduro.

A pesar de estos estudios comparando las cantidades, son menos los que han estudiado la historia de la gestión en masas manejadas y las diferentes estructuras de madera muerta que se han originado para determinar si ciertos tipos de gestión influyen en la cantidad de madera muerta (Grove, 2001; Sefidi, 2015).

1.2. Directrices para la gestión de madera muerta en Europa

Actualmente, en Europa la madera muerta es uno de los 26 indicadores que forman parte del Sistema de Indicadores Europeos de Biodiversidad (SEBI), iniciativa paneuropea creada en 2005. También es uno de los nueve Indicadores de Biodiversidad Paneuropeos para la Gestión Forestal

Sostenible, que fueron adoptados en la Conferencia Ministerial para la Protección de los Bosques en Europa (MCPFE) de 1998 (Lisboa) y mejorados en 2003 (Viena) y que se usaron como referencia para la creación de la norma UNE 162.002:2013 por la cual se rigen los estándares de certificación de la Asociación para la Certificación Española Forestal (PEFC).

A lo largo de los últimos años ha habido una serie de recomendaciones respecto al manejo de la madera muerta que se han tomado como referencia para la gestión forestal sostenible. Estas recomendaciones se han basado principalmente en métodos estadísticos basados en la cuantificación del volumen, fase de descomposición y especies dominante mediante transectos o parcelas de muestreo (Andersen et al., 2009) o mediante la valoración propia de expertos en la materia (Olivar et al., 2017).

En 1990, Hunter (citado en Agresta S. Coop., 2016) propuso una primera cantidad óptima de madera muerta para alcanzar una gestión forestal sostenible que oscilaba entre 5 y 10 árboles muertos por hectárea. Este criterio se tomó en un principio como referencia a nivel mundial. Müller y Bütler (2010) fueron más precisos, buscando unos umbrales de madera muerta recomendables para los distintos tipos de bosques europeos (Tabla 1), proponiendo un rango entre 10 y 50 m³/ha con un nivel óptimo sobre los 30 m³/ha.

Tabla 1. Umbrales de cantidad de madera muerta recomendados en distintos tipos de bosques europeos (Müller y Bütler, 2010).

Tipo de bosque	Recomendación (Müller y Bütler, 2010)
Bosques boreales	20-30 m ³ /ha
Bosques mixtos de montaña	30-40 m ³ /ha
Robledales-hayedos de baja altitud	30-50 m ³ /ha

1.3. Directrices para la gestión de madera muerta en España

En España, en la metodología propuesta por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MMARM) en 2009 “Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España” se incluyó la madera muerta como indicador relevante para evaluar el estado de conservación, estableciendo unos umbrales de madera muerta que se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Umbrales de madera muerta recomendados por el MMARM (MMARM, 2009).

Nivel	Características madera muerta
Desfavorable- Malo	<10 m ³ /ha
Desfavorable - Inadecuado	10-30 m ³ /ha, con al menos un 30% como fragmentos de más de 30 cm de diámetro y un 20% como madera muerta en pie.
Favorable	>30 m ³ /ha, con al menos 12 m ³ /ha en fragmentos de más de 30 cm de diámetro y al menos 4 m ³ /ha en pie. Es importante que se presente madera en todos los estados de descomposición y que muestre una distribución que ocupe todo el espacio

En los estándares españoles de gestión forestal para la certificación FSC (Forest Stewardship Council A.C., 2012) se hace referencia en dos ocasiones a la madera muerta o a elementos potenciales de madera muerta. El principio 6 de impacto ambiental incluye en su criterio 6.3 la necesidad de mantener intactas las funciones ecológicas, haciendo hincapié en el indicador 6.3.5 en las medidas

para conservar, mejorar o restaurar la diversidad y microhábitats asociados a árboles extramaduros y madera muerta. El principio 9 de mantenimiento de montes con alto valor de conservación también hace referencia en el indicador 9.3.7 a mantener 5 pies extracortables por hectárea hasta su muerte natural y, si existen, 2 pies muertos por hectárea en aquellos montes cuyo producto principal sea la madera.

