

CUANTIFICACIÓN DE LA NECROMASA DEL PINAR CANARIO Y SUS MATORRALES SECUNDARIOS

Raquel Cos Hugas

Trabajo de Final de Máster en Biodiversidad Terrestre y
Conservación en Islas. Universidad de La Laguna

2023-2024

Tutoras

Lea de Nascimento Reyes

Natalia Sierra Cornejo

Lea de Nascimento Reyes profesora ayudante doctora en Ecología en el grupo de investigación de Ecología y Biogeografía Insular de la Universidad de La Laguna y Natalia Sierra Cornejo investigadora del grupo de investigación de Ecología y Biogeografía Insular de la Universidad de La Laguna, certifican que el presente trabajo titulado:

“CUANTIFICACIÓN DE LA NECROMASA DEL PINAR CANARIO Y SUS MATORRALES SECUNDARIOS”

Se ha realizado bajo su dirección en el curso académico 2023/2024 en el Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal de la Universidad de La Laguna, por la graduada en Ciencias Ambientales Raquel Cos Hugas, para optar a los créditos correspondientes al “Trabajo de Fin de Máster” del Máster Oficial de Biodiversidad Terrestre y Conservación en Islas de la Universidad de La Laguna en el curso académico 2023/2024, y por ello:

AUTORIZAN a la lectura de este trabajo por considerar que reúne los requisitos de calidad necesarios para la presentación de este ante la comisión que le sea asignado al efecto

San Cristóbal de La Laguna, a 7 de julio de 2024

Fdo.: Lea de Nascimento Reyes

Fdo.: Natalia Sierra Cornejo

AGRADECIMIENTOS

Primero de todo, quiero agradecer a mis tutoras. Gracias a ti Lea por darme la oportunidad de hacer este trabajo, tutorizarme y guiarme desde el primer momento, con una gran paciencia y transmitirme tus ganas y valores tanto en el trabajo de campo como en la redacción de este trabajo. Gracias a ti Natalia por enseñarme tanto sobre estadística y compartir todos tus conocimientos acerca de esta disciplina, por ser tan empática y optimista haciéndome ver que siempre saldríamos adelante.

A todos mis compañeros del departamento que siempre han estado ahí para cualquier duda que tenía y para apoyarme cuando lo necesitaba. Gracias a Elena, Felipe e Isa por hacérmelo pasar genial todos los días en el departamento y acompañarme a recoger los datos de campo, sin vuestra ayuda hubiera sido mucho más complicado y menos divertido. Gracias a todos vuestros conocimientos y vuestra práctica en el trabajo de campo he podido aprender muchísimo de todos ustedes y sobre todo por vuestra amistad que me llevo para siempre.

Gracias a mi familia, a mi madre, mi padre y mi hermana, por estar siempre ahí presentes, todo y la distancia, apoyándome con todo y animarme a seguir mi camino tanto en los buenos como los malos momentos. Sin ellos no hubiera podido hacer realidad esta experiencia, os lo debo todo.

Gracias a mi familia canaria, a todos los amigos que he hecho durante estos cuatro años estando en esta preciosa isla que me ha abierto los brazos haciéndome sentir como si estuviera en casa. Gracias a mis compañeros del departamento de química, Stefi, Jenni, Yapci, Stefan y Juan Carlos, por sacarme lo mejor de mí y estar siempre dispuestos a ayudar. Pero sobre todo gracias a ti, Mar, por ser mi fiel compañera en todo el viaje que ha supuesto este final de Máster y estar ahí siempre para escucharme y aconsejarme lo mejor posible.

Gracias a todos mis compañeros del Máster que, aunque ya hace años que empezamos este curso y cada uno ha seguido su camino, os tengo presentes a todos y cada uno de ustedes. Juanfra, David, Pau, Mar, Aman y Andrea, fuisteis un gran soporte para mí el primer año de máster y sé que siempre estáis ahí para cualquier cosa.

Por último, a mis amigas del pueblo por seguir estando a mi lado a kilómetros de distancia, sobre todo a Anna, mi confidente y fiel amiga, y a Guillem por estar ahí siempre aun con todo lo que hemos pasado y por ser un ser de luz.

Gracias de corazón a todos y a todas; sin vosotros no hubiera sido posible este trabajo.

RESUMEN

El cambio climático antrópico es uno de los mayores desafíos ambientales a escala global. Las estrategias de mitigación actuales consisten en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero o la reducción de su concentración mediante la captación de CO₂ desde la atmósfera a otros reservorios como la vegetación terrestre o los suelos. Los reservorios de carbono son almacenes de carbono que pueden funcionar como fuente o sumidero. Bosques y matorrales, funcionan como una reserva de carbono que es acumulado en su biomasa vegetal (aérea, subterránea, necromasa o en suelo), y estimar su contenido de carbono es esencial para entender la función de estos almacenes en la dinámica del ecosistema y su contribución a la mitigación del cambio climático. En este trabajo analizamos el contenido de carbono de la necromasa vegetal (mantillo, madera muerta caída y en pie), en pinares y sus matorrales secundarios en la isla de Tenerife. El mantillo es la fracción de la necromasa con mayor cantidad de carbono de los pinares y matorrales secundarios. Los pinares alcanzaron valores de entre 50-63 t C / ha superiores a los matorrales debido a la acumulación de pinocha. En general, los pinares tienen poca madera muerta, indicando una baja tasa de mortalidad en estos bosques. En los matorrales, los jarales tienen más carbono en madera muerta, mientras que los escobonales son más variables. La densidad de árboles y arbustos de las comunidades es el factor que más influye en el contenido de carbono de las fracciones del reservorio necromasa. Con los datos recogidos en el presente trabajo, hemos obtenido una estimación del contenido de carbono en necromasa en el área de distribución actual de las comunidades estudiadas en la isla de Tenerife de 4627697 t C.

ABSTRACT

Anthropic climate change is one of the greatest environmental challenges on a global scale. Current mitigation strategies consist of reducing greenhouse gas emissions or reducing their concentration by capturing CO₂ from the atmosphere to other reservoirs such as terrestrial vegetation or soils. Carbon pools are stores of carbon that can function as a source or sink. Forests and shrublands function as a carbon reserve that is accumulated in their plant biomass (above and below ground, deadwood or soil), and estimating their carbon content is essential to understand the function of these stores in the dynamics of the ecosystem and its contribution to climate change mitigation. In this work we analyse the carbon content of plant deadwood (mulch, fallen and standing deadwood), in pine forests and their secondary shrublands on the island of Tenerife. Mulch is the fraction of deadwood with the highest amount of carbon in pine forests and secondary shrublands. The pine forests reached values between 50-63 t C / ha higher than the scrublands due to the accumulation of pine needles. In general, pine forests have a few deadwood, indicating a low mortality rate in these forests. In the scrublands, the “jarales” have more carbon in dead wood, while the “escobonales” are more variable. The density of trees and shrubs in the communities is the factor that most influences the carbon content of the deadwood reservoir fractions. With the data collected in this work, we have obtained an estimate of the carbon content in deadwood in the current distribution area of the communities studied on the island of Tenerife of 4627697 t C.

Palabras clave: cambio climático, ciclo del carbono, madera muerta, mantillo, necromasa, reservorios de carbono.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	6
1.1	Ciclo del carbono y funcionamiento de los ecosistemas	6
1.2	Reservorios de carbono	8
➤	Definición general.....	8
➤	Madera muerta y mantillo.....	9
1.3	Funciones de la necromasa.....	10
1.4	Factores que condicionan la cantidad de necromasa y el carbono que acumula.....	10
1.5	Pinar canario y matorrales secundarios	11
➤	Descripción y ecología.....	11
➤	Origen de los matorrales secundarios	12
➤	Necromasa del pinar canario.....	12
➤	Manejo forestal del pinar canario	13
2.	OBJETIVOS	14
3.	MATERIAL Y MÉTODOS	15
3.1	Área de estudio.....	15
3.2	Diseño del estudio	17
➤	Selección de puntos de muestreo	17
➤	Recogida de muestras en campo	17
➤	Procesamiento de muestras en laboratorio.....	20
3.3	Análisis estadístico.....	21
4.	RESULTADOS.....	23
4.1.	Ecuaciones alométricas	23
4.2.	Carbono en la necromasa en función de las comunidades y fracción	24
4.3.	Relación del carbono en las fracciones de necromasa con las variables abióticas y bióticas	28
5.	DISCUSIÓN	32
6.	CONCLUSIONES	37
7.	REFERENCIAS	38
8.	ANEXOS.....	42

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Ciclo del carbono y funcionamiento de los ecosistemas

El cambio climático antrópico es uno de los mayores desafíos ambientales a escala global (Redlin & Gries, 2021), ya que se esperan fenómenos provocados por este como temperaturas más altas, cambios en los patrones de la precipitación y el incremento de la frecuencia y gravedad de los fenómenos meteorológicos extremos con efectos diversos sobre el medio natural (Wheeler & Von Braun, 2013). Una de las consecuencias del cambio climático es el calentamiento global o incremento de la temperatura en la superficie terrestre que, según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), ha aumentado aproximadamente un 1.0 °C respecto a los niveles preindustriales y el cual es probable que llegue a 1.5 °C entre 2030 y 2052 si continúa incrementando con las tasas actuales (IPCC, 2018). Este aumento de la temperatura afecta tanto a nivel terrestre como en los océanos, provocando el deshielo tanto de los glaciares como de la banquisa de hielo que está en el mar. Asimismo, el calentamiento ocasiona una expansión termal de las aguas marinas que junto al deshielo terrestre se traduce en un aumento del nivel del mar (Cazenave & Cozannet, 2014). En los ecosistemas terrestres también se prevén muchos cambios como la calidad de las aguas, en las migraciones y la fenología de las especies, entre otros (IPCC, 2022).

La principal causa antropogénica del calentamiento global son las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). El GEI que más contribuye al calentamiento es el dióxido de carbono (CO₂) que se genera especialmente por el uso de combustibles fósiles, que en 1950 pasó a ser la principal fuente de emisiones antropogénicas a la atmósfera hasta día de hoy (Friedlingstein et al., 2023). Su concentración atmosférica ha aumentado exponencialmente. Según el IPCC, este aumento ha sido de un 45 % (Redlin & Gries, 2021) desde la época preindustrial (1750) hasta la actualidad (2022), pasando de 278 partes por millón (ppm) a 417.1 ± 0.1 ppm (Friedlingstein et al., 2023). Por esta razón el IPCC insiste en que es necesario una reducción de las emisiones de GEI a escala global y limitar el incremento del calentamiento global a 1.5 °C, intentando alcanzar las cero emisiones netas de CO₂ a nivel mundial en el año 2050. Según el IPCC si se alcanza este objetivo la adaptación será menos difícil en comparación con otros escenarios, ya que los impactos a escala global serán menos graves con relación a la intensidad y frecuencia de eventos extremos, y menos intensos sobre los recursos, los ecosistemas, la biodiversidad, la seguridad alimentaria, nuestras ciudades, y actividades económicas (IPCC, 2018).

Para lograr la reducción de las emisiones de CO₂, son necesarias las estrategias de mitigación del cambio climático que, aunque dependan de circunstancias nacionales y regionales o de condiciones óptimas y disponibilidad de tecnología adecuada para lograr estos cambios, son necesarias para alcanzar esa reducción de GEI. Estas estrategias pueden ser desde la transición de los combustibles fósiles a otras fuentes de energía con bajas emisiones de carbono (como las energías renovables), a medidas de mejora de la eficiencia energética y de su demanda, o la implementación de métodos de eliminación o de captura de CO₂ para contrarrestar las emisiones residuales de GEI, como podría ser el uso de materiales de construcción de origen biológico, techos verdes, más espacios verdes o el uso de vegetación para esa captura de CO₂ (IPCC, 2022).

Los sumideros, además de capturar CO₂ mediante la fijación de carbono en masas forestales o la estabilización de materia orgánica en los suelos, también aportan multitud de servicios ecosistémicos esenciales para poder adaptarnos al cambio climático, siendo parte de las estrategias de mitigación (IPCC, 2021). Un buen conocimiento de los distintos reservorios que actúan como sumideros y su eficacia en la captura de CO₂, puede contribuir a aumentar el número y extensión de sumideros y así optimizar su función en la captura de carbono.

Las emisiones antrópicas de CO₂ producen una modificación del ciclo natural del carbono. El ciclo del carbono es uno de los ciclos biogeoquímicos del planeta y consiste en una circulación e intercambio del carbono que está presente en distintos reservorios de la Tierra; estos están presentes en la atmósfera, en los océanos y en la capa terrestre (Friedlingstein et al., 2022). Como parte de este ciclo, el carbono que se encuentra tanto en compuestos orgánicos como en sus formas inorgánicas, como el CO₂, va circulando entre los diferentes componentes del sistema. Un ejemplo de la circulación del carbono es la fotosíntesis, en la que las plantas absorben el CO₂ de la atmósfera liberándolo a posteriori durante la respiración (Ravindranath & Ostwald, 2008). Otro proceso del ciclo del carbono es la descomposición de materia orgánica, la cual es definida como la desintegración gradual de la materia orgánica muerta, y se lleva a cabo tanto por agentes físicos como biológicos (descomponedores y detritívoros), que transforman moléculas complejas y ricas en energía, en dióxido de carbono, agua y nutrientes inorgánicos (Begon et al., 2021).

Las emisiones de CO₂ debido a las actividades humanas también son incorporadas en el ciclo del carbono, en concreto en el reservorio de carbono atmosférico. Este carbono atmosférico puede ser recirculado gracias a los reservorios terrestres que tienen una absorción anual de carbono, descrita como productividad primaria bruta (PPB), que llega a las 130 Gt anuales recirculadas (Friedlingstein et al., 2023).

Como podemos observar en el ciclo global actual del carbono (Figura 1), se han cuantificado los flujos de CO₂ a la atmósfera por emisiones procedentes de actividades humanas (combustibles fósiles y cambios de uso del suelo), las aportaciones y capturas de los distintos ecosistemas terrestres y marinos, estimando el incremento de la concentración de CO₂ atmosférico en 5.2 Gt C / año. Las emisiones anuales por actividades humanas superan a la captación por parte de los reservorios terrestres y oceánicos, siendo los ecosistemas terrestres los que más CO₂ capturan. Además, estos reservorios almacenan gran cantidad de carbono, siendo el oceánico, el que más almacena en forma de carbono inorgánico disuelto (37000 Gt C), mientras que en el medio terrestre el mayor reservorio es el suelo (1700 Gt C) (Friedlingstein et al., 2023).

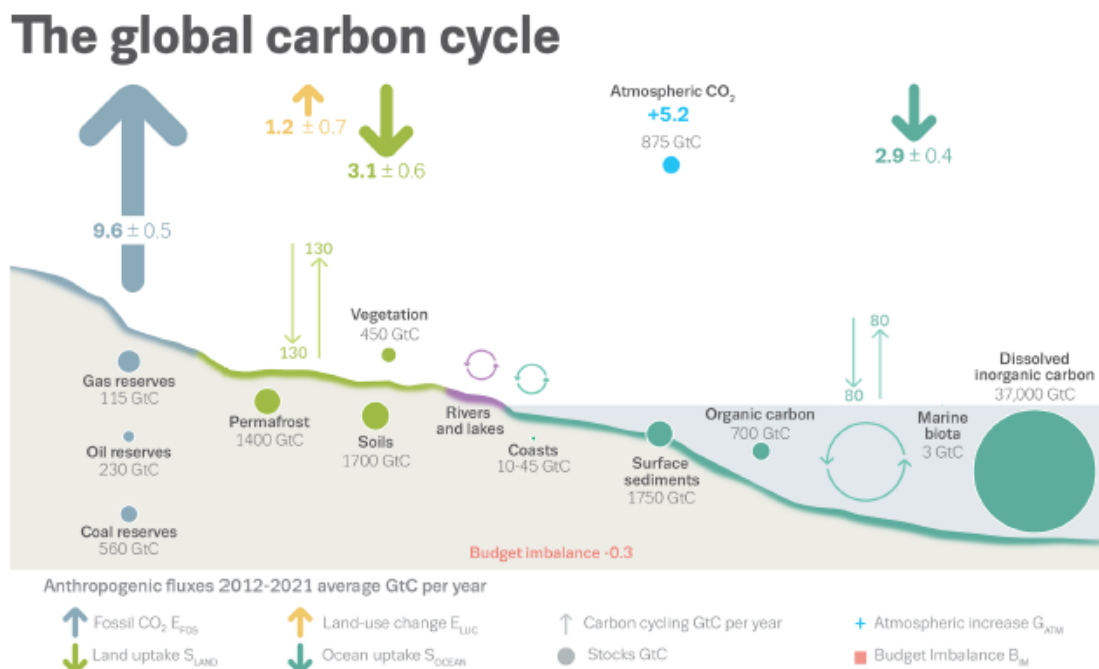


Figura 1 Esquema del ciclo global del carbono afectado por las actividades antropogénicas entre los años 2013-2022. Se muestran los flujos con flechas (Gt C / año) y los reservorios con círculos (Gt C) (Friedlingstein et al., 2023)

Para reducir las emisiones netas de CO₂ y así mitigar el cambio climático, se pueden disminuir las emisiones directamente o aumentar el secuestro de CO₂, aumentando el contenido de carbono en un reservorio distinto de la atmósfera (AEMET & OECC, 2018; Magnússon et al., 2016). Para la primera vía es necesario hacer un cambio de modelo en los sistemas de producción de energía, el uso de la tierra, sistemas industriales y de transporte y construcción. Una demanda baja de energía, la disminución del consumo de material y un consumo de alimentos menos intensivo en términos de GEI al que conocemos actualmente, tendrían un efecto notable en la reducción de esos gases. Para complementar esta vía también se pueden usar diferentes tecnologías para capturar el CO₂, que son las llamadas emisiones negativas, como usar la bioenergía (energía procedente de la biomasa) y almacenar el carbono del CO₂ liberado en el proceso, o el *biochar* (carbón vegetal), que consiste en aumentar el carbono almacenado en el suelo (EASAC, 2018; Smith et al., 2016). Por otra parte, tenemos los ecosistemas terrestres que, mediante la fotosíntesis de la vegetación, pueden almacenar el carbono en forma de biomasa. Las medidas de mitigación no serán posible sin un aumento en las inversiones en adaptación y mitigación, instauración de instrumentos políticos y la cooperación internacional, la aceleración de la innovación tecnológica e incremento de los cambios en la conducta de los habitantes del planeta (AEMET & OECC, 2018).

