



**2025** | **16-20**  
**GIJÓN** | **JUNIO**

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

**9CFE-1648**

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

Organiza





## El desfronde en los bosques de España a partir de la información recogida en la red de monitoreo de Nivel I (ICP-Forests)

FUERTES, A.1, ADAME, P.1, OLIVEIRA, N.1, MORENO-FERNÁNDEZ, D.1,  
ALBERDI, I.1, CAÑELLAS, I.1

1 Centro de Investigación Forestal (INIA, CSIC). Crta. De la Coruña km 7,5. 28040 Madrid.

### Resumen

El desfronde es esencial en el ciclo biogeoquímico de los sistemas forestales, transfiriendo nutrientes de la parte aérea de los árboles al suelo. Dada la fragilidad de los suelos forestales, la hojarasca acumulada desempeña un papel clave en el ciclo de nutrientes, permitiendo la incorporación de un alto porcentaje de estos al suelo. Este estudio analiza la dinámica del desfronde a lo largo de tres ciclos de medición realizados entre 2014 y 2023, utilizaron datos de 620 parcelas de la red de monitoreo de Nivel I (ICP-Forests), que cubren diferentes tipos de bosques de España en las cuatro regiones bioclimáticas. Se han encontrado diferencias significativas en la dinámica del desfronde en la mayoría de los tipos de bosque estudiados. La región Atlántica presenta los valores medios más altos de acumulación de hojarasca, destacando las masas mixtas de coníferas y frondosas ( $9,48 \text{ Mg ha}^{-1}$ ,  $n=27$ ), seguidas por las formaciones de coníferas subalpinas y montañas ( $8,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ ,  $n=101$ ). Para identificar estas diferencias significativas entre ciclos y tipos de bosque, se realizaron pruebas de Wilcoxon. Sin embargo, se requiere un análisis más profundo para evaluar el efecto de factores climáticos, espaciales y las características de las masas forestales, con el fin de explicar los patrones observados en la acumulación de hojarasca en España.

### Palabras clave

Hojarasca, Carbono, Monitoreo forestal, Cambio climático.

### 1. Introducción

Los bosques desempeñan un papel crucial como sumideros de carbono, ya que almacenan entre el 40 % y el 60 % del carbono terrestre y capturan aproximadamente el 33 % del carbono que se libera anualmente debido al uso de combustibles fósiles (DENMAN & G. BRASSEUR, 2007; PAN et al., 2024). Según Penman et al. (2003), el carbono en los bosques se encuentra distribuido en cinco principales reservorios: i) biomasa aérea, ii) biomasa subterránea, iii) madera muerta, iv) hojarasca y v) el carbono orgánico del suelo. Dentro de estos reservorios, la hojarasca acumulada en el suelo cumple una función esencial, ya que transfiere carbono orgánico y nutrientes al suelo, manteniendo el ciclo de nutrientes y contribuyendo a la estabilidad y salud de los ecosistemas forestales (KRISHNA & MOHAN, 2017). La hojarasca, compuesta por hojas, ramas pequeñas y otros restos orgánicos que se acumulan en el suelo forestal, no solo es clave para el retorno de nutrientes, sino que también refleja la productividad y el estado de salud del ecosistema (CHAVE et al., 2010; URI et al., 2022). A medida que se descomponen estos materiales, la hojarasca se convierte en la principal fuente de carbono orgánico que se incorpora a los suelos forestales. Este proceso es esencial para la formación del humus y la creación de capas orgánicas que mejoran características como la estructura del suelo, su capacidad para retener agua y la actividad microbiana (BERG & LASKOWSKI, 2005). La relevancia de la hojarasca en



los bosques también se manifiesta en su contribución al almacenamiento de carbono: se estima que la hojarasca constituye aproximadamente el 8,7 % de las reservas de carbono en los bosques de Europa, mientras que el carbono almacenado en los suelos alcanza alrededor del 53,9 % (FORESTS EUROPE, 2020).