También la Asociación para la Certificación Española Forestal (PEFC), que se rige por la norma UNE 162.002:2013 de Gestión Forestal Sostenible (AENOR, 2013) hace mención en su indicador 4.5 a la madera muerta, fijando como objetivo la “presencia de madera muerta en cantidad, dimensiones y distribución adecuada a las directrices y avances científicos, salvo excepciones justificadas por incendios, plagas o usos del monte”. También en las instrucciones generales para la ordenación de montes arbolados de cada Comunidad Autónoma se suelen incluir ciertas directrices básicas, o por lo menos mención, al mantenimiento de madera muerta en el monte.

2. Objetivos

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto de Investigación FORADMIT - Gestión forestal para la adaptación y mitigación: diversificación estructural y específica de pinares mediterráneos de repoblación (Código AGL2016-77863-R), con duración desde 2017 hasta 2020, desarrollado por varios profesores e investigadores de la Universidad Politécnica de Madrid. El proyecto FORADMIT consta de varias líneas de investigación, participando este trabajo en la línea de estudio y evaluación de la madera muerta en repoblaciones forestales.

Los objetivos son:

- Analizar la dinámica de descomposición de la madera muerta desde el inicio del proceso.
- Analizar la influencia a corto plazo de la ejecución de claras de distinto tipo y peso sobre el proceso de descomposición de la madera muerta.

Se trata de la primera fase de un experimento que necesita de más tiempo para extraer conclusiones firmes, sirviendo este trabajo para describir la metodología seguida y presentar resultados preliminares, a un año de la ejecución de las claras.

3. Metodología

3.1. Dispositivo experimental y toma de datos

Para llevar a cabo el estudio se ha utilizado el dispositivo experimental desarrollado por el proyecto FORADMIT en el Monte de Utilidad Pública (MUP) nº 261 “Jócar” (Arbancón, Guadalajara). Se encuentra ubicado en una masa de *Pinus pinaster* procedente de las repoblaciones del Plan General de Repoblación Forestal de España (PGRFE). La repoblación fue realizada en 1969 por el Patrimonio Forestal del Estado durante la segunda etapa del PGRFE con el objetivo de defensa del embalse de Beleña. En 1999 (a los 20-30 años de edad de la masa) se realizó una primera clara de peso aproximado del 50% en densidad. En diciembre de 2017 se aplicaron nuevas claras en el marco del citado proyecto FORADMIT, que serán descritas con detalle.

El dispositivo experimental, distribuido como se muestra en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia. 1**, está formado por tres bloques, existiendo 4 parcelas en cada bloque. Las parcelas son cuadrangulares de 50 metros de lado, más. 20 metros de seguridad a cada lado para evitar efecto borde. En tres parcelas de cada bloque se han realizado claras con distinto tipo y peso, mientras que una cuarta se ha conservado como parcela control sin actuación alguna. Las claras aplicadas han sido las siguientes: clara baja del 20% (Cb20), clara baja del 35% (Cb35) y clara alta del 35% (Ca35) (todos los pesos están expresados como porcentaje de área basimétrica extraída).