1.2 Reservorios de carbono

➤ Definición general

Los reservorios de carbono son los almacenes de carbono que hay en los distintos ecosistemas de la Tierra, que pueden funcionar como fuente o sumidero de carbono (MITECO, 2024). Según el IPCC existen reservorios tanto antrópicos, que serían aquellas actividades que ayudan a eliminar el CO₂ de la atmósfera, como naturales, como el atmosférico, los oceánicos y los terrestres (Friedlingstein et al., 2023; IPCC, 2018). El reservorio con más cantidad de carbono almacenado es el oceánico, aunque los terrestres capturan más cantidad de carbono anualmente, en concreto unas 3.1 Gt C / año frente a 2.9 Gt C / año de los oceánicos (Figura 1). En los reservorios terrestres, encontramos los ecosistemas forestales y arbustivos, dentro de los cuales hay principalmente cuatro reservas de carbono que son: la biomasa viva aérea y subterránea, la biomasa muerta (mantillo, madera muerta caída y madera muerta en pie) y el suelo; y cada una tiene un papel fundamental en el funcionamiento y estructura del ecosistema (Pan et al., 2011).

En las biomas terrestres, los ecosistemas forestales dominan los reservorios de carbono de la vegetación, la cual almacena 450 Gt C (Friedlingstein et al., 2023), y juegan un papel muy importante en el ciclo global del carbono ya que secuestran un 33 % del CO₂ emitido por los combustibles fósiles anuales (Denman & Brasseur, 2007). Debemos tener en cuenta que las emisiones de CO₂ producidas por la vegetación, pueden ocurrir a través de varias vías como la respiración autótrofa, la descomposición y la combustión de los vegetales, al igual que el secuestro ocurre en cualquier tipo de ecosistema vegetal, como los bosques, matorrales, praderas o cultivos (Ravindranath & Ostwald, 2008).

Entre las reservas de carbono de los ecosistemas forestales, la materia orgánica vegetal comprende toda aquella biomasa viva, tanto aérea como subterránea y la biomasa muerta (necromasa), incluyendo madera muerta y mantillo. Según el IPCC la madera muerta es toda aquella materia vegetal sin vida, de carácter más leñosa, que se encuentra tendida en la superficie o de pie, con un diámetro superior al límite establecido según el país para el mantillo (Penman et al., 2003). El mantillo es toda aquella materia vegetal muerta con un diámetro inferior al elegido según el país (en nuestro caso 2.5 cm para bosques y 1 cm para matorrales) que está en distintos grados de descomposición sobre el suelo mineral. En este trabajo

además, dentro de la madera muerta diferenciamos entre la madera muerta que está aún en pie a pesar de estar muerta, por no estar suficientemente putrefacta o por su resistencia a la fuerza del

viento o a la gravedad; y la madera muerta caída, que la encontramos tendida en el suelo (Fernandez-Palacios & Lopez, 1992; López-Senespleda et al., 2021).

➤ **Madera muerta y mantillo**

Centrándonos en la necromasa presente en ecosistemas forestales, esta desempeña un papel clave en los ciclos de nutrientes como el del carbono, mediante procesos de descomposición y la posterior transferencia de carbono al suelo o la atmósfera. La necromasa puede llegar a representar el 20 % del carbono total del ecosistema en bosques primarios y secundarios (Bradford et al., 2008; Harmon, 2009; Woodall et al., 2013); hasta el 27 % en bosques boreales (Pan et al., 2011); y el 10 % en bosques tropicales (Pregitzer & Euskirchen, 2004), mientras que la información correspondiente a los trópicos aún es limitada. Para los bosques europeos se ha visto que la biomasa aérea aporta un 28.5 % del carbono, la biomasa subterránea un 7.1 %, la madera muerta un 1.2 %, el mantillo un 9 % y el suelo un 54.1 % (Europe & Unesco, 2015). Se ha valorado su contribución en el ciclo del carbono a escala global, estimando que se transfieren unas 60 Gt C por año de la necromasa al suelo mineral gracias a los procesos de descomposición y que de este se libera una cantidad similar a la atmósfera a través de la respiración de las plantas (Lal, 2018). Se estima que, de media, la necromasa representa un 1.2 % del carbono total de los ecosistemas forestales, aunque en algunos bosques primarios y secundarios puede llegar a representar un 20 % del total de carbono de ese ecosistema (Alberdi et al., 2020). Hay estudios que han estimado las reservas de carbono en los bosques mundiales (Pan et al., 2011) y otros que estimaron la cantidad de carbono en los suelos de los bosques europeos incluyendo el mantillo (De Vos et al., 2015).

En los bosques españoles (de la península y las Islas Baleares), que ocupan 27.96 millones de hectáreas y representan el 66 % de la superficie forestal de España, se estimó que el mantillo acumulaba 0.148 Gt C, en una masa de 0.81 Gt, lo que representa un 5.1 % de carbono acumulado. Para pinares españoles, se conoce la aportación que tiene la necromasa de cada especie respecto al reservorio total de carbono, siendo la proporción más baja la del pino canario (1.81 %) (Tabla 1) (Alberdi et al., 2020).

Tabla 1 Porcentaje de carbono que aporta la necromasa de las especies de *Pinus* en el reservorio total de carbono de pinares en España (Alberdi et al., 2020).

Especie	Carbono en necromasa / total (%)
<i>Pinus pinaster</i> spp. <i>hamiltonii</i>	7.70
<i>Pinus uncinata</i>	7.17
<i>Pinus halepensis</i>	6.77
<i>Pinus pinaster</i> spp. <i>atlantica</i>	6.57
<i>Pinus radiata</i>	5.02
<i>Pinus pinea</i>	4.58
<i>Pinus sylvestris</i>	3.55
<i>Pinus nigra</i>	2.51
<i>Pinus canariensis</i>	1.81

Existen pocos datos publicados sobre necromasa del pinar canario, aunque se ha observado que el mantillo puede llegar a valores de 1 kg / m², su biomasa podría variar entre 30-40 kg / m² y su PPN es próxima a 1 kg / m² año. Además, hay algunos estudios que evidencian que hay mayor cantidad de mantillo en ecosistemas boscosos que en matorrales (Fernandez-Palacios & Lopez, 1992; Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001).

1.3 Funciones de la necromasa

La necromasa es muy importante para la salud de los bosques, ya que cumple con unas funciones esenciales para los ecosistemas forestales. Tiene, por ejemplo, capacidad de proporcionar espacios para la germinación de semillas, actuar como reservorios de agua durante las sequías, potencial para reducir la erosión y promover el desarrollo, restauración y regeneración del suelo. Además de dar protección al ecosistema frente a perturbaciones y proporcionar recursos, como nutrientes para así mejorar la productividad y fertilidad de estos suelos. También dar hábitats tanto a plantas como a múltiples animales y microorganismos, siendo un importante impulsor de la biodiversidad (Komposch et al., 2022; Moreno-Fernández et al., 2020; Zhou et al., 2007).

Como ya se ha descrito anteriormente, la necromasa puede encontrarse en distintos grados de descomposición y en distintas formas, como la madera muerta en pie, la madera muerta que se encuentra tendida sobre o bajo el suelo, como podrían ser troncos o raíces muertas, y el mantillo. Esta necromasa participa en la formación rápida de materia orgánica en el suelo, teniendo un papel fundamental en los flujos de materiales, energía y ciclos de nutrientes pudiendo así, liberar y almacenar elementos como el carbono, nitrógeno y fósforo, entre otros, mediante la descomposición (Zhou et al., 2007).

1.4 Factores que condicionan la cantidad de necromasa y el carbono que acumula

La cantidad acumulada de la necromasa sobre la superficie del suelo dependerá de las tasas de producción y de descomposición del ecosistema y del tiempo de vida de los individuos, lo cual variará según los factores ambientales de la zona como la temperatura o la precipitación, de cómo se adaptan las especies a ellas, y con la calidad de la materia (Armas Herrera et al., 2010; Cornwell et al., 2018; See et al., 2019). Las tasas de descomposición determinarán la durabilidad y renovación del carbono almacenado en los reservorios (Zhou et al., 2007).

Un factor que puede condicionar la cantidad de necromasa es la capacidad de descomposición del suelo que depende a su vez tanto de factores bióticos, como la calidad de la materia que lo compone, el contenido en carbono, nitrógeno y en fibras vegetales (lignina, celulosa), el tamaño, componentes y posición de esta, como el conjunto de microorganismos que habitan en el medio y que son capaces de descomponer ese material biológico, así como los factores abióticos, como la temperatura o la humedad del suelo, o la concentración de CO₂ y O₂, lo que puede acelerar o ralentizar este proceso (Armas Herrera et al., 2010; Komposch et al., 2022; Zhou et al., 2007).

Con relación a los factores bióticos que intervienen en la descomposición de la materia orgánica muerta, encontramos tanto microorganismos como pequeños invertebrados que ayudan a esa desintegración (Zhou et al., 2007), que incluyen organismos saprótrofos (que se nutren de la materia orgánica) y dentro de estos diferenciamos entre los detritívoros (animales que consumen la necromasa) y los descomponedores (bacterias y hongos que absorben nutrientes de la necromasa) (Begon et al., 2021).

La calidad de la materia que compone la necromasa también está relacionada con su acumulación, ya que se ha visto que la lignina de las fibras vegetales es más resistente al proceso de la descomposición que la celulosa y la hemicelulosa, y, por tanto, acumula más concentración de carbono (Komposch et al., 2022).

Los factores ambientales o abióticos (físicos y químicos) son una condición para el funcionamiento de los organismos vivos (Begon et al., 2021). La temperatura tiene gran influencia sobre los factores biológicos, ya que una óptima temperatura (25-30 °C) puede acelerar el proceso

de descomposición o la producción de hojarasca. Además, se ha observado que un aumento de la temperatura media anual puede reducir el contenido de carbono en la necromasa (Harmon et al., 1986; Komposch et al., 2022; Zhou et al., 2007). Al mismo tiempo la temperatura interacciona con otros factores abióticos como la humedad, que puede ser un factor muy restrictivo para los organismos que solo se desarrollan dentro de unos límites de humedad óptima (30%–160%, aunque algunas bacterias y hongos pueden sobrevivir a valores más elevados) (Harmon et al., 1986; Zhou et al., 2007). En dicho rango óptimo los factores bióticos pueden mejorar su actividad e incrementar el proceso de descomposición. Lo mismo pasa con la respiración, que aumenta con la temperatura (Zhou et al., 2007).

1.5 Pinar canario y matorrales secundarios

➤ Descripción y ecología

En este trabajo, el ecosistema forestal estudiado es el pinar canario, que representa la comunidad forestal más extensa de las islas canarias con 60976 ha, de las cuales 36000 ha aproximadamente están en Tenerife (17.7 % de la superficie de la isla). La especie dominante de esta comunidad es el pino canario (*Pinus canariensis*), una especie endémica de las Islas Canarias (Del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018).

El pinar se encuentra en zonas donde las condiciones climáticas son muy distintas entre ellas ya que, gracias a ser una especie de carácter generalista, el pino puede soportar condiciones ambientales muy cambiantes, desde heladas y bajas temperaturas a altas temperaturas y también rangos muy distintos de precipitaciones. Esto ha hecho que podamos diferenciar dos tipos de pinar canario: el pinar húmedo, a barlovento, y el pinar seco, extendiéndose a sotavento (Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001). El pino canario ocupa áreas donde las precipitaciones y temperaturas medias anuales están entre 450-600 mm y 11-15 °C, respectivamente y con presencia ocasional de heladas y/o nieve en invierno en las altitudes más elevadas (Del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018). La comunidad de pino canario suele estar en territorios predominantemente secos. Los límites altitudinales de las zonas climatófilas variarán según estén en la vertiente norte, también llamada barlovento, donde encontraremos estas formaciones entre 1500-2000 m s.n.m. (sobre el nivel del mar) sobre los bosques de laurisilva; en cambio, en la vertiente a sotavento, el pino canario crece sobre los bosques termoesclerófilos, entre 900-2250 m s.n.m. (del Arco Aguilar et al., 2010).

El pino canario cuenta con una serie de adaptaciones que lo hacen muy tolerante al fuego o piroresistente, ya que los ambientes donde vive son muy propensos a los incendios forestales (Morales, 2010). Posee una gran capacidad de colonización en áreas de coladas de lava o cenizas volcánicas recientes (del Arco Aguilar et al., 2010). Entre sus adaptaciones más características están el espesor de su corteza, que normalmente está entre 3 y 5 cm, pero se han llegado a encontrar grandes ejemplares con 18 cm de grosor, proporcionándole un aislamiento a las altas temperaturas. Su gran porte, su tronco recto y su ramificación a metros de altura por encima del suelo, hace que la copa quede separada del suelo alejándola del fuego para así evitar su propagación. Sus piñas xeriscentes tienen la capacidad de abrirse tras un incendio forestal y así esparcir sus semillas. Además, diferenciándose de los otros pinos europeos, tiene la habilidad de rebrotar tras un evento de fuego gracias a sus yemas durmientes presentes a lo largo de su tronco y sus ramas (Climent et al., 2004, 2007).

El pino canario es acompañado por un sotobosque formado por especies vegetales arbustivas y herbáceas, donde predominan la jara (*Cistus*), el codeso (*Adenocarpus foliolosus*), el escobón (*Chamaecytisus proliferus*), el tomillo (*Micromeria*) y los corazoncillos (*Lotus*), entre otras

especies como *Asphodelus ramosus*, *Argyranthemum spp.*, *Bystropogon origanifolius*, *Daphne gnidium*, *Origanum vulgare* y *Sideritis spp.* (del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018; Fernandez-Palacios & Lopez, 1992; FERNANDEZ-PALACIOS 2001). Los bosques típicos de pinar tienen una cobertura arbórea que ronda el 60 % y que va acompañada de estas especies arbustivas, creando un sotobosque pobre en arbustos que se ha relacionado con la presencia de herbívoros introducidos (del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018). Son una comunidad de riqueza variable dependiendo del estado de conservación en el que se encuentren, donde se pueden encontrar comúnmente zonas pobladas únicamente por el pino (Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001). La vegetación de los pinares es de menor riqueza en comparación con otros bosques como la laurisilva, donde se han registrado en pinares maduros, unos valores de riqueza media de apenas 5.4 sp / 100 m² (Fernandez-Palacios & Lopez, 1992).

➤ **Origen de los matorrales secundarios**

Los matorrales secundarios o vegetación de sustitución son comunidades vegetales arbustivas que reemplazan a la vegetación natural tras una perturbación. En el archipiélago canario estas comunidades, mayoritariamente dominadas por matorrales, ocupan la mayor parte del territorio, casi la mitad de su superficie (45.6 %) con un total de 338966 ha (del Arco Aguilar et al., 2010).

El pinar canario cuenta con varios matorrales secundarios, los cuales vienen definidos por la especie arbustiva dominante, así el escobonal-codesar está formado principalmente por el escobón, *Chamaecytisus proliferus*, el jaral por la jara, *Cistus monspeliensis* subsp. *canariensis*, *Cistus symphytifolius* y el codesar, por especies de codeso *Adenocarpus spp.* (Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias, n.d.).

En este trabajo nos hemos centrado en las comunidades de escobón (*Chamaecytisus proliferus*) y de jara (*Cistus spp.*) por su gran extensión en el archipiélago y en el área de trabajo, la isla de Tenerife. En el caso del escobonal-codesar cuenta con unas 25139 ha identificadas en el archipiélago y 5735 ha en la isla de Tenerife. En el caso del jaral, compuesto por *Cistus*, *Globularia* y *Micromeria*, es el tercer matorral de sustitución más extenso del archipiélago con 25692 ha en todo el archipiélago y 11081 ha en Tenerife (del Arco Aguilar et al., 2010).

El escobonal se caracteriza por ser una comunidad que se extiende en suelos rocosos de zonas secas y mesomediterráneas en áreas potenciales de pinar. Al escobón le suelen acompañar especies arbustivas de distintos géneros, muchos de los cuales cuentan con algunas especies endémicas en las islas, como *Argyranthemum*, *Bystropogon*, *Descurainia*, *Echium* y *Sideritis*, entre otros (del Arco Aguilar et al., 2010).

El jaral se considera entre los matorrales de crecimiento lento. Estos suelen crecer en zonas semiáridas y secas inframediterráneas y termomediterráneas como comunidad sustitutiva del matorral de cardón, bosque termoesclerófilo y bosque seco de laurisilva. Se desarrollan en suelos con superficies pedregosas y a veces influenciadas por actividades antrópicas (del Arco Aguilar et al., 2010).

➤ **Necromasa del pinar canario**

Son muy pocos los trabajos que han estimado la necromasa en comunidades de pinar en Canarias. En el estudio de Fernandez-Palacios & Lopez (1992) se estimó que la densidad media del pinar obtenida fue de 8 individuos / 100 m² con una biomasa total de 47.75 kg / m² y una riqueza de 5.4 sp / 100 m². Esto se tradujo a un promedio de PPN de 830 g / m² año. Con relación al mantillo se evidenció una mayor cantidad de mantillo en bosques que en matorrales siendo de 1 kg / m² (10 t / ha) en bosques. Los incendios forestales pueden hacer variar estos datos. Se han observado

valores de necromasa acumulada a lo largo de una cronosecuencia de incendios, que varían entre 3.35 t / ha en zonas de incendios recientes (el más reciente en 2005) y 20.95 t / ha en zonas que fueron quemadas hace 20 años (Morales, 2010).