Además de su función en el ciclo de nutrientes y el almacenamiento de carbono, la hojarasca juega un papel esencial en la capacidad de los ecosistemas forestales para capturar contaminantes atmosféricos como el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), el ozono (O<sub>3</sub>) y el amoníaco (NH<sub>3</sub>) (FOWLER et al., 1989). Entre estos, el mercurio (Hg) destaca por su importancia ambiental debido a su alta toxicidad y su capacidad para transportarse largas distancias en la atmósfera antes de depositarse en el suelo y la vegetación (MÉNDEZ-LÓPEZ et al., 2023). En este sentido, los bosques juegan un papel fundamental en la captura y acumulación de Hg (AGNAN et al., 2016). Según investigaciones, más del 80 % del mercurio que se deposita en ecosistemas forestales llega al suelo a través de la caída de biomasa vegetal senescente en forma de hojarasca (WANG et al., 2016). Este proceso no solo contribuye a disminuir los contaminantes presentes en la atmósfera, sino que también pone de manifiesto la doble función de la hojarasca en la salud del ecosistema: sustentar el ciclo de nutrientes y actuar como un mecanismo de secuestro de contaminantes, en particular de metales pesados.

La cantidad y composición de la hojarasca dependen de diversos factores ecológicos y ambientales, tales como el clima, la fertilidad del suelo y las características del rodal forestal. Estos factores, en conjunto, determinan la composición, el momento del desfronde, así como la cantidad de hojarasca (NEUMANN et al., 2018). Estudios realizados en diferentes regiones han identificado las principales variables que influyen en el desfronde, siendo especialmente relevantes los tipos de bosque y zonas climáticas. Por ejemplo, en los bosques subtropicales, el tipo de bosque, la temperatura y la velocidad del viento han sido identificados como factores clave en la producción de hojarasca (LIU et al., 2024). En las zonas boreales, factores como la edad del rodal y la calidad del sitio son determinantes en la cantidad anual de hojarasca, como se ha observado en rodales de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), abeto de Noruega (*Picea abies* (L.) Karst.) y abedul (*Betula* spp.) en Estonia (URI et al., 2022). En contraste, en Sudamérica tropical, el tipo de suelo es el factor más relevante para la acumulación de la hojarasca, lo que refleja la diversidad en las dinámicas de la hojarasca según el ecosistema (CHAVE et al., 2010). Otros factores como el envejecimiento de los bosques, cambios en la densidad de los rodales, el incremento en la frecuencia de perturbaciones y la presencia de patógenos, pueden alterar tanto la cantidad como los patrones espacio temporales de producción de hojarasca. Estas alteraciones repercuten directamente en el ciclo de nutrientes del ecosistema, modificando su dinámica y funcionamiento (NEUMANN et al., 2018; SEIDL et al., 2014). Un estudio en el norte de Grecia que analizó el contenido de hojarasca en distintos tipos de bosque identificó una gran variedad en la media de hojarasca anual por tipo de bosque, que osciló entre 4 Mg ha<sup>-1</sup> en bosques de haya y 1,42 Mg ha<sup>-1</sup> en bosques de pino marítimo (KAVVADIAS et al., 2001).

Por otro lado, un estudio global sobre la producción de hojarasca evidenció que, en los bosques alemanes, la acumulación media de hojarasca fue de 3,84 Mg ha<sup>-1</sup> con variaciones según la especie: haya (4,1 Mg ha<sup>-1</sup>), pino silvestre (3,75 Mg ha<sup>-1</sup>) y abeto (3,65 Mg ha<sup>-1</sup>). Este mismo estudio también analizó la producción media de hojarasca en función de las principales zonas climáticas, encontrando que la



acumulación promedio fue de  $1 \text{ Mg ha}^{-1}$  en regiones ártico-alpinas,  $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  en zonas templadas frías,  $5,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  en regiones templadas cálidas y alcanzó un valor de  $10,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  en zonas ecuatoriales (BRAY, J.R., & GORHAM, E., 1964).

En Europa, el cambio climático se presenta como uno de los principales retos para los ecosistemas forestales. Predecir sus efectos es particularmente complejo debido a las incertidumbres sobre la magnitud y naturaleza de las variaciones climáticas regionales (MICHEL et al., 2023). Esta situación destaca la necesidad de comprender cómo el cambio climático afecta a los diferentes componentes del bosque, incluida la hojarasca, que desempeña un papel esencial en los ciclos de nutrientes y el almacenamiento de carbono.