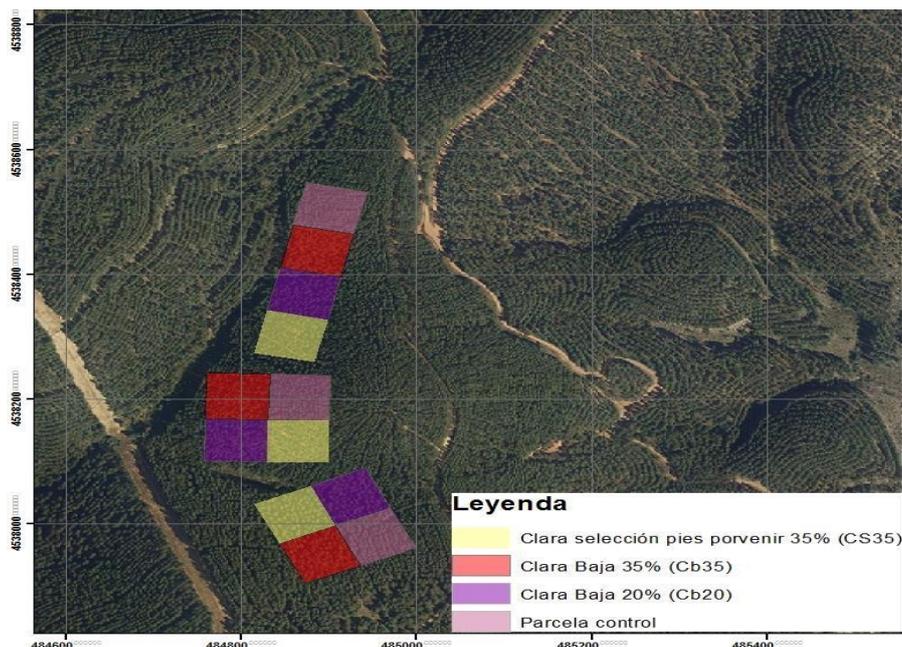


Figura 1. Mapa de situación de las parcelas del dispositivo experimental (Elaboración propia). Pesos relativos expresados para área basimétrica extraída.

En cada parcela en la que se han aplicado las claras de distinto tipo e intensidad, tras la ejecución de las mismas, se ha depositado unos 24 m³/ha de la madera apeada en la superficie, dejando el pie apeado entero en el suelo, sin modificar nada del mismo para estudiar la dinámica de su descomposición, evaluar el papel de la madera muerta como elemento acelerador de la diversificación del pinar, su efecto nodriza sobre plántulas, tanto de plantaciones como de regeneración natural, y más efectos que pueda tener sobre el ecosistema. En esta comunicación se presentan metodología y primeros resultados asociados al análisis del proceso de descomposición del pie apeado, a muy corto plazo (año y medio tras la ejecución de las cortas).

Cada árbol apeado y dejado en el suelo se ha etiquetado con una chapa numerada. Para cada pie evaluado se ha apuntado el nº identificativo y si se encuentra en curva de nivel o no. Por trozas de 2 m empezando por la base y hasta alcanzar el diámetro en punta delgada de 7,5 cm, se han medido las siguientes variables:

- **Diámetro superior (D1) (cm):** Diámetro más grande de la troza. Solo la primera troza tendrá D1. En el resto, el D2 de la troza anterior se corresponde con el D1 de la troza siguiente.
- **Diámetro inferior (D2) (cm):** Diámetro más pequeño de la troza. El D2 de la última troza siempre será 7,5 cm.
- **Longitud (L) (m):** Será de 2 metros en todas las trozas a excepción de la última, que será la longitud hasta alcanzar el diámetro en punta delgada (7,5 cm).
- **Posición en el terreno:** Posición relativa a la pendiente del terreno (Curva de nivel; línea de máxima pendiente; otros). Si se encuentra en curva de nivel puede ser significativa la acumulación de sedimentos y retención de humedad.
- **Porcentaje visual de descortezado (%):** Porcentaje de descomposición de la corteza en 6 intervalos (0; 0-5; 5-25; 25-50; 50-75; >75) %.
- **Grado de descomposición:** Grado de descomposición general atendiendo a distintos factores, basándose en la condición mayoritaria de la pieza (Tabla 3). Se prioriza la textura de la madera para la clasificación y se da un carácter secundario a los demás factores.

Tabla 3. Grados de descomposición de la madera (Comas y Vayreda, 2016).

Propiedad	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
Textura madera	Intacta, dura.	Intacta, de dura a parcialmente podrida.	Dura, piezas grandes, parcialmente podrida	Piezas pequeñas, en bloques	Diversas piezas pequeñas, porciones blandas
Porción sobre el suelo	Elevada sobre los puntos de apoyo	Elevada pero ligeramente flácida	Flácida cerca del suelo, o rota	Completamente apoyada sobre el suelo, hundida	Completamente apoyada sobre el suelo, parcialmente enterrada
Ramillas <3cm (si originalmente eran presentes)	Ramillas presentes	Ausentes	Ausentes	Ausentes	Ausentes
Corteza	Corteza intacta	Intacta o parcialmente absenta	Trazas de corteza	Ausentes	Ausentes
Raíces invasoras	Ausentes	Ausentes	En albura	En duramen	En duramen

- **Zona de descortezado:** Zona del elemento donde se concentra el descortezado. En el caso de que el descortezado se presente en varias zonas, o no haya una zona donde se concentre de manera clara, se indicará la categoría 5 Indiferente (Tabla 4).