➤ Manejo forestal del pinar canario

Tras la ocupación del archipiélago por los primeros pobladores, pero especialmente tras la colonización europea, los bosques de pinares fueron aprovechados para obtener principalmente madera. La madera de pino fue muy utilizada para distintos usos como la construcción tanto de hogares, edificios públicos o barcos, también proporcionaba leña para su uso como combustible y para la obtención de carbón y resina. Igualmente, el mantillo o pinocha del bosque se ha recolectado tradicionalmente para su uso como cama de ganado y acolchado de cultivo (Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001).

Asimismo, estos bosques también han estado sujetos a la incidencia de incendios naturales y antrópicos (del Arco Aguilar et al., 2010). Los incendios de origen natural han sucedido debido a la actividad volcánica y a los rayos que, aunque sean eventos de frecuencia escasa pueden llegar a afectar grandes extensiones de superficie de las islas. Con la colonización de las islas la frecuencia de los incendios no naturales fue en aumento hasta hoy en día, donde las causas más frecuentes son de origen desconocido (44.1 %), por negligencias en el manejo del fuego (28.3 %) o debido a pirómanos (23.3 %), mientras que solo un 0.4 % es debido a rayos (Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001).

A pesar de la gran explotación que sufrió el pinar por sus aprovechamientos, este es el ecosistema forestal mejor representado en el archipiélago canario. Esto es debido a su regeneración natural y su gran resistencia frente a los incendios y sequías, pero también gracias a las repoblaciones forestales que se hicieron en los años 40, donde se plantaron distintas especies de pino, destacando el pino canario (*Pinus canariensis*), el pino insigne (*P. radiata*), el pino piñonero (*P. pinea*) y el pino carrasco (*P. halepensis*) (Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001).

Las repoblaciones de pinar se caracterizan por ser masas monoespecíficas de la especie presentando un aspecto muy poco natural. Estas plantaciones realizan una función hidrológica-forestal muy importante que es la de evitar la erosión de la zona ya que aumentan la infiltración de agua. Gracias a estas plantaciones y tratamientos selvícolas actuales sostenibles, se han podido hacer unos aprovechamientos más ordenados en todas las Islas Canarias, llevándose a cabo una política forestal moderna los últimos años (Fernández-Palacios & Martín Esquivel, 2001).

2. OBJETIVOS

El objetivo de este estudio es cuantificar la biomasa y el carbono acumulado en la necromasa del pinar canario y sus matorrales secundarios, teniendo en cuenta tanto la madera muerta caída y de pie (con diámetros mayores a 2.5 cm en pinares y 1 cm en matorrales) y el mantillo (la madera muerta en suelo con diámetros menores a 2.5 cm en pinares y 1 cm en matorrales). Para ello, se llevarán a cabo los siguientes objetivos específicos:

- Determinar la biomasa y el carbono almacenado en los reservorios de madera muerta y mantillo;
- Determinar el contenido de carbono, nitrógeno y su relación;
- Determinar la variabilidad de estos reservorios entre ecosistemas de pinar (pinar húmedo, pinar seco y plantaciones de pinar) y sus matorrales secundarios (escobonal y jaral);
- Determinar la influencia de parámetros ambientales como la temperatura, precipitación, humedad, pendiente, altitud, cobertura vegetal, densidad y biomasa aérea en los reservorios;
- Estimar el contenido de carbono en la madera muerta y mantillo en el área de distribución actual del pinar y matorrales secundarios de Tenerife.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El trabajo de campo se llevó a cabo en isla de Tenerife en zonas de pinar natural y plantaciones de pinar, escobonal y jaral, y también en la isla de Gran Canaria en zonas de plantación de pinar.

Tenerife es la isla de mayor tamaño y elevación. Su superficie es de 2034 km² y su punto más alto es el Pico del Teide, la montaña más alta de España con una altura de 3718 m s.n.m. Debido a sus características geográficas, Tenerife presenta una elevada diversidad climática, con temperaturas medias anuales que van de los 22 °C (en la Punta de Rasca) a 1 °C (en el Pico del Teide). De igual manera con las precipitaciones hay una variación entre la costa, la cumbre, barlovento y sotavento, que pueden ir de 50 a 800 mm al año, a las cuales se le debe sumar la influencia de los vientos alisios y la precipitación horizontal que afecta directamente a la vertiente norte o barlovento (del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018; Fernández-Palacios, 1999).

Gran Canaria cuenta con una superficie de 1560 km², con una altitud máxima de 1950 m s.n.m. (Moreno et al., 2018). Como todo el archipiélago canario, Gran Canaria también tiene gran variabilidad climática, donde la temperatura media anual puede ir de 14 a 21 °C y la precipitación media anual de 110 a 606 mm (del-Arco et al., 2002). Los pinares de Gran Canaria ocupan una superficie de 33309 ha de toda la isla (Arévalo & Naranjo-Cigala, 2018).

En la selección de sitios de muestreo se intentó que fueran lo más representativos posible del conjunto de las comunidades estudiadas (Figura 2), abarcando distintas elevaciones (460-2158 m s.n.m) y orientaciones a barlovento (11 parcelas) y sotavento (13 parcelas), además de otros factores ambientales como pendiente, temperaturas y precipitaciones medias anuales (Tabla 2).

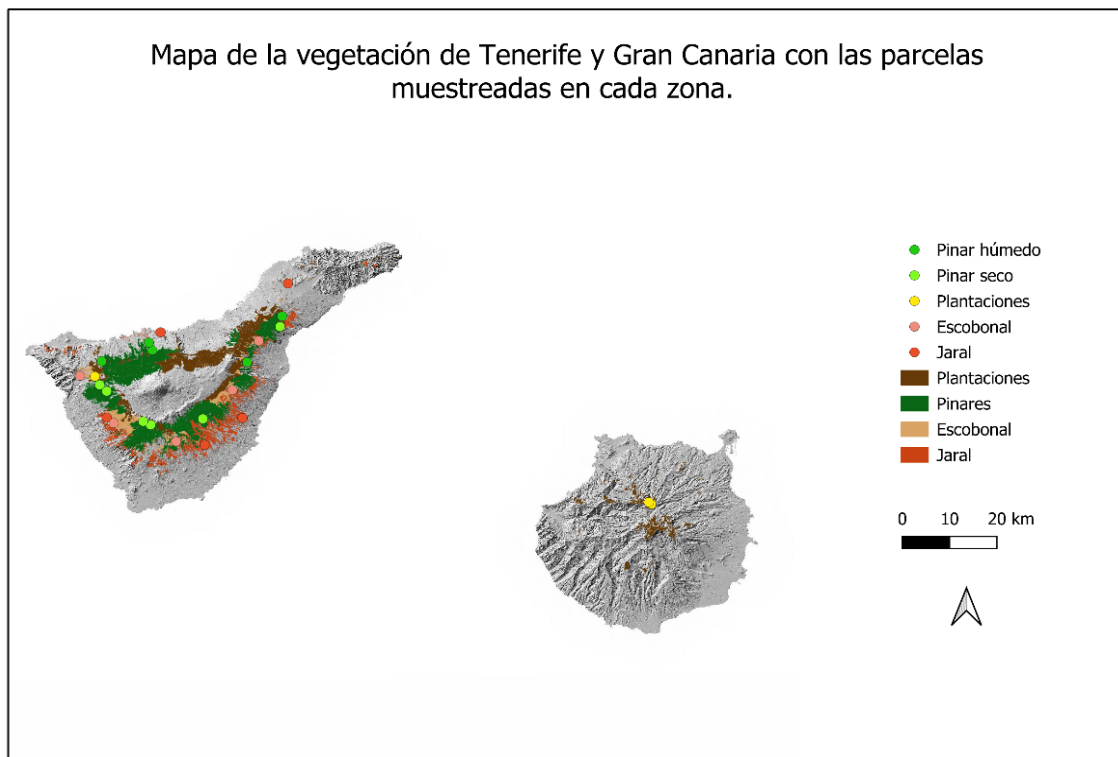


Figura 2 Mapa de la vegetación de Tenerife y Gran Canaria donde los puntos representan las parcelas muestreadas y las áreas en color representan las distintas comunidades vegetales. Modelo de sombras de IDECanarias del año 2022. Datos de la vegetación (GRAF CAN 2018).

Tabla 2 Factores ambientales de los puntos muestreados. Datos climáticos extraídos del Atlas climático de Canarias con los promedios anuales de 1991-2021.

Plot	Localidad	Ecosistema	Orientación	Temperatura media anual (°C)	Precipitación media anual (mm)	Humedad (%)	Pendiente (°)	Altitud (m s.n.m)
TP2	Vilaflor	Pinar seco	Sotavento	11.77	401.18	33.68	23.00	2055.00
TP4	Arico	Pinar seco	Sotavento	14.49	363.96	48.17	18.10	1384.48
TP5	Chío	Pinar seco	Sotavento	14.18	425.93	55.13	9.00	1532.07
PS4	Bco Los Porqueros	Pinar seco	Barlovento	16.41	706.17	71.47	25.69	815.21
PS725	Los Poleos	Pinar seco	Sotavento	14.67	444.90	59.05	5.79	1442.38
	Mirador El							
PS1345	Retamar	Pinar seco	Sotavento	11.18	397.37	37.29	21.73	2158.01
PH2	La Montañeta	Pinar húmedo	Barlovento	15.10	554.52	67.50	9.16	1125.50
PH3	El Lagar	Pinar húmedo	Barlovento	15.03	534.77	67.36	6.59	1160.00
PH545	Las Raíces	Pinar húmedo	Barlovento	15.19	755.11	71.48	17.67	1022.96
PH862	El Pinalete	Pinar húmedo	Barlovento	16.44	535.88	76.46	18.29	580.00
PH1031	Bco Tamay	Pinar húmedo	Sotavento	15.45	579.69	64.00	18.97	1097.13
JA1	Barranco Hondo	Jaral	Barlovento	16.88	526.88	71.37	8.91	749.87
JA8	El Jaral	Jaral	Sotavento	16.68	384.37	63.34	22.03	976.54
JA3	Icor	Jaral	Sotavento	17.66	257.02	69.82	9.87	460.00
JA5	Chimiche	Jaral	Sotavento	18.07	254.38	67.52	14.83	615.16
JA10	Rambla	Jaral	Barlovento	18.13	369.77	77.04	6.62	280.00
ES1	Cruz de Tea	Escobonal	Sotavento	15.25	350.51	54.90	15.32	1276.44
ES2	Santiago del Teide	Escobonal	Barlovento	15.85	419.99	64.29	11.96	967.71
ES3	Las Fuentes	Escobonal	Sotavento	15.59	391.20	51.34	11.36	1196.86
ES4	Embalse de Fasnía	Escobonal	Sotavento	14.42	425.38	58.83	15.51	1358.92
ES5	Chivisaya	Escobonal	Sotavento	15.63	715.54	68.09	21.71	1032.40
PPGC_276	Mirador Galas	Plantaciones	Barlovento	13.89	686.95	63.92	26.87	1471.26
PPGC_383	Cortijo Calderetas	Plantaciones	Barlovento	14.21	655.07	64.61	16.16	1430.85
PP687	Montaña Negra	Plantaciones	Barlovento	14.30	501.27	52.27	31.29	1361.07

3.2 Diseño del estudio

➤ Selección de puntos de muestreo

En este estudio se recogieron datos de 24 puntos de muestreo representados por parcelas de 20 x 20 m, de las cuales 11 se ubicaron en pinar (5 en pinar húmedo y 6 en pinar seco), otras 10 en sus matorrales secundarios (5 en escobonal y 5 en jaral) y 3 en zonas de plantaciones de pinar (una en Tenerife y otras dos en Gran Canaria).

Los puntos de muestreo se han seleccionado utilizando la clasificación de tipos de vegetación del Mapa de Vegetación de Canarias (Figura 2). Las parcelas de pinar (pinar húmedo, pinar seco) se establecieron en la red de parcelas permanentes del grupo de Ecología y Biogeografía Insular de la ULL, con el fin de contribuir a la caracterización de la red. Para alcanzar el tamaño muestral de 10 puntos de muestreo de pinar y aumentar la variabilidad del estudio, el resto de las parcelas, junto con las parcelas de plantaciones de pinar se ubicó en la proximidad de parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN). Parte de los datos usados provienen del IFN, ya que realizaron muestreos de campo para los bosques y plantaciones de pinar obteniendo los datos de la madera muerta, tanto la caída ($\varnothing < 2,5$ cm), como la que sigue en pie, sin reportar datos para mantillo (Figura 3).

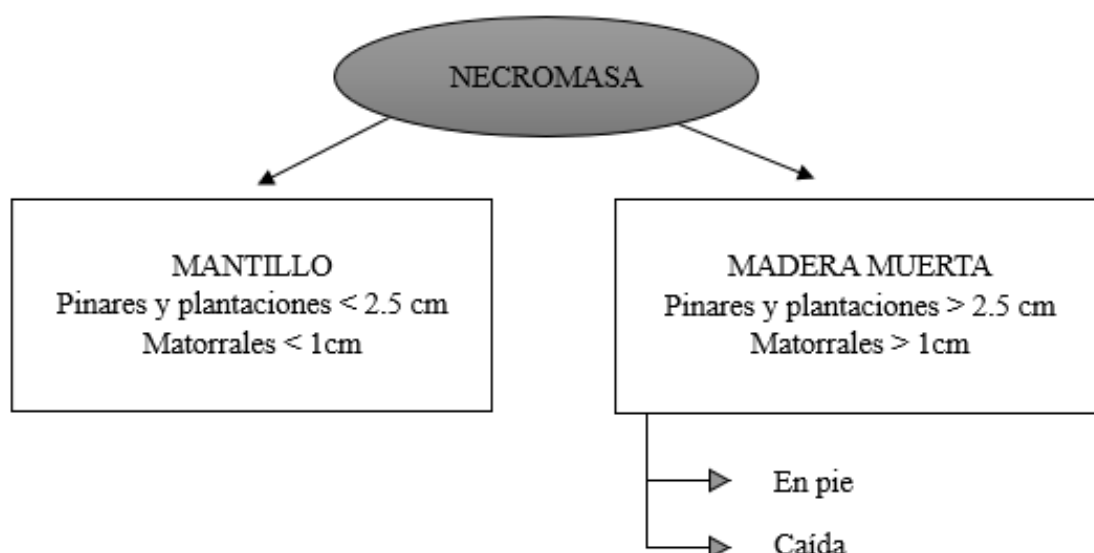


Figura 3 Esquema de las distintas fracciones del reservorio de necromasa vegetal considerados en este trabajo.

➤ Recogida de muestras en campo

Una vez elegido el sitio de muestreo se verificó en campo que la zona era representativa de la comunidad vegetal.

Una vez allí, para los ecosistemas de jaral y escobonal, lo primero que se hizo fue marcar la parcela de 20 x 20 m con cintas métricas. Además, se marcaron las diagonales del cuadrado con otras cintas para crear 4 secciones triangulares o subparcelas (Figuras 4 y 5). A continuación, se marcaron los 5 puntos, que se correspondían con las cuatro esquinas y el centro de la parcela, en los cuales recogimos tanto el mantillo como la madera muerta en el suelo.

Para el mantillo usamos un bastidor de madera de 25 x 25 cm que colocamos al azar en cada punto de muestreo. Se recolectó toda la materia muerta (hojas, tejido reproductivo, ramas pequeñas o

material indiferenciable por su proceso de descomposición) que estuviera dentro del perímetro del bastidor y fuera menor de 1 cm de diámetro hasta llegar al suelo orgánico o mineral. En los puntos donde fuera difícil recoger la materia por su tamaño o nivel de descomposición, se hizo una última recogida con un temporizador de 3 minutos. Una vez se terminaba el tiempo se daba por finalizada la recolección (Figura 6).

En el caso de los pinares, las parcelas ubicadas en el entorno del IFN cuentan con datos de madera muerta en pie y caída, por lo que solo hubo que recoger el mantillo. La única diferencia en el procedimiento es que la medida del diámetro para la recolección fue menor de 2.5 cm, para coincidir con el límite menor de la metodología del IFN.

Para la madera muerta caída se repitió el mismo procedimiento que para el mantillo, pero en este caso se utilizó un bastidor de madera de 2 x 2 m y se recogió todo aquello que estaba muerto (ramas principalmente) y era mayor de 1 cm de diámetro.

También se hizo el inventario de individuos muertos en pie que estaban en una de las cuatro subparcelas. Para ello se fueron midiendo todos los individuos que estaban muertos, pero aún se sostenían en pie, con un flexómetro, tomando los siguientes datos: diámetro mayor, diámetro menor, altura, diámetro basal si no estaba ramificada la planta y el grado de descomposición de la planta muerta, según un índice establecido (modificación de Alberdi et al. 2022) (Tabla 3).

Tabla 3 Grados de descomposición de los individuos muertos en pie inventariados en las parcelas.

Grado de descomposición	Características
1	Individuo entero con madera resistente a romperse
2	Individuo entero con madera fácil de romper
3	Individuo al cual le falta parte de las ramas de la copa y con madera resistente a romperse
4	Similar al nivel 3 pero con madera fácil de romper
5	Individuo al que únicamente le queda el tronco y algunas ramas fragmentadas y con la madera resistente a romperse
6	Similar al nivel 5 pero con la madera fácil de romper

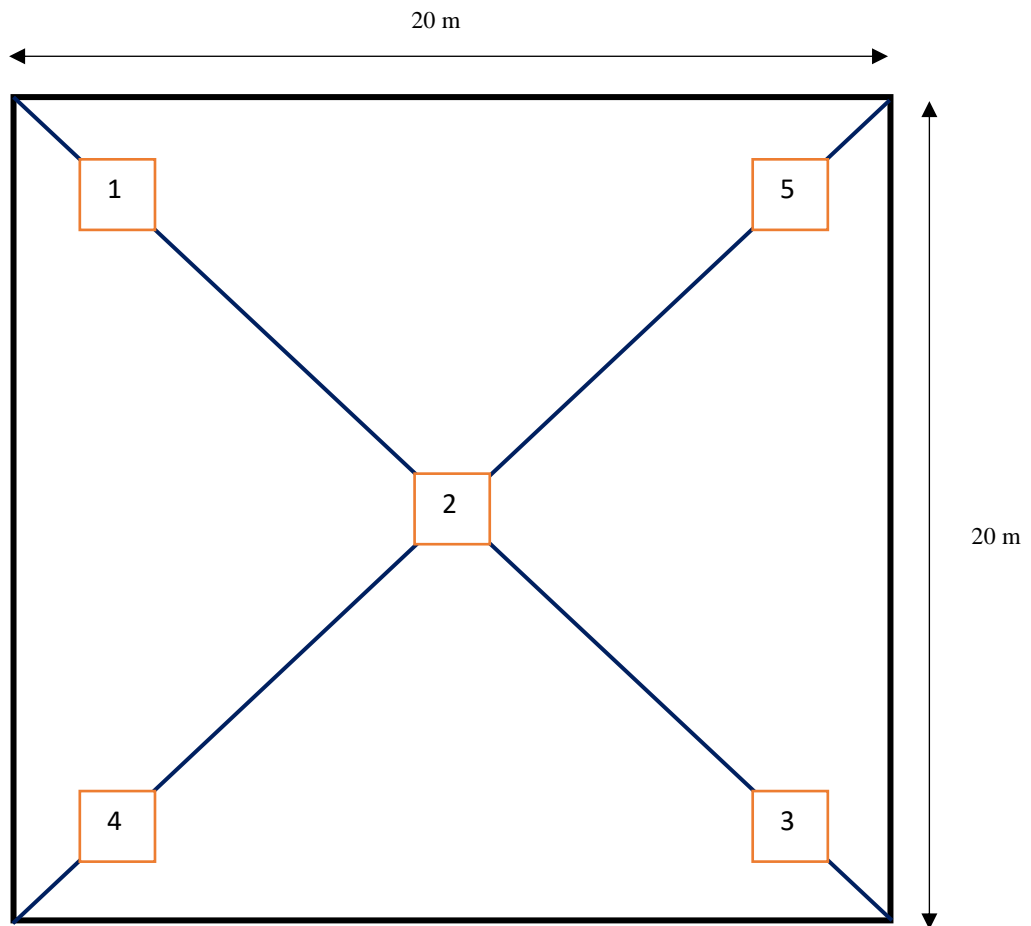


Figura 5 Esquema de la parcela y subparcelas de recogida de madera muerta y mantillo. Los cuadrados numerados representan el punto donde se recolectó tanto el mantillo como la madera muerta caída, con un bastidor de 25 x 25 cm y 2 x 2 m respectivamente.



Figura 4 Parcela de escobonal delimitada con las cintas métricas.



Figura 6 Antes (izquierda) y después (derecha) de un punto de recolección de mantillo en pinar.

Para la toma de datos de madera muerta caída y en pie por el IFN, que siguió la metodología descrita en (Alberdi et al., 2020), se realizaron unas parcelas circulares de 15 m de radio. Dentro de cada parcela se agrupaba la necromasa según la siguiente clasificación (Tabla 4):

Tabla 4 Clasificación de la necromasa en pie según el IFN.

Grupo de clasificación	Parámetros
I	Árboles muertos en pie (dbh \geq 7.5 cm, altura \geq 1.3 m)
II	Árboles muertos tumbados (dbh \geq 7.5 cm), árboles jóvenes muertos y tumbados (2.5 \leq dbh < 7.5 cm)
III	Trozos de madera gruesos/ramas caídas (diámetro en el extremo más delgado \geq 7.5 cm, longitud \geq 30 cm)
IV	Tocones y troncos (diámetro a media altura \geq 7.5 cm, altura total < 1.3 m)
V	Tocones (diámetro representativo a media altura \geq 7.5 cm, altura total < 1.3 m)
VI	Acumulaciones (diámetro \geq 7.5 cm de una rama representativa a medio termino)

Para poder desarrollar las ecuaciones alométricas y así determinar el porcentaje de carbono de los individuos muertos en pie, se recolectaron individuos de todas las especies cortándolos desde su base para poder extrapolar su aportación al resto de individuos muestreados en las parcelas. Se recolectaron un total de 60 individuos, de los cuales 29 fueron recolectados por un alumno de TFG anterior (Hernández González, 2024).

➤ Procesamiento de muestras en laboratorio

Una vez en el laboratorio, las muestras se pesaron individualmente en una balanza para anotar el peso fresco de cada punto recogido en el campo. Se introdujeron las bolsas una vez ya pesadas en una estufa de laboratorio donde se secó a 70 °C durante 48 h. Una vez pasados dos días, pesamos y anotamos de nuevo el peso seco de cada muestra.

Para determinar el contenido en carbono y nitrógeno preparamos muestras compuestas de cada parcela. En una bandeja, mezclamos las muestras correspondientes a los números 1 y 5 de los

puntos de muestreo de las parcelas, e hicimos lo mismo para los números 2, 3 y 4. De cada una se cogió una muestra representativa de toda la materia muerta presente: hojas, flores, frutos, corteza, pequeñas ramas (Figura 7a). Trituramos la muestra representativa de cada mezcla con un molino de laboratorio hasta conseguir que estuviera todo bien molido de forma homogénea. Guardamos en un tubo Eppendorf (Figura 7b) parte de esta mezcla molida, para analizar el contenido de carbono y nitrógeno (C/N) en el Servicio General de Apoyo a la Investigación de la Universidad de La Laguna (SEGAI, ULL).

Para el cálculo de carbono en la necromasa se usaron estos resultados de carbono del SEGAI de las muestras que recogimos en el campo, tanto para mantillo, la madera muerta caída y en pie. Estos valores, que estaban en porcentaje de carbono, se multiplicaron por el peso (t / ha) de las fracciones de cada muestra para así saber el contenido de carbono en t / ha de cada muestra.



Figura 7 Muestras procesadas en el laboratorio. A) Bandejas con muestras de mantillo seco para ser molido. B) es una muestra ya molido, guardada y etiquetada en un tubo Eppendorf para el análisis de contenido de carbono y nitrógeno.

Para calcular el contenido de carbono de la madera muerta en pie se hizo una extrapolación de los individuos que recogimos de cada parcela. En cada parcela revisamos qué especies aparecían en el inventario de los individuos muertos en pie, y usamos los promedios de cada especie de los individuos cortados y procesados. En los casos en que teníamos pocos individuos de cada especie (2 o más individuos por especie) se hizo el promedio; si no había 2 individuos, se aplicó el promedio de cada tipo de especie (en el caso de leñosas usamos todas menos las fabáceas y en el caso de suculentas todas menos el cardón).

3.3 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de este estudio se ha usado el lenguaje computacional R versión 4.4.1 con su entorno de desarrollo integrado, Rstudio (R Core Team, 2024).

Para estimar la biomasa de los individuos muertos en pie se realizaron regresiones lineales simples para la especie leñosas y suculentas con diferentes variables biométricas (biovolumen, área proyectada y diámetro medio), con la función “lm” del paquete “stats”. Para comparar los modelos de regresión se utilizó el criterio de Akaike (AIC) con la función “compareLM” del paquete “rcompanion”. Se seleccionó el modelo con el AIC más bajo.

Para determinar si existen diferencias significativas entre las fracciones de la necromasa dentro de un ecosistema y diferencias entre ecosistemas en una misma fracción, se realizó un anova de dos factores (con interacción) con la función “aov” del paquete “stats”. Para determinar entre qué

grupos se dieron las diferencias significativas se usó el test posthoc de Tukey, con la función “TukeyHSD” del paquete “stats”. Se utilizó este mismo análisis para determinar la existencia de diferencias significativas en el carbono contenido en la necromasa total y en la relación entre la madera muerta en pie y la biomasa aérea entre los ecosistemas.

La relación de cada fracción de necromasa con variables abióticas (temperatura, precipitación, altitud y pendiente) y bióticas (biomasa aérea, densidad y cobertura), se llevó a cabo mediante regresiones lineales múltiples y simples. La función utilizada fue “lm” del paquete “stats”. Para las regresiones múltiples se aplicaron modelos tanto de interacción como de adición. Se llevaron a cabo correlaciones de Pearson con el paquete “psych” (Revelle 2023) para determinar si las variables podían incluirse en una misma ecuación o no. La selección del modelo más parsimonioso se hizo aplicando el criterio Akaike (AIC) corregido para muestras de tamaño pequeño (Akaike 1974) con la función “compareLM” del paquete “rcompanion” (Mangiafico et al. 2022). Se seleccionó el modelo con el AIC más bajo.

Para todos los modelos, se comprobó que los residuos siguieran las premisas de normalidad y homocedasticidad. El nivel de significancia se estableció en 0.05 en todos los modelos.

4. RESULTADOS

4.1. Ecuaciones alométricas

Para poder estimar la biomasa de individuos arbustivos muertos en pie desarrollamos regresiones lineales tanto para especies leñosas (Figura 8), como para suculentas (Figura 9) (Tabla 5). De las variables que se probaron para los dos tipos de especie (biovolumen, área proyectada y diámetro medio) se seleccionó aquella regresión con el AIC más bajo. Para leñosas el mejor predictor fue la variable del biovolumen con una relación lineal positiva con una varianza del 0.7491, y para suculentas el mejor predictor fue el área proyectada con una relación lineal positiva con una varianza del 0.7588.

Tabla 5 Ecuaciones alométricas para la estimación de la biomasa de la madera muerta en pie.

Tipo especie	Ecuación alométrica	Variable	R ²
Leñosa	$y = -0.1657 + 0.8278 \cdot \ln(\text{BV})$	Biovolumen	0.7491
Suculenta	$y = -6.74360 + 0.78798 \cdot \ln(\text{área_proy})$	Área proyectada	0.7588

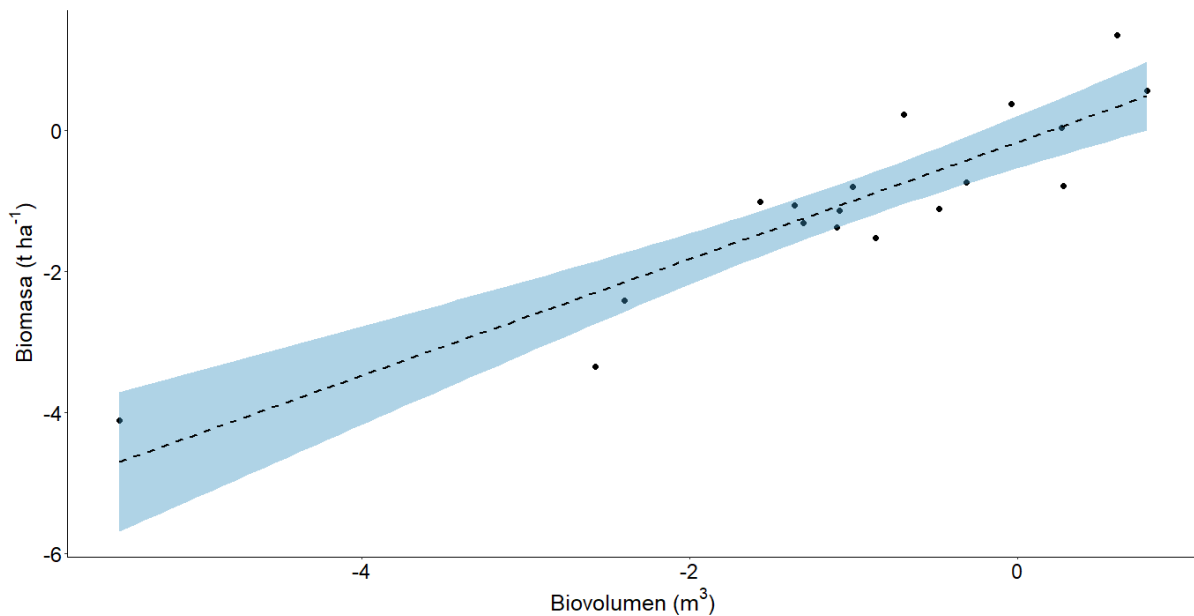


Figura 8 Regresión lineal del biovolumen en m³ con la biomasa (t ha⁻¹) para las especies leñosas de matorrales secundarios de pinar.

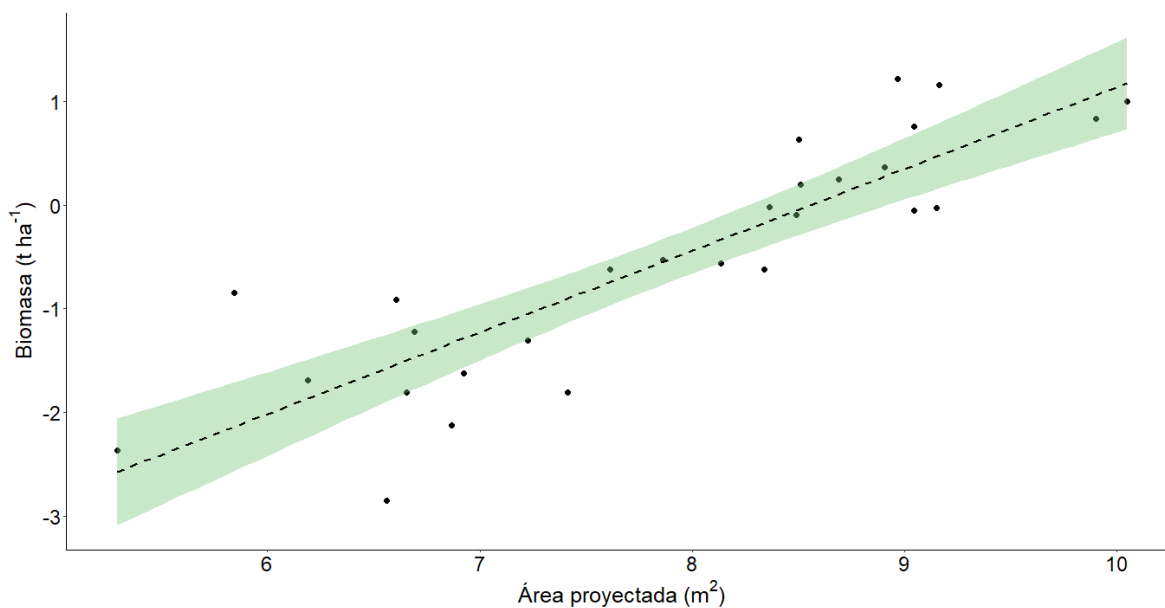


Figura 9 Regresión lineal del área proyectada en m^2 con la biomasa ($t\ ha^{-1}$) para las especies suculentas de matorrales secundarios de pinar.

4.2. Carbono en la necromasa en función de las comunidades y fracción

Tras el análisis del carbono de las fracciones de la necromasa (mantillo, madera muerta caída y madera muerta en pie) de todas las comunidades (Figura 10), observamos que en el jaral y en los pinares existen diferencias significativas entre las fracciones, no siendo así en el escobonal. En el jaral la diferencia fue entre el mantillo y la madera muerta caída, donde el mantillo es casi 20 veces superior (con valores de $20\ t\ C / ha$ frente a $1.3\ t\ C / ha$ de la caída). En ambos pinares (húmedo, seco) y plantaciones, también hubo diferencias entre el mantillo ($30-60\ t\ C / ha$) y la madera muerta caída y, en este caso, también con respecto a la madera muerta en pie, con valores promedio de $0.5\ t\ C / ha$ para ambas fracciones.

Si nos fijamos en la cantidad de carbono en el mantillo, se observa una gran variación en todas las comunidades, al contrario de lo que ocurre con las dos fracciones de madera muerta, con valores muy homogéneos. Además, solo existen diferencias significativas entre las comunidades en esta fracción (Figura 10), presentando los bosques valores mayores con respecto a los matorrales, donde el pinar húmedo y el seco triplican y duplican, respectivamente, al jaral y escobonal. Se observó una excepción, los valores de las plantaciones de pinar estaban igualados a los del escobonal. En el caso de la madera muerta caída y la madera muerta en pie no hubo diferencias entre las comunidades (Figura 10).