Tabla 4. Zona en la que se concentra la descomposición/descortezado del elemento (elaboración propia).

Código	Zona de descomposición
1	Superior
2	Suelo
3	Lateral aguas arriba
4	Lateral aguas abajo
5	Indiferente

- **Raso:** Indica si el elemento se encuentra al raso (1) o bajo la copa de otro árbol (2).
- **Inicio de inserción de ramas muertas:** Se indica la troza en la que se aprecia presencia de inserciones de ramillas en el tronco.
- **Inicio de copa viva:** Se indica la troza en la que aparecen ramas insertadas en las que se aprecia presencia de acículas.
- **Perforadores:** Presencia de perforadores (Sí/No).
- **Porcentaje en contacto con el suelo (%):** Porcentaje del pie que está en contacto con el suelo.

3.2. Cálculos y estadísticos

Para calcular el volumen de cada troza se ha utilizado la fórmula de volumen de un cono truncado, del que conocemos el radio de la base inferior, la base superior y su altura:

Ecuación 1. Cálculo del volumen de una troza (cono truncado)

$$V_{\text{cono truncado}} = \frac{L \pi}{3} (R_1^2 + R_2^2 + R_1 * R_2)$$

Siendo L la longitud de cada troza y R_1 y R_2 los radios inferiores y superiores de cada troza.

Para determinar si hay diferencias significativas en el porcentaje de descortezado para los distintos tratamientos silvícolas aplicados, se ha realizado un contraste de hipótesis para proporciones mediante un test Z de normalidad corregido por Bonferroni. Se realiza esta corrección para disminuir el riesgo de cometer un error del tipo I ya que al existir tres tratamientos (Cb20, Cb35 y Ca35), al realizar el contraste de hipótesis en parejas se realiza un total de dos análisis sobre cada tratamiento, aumentando el riesgo de rechazar la hipótesis nula cuando debería haberse aceptado.

A modo de ejemplo, las hipótesis planteadas entre el tratamiento Cb20 y Cb35 son:

- H_0 : $p(\text{Cb20}) = p(\text{Cb35})$ La proporción de elementos incluidos en la clase 1 respecto al número total de elementos es igual en el tratamiento Cb20 que en el tratamiento Cb35.
- H_1 : $p(\text{Cb20}) \neq p(\text{Cb35})$ La proporción de elementos incluidos en la clase 1 respecto al número total de elementos es significativamente diferente en el tratamiento Cb20 que en el tratamiento Cb35.
- Nivel de significación $\alpha = 0.05$. Esta significancia se divide entre dos por ser contraste de hipótesis a dos colas, y entre dos nuevamente para aplicar la mencionada corrección de Bonferroni.
 - α original = 0,05
 - α a dos colas = 0,025
 - α corregida por Bonferroni = 0,0125

Este mismo planteamiento se ha aplicado para contrastar el resto de tratamientos, resultando un total de 3 análisis:

- Cb20 – Cb35
- Cb20 – Ca35
- Cb35 – Ca35

Además, se ha realizado una estadística descriptiva analizando la distribución de los elementos en las distintas clases de cada variable.

4. Resultados

Un año y medio después de las claras, el 85% de los pies apeados y dejados en el monte presentan entre 0-5% de descortezado y el 100% de ellos presentan un grado de descomposición de clase 1. En la Figura 3 **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se observa la distribución de los porcentajes de descortezado en las distintas parcelas y el promedio de ellas. Se ha observado que las trozas con mayor porcentaje de descortezado son aquellas de menor diámetro, siendo el rabeón (diámetro inferior a 7,5 cm) la zona donde más descortezado se presenta, aunque solo se hayan tomado datos hasta el diámetro 7,5 cm. A pesar de que las trozas más finas son las que más descortezado presentan, las ramas de la copa no presentan nada de descortezado.