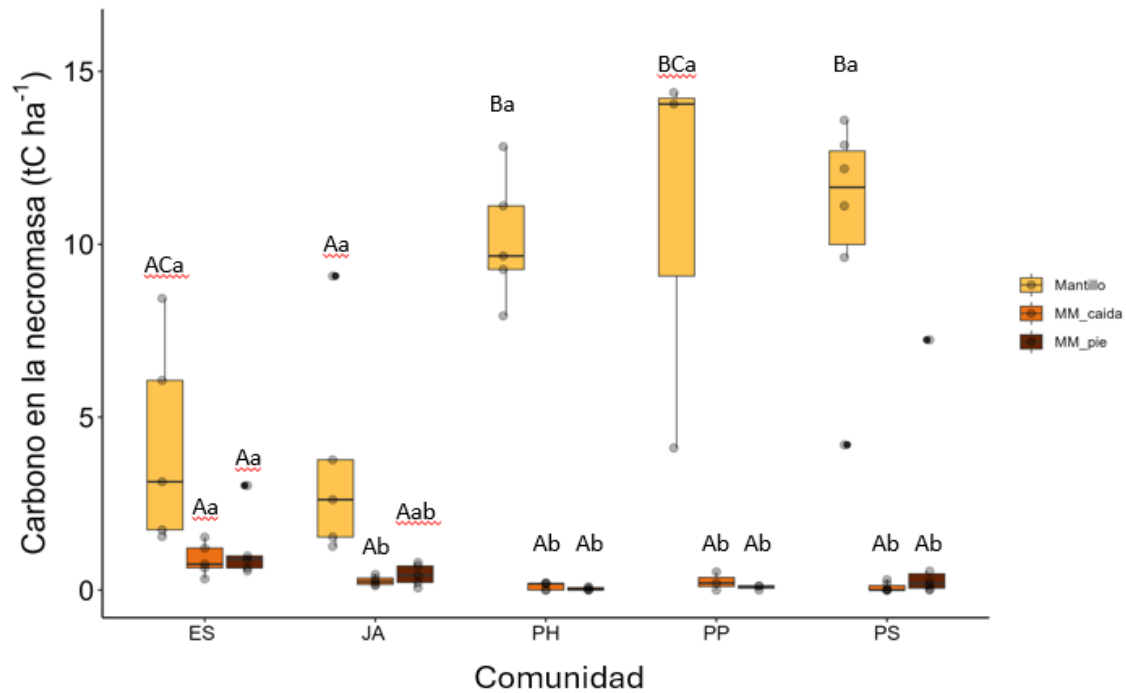


Figura 80 Carbono contenido en la necromasa de las diferentes comunidades por fracciones de las parcelas muestreadas. Las letras representan las diferencias significativas entre los grupos según Tukey post-hoc test ($p < 0,05$); en mayúsculas se comparan las fracciones entre las comunidades y en minúsculas las fracciones dentro de cada comunidad. ES (escobonal); JA (jaral); PH (pinar húmedo); PP (plantaciones de pinar); PS (pinar seco); MM (madera muerta).

Con respecto a la contribución de carbono en la necromasa (%) entre las distintas comunidades y fracciones, el rango de porcentajes del mantillo va del 66 % en escobonal al 98 % en el pinar húmedo (Figura 11). También se observa una pequeña contribución de madera muerta (caída y en pie) en los matorrales (14 % y 19 % en escobonal; 6 % y 10 % en jaral, respectivamente) y madera muerta en pie en el pinar seco con un 11 %.

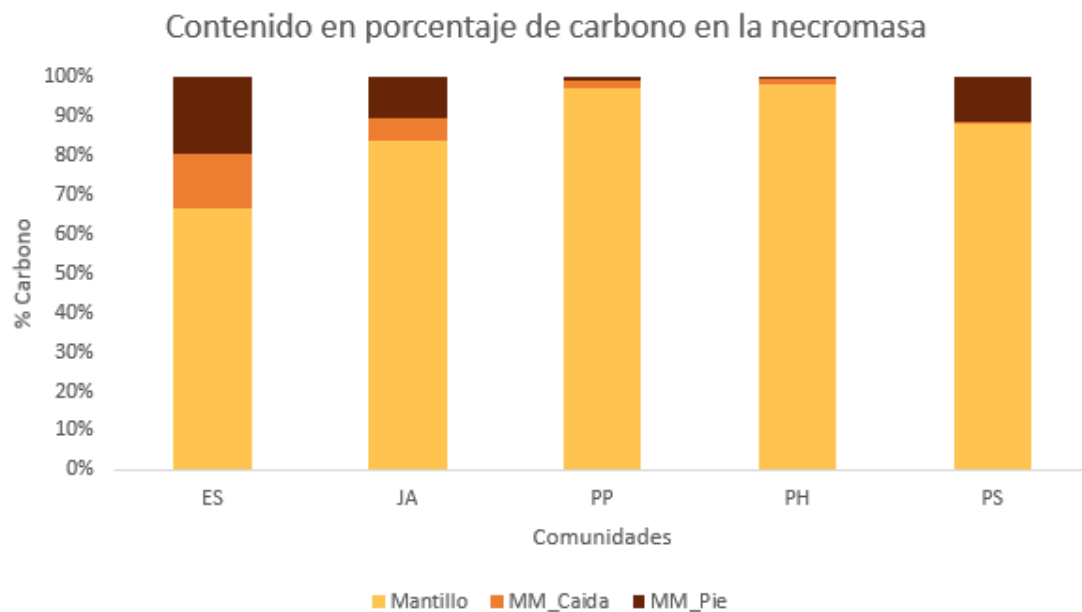


Figura 9 Contribución de carbono (%) de las fracciones al total de la necromasa en las distintas comunidades. ES (escobonal), JA (jaral); PH (pinar húmedo); PP (plantaciones de pinar); PS (pinar seco); MM (madera muerta).

Los bosques de pinar tienen una tendencia a presentar un mayor contenido de carbono en la necromasa total que los matorrales, triplicando y duplicando el pinar húmedo y el seco, respectivamente, a los matorrales (Tabla 6). Sin embargo, solo hubo diferencias significativas entre el pinar seco y el jaral (Figura 12). Las plantaciones de pinar presentaron un contenido de carbono similar al de los pinares. El escobonal, como en el caso del mantillo, tiene valores similares tanto al jaral como a todos los pinares y plantaciones

Tabla 6 Carbono contenido en la necromasa (promedio \pm desviación estándar) para las comunidades y para cada fracción. Abreviaciones: ES (escobonal), JA (jaral); PH (pinar húmedo); PS (pinar seco); PP (plantaciones de pinar); MM (madera muerta); NM (necromasa), BM (biomasa aérea).

COMUNIDAD	Carbono (t C/ha)				
	Mantillo	MM_Caída	MM_Pie	MM	NM total
ES	20.92 \pm 9.80	4.46 \pm 3.55	0.26 \pm 0	2.11 \pm 0.79	6.29 \pm 3.48
JA	18.26 \pm 13.76	0.03 \pm 0	1.34 \pm 0.97	0.71 \pm 0.36	4.36 \pm 3.24
PH	50.79 \pm 18.43	0.58 \pm 0	0.00 \pm 0	0.14 \pm 0.13	8.89 \pm 3.17
PS	63.57 \pm 23.24	0.47 \pm 0	1.05 \pm 0	0.28 \pm 0.18	10.88 \pm 3.56
PP	32.55 \pm 20.98	0.73 \pm 0	0.00 \pm 0	2.66 \pm 3.97	15.85 \pm 2.16

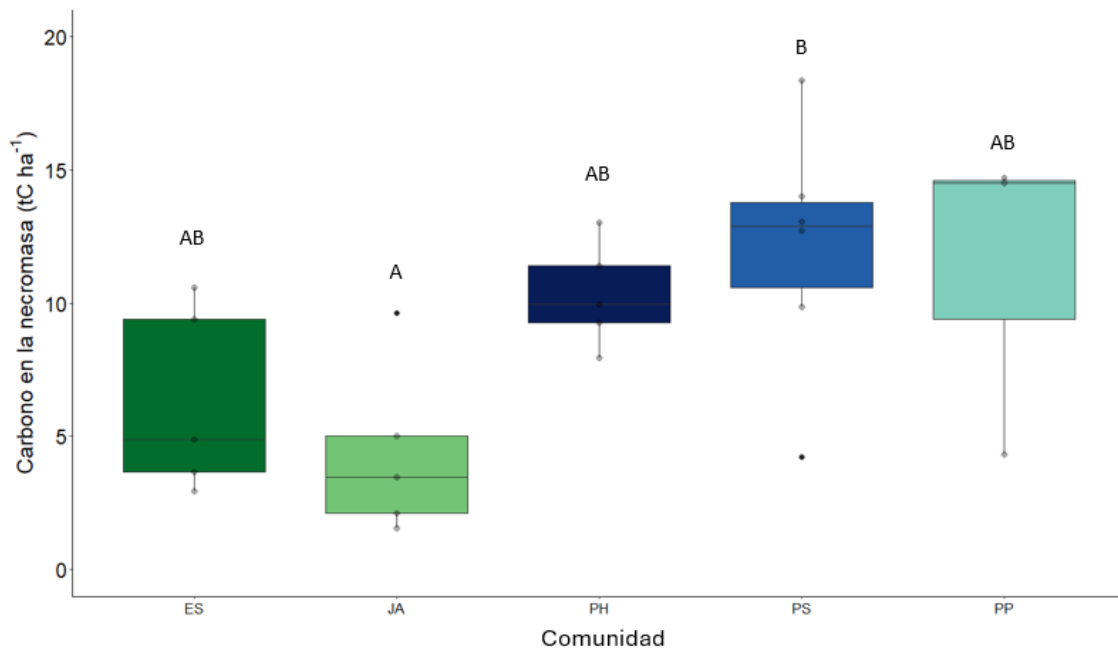


Figura 12 Carbono contenido en la necromasa total de las diferentes comunidades. Las letras representan las diferencias significativas entre los grupos según Tukey post-hoc test ($p < 0,05$). Abreviaciones: ES (escobonal); JA (jaral); PH (pinar húmedo); PP (plantaciones de pinar); PS (pinar seco).

También se analizó la relación entre la madera muerta en pie y la biomasa aérea en las diferentes comunidades (Figura 13). El pinar húmedo y las plantaciones presentaron valores menores que ambos matorrales. Sin embargo, aunque el pinar seco no mostró diferencias con los matorrales, ni con las otras comunidades de pinar, presentó una tendencia a valores más altos que estos dos últimos (Tabla 7).

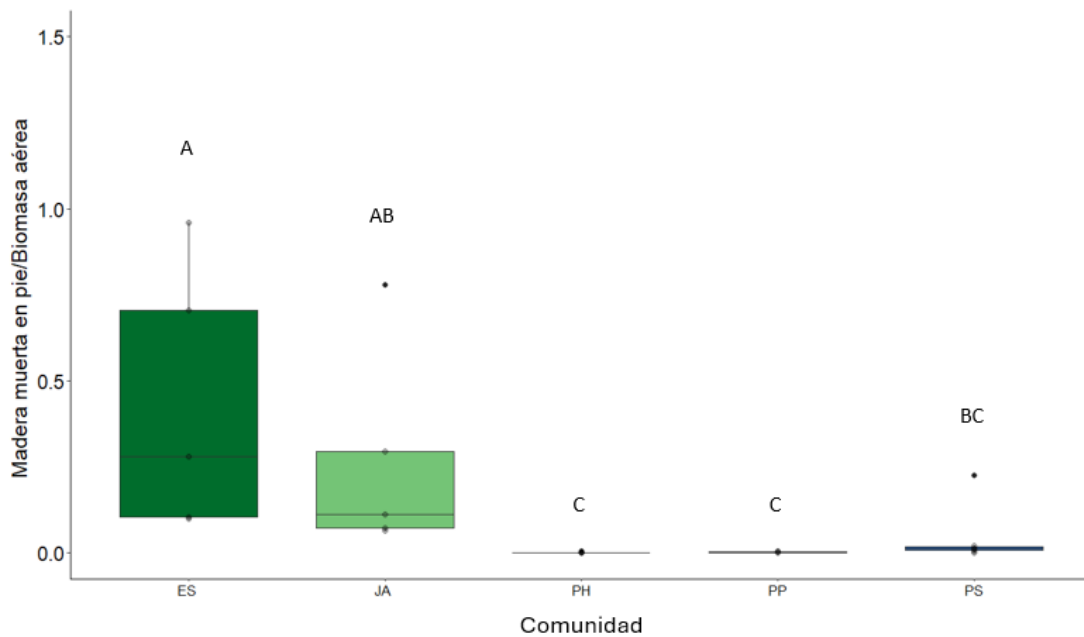


Figura 13 Relación entre la madera muerta en pie y la biomasa aérea en las diferentes comunidades. Las letras representan las diferencias significativas entre los grupos según Tukey post-hoc test ($p < 0,05$). Abreviaciones: ES (escobonal); JA (jaral); PH (pinar húmedo); PP (plantaciones de pinar); PS (pinar seco); MM (madera muerta).

La necromasa (t/ha) sigue el mismo patrón que el carbono contenido ya que este se corresponde con valores alrededor del 50 % de la necromasa (Tabla 7).

Tabla 7 Peso de la necromasa ($t\ ha^{-1}$) (promedio \pm desviación estándar) para las comunidades y para cada fracción. ES (escobonal); JA (jaral); PH (pinar húmedo); PS (pinar seco); PP (plantaciones de pinar); MM (madera muerta).

COMUNIDAD	Necromasa (t/ha)					
	Mantillo	MM Caída	MM Pie	Madera muerta	Necromasa total	MMPie/BMaer
ES	44.91 \pm 20.65	9.54 \pm 7.54	13.41 \pm 0	4.59 \pm 1.74	13.57 \pm 7.40	0.430 \pm 0.385
JA	41.37 \pm 31.67	3.02 \pm 2.26	4.17 \pm 0	1.44 \pm 0.97	9.71 \pm 7.31	0.264 \pm 0.303
PH	102.91 \pm 37.39	1.17 \pm 0	0.35 \pm 0	5.33 \pm 0.25	32.84 \pm 6.25	0.001 \pm 0.002
PS	128.88 \pm 46.87	0.94 \pm 0	16.37 \pm 0	0.57 \pm 0.37	22.17 \pm 7.37	0.046 \pm 0.089
PP	69.00 \pm 44.66	1.45 \pm 0	0.47 \pm 0	0.27 \pm 7.93	18.01 \pm 3.11	0.002 \pm 0.003

Se determinaron los porcentajes de carbono, nitrógeno y la relación de estos dos (C/N) del mantillo, para ver la calidad de esta materia (Tabla 8). Como podemos observar, la relación de C/N es muy baja en matorrales comparada con la de bosques, donde el pinar húmedo y las plantaciones están quintuplicando al escobonal y triplicando al jaral.

Tabla 8 Carbono (%C), nitrógeno (%N) y la relación carbono/nitrógeno (CN) en el mantillo para las comunidades. ES (escobonal); JA (jaral); PH (pinar húmedo); PS (pinar seco); PP (plantaciones de pinar).

COMUNIDAD	Mantillo		
	%C	%N	C/N
ES	46.15	1.54	2.68
JA	44.98	0.68	5.45
PH	49.32	0.70	15.89
PS	49.43	0.56	19.88
PP	47.55	0.76	14.47

4.3. Relación del carbono en las fracciones de necromasa con las variables abióticas y bióticas

Se analizó la relación del carbono contenido en la necromasa de las distintas fracciones, por separado, con una selección de variables abióticas (temperatura, precipitación, pendiente y altitud) y bióticas (biomasa aérea y densidad), para todo el conjunto de datos, y separando entre datos de matorrales y datos de bosques. En todos los casos se probó primero un modelo de regresión lineal múltiple teniendo en cuenta todas las variables que no estuvieran correlacionadas entre ellas (como la altitud con la temperatura), tanto por interacción, como por adición y se probaron modelos de regresiones lineales.

En cuanto a los modelos generales, con todos los datos, el mejor predictor para el mantillo y la madera muerta caída, fue la densidad de individuos donde se observó una relación polinómica con el carbono contenido en esta necromasa, en la que, con mayores densidades de individuos, encontramos menos carbono (Tabla 9, Figuras 14 y 15). El mejor predictor para la madera muerta en pie fue una relación lineal múltiple con la temperatura y la densidad, con relaciones positiva y negativa respectivamente (Tabla 9, Figuras 16 y 17).

Tabla 9 Modelos de regresión con las variables que mejor predicen el carbono en mantillo, madera muerta en pie y madera muerta caída. MM (madera muerta).

Fracción	Modelos de regresión	Variable	R ² _{ajust}	p-value
Mantillo	$y = 1.044e+01 - 6.571e-04(\text{Dens}) + 1.369e-08*(\text{Dens})^2$	Densidad	0.46	0.0005
MM_Caída	$y = 1.818e-01 + 7.273e-05*(\text{Dens}) - 2.441e-09*(\text{Dens})^2$	Densidad	0.23	0.0237
MM_Pie	$y = 11.6392769 - 0.7576200*(\text{Tma}) + 0.0000814*(\text{Dens})$	Temperatura Densidad	0.35	0.0045

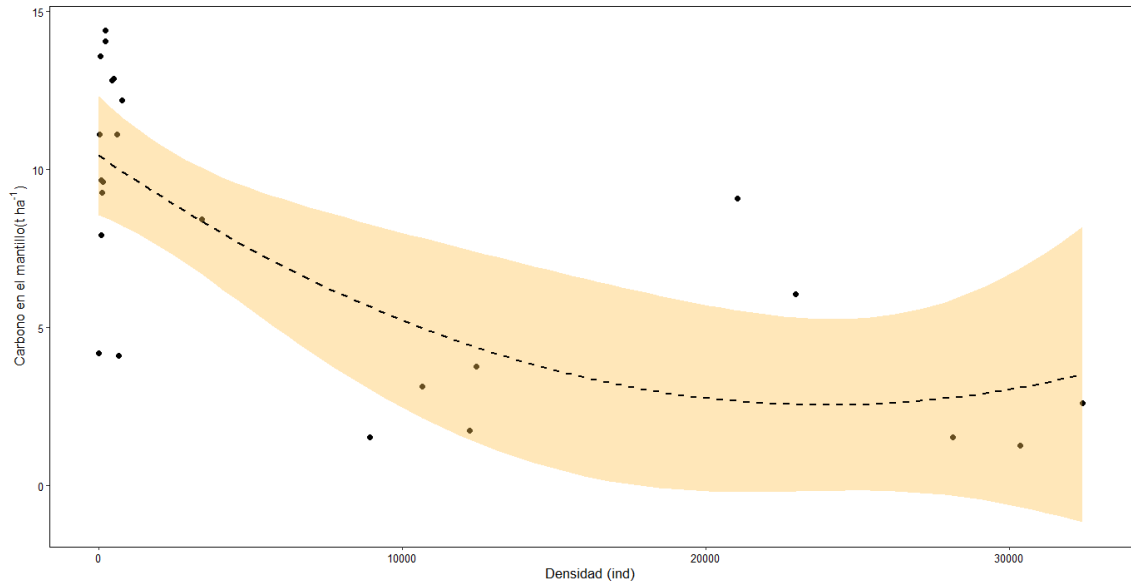


Figura 14 Regresión polinómica del carbono contenido en el mantillo (t C / ha) en función de la densidad (individuos / ha).