Figura 2. Ejemplo de pie apeado y dejado en el suelo (MUP Júcar agosto 2019, fotografía propia).

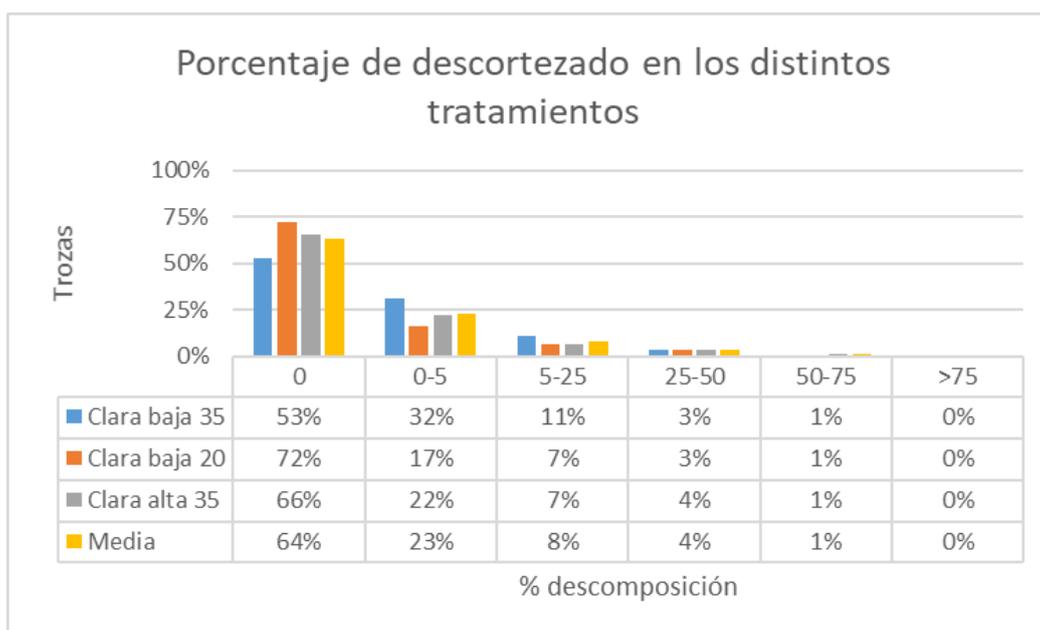


Figura 3. Distribución del porcentaje de visual de descortezado según los distintos tratamientos (elaboración propia).

Se ha detectado presencia de perforadores en el 88% de las trozas. Aunque solamente se haya apuntado la presencia o ausencia de orificios que indiquen la existencia de perforadores, se ha hecho evidente durante el trabajo en campo que hay un mayor número de orificios, y por tanto de perforadores, en las trozas de menor diámetro, habiendo poca cantidad en las trozas basales de mayor diámetro.

Aparte de los perforadores y algunos hongos saprófitos puntuales, no se ha detectado de manera pericial presencia de refugios o microhábitats asociados a los pies apeados y dejados en el suelo para la fauna. No se ha apreciado que aguas arriba de los pies, ni siquiera en curva de nivel, se hayan

acumulado restos orgánicos ni sedimentos de manera que pudiera influir en el proceso de descomposición, regeneración, etc.

El contraste de hipótesis mediante Test Z corregido por Bonferroni para determinar si existen diferencias significativas entre los distintos tratamientos a un año y medio de la ejecución de las claras arroja los resultados mostrados en la Tabla 5, resultando diferencias significativas entre Cb20-Cb35 y Cb35-Cs35 para la clase 0, y diferencias significativas entre Cb20-Cb35 para la clase 0-5, concentrándose el 87% de las trozas en estas dos clases de descomposición. Para el resto de clases de descortezado no se encuentran diferencias significativas entre los tratamientos. En la Figura 4 se muestra la distribución de porcentajes para cada tratamiento con una letra que indica entre que tratamientos y para que clases existen diferencias significativas.

Tabla 5. Resultados del contraste de hipótesis mediante test Z sobre el porcentaje de descortezado entre tratamientos (Cb20: clara baja del 20 %; Cb35: clara baja del 35 %; Ca35: clara alta del 35 %; pesos expresados como porcentaje de área basimétrica extraída) (Elaboración propia).

% descortezado	Comparación	Pvalor	Significación	Aceptación/Rechazo hipótesis	
0	Cb20-Cb35	7.23E-07	0,0125	Rechazo Ho	Hay diferencias significativas
	Cb20-Ca35	0,0945	0,0125	Acepto Ho	-
	Cb35-Ca35	0,0027	0,0125	Rechazo Ho	Hay diferencias significativas
0-5	Cb20-Cb35	1.22E-05	0,0125	Rechazo Ho	Hay diferencias significativas
	Cb20-Ca35	0,1079	0,0125	Acepto Ho	-
	Cb35-Ca35	0,0126	0,0125	Acepto Ho	-

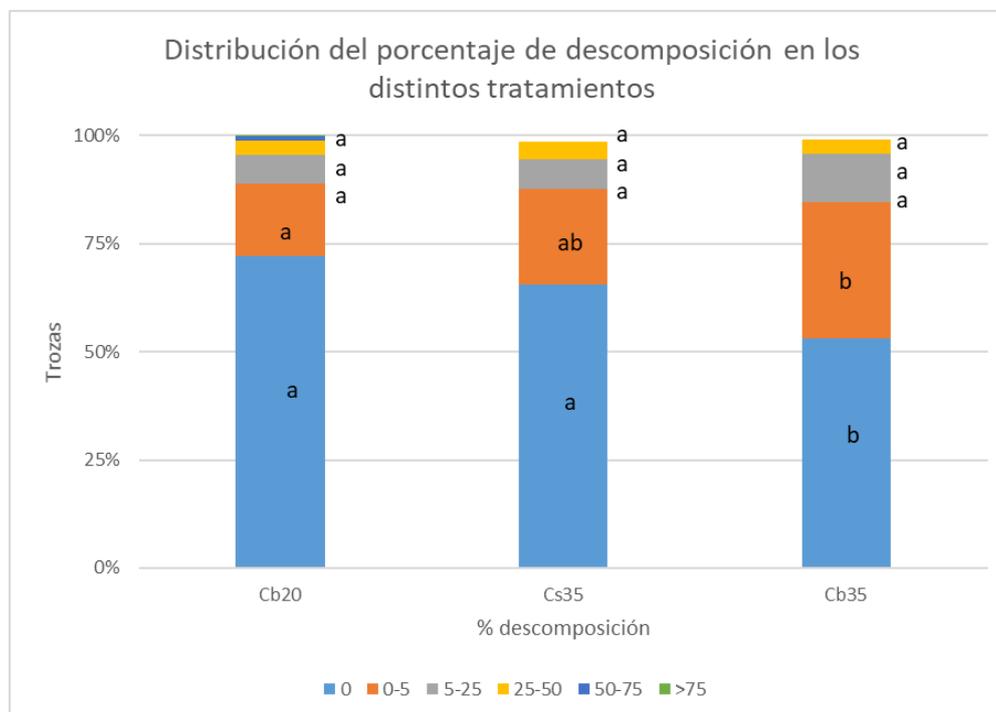


Figura 4. Distribución acumulada de los porcentajes de descomposición para cada tratamiento. Las letras indican entre qué tratamientos hay diferencias significativas para cada clase (elaboración propia).

5. Discusión

A un año de la ejecución de las claras, como era previsible, los pies dejados en las parcelas apenas presentan descomposición, apreciándose únicamente descortezado que varía principalmente entre el 0 y el 5%, que puede ser debido al inicio de la descomposición, por golpes a la hora de realizar los apeos o por la acción de perforadores.

El contraste de hipótesis realizado muestra que existen diferencias significativas entre Cb20-Cb35 y Cb35-Ca35 para la clase de porcentajes de descortezado 0, con valores significativamente mayores para Cb20; y diferencias significativas entre Cb20-Cb35 para la clase 0-5 en este caso con valores superiores para Cb35.