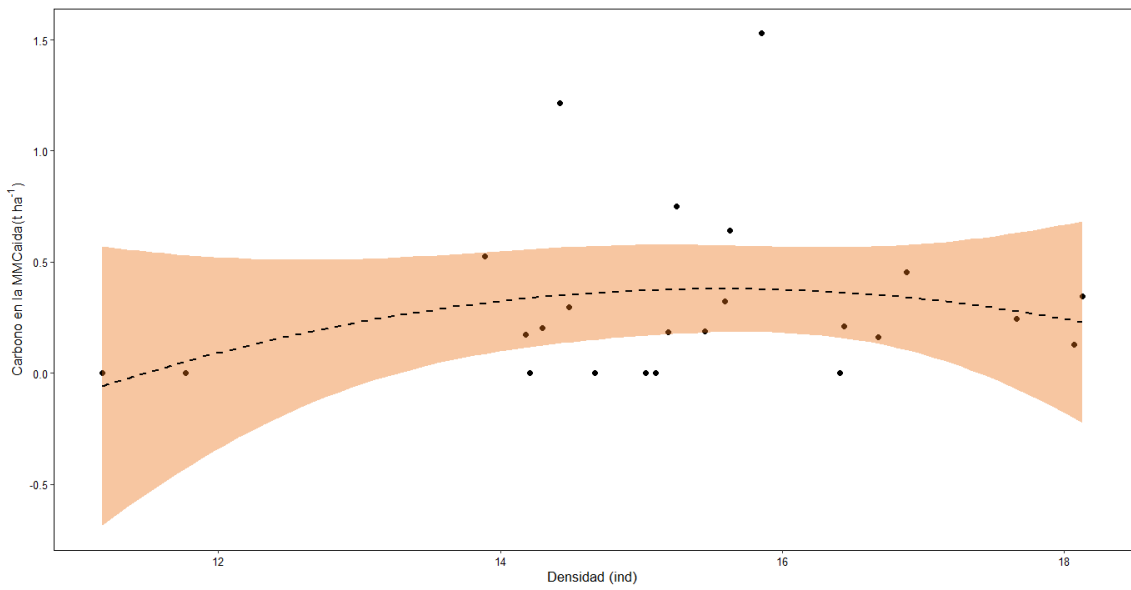


Figura 105 Regresión polinómica del carbono contenido en la madera muerta caída (t C / ha) en función de la densidad (individuos / ha).

Tma effect plot

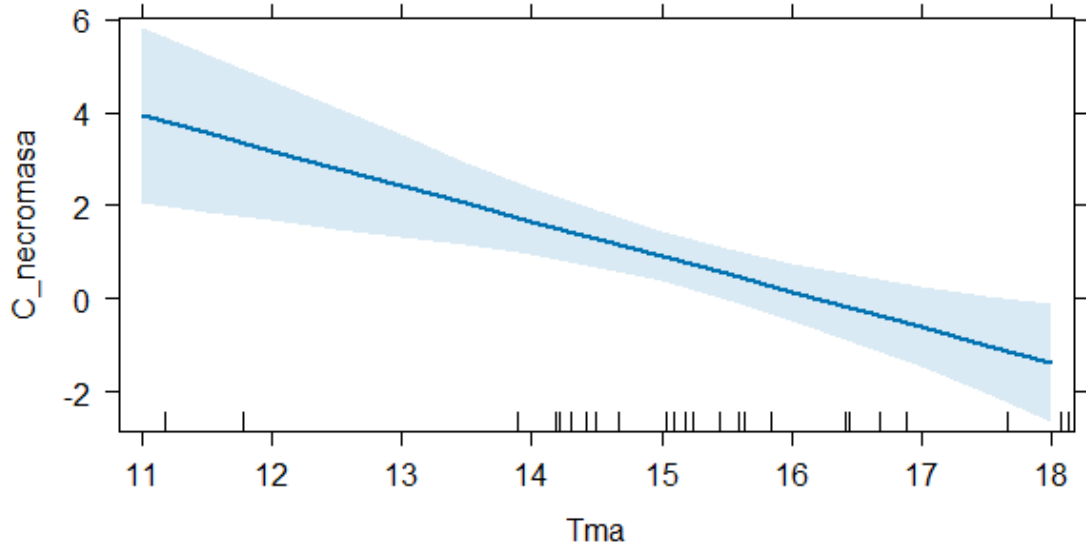


Figura 116 Regresión lineal del carbono contenido en la madera muerta en pie en función de la temperatura (°C).

Dens effect plot

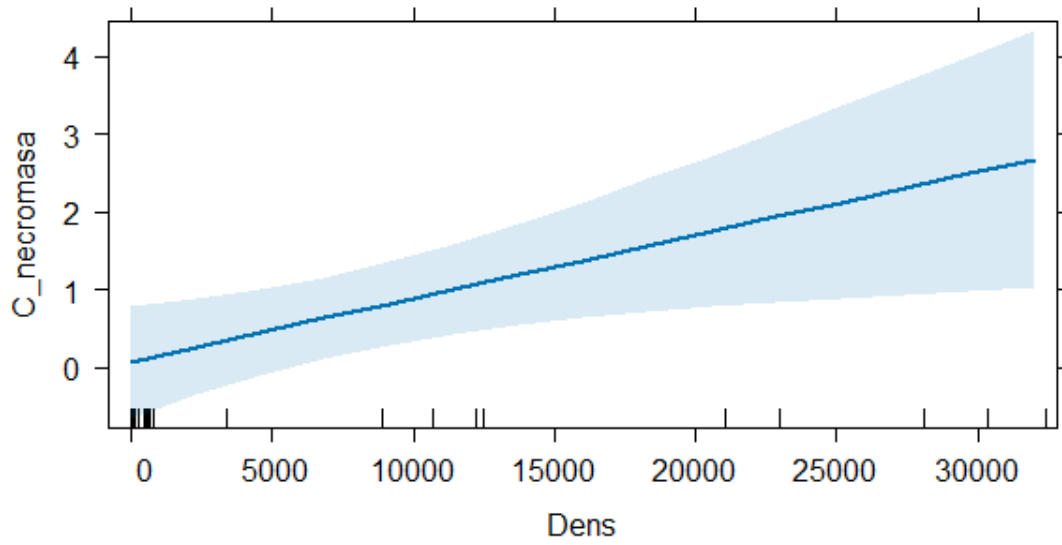


Figura 127 Regresión lineal del carbono contenido en la madera muerta en pie en función de la densidad (individuos / ha).

Analizando los datos según el tipo de comunidad, en matorrales, el mejor predictor para la madera muerta caída fue la densidad de individuos y se observó una relación polinómica con el carbono contenido en esta necromasa, donde cuanto mayor es la densidad de individuos, menor es el carbono en la madera muerta caída (Tabla 10, Figura 18). Para las otras fracciones en matorrales no hubo modelos significativos.

Tabla 10 Modelos de regresión con las variables que mejor predicen el carbono en cada fracción en matorrales y bosques.

Fracción	Modelos de regresión	Variable	R ²	p-value
MM_Caída en matorral	$y = 1.999e+00 - 1.413e-04*(Dens) - 2.735e-09*(Dens)^2$	Densidad	0.8781	0.0003

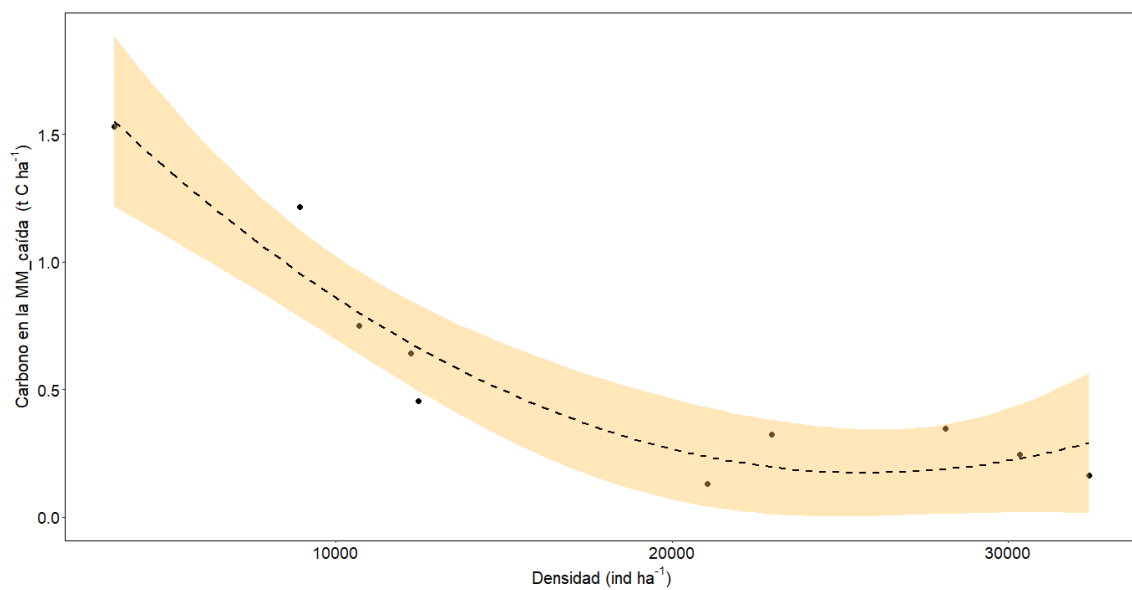


Figura 138 Regresión polinómica del carbono en la madera muerta caída (t C / ha) en función de la densidad (individuos / ha) en los matorrales.

En el caso de los bosques ninguna fracción obtuvo un modelo significativo. Solamente se observó una relación con la temperatura en la madera muerta en pie, pero fue debido a dos puntos que tenían valores muy altos, por lo que tenían una fuerte influencia en el modelo. Por este motivo, fueron eliminados y, con este nuevo conjunto de datos, no obtuvimos relación de esta fracción con la temperatura media anual.

5. DISCUSIÓN

En todas las comunidades estudiadas el mantillo es la fracción con la mayor cantidad de carbono de la necromasa, excepto en el escobonal, donde no hay diferencias entre mantillo y madera muerta, siendo los pinares y plantaciones de pinar los que muestran los valores más elevados en comparación con los matorrales. En esa misma fracción, no hubo diferencias entre las plantaciones y el escobonal. Esto puede deberse a que el escobonal se encuentra en distintos estados de sucesión ecológica, y es común que presente ejemplares de pino canario, contribuyendo a aumentar la cantidad de mantillo en algunas zonas. Por ejemplo, en la parcela ES1 la especie con mayor cantidad de biomasa fue el pino canario, triplicando, a los ejemplares de *Chamaecytisus proliferus*.

Los pinares mostraron mayor cantidad de mantillo, y carbono contenido en esta fracción, con unos valores de 50.79 ± 18.43 t C / ha en el pinar húmedo, 63.57 ± 23.24 t C / ha en el pinar seco y 32.55 ± 20.98 t C / ha en las plantaciones de pinar. En los bosques europeos el reservorio de carbono se estimó en 3.64 Gt C, incluyendo mantillo con ramas de hasta 2 cm de diámetro, lo que representa un 31 % del reservorio de carbono en el suelo hasta una profundidad de 30 cm, calculando una media de 22.1 t C / ha para este reservorio donde incluyen el mantillo (De Vos et al., 2015). También se estimó que las reservas de carbono en los bosques mundiales eran de 861 ± 66 Gt C con un 44 % de este almacenado en el suelo hasta 1 m de profundidad (383 ± 30 Gt C), 42 % en la biomasa (363 ± 28 Gt C), y en la necromasa, un 8 % en la madera muerta (73 ± 6 Gt C) y un 5 % en el mantillo (43 ± 3 Gt C) (Pan et al., 2011). Se ha visto que en los bosques españoles la media de reservorios de carbono en el mantillo está en 8 t C / ha, con ciertas diferencias entre los bosques de coníferas, con 10.1 t C / ha, y bosques de madera dura (especies que no son coníferas) 6.3 t C / ha (López-Senespleda et al., 2021). Estos valores están por debajo de los datos de los bosques europeos Haga clic o pulse aquí para escribir texto. y de los datos obtenidos para pinares naturales en este estudio (cinco veces mayores), aunque se aproximan más a los valores de las plantaciones de pinar, teniendo en cuenta que las desviaciones estándar que hemos obtenido son muy altas.

Si aplicamos el valor del contenido en carbono del mantillo de los pinares (húmedo y seco) analizado en este trabajo (49 %) a otros estudios de pinares de las islas, los datos obtenidos para la media de la necromasa acumulada en el pinar de La Palma, con 48.89 t / ha (23.95 t C / ha) (Morales, 2010), representan la mitad de los pinares naturales de Tenerife (50-64 t C / ha), y sin embargo, estos últimos, son 10 veces superiores a los observados por Fernández-Palacios y López (1992) para pinares de Tenerife con valores de 10.28 t / ha (5.04 t C / ha). La diferencia entre estos valores puede deberse a que las parcelas del pinar de La Palma representan una cronosecuencia de incendios, e incluyen diferentes momentos de recuperación (Morales, 2010), por lo que la cantidad de mantillo será menor y más variable. Los datos de Tenerife (Fernández-Palacios y López, 1992) proceden a su vez de una única parcela de pinar, por lo que no son tan representativos de las comunidades de pinar como los de este trabajo, que incluye cinco parcelas de pinar húmedo y seis de pinar seco.

Esta gran cantidad de carbono contenido en los mantillos de pinares de Tenerife podría deberse a la acumulación de pinocha (acículas del pino) en estas comunidades y a su baja tasa de descomposición (Morales, 2010), ya que la pinocha tiene partes recalcitrantes (lignina, hemicelulosa) que ralentizan el proceso de descomposición por parte de los microorganismos. Esta acumulación hace que se mantenga una gruesa capa de mantillo, alcanzando entre 2-8 cm en pinares de La Palma (Morales, 2010) y pudiendo llegar a más de 25 cm en pinares de Tenerife (Otto, observación personal). En los pinares de La Palma, se ha observado una ralentización de la descomposición del mantillo en las estaciones secas (primavera y verano) y una aceleración en las húmedas, otoño e invierno (Morales, 2010). En este estudio, la ralentización se relacionó más

con el contenido hídrico que con la temperatura. La tasa de descomposición del mantillo del pino canario (pérdidas de peso de 0.03 a 0.06 % / día) está por debajo de las tasas de descomposición de otras comunidades de pinar en Europa y el Oeste de Estados Unidos (0.15 % / día) pero igualadas a las tasas de pinares mediterráneos (0.05 a 0.08 % / día) (Morales, 2010). Sin embargo, en nuestro estudio, no se detectan diferencias en la cantidad de carbono en los mantillos entre los tipos de pinar húmedo y seco. En estos mismos pinares se ha determinado una menor tasa de descomposición en pinares secos que en húmedos, ligada a una menor precipitación media anual (González González, 2024). De esta forma, la ausencia de diferencias entre pinares podría estar relacionada con una mayor producción, pero mayor descomposición en pinares húmedos y a la inversa en pinares secos, de forma que las diferencias en la tasa de descomposición se compensarían con las de producción.

La importancia del mantillo en pinares sobre el resto de las fracciones se debe también a que no hay mucha cantidad de madera muerta, caída o en pie, porque estos pinares parecen tener una tasa de mortalidad muy baja, según se interpreta por los bajos valores encontrados para la relación madera muerta en pie / biomasa aérea. En particular, la relación entre la necromasa en pie y la biomasa aérea del pinar seco es muy baja (0.046 ± 0.089) lo que nos confirma una baja mortalidad, incluso en condiciones de menor humedad. Aunque, encontramos una excepción en el pinar seco, que tiene un punto muy alto de madera muerta en pie, correspondiente a la parcela PS1345, con unos valores bajos de densidad, lo que podría sugerir que se trata de un bosque con pocos individuos, y de estos muchos muertos. El pinar seco, también tiene un punto muy bajo de mantillo, la parcela PS4, que tiene muy baja densidad de individuos respecto a las otras parcelas, lo cual podría traducirse en que hay menos individuos generando pinocha.

Las plantaciones de pinar estudiadas presentaron mucha variabilidad entre ellas en cuanto a pendiente, densidad, biomasa aérea y especies acompañantes, y esto se refleja también en los valores de mantillo. Se detectó en general (en pinares y matorrales) una relación no lineal negativa con la densidad de individuos para la fracción de mantillo, aunque las razones que subyacen bajo esta relación pueden ser complejas y estar relacionadas con la dinámica de las comunidades. Esta tendencia se observa claramente en la plantación de Tenerife (Montaña Negra), con el menor valor de mantillo entre las plantaciones, y siendo mucho más densa que las otras dos plantaciones de Gran Canaria, llegando a una densidad de 657 individuos / ha, casi el triple, con muy poco sotobosque y bastante pendiente. Las plantaciones de pinar presentan densidades variables en función del marco e historia de la plantación. El patrón encontrado podría explicarse porque con altas densidades de individuos la pinocha se queda atrapada en las copas de los árboles impidiendo que esta caiga al suelo. Otra razón podría ser la pendiente, que también podría influir en la cantidad de mantillo que acumulen las plantaciones, al perderse mantillo en zonas con mayor pendiente.