Evidentemente, el poco tiempo transcurrido desde el apeo no permite establecer conclusiones sólidas. Cuando se sucedan más años y el proceso de descomposición esté más avanzado, podrá comprobarse de manera más precisa la dinámica del proceso y la diferencia entre tratamientos.

Al margen del contraste de hipótesis, observando las distribuciones se comprueba que en las claras de mayor intensidad (Cb35 y Ca35), siendo estas claras donde se ha dejado mayor espacio y por tanto se recibe mayor radiación solar, hay mayor proporción de elementos en la clase 0-5 y menos en la clase 0 respecto a la clara más débil (Cb20), lo que hace pensar, aunque no de manera concluyente, que las claras de mayor intensidad aceleran el proceso de descomposición al aumentar la radiación solar recibida.

El hecho de que no se haya detectado ningún refugio ni microhábitat de pequeños mamíferos, reptiles, anfibios, aves... asociado a los pies dejados en el suelo se debe probablemente a que tras un año todavía no ha habido un proceso de descomposición suficiente para crear dichos hábitats. Si uno de los objetivos es aumentar los nichos disponibles para especies saproxílicas, no solo se debería cuantificar el volumen de madera muerta en los bosques, sino cuantificar y caracterizar los microhábitats existentes creados por esa madera muerta o árboles en pie. Por ello, se considera apropiado y se propone para próximas ocasiones realizar un inventario de microhábitats asociados a árboles. Para ello, Larrieu et al. (2018) proponen una interesante clasificación de *Tree related microhabitats* (TreMs) y una metodología que pretende sentar las bases para estandarizar los inventarios de microhábitats creados por árboles en bosques europeos templados y mediterráneos.

Aunque a nivel científico existe un acuerdo en la importancia de la madera muerta en los ecosistemas forestales, a la hora de llevar a la práctica el mantenimiento de elementos muertos se deben tener en cuenta varios factores dependiendo del objetivo y propiedad del terreno. Si lo que se busca es favorecer a determinada especie en concreto, habrá que seguir las recomendaciones específicas para dicha especie, y si lo que se pretende es recuperar los procesos y funciones asociados a la madera muerta de manera general, se debe seguir otra estrategia.

Un factor importante a considerar es el social, siendo la conservación de elementos de madera muerta algo que todavía está “mal visto” o no del todo entendido entre parte de la sociedad y algunos propietarios forestales, al considerar que la presencia de madera muerta transmite que el monte está “sucio” o que puede causar problemas de plagas y/o enfermedades, o que pueden perder ingresos. El sentimiento de pérdida económica, junto a otros factores ecológicos, lleva a plantearse cuál es el criterio para elegir qué árboles son los que se deben dejar en el monte y cuáles no. Es necesaria una labor de educación y conciencia hacia la sociedad en este sentido. Otro factor importante es el riesgo de incendios, determinando si es factible o no la conservación de madera muerta, y de qué manera se debe repartir para minimizar el riesgo. Así, analizando las necesidades sociales, productivas y ecológicas, se debe fijar la cantidad de madera muerta a mantener,

determinando el umbral que no se debe sobrepasar a partir del cual aumenta el riesgo de plagas y de incendios forestales (Alberdi Asensio et al., 2012), y alcanzar un acuerdo con los propietarios, facilitándose la tarea en caso de montes públicos.

6. Conclusiones

Un año y medio tras el apeo y mantenimiento de pies enteros en suelo, apenas se han iniciado los procesos de descomposición. Tan solo cabe destacar el inicio del descortezado, que parece más intenso en los tratamientos que han provocado la llegada de más luz a la madera muerta.

El escaso tiempo transcurrido no permite, obviamente, extraer conclusiones definitivas, debiéndose entender esta comunicación tan solo como el inicio del estudio. En sentido más amplio, es conveniente mantener esta línea de investigación acerca de la dinámica de la madera muerta en bosques mediterráneos para tratar de dar unas directrices para su gestión, y que ésta se integre en los planes de ordenación de montes.

7. Agradecimientos

El presente trabajo se ha realizado en el marco del proyecto FORADMIT (AGL2016-77863-R). Así mismo queremos destacar la imprescindible implicación y participación de los técnicos de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha responsables de la gestión de los montes de utilidad pública sobre los que se sitúan los dispositivos experimentales.

8. Bibliografía

AENOR; 2013. UNE 162002. Gestión Forestal Sostenible. Criterios e Indicadores.

AGRESTA S. COOP.; 2016. Determinación de niveles objetivo de árboles muertos en pie y en suelo para compaginar la mejora de la diversidad biológica con el aprovechamiento de madera en masas gestionadas en las formaciones de marojal de izki (*Quercus pyrenaica*).

ALBERDI ASENSIO, I., CONDES RUIZ, S., HERNÁNDEZ, L., BARRERA, M., SANDOVAL, V., VALLEJO, R., CAÑELLAS, I.; 2012. La estimación de la biodiversidad forestal en el Inventario Forestal Nacional. Aplicación en el IFN-4 en Galicia. Foresta20-31.

ANDERSEN, T., CARSTENSEN, J., HERNÁNDEZ-GARCÍA, E., DUARTE, C.M.; 2009. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. Trends in Ecology and Evolution 24: 49-57.

BRIN, A., MEREDIEU, C., PIOUS, D., BRUSTEL, H., JACTEL, H.; 2008. Changes in quantitative patterns of dead wood in maritime pine plantations over time. Forest Ecology and Management 256: 913-921.

COMAS, L., VAYREDA, J. 2016.; Protocolo de muestreo de la madera muerta para la evaluación de la naturalidad en bosques de referencia. 1-28.

FERNANDES, P., BOTELHO, H., LOUREIRO, C.; 1999. Fire hazard implications of alternative fuel management techniques - case studies from northern Portugal. Proceedings from the joint fire science conference 48-50.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL A.C.; 2012. Estándares españoles de gestión forestal para la certificación FSC. 1-118.

FRIDMAN, J., WALHEIM, M.; 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 23-36.

GROVE, S.J.; 2001. Extent and composition of dead wood in Australian lowland tropical rainforest with different management histories. *Forest Ecology and Management* 154: 35-53.
GROVE, S.J.; 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 1-23.

JONSSON, B.G., KRUYSS, N., RANIUS, T.; 2005. Ecology of species living on dead wood - Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39: 289-309.

LAIHO, R., PRESCOTT, C.E.; 2004. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: A synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 763-777.

LARRIEU, L., PAILLET, Y., WINTER, S., BÜTLER, R., KRAUS, D., KRUMM, F., LACHAT, T. et al.; 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194- 207.

MCCOMB, W., LINDENMAYER, D.; 1999. Dying, dead, and down trees. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, pp. 335-372.

MMARM.; 2009. 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.

MONTES, F., CAÑELLAS, I.; 2006. Modelling coarse woody debris dynamics in even-aged Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 221: 220-232.

MONTES, F., CANELLAS, I., MONTERO, G.; 2004. Characterisation of coarse woody debris in two Scots pine forests in Spain. *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality* 171-180.

MÜLLER, J., BÜTLER, R.; 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981-992.

OLIVAR, J., SABIN, P., QUINTANA, L., LASALA, TRASIERRA, A.; 2017. Determinación de niveles objetivo de árboles muertos en pie y en suelo para compaginar la mejora de la diversidad biológica con el aprovechamiento de madera en masas gestionadas en las formaciones de marojal (*Quercus pyrenaica*) del Parque Natural de Izki . 7º Congreso Forestal Español.

SEFIDI, K.; 2015. The Influence of Forest Management Histories on Dead Wood and Habitat Trees in the Old Growth. *International Journal of Agricultural and Biosystems Engineering* 9: 1019-1023.

TRAVAGLINI, D., F, M., M, L., LOMBARDI, F., MARCHETTI, M., CHIRICI, G., CORONA, P.; 2006. Deadwood surveying experiments in alpine and mediterranean forest ecosystems. Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura 2: 71-86.