El contenido de carbono en el mantillo del jaral (18.26 ± 13.76 t C / ha) es superior a las otras fracciones; madera muerta en pie (1.34 ± 0.97 t C / ha) y madera muerta caída (0.03 ± 0 t C / ha). Esto podría ser debido a una baja descomposición de la hojarasca que se acumula en el suelo, influida a su vez por la calidad de la materia. El jaral es un matorral denso y hay un efecto de protección que impide que esta fracción se desplace a otro lugar por el viento, aunque esto contradice el patrón general de menos mantillo en comunidades densas. Otra razón para la acumulación de mantillo puede ser porque la producción de hojas es más dinámica y se acumula en menos tiempo, que la madera muerta caída.

La menor proporción de madera muerta caída puede deberse a que los individuos que mueren permanecen como madera muerta en pie. Esta permanencia podría estar relacionada con el grado de descomposición que tengan las especies una vez muertas. Los promedios de descomposición en individuos muertos en pie en el jaral (Anexo III) muestran un valor de 3, lo que significa que en general son individuos con madera resistente a romperse. Con relación a la biomasa aérea,

también se confirma que hay más madera muerta en pie en el jaral (26.4 %), que en el pinar húmedo (0.1 %) y las plantaciones (0.2 %).

En matorrales, de forma específica, se observó una relación no lineal inversamente proporcional entre el carbono contenido en la madera muerta caída y la densidad de individuos. Las zonas de jaral tenían muchos individuos juveniles y plántulas, por lo que la contribución de esta fracción en relación con la densidad no es tan alta como se esperaría si los individuos fueran principalmente adultos.

En el escobonal, no hay diferencias entre el contenido de carbono de las fracciones, lo que podría ser debido a la elevada variabilidad entre las parcelas, ya que existen dos localidades con altos valores de madera muerta, en pie y caída, alcanzando los valores del mantillo. Esta variabilidad también se ve reflejada en la diferencia de composición y contribución de especies que hay en la comunidad, haciéndola muy variable. *Chamaecytisus proliferus*, es una especie que se ha cultivado y expandido como forrajera, y se ha explotado históricamente mediante la poda de sus ramas, lo que podría afectar a la producción de mantillo y madera muerta en función del grado de explotación del matorral (García et al., 2008; Ventura et al., 2000). El escobonal presenta dos parcelas (ES1 y ES3) con valores altos de la madera muerta en pie, las cuales también tienen altos valores de densidad de individuos, lo que se confirma con la regresión que detecta el efecto positivo de la densidad de individuos sobre la madera muerta en pie.

Cabe destacar que no se encontraron diferencias de contenido en carbono entre las fracciones de pinar seco y pinar húmedo, y tampoco entre estos pinares naturales y las plantaciones de pino canario. La densidad de los pinares naturales está entre valores promedio de 258-274 individuos / ha, para el pinar seco y húmedo respectivamente, siendo muy similar entre ellos, lo que puede explicar por qué no se encuentran diferencias. En las plantaciones, la densidad ronda los 378 individuos / ha, un poco más alta pero aun así mucho más próxima a los pinares naturales que a los matorrales. La densidad de individuos muertos en pinares también es baja si atendemos a la relación entre la madera muerta en pie y la biomasa aérea. Aun así, el pinar seco mostró valores un poco más altos que el pinar húmedo y las plantaciones, y más similar a los matorrales. La mayor proporción de individuos muertos en pie en esta comunidad podría estar relacionada con el estrés hídrico.

No se observaron diferencias entre comunidades para la madera muerta caída, ni la madera muerta en pie. Aun así, podemos ver una tendencia en el escobonal, el jaral y el pinar seco, que tienen mayor contribución de la madera muerta en pie que en el resto de las comunidades, lo cual se puede observar también con la relación de la madera muerta en pie y la biomasa aérea, que da valores muy bajos en todos los pinares (0.1 % en pinar húmedo, 0.2 % en plantaciones y 4.6 % en pinar seco), frente a los valores de los matorrales, llegando a representar los individuos muertos en pie casi a la mitad de los vivos en el escobonal (26.4 % en jaral y 43 % en escobonal). Esto se podría traducir en una tasa de mortalidad baja en las comunidades de pinar, reflejo de la resistencia del pino canario al estrés (López et al., 2013) y una mayor dinámica en ecosistemas de matorral en estado de sucesión ecológica.

En cuanto a los patrones generales para todas las comunidades, en la fracción de madera muerta caída se contempló una relación polinómica entre el contenido de carbono de la fracción con la densidad, donde con valores medios de densidad, el carbono, era mayor y luego se estabiliza. Esta relación es compleja, y la varianza explicada por la ecuación es baja ($R^2 = 0.23$) pero podría deberse a la estructura de la comunidad, en la que la madera muerta caída se va acumulando proporcionalmente hasta llegar a valores de densidad media, mientras que en comunidades más densas parte de la madera muerta queda retenida en los individuos en pie y no cae al suelo.

En la fracción de madera muerta en pie se encontró una relación múltiple del carbono contenido que aumenta con una menor temperatura y una mayor densidad. Este patrón de disminución con la temperatura se detecta en otros estudios (Alberdi et al., 2020) y podría estar relacionado con una mayor mortalidad por estrés, y/o una menor tasa de descomposición, que retrasaría la caída de los individuos muertos en pie. El efecto positivo de la densidad podría estar relacionado con fenómenos de competencia y mortalidad asociados a altas densidades. Aunque, esta relación también podría estar influida por los valores de los matorrales que tienen altas densidades y muchos individuos muertos en pie que resisten la descomposición. En general, para las regresiones múltiples realizadas con los datos de este trabajo, sería conveniente ampliar el número de muestras para obtener modelos más fiables.

Con todos los datos del contenido de carbono de la necromasa calculado en las comunidades de pinar y los datos del carbono contenido por otros reservorios (biomasa aérea y subterránea y biomasa en suelo) obtenidos por el Grupo de Ecología y Biogeografía Insular (2024) hemos calculado la proporción de carbono que aporta cada uno de estos reservorios a las comunidades forestales (Figura 19). Como podemos ver, en general la biomasa aérea es el reservorio que contiene mayor cantidad de carbono en todas las comunidades, donde los pinares tienen los valores más altos (54-60 %) frente a los valores de los matorrales (9-13 %). De los pinares, el valor más alto lo tiene el pinar húmedo (60 %) y el más bajo el pinar seco (47 %), quedando las plantaciones entre ellos (54 %). Este valor bajo en el pinar seco podría estar relacionado con el estrés hídrico que sufre esta comunidad, que limita el crecimiento de sus individuos. Aun así, este pinar tiene valores más altos para el carbono orgánico en el suelo (21 %) y el mantillo (16 %) en comparación con el pinar húmedo y las plantaciones. Este hecho refleja que, bajo posibles condiciones de estrés hídrico, el sistema de raíces cobra importancia y se expande para poder alcanzar parches de agua, mientras que la pinocha se acumula debido a una baja tasa de descomposición en estas condiciones, promoviendo la acumulación de carbono en el suelo. En estas condiciones, la biomasa subterránea, mantillo y el suelo, cobran especial importancia como reservorios de carbono.

Para el suelo, la proporción en matorrales está en valores alrededor del 64 %, siendo el reservorio que más contribuye en estas comunidades y en pinares de 16-21 %, lo que podría estar relacionado con los valores de mantillo. En el escobonal, la contribución del mantillo al carbono total de la comunidad es superior a la de los pinares y plantaciones de pinar, presentando el jaral valores similares a estos últimos. El alto porcentaje de mantillo en el escobonal seguramente contribuya a largo plazo al almacenamiento de carbono en este reservorio. En general, la contribución de madera muerta es muy baja para todas las comunidades siendo de más de una magnitud mayor en matorrales (alrededor del 3%) que en pinares (0.15-1 %), al presentar el escobonal y jaral altos valores de individuos muertos con relación a los vivos.

La biomasa subterránea es menor en matorrales, con valores de 4-5 %, que, en pinares, 14-17 %. Esto podría deberse a la mayor inversión de los pinos en formar raíces pivotantes y profundas como estrategia de adaptación a los incendios (Climent et al., 2004). Igualmente, la presencia de ectomicorrizas en el pinar, las cuales les proporcionan N y P, también puede que ayuden a que tengan altos porcentajes tanto de biomasa tanto aérea como subterránea (Soudzilovskaia et al., 2022).

Con los resultados de este trabajo se ha podido estimar el contenido de carbono en la necromasa en el área de distribución actual del pinar y sus matorrales secundarios en Tenerife. Las toneladas calculadas de cantidad de carbono para el mantillo y la madera muerta han sido respectivamente: en escobonal 113219 t C y 636245 t C; en jaral 202339 t C y 279268 t C; en pinares naturales 1542258 t C y 1223286 t C; y en plantaciones 364787 t C y 266295 t C. En total 4627697 t C almacenado en la necromasa de estas comunidades.

El menor contenido de carbono en necromasa de matorrales con relación a los pinares en Tenerife, indica que hay potencial para aumentar el carbono acumulado si estos matorrales secundarios son reemplazados por el pinar, ya sea mediante plantaciones o recuperación natural. Asimismo, el carbono acumulado en la necromasa de los pinares naturales es aproximadamente 4,5 veces mayor que el acumulado en las plantaciones, por lo que su reemplazo también tendría un efecto positivo en almacén de carbono de la isla, además de mejorar la diversidad y conservación de los pinares naturales.

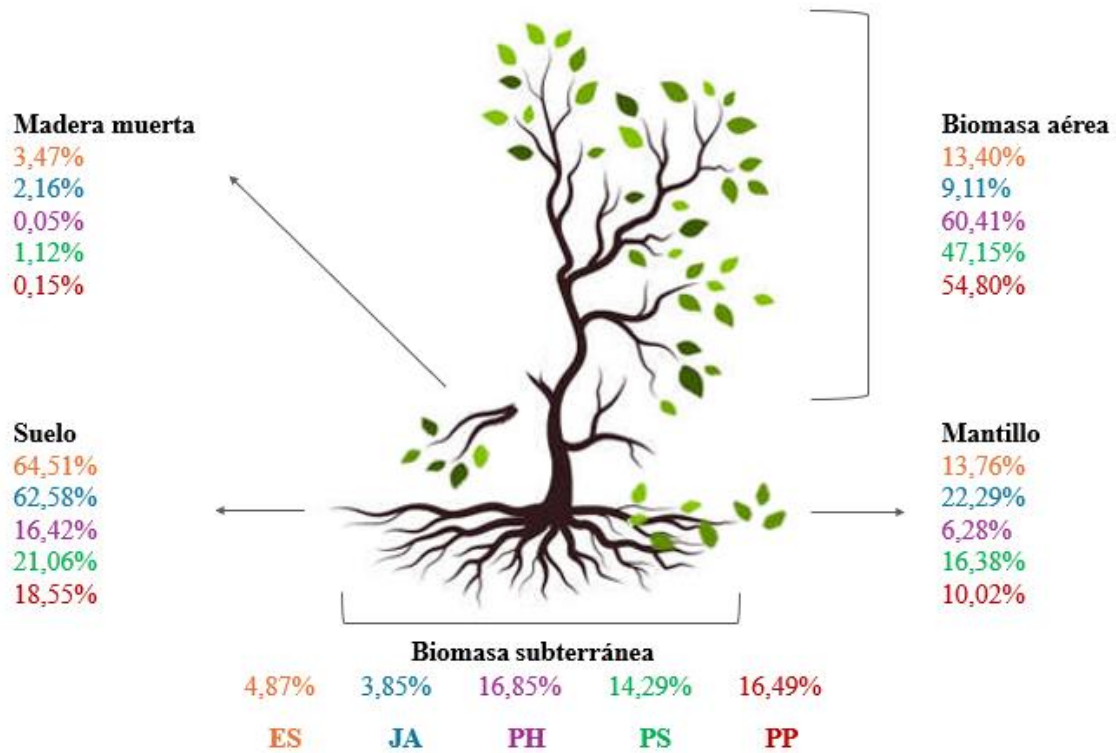


Figura 19 Proporciones del carbono contenido (%) en los reservorios de las comunidades estudiadas. ES (escobonal), JA (jaral), PH (pinar húmedo), PS (pinar seco) y PP (plantaciones de pinar).

6. CONCLUSIONES

1. La fracción con mayor cantidad de carbono en la necromasa de los pinares y sus matorrales secundarios en Tenerife es el mantillo, siendo la fracción más variable y dinámica.
2. Los pinares muestran valores más elevados de carbono en mantillo que los matorrales por la acumulación de pinocha y su resistencia a la descomposición. Las plantaciones de pinar muestran gran variabilidad condicionadas por la variabilidad de densidad de individuos.
3. En matorrales, el jaral tiene más carbono en el mantillo que en la madera muerta, como ocurre en pinares, mientras que el escobonal presenta valores intermedios, por su variabilidad ambiental y en composición de especies, con abundancia de pinos en algunas localidades.
4. En general, los pinares tienen poco carbono en la madera muerta indicando una baja tasa de mortalidad. El pinar seco muestra los valores más altos, quizás debido al estrés hídrico.
5. En matorrales, los escobonales y jarales presentan un mayor número de individuos muertos en pie con respecto a los individuos vivos que los pinares, llegando al 50% los individuos muertos con respecto a los vivos en el escobonal. Se trata de comunidades más dinámicas y variables, en algunos casos en sucesión y con especies menos longevas.
6. En pinares y sus matorrales secundarios el carbono contenido en mantillo y madera muerta caída es mayor cuanto menor es la densidad de individuos. El carbono en madera muerta en pie es más abundante con densidades altas y temperaturas bajas. Estos patrones reflejan la posible influencia de parámetros ambientales en la producción, descomposición, y acumulación de necromasa.
7. La necromasa es un reservorio de carbono importante en las comunidades de pinar en Tenerife, sobre todo el mantillo en pinares, que alcanza valores de hasta 16 % del total de carbono acumulado en todos los reservorios (biomasa aérea y subterránea, biomasa en suelo y necromasa).
8. Los matorrales y las plantaciones de pinar suponen una contribución menor de contenido de carbono en la necromasa en comparación con los pinares seco y húmedo en la superficie de Tenerife, por lo que la restauración de pinares naturales contribuiría a aumentar el carbono acumulado.

7. REFERENCIAS

- AEMET, & OECC. (2018). *AEMET y OECC 2018. Cambio Climático: Calentamiento Global de 1,5°C. Agencia Estatal de Meteorología y Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.*
- Alberdi, I., Moreno-Fernández, D., Cañellas, I., Adame, P., & Hernández, L. (2020). Deadwood stocks in south-western European forests: Ecological patterns and large scale assessments. *Science of the Total Environment*, 747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141237>
- Arévalo, J. R., & Naranjo-Cigala, A. (2018). Wildfire impact and the “fire paradox” in a natural and endemic pine forest stand and shrubland. *Fire*, 1(3), 1–7. <https://doi.org/10.3390/fire1030044>
- Armas Herrera, C. M., Rodríguez Rodríguez, A., & Arbelo Rodríguez, C. D. (2010). *Caracterización físico-química y dinámica del carbono orgánico en los suelos de algunos ecosistemas de las Islas Canarias*. Universidad de La Laguna.
- Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (BIOTA)*. (n.d.). Retrieved May 22, 2024, from <http://www.biodiversidadcanarias.es/biota>
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2021). *Ecology: from individuals to ecosystems*.
- Bradford, J. B., Birdsey, R. A., Joyce, L. A., & Ryan, M. G. (2008). Tree age, disturbance history, and carbon stocks and fluxes in subalpine Rocky Mountain forests. *Global Change Biology*, 14(12), 2882–2897. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01686.x>
- Cazenave, A., & Cozannet, G. Le. (2014). Sea level rise and its coastal impacts. *Earth's Future*, 2(2), 15–34. <https://doi.org/10.1002/2013ef000188>
- Climent, J., López, R., González, S., & Gil, L. (2007). *El pino canario (Pinus canariensis), una especie singular*. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=455>
- Climent, J., Tapias, R., Pardos, J. A., & Gil, L. (2004). Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology (Formerly Vegetatio)*, 171(1/2), 185–196. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029374.64778.68>
- De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., & Carnicelli, S. (2015). Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251–252, 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.008>
- del Arco Aguilar, M. J., González-González, R., Garzón-Machado, V., & Pizarro-Hernández, B. (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation*, 19(11), 3089–3140. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9881-2>
- Del Arco Aguilar, M. J., & Rodríguez Delgado, O. (2018). *Plant and Vegetation 16 Vegetation of the Canary Islands*. <http://www.springer.com/series/7549>
- del Arco Aguilar, M. J., & Rodríguez Delgado, O. (2018). *Vegetation of the Canary Islands* (Vol. 16). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-77255-4>
- del-Arco, M. , Salas, M. , Acebes, J. R. , del C. Marrero, M. , Reyes-Betancort, J. A. , & Pérez-de-Paz, P. L. (2002). Bioclimatology and climatophilous vegetation of Gran Canaria (Canary Islands). In *Ann. Bot. Fennici* (Vol. 39). <https://about.jstor.org/terms>

- Denman, K. , & Brasseur, G. . (2007). *Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry*. (S. , Q. D. , M. M. , C. Z. , M. M. , A. K. B. , T. M. , M. H. L. Solomon, Ed.).
- EASAC. (2018). *Negative emission technologies : what role in meeting Paris agreement targets?* ESAC Secretariat.
- Europe, F., & Unece, F. A. O. (2015). *State of Europe's Forests 2015*.
- Fernández-Palacios, J. M. (1999). *Marco ecológico de las Islas Canarias*. 85–105.
- Fernandez-Palacios, J. M., & Lopez, R. (1992). Evaluación del mantillo en los ecosistemas tinerfeños más característicos. In *Rev. Acad. Canar.Cienc* (Vol. 3, Issue 4).
- Fernández-Palacios, J. M., & Martín Esquivel, J. L. (2001). *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*. Publicaciones Turquesa.
- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Bakker, D. C. E., Hauck, J., Landschützer, P., Le Quéré, C., Luijkx, I. T., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Anthoni, P., ... Zheng, B. (2023). Global Carbon Budget 2023. *Earth System Science Data*, 15(12), 5301–5369. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023>
- Friedlingstein, P., O'sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Gregor, L., Hauck, J., Le Quéré, C., Luijkx, I. T., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Alkama, R., ... Zheng, B. (2022). Global Carbon Budget 2022. *Earth System Science Data*, 14(11), 4811–4900. <https://doi.org/10.5194/essd-14-4811-2022>
- García, M. M., López, F., Alfaro, A., Ariza, J., & Tapias, R. (2008). The use of *Tagasaste* (*Chamaecytisus proliferus*) from different origins for biomass and paper production. *Bioresource Technology*, 99(9), 3451–3457. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.004>
- González González, J. (2024). *Tasa de colonización de micorrizas en ecosistemas forestales de Tenerife y su efecto en la descomposición de raíces finas y hojarasca*. Trabajo fin de máster. Universidad de La Laguna
- Grupo de Ecología y Biogeografía Insular. (2024). Cuantificación de la potencialidad de los ecosistemas terrestres canarios para la captura de carbono. *Universidad de La Laguna*.
- Harmon, M. E. (2009). *Woody Detritus its Contribution to Carbon Dynamics of Old-Growth Forests: the Temporal Context* (pp. 159–190). https://doi.org/10.1007/978-3-540-92706-8_8
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., & Cummins, K. W. (1986). Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. In *Advances in ecological research* (Vol. 15, pp. 133–302). [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60121-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X)
- Hernández González, A. (2024). *Estimación del carbono almacenado en la necromasa en los tabaibales canarios*. Trabajo fin de grado. Universidad de La Laguna
- IPCC. (2018). 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. In Masson-Delmotte,

- V.P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, W. M.-O. C. P. A. Pirani, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield (Eds.), *Global Warming of 1.5°C*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>
- IPCC. (2021). *Climate change 2021: The physical science basis. contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. (Masson-Delmotte, P. Z. V., A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, & B. Z. R. Yu, Eds.). Cambridge University Press.
- IPCC. (2022). Summary for Policymakers. In P.R. Shukla, A. R. J. Skea, R. Slade, R. Fradera, M. Pathak, A. Al Khourdajie, M. Belkacemi, R. van Diemen, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley, D. McCollum S. Some, & P. Vyas (Eds.), *Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (pp. 3–48). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157926.001>
- Komposch, A., Ensslin, A., Fischer, M., & Hemp, A. (2022). Aboveground Deadwood Biomass and Composition Along Elevation and Land-Use Gradients at Mount Kilimanjaro. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.732092>
- Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, 24(8), 3285–3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- López, R., López de Heredia, U., Collada, C., Cano, F. J., Emerson, B. C., Cochard, H., & Gil, L. (2013). Vulnerability to cavitation, hydraulic efficiency, growth and survival in an insular pine (*Pinus canariensis*). *Annals of Botany*, 111(6), 1167–1179. <https://doi.org/10.1093/aob/mct084>
- López-Senespleda, E., Calama, R., & Ruiz-Peinado, R. (2021). Estimating forest floor carbon stocks in woodland formations in Spain. *Science of the Total Environment*, 788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147734>
- Magnússon, R., Tietema, A., Cornelissen, J. H. C., Hefting, M. M., & Kalbitz, K. (2016). Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 377, pp. 1–15). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.033>
- MITECO. (2024). *Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono*.
- Morales, G. J. M. (2010). *Análisis del impacto del fuego en la composición específica, estructura y función del pinar canario a lo largo de una cronosecuencia de incendios en la isla de La Palma (Canarias)*.
- Moreno, A. C., Carrascal, L. M., Delgado, A., Suárez, V., & Seoane, J. (2018). Striking resilience of an island endemic bird to a severe perturbation: the case of the Gran Canaria blue chaffinch. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41.1, 131–140.
- Moreno-Fernández, D., Hernández, L., Cañellas, I., Adame, P., & Alberdi, I. (2020). Analyzing the dynamics of the deadwood carbon pool in Spain through the European Level I Monitoring Programme. *Forest Ecology and Management*, 463. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118020>

- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, *333*(6045), 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., & Wagner, F. (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Published by the Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC.
- Pregitzer, K. S., & Euskirchen, E. S. (2004). Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, *10*(12), 2052–2077. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00866.x>
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ravindranath, N. H., & Ostwald, M. (2008). Carbon inventory methods: Handbook for greenhouse gas inventory, carbon mitigation and roundwood production projects. In *Advances in Global Change Research* (Vol. 29, pp. 1–304). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6547-7>
- Redlin, M., & Gries, T. (2021). Anthropogenic climate change: the impact of the global carbon budget. *Theoretical and Applied Climatology*, *146*(1–2), 713–721. <https://doi.org/10.1007/s00704-021-03764-0>
- Smith, P., Haszeldine, R. S., & Smith, S. M. (2016). Preliminary assessment of the potential for, and limitations to, terrestrial negative emission technologies in the UK. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *18*(11), 1400–1405. <https://doi.org/10.1039/C6EM00386A>
- Soudzilovskaia, N. A., He, J., Rahimlou, S., Abarenkov, K., Brundrett, M. C., & Tedersoo, L. (2022). FungalRoot v.2.0 – an empirical database of plant mycorrhizal traits. *New Phytologist*, *235*(5), 1689–1691. <https://doi.org/10.1111/nph.18207>
- Ventura, M. R., Castanon, J. I. R., Muzquiz, M., Mendez, P., & Flores, M. P. (2000). Influence of alkaloid content on intake of subspecies of *Chamaecytisus proliferus*. *Animal Feed Science and Technology*, *85*(3–4), 279–282. [https://doi.org/10.1016/S0377-8401\(00\)00145-0](https://doi.org/10.1016/S0377-8401(00)00145-0)
- Wheeler, T., & Von Braun, J. (2013). Climate change impacts on global food security. In *Science* (Vol. 341, Issue 6145, pp. 508–513). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.1237190>
- Woodall, C. W., Walters, B. F., Oswalt, S. N., Domke, G. M., Toney, C., & Gray, A. N. (2013). Biomass and carbon attributes of downed woody materials in forests of the United States. *Forest Ecology and Management*, *305*, 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.030>
- Zhou, L., Dai, L., Gu, H., & Zhong, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, *18*(1), 48–54. <https://doi.org/10.1007/s11676-007-0009-9>

8. ANEXOS

Anexo I. Tabla con todas las variables bióticas y abióticas para cada ecosistema y fracción. Abreviaciones: C_necromasa (carbono contenido en la necromasa), Tma (temperatura media anual), Pma (precipitación media anual), Hum (humedad), Pend (pendiente), Alt (altitud), Dens (densidad), Bmaer (biomasa aérea) y Cob (cobertura).

Fracción	Parcela	Ecosistema	Tipo	C_necromasa	Tma	Pma	Hum	Pend	Alt	Dens	Bmaer	Cob
MM_Caida	ES1	ES	Matorral	0,75	15,25	350,51	54,90	15,32	1276,44	10675,00	7,92	73,48
Mantillo	ES1	ES	Matorral	3,13	15,25	350,51	54,90	15,32	1276,44	10675,00	7,92	73,48
MM_Pie	ES1	ES	Matorral	0,99	15,25	350,51	54,90	15,32	1276,44	10675,00	7,92	73,48
MM_Caida	ES2	ES	Matorral	1,53	15,85	419,99	64,29	11,96	967,71	3400,00	13,12	74,22
Mantillo	ES2	ES	Matorral	8,43	15,85	419,99	64,29	11,96	967,71	3400,00	13,12	74,22
MM_Pie	ES2	ES	Matorral	0,64	15,85	419,99	64,29	11,96	967,71	3400,00	13,12	74,22
MM_Caida	ES3	ES	Matorral	0,32	15,59	391,20	51,34	11,36	1196,86	22950,00	6,90	96,10
Mantillo	ES3	ES	Matorral	6,06	15,59	391,20	51,34	11,36	1196,86	22950,00	6,90	96,10
MM_Pie	ES3	ES	Matorral	3,02	15,59	391,20	51,34	11,36	1196,86	22950,00	6,90	96,10
MM_Caida	ES4	ES	Matorral	1,21	14,42	425,38	58,83	15,51	1358,92	8925,00	2,81	32,15
Mantillo	ES4	ES	Matorral	1,55	14,42	425,38	58,83	15,51	1358,92	8925,00	2,81	32,15
MM_Pie	ES4	ES	Matorral	0,89	14,42	425,38	58,83	15,51	1358,92	8925,00	2,81	32,15
MM_Caida	ES5	ES	Matorral	0,64	15,63	715,54	68,09	21,71	1032,40	12225,00	12,00	116,50
Mantillo	ES5	ES	Matorral	1,74	15,63	715,54	68,09	21,71	1032,40	12225,00	12,00	116,50
MM_Pie	ES5	ES	Matorral	0,55	15,63	715,54	68,09	21,71	1032,40	12225,00	12,00	116,50
MM_Caida	JA1	JA	Matorral	0,45	16,88	526,88	71,37	8,91	749,87	12450,00	6,14	81,38
Mantillo	JA1	JA	Matorral	3,77	16,88	526,88	71,37	8,91	749,87	12450,00	6,14	81,38
MM_Pie	JA1	JA	Matorral	0,80	16,88	526,88	71,37	8,91	749,87	12450,00	6,14	81,38
MM_Caida	JA10	JA	Matorral	0,35	18,13	369,77	77,04	6,62	280,00	28125,00	4,48	67,26
Mantillo	JA10	JA	Matorral	1,53	18,13	369,77	77,04	6,62	280,00	28125,00	4,48	67,26
MM_Pie	JA10	JA	Matorral	0,22	18,13	369,77	77,04	6,62	280,00	28125,00	4,48	67,26

MM_Caida	JA3	JA	Matorral	0,25	17,66	257,02	69,82	9,87	460,00	30350,00	1,96	36,29
Mantillo	JA3	JA	Matorral	1,26	17,66	257,02	69,82	9,87	460,00	30350,00	1,96	36,29
MM_Pie	JA3	JA	Matorral	0,06	17,66	257,02	69,82	9,87	460,00	30350,00	1,96	36,29
MM_Caida	JA5	JA	Matorral	0,13	18,07	254,38	67,52	14,83	615,16	21050,00	2,15	35,06
Mantillo	JA5	JA	Matorral	9,08	18,07	254,38	67,52	14,83	615,16	21050,00	2,15	35,06
MM_Pie	JA5	JA	Matorral	0,42	18,07	254,38	67,52	14,83	615,16	21050,00	2,15	35,06
MM_Caida	JA8	JA	Matorral	0,16	16,68	384,37	63,34	22,03	976,54	32400,00	2,03	25,72
Mantillo	JA8	JA	Matorral	2,61	16,68	384,37	63,34	22,03	976,54	32400,00	2,03	25,72
MM_Pie	JA8	JA	Matorral	0,70	16,68	384,37	63,34	22,03	976,54	32400,00	2,03	25,72
MM_Caida	PS1345	PS	Bosque	0,00	11,18	397,37	37,29	21,73	2158,01	30,56	84,94	
Mantillo	PS1345	PS	Bosque	11,11	11,18	397,37	37,29	21,73	2158,01	30,56	84,94	
MM_Pie	PS1345	PS	Bosque	7,23	11,18	397,37	37,29	21,73	2158,01	30,56	84,94	
MM_Caida	PH3	PH	Bosque	0,00	15,03	534,77	67,36	6,59	1160,00	104,12	70,50	
Mantillo	PH3	PH	Bosque	7,93	15,03	534,77	67,36	6,59	1160,00	104,12	70,50	
MM_Pie	PH3	PH	Bosque	0,01	15,03	534,77	67,36	6,59	1160,00	104,12	70,50	
MM_Caida	PH1031	PH	Bosque	0,19	15,45	579,69	64,00	18,97	1097,13	616,53	109,53	
Mantillo	PH1031	PH	Bosque	11,11	15,45	579,69	64,00	18,97	1097,13	616,53	109,53	
MM_Pie	PH1031	PH	Bosque	0,09	15,45	579,69	64,00	18,97	1097,13	616,53	109,53	
MM_Caida	PH2	PH	Bosque	0,00	15,10	554,52	67,50	9,16	1125,50	114,88	416,64	
Mantillo	PH2	PH	Bosque	9,27	15,10	554,52	67,50	9,16	1125,50	114,88	416,64	
MM_Pie	PH2	PH	Bosque	0,00	15,10	554,52	67,50	9,16	1125,50	114,88	416,64	
MM_Caida	PH545	PH	Bosque	0,18	15,19	755,11	71,48	17,67	1022,96	448,47	337,73	
Mantillo	PH545	PH	Bosque	12,82	15,19	755,11	71,48	17,67	1022,96	448,47	337,73	
MM_Pie	PH545	PH	Bosque	0,00	15,19	755,11	71,48	17,67	1022,96	448,47	337,73	
MM_Caida	PH862	PH	Bosque	0,21	16,44	535,88	76,46	18,29	580,00	84,46	43,22	
Mantillo	PH862	PH	Bosque	9,66	16,44	535,88	76,46	18,29	580,00	84,46	43,22	
MM_Pie	PH862	PH	Bosque	0,07	16,44	535,88	76,46	18,29	580,00	84,46	43,22	
MM_Caida	PPGC383	PP	Bosque	0,00	14,21	655,07	64,61	16,16	1430,85	240,50	41,81	

Mantillo	PPGC383	PP	Bosque	14,39	14,21	655,07	64,61	16,16	1430,85	240,50	41,81
MM_Pie	PPGC383	PP	Bosque	0,11	14,21	655,07	64,61	16,16	1430,85	240,50	41,81
MM_Caida	PPGC276	PP	Bosque	0,52	13,89	686,95	63,92	26,87	1471,26	236,54	168,38
Mantillo	PPGC276	PP	Bosque	14,06	13,89	686,95	63,92	26,87	1471,26	236,54	168,38
MM_Pie	PPGC276	PP	Bosque	0,12	13,89	686,95	63,92	26,87	1471,26	236,54	168,38
MM_Caida	PP687	PP	Bosque	0,20	14,30	501,27	52,27	31,29	1361,07	657,84	144,90
Mantillo	PP687	PP	Bosque	4,11	14,30	501,27	52,27	31,29	1361,07	657,84	144,90
MM_Pie	PP687	PP	Bosque	0,00	14,30	501,27	52,27	31,29	1361,07	657,84	144,90
MM_Caida	PS4	PS	Bosque	0,00	16,41	706,17	71,47	25,69	815,21	5,09	11,62
Mantillo	PS4	PS	Bosque	4,20	16,41	706,17	71,47	25,69	815,21	5,09	11,62
MM_Pie	PS4	PS	Bosque	0,03	16,41	706,17	71,47	25,69	815,21	5,09	11,62
MM_Caida	PS725	PS	Bosque	0,00	14,67	444,90	59,05	5,79	1442,38	139,49	24,51
Mantillo	PS725	PS	Bosque	9,62	14,67	444,90	59,05	5,79	1442,38	139,49	24,51
MM_Pie	PS725	PS	Bosque	0,25	14,67	444,90	59,05	5,79	1442,38	139,49	24,51
MM_Caida	TP2	PS	Bosque	0,00	11,77	401,18	33,68	23,00	2055,00	781,63	111,73
Mantillo	TP2	PS	Bosque	12,18	11,77	401,18	33,68	23,00	2055,00	781,63	111,73
MM_Pie	TP2	PS	Bosque	0,55	11,77	401,18	33,68	23,00	2055,00	781,63	111,73
MM_Caida	TP4	PS	Bosque	0,30	14,49	363,96	48,17	18,10	1384,48	76,96	48,37
Mantillo	TP4	PS	Bosque	13,59	14,49	363,96	48,17	18,10	1384,48	76,96	48,37
MM_Pie	TP4	PS	Bosque	0,13	14,49	363,96	48,17	18,10	1384,48	76,96	48,37
MM_Caida	TP5	PS	Bosque	0,17	14,18	425,93	55,13	9,00	1532,07	512,84	83,84
Mantillo	TP5	PS	Bosque	12,87	14,18	425,93	55,13	9,00	1532,07	512,84	83,84
MM_Pie	TP5	PS	Bosque	0,00	14,18	425,93	55,13	9,00	1532,07	512,84	83,84

Anexo II. Carbono contenido en las tres fracciones (mantillo, madera muerta caída, madera muerta en pie) frente a las variables bióticas y abióticas.



Anexo III. Promedios de los grados de descomposición para los individuos inventariados de las comunidades vegetales escobonal (ES) y jaral (JA).

Ecosistemas	Grado de descomposición
ES	3.07
<i>Adenocarpus foliolosus</i>	3.88
<i>Argyranthemum gracile</i>	4.00
<i>Carlina salicifolia</i>	4.00
<i>Chamaecytisus proliferus</i>	4.13
<i>Cistus</i>	2.42
<i>Cistus monspeliensis</i>	2.58
<i>Echium</i>	3.59
JA	3.37
<i>Aeonium urbicum</i>	3.50
<i>Argyranthemum gracile</i>	2.00
<i>Cistus monspeliensis</i>	3.34
<i>Kleinia neriifolia</i>	6.00
<i>Periploca laevigata</i>	6.00
sp leñoso	4.00