En este contexto, resulta fundamental analizar cómo las dinámicas de hojarasca se ven afectadas a lo largo del tiempo, con el objetivo de comprender mejor las complejas relaciones entre el cambio climático y los ecosistemas forestales, especialmente en áreas sensibles como la Península Ibérica. El Programa Internacional de Cooperación para la Evaluación y Monitoreo de los Efectos de la Contaminación del Aire en los Bosques (ICP Forests) ha desarrollado un marco de monitoreo multinivel y multimodal que sirve como una herramienta valiosa para este tipo de estudios. Este enfoque mejora el monitoreo de la salud de los bosques y facilita el análisis de la respuesta de los ecosistemas ante las presiones ambientales (MICHEL et al., 2023).

## 2. Objetivos

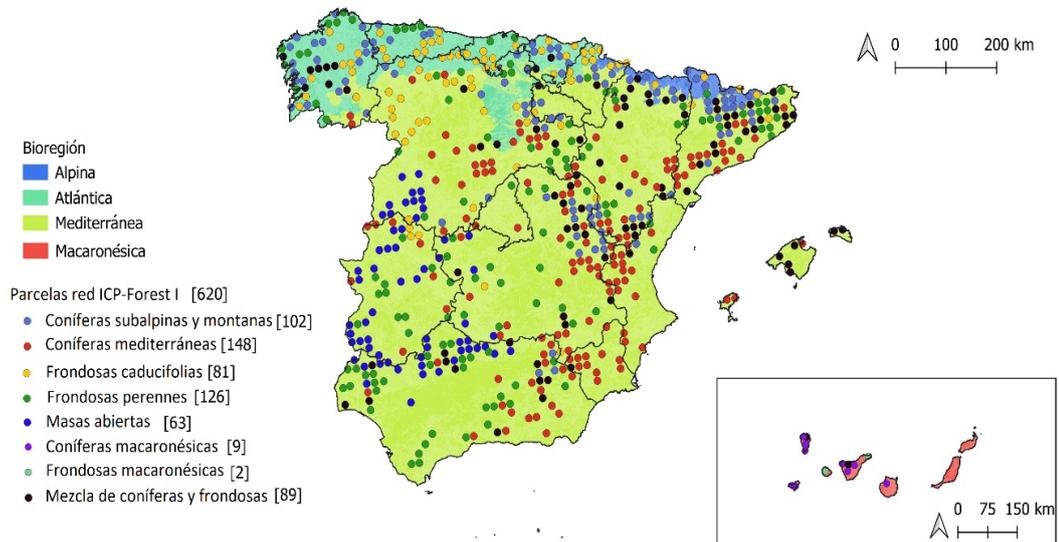
En este estudio se analiza la dinámica de la biomasa de la hojarasca en diferentes tipos de bosques de España, considerando ciclos temporales y abarcando tanto un enfoque nacional como por bioregiones. Las bioregiones evaluadas incluyen la Atlántica, Mediterránea, Alpina y Macaronésica. El objetivo principal es obtener una visión detallada de la dinámica del desfronde en estos ecosistemas forestales, teniendo en cuenta las variaciones espaciales y temporales existentes en cada bioregión. Este análisis busca comprender cómo los factores ambientales y climáticos característicos de cada bioregión influyen en la cantidad de la hojarasca acumulada en los suelos forestales, y cómo estas dinámicas pueden modificarse a lo largo del tiempo.

## 3. Metodología

### 3.1 Red de monitoreo ICP Forests: Monitoreo sistemático a gran escala (Nivel I).

ICP Forests es una red a largo plazo y de carácter integral, destinada al monitoreo de los bosques en Europa y otras regiones, con la participación de 42 países. Creada en 1985, su objetivo es recopilar, procesar y evaluar datos sobre los ecosistemas forestales, observando las variaciones en las condiciones y el rendimiento de los bosques a lo largo del tiempo. El monitoreo sistemático a gran escala de Nivel I (ICP-Forest I) se lleva a cabo a través de 5.628 parcelas de observación distribuidas en una cuadrícula transnacional de  $16 \times 16 \text{ km}$  en los bosques europeos y otras áreas, lo que permite estudiar las variaciones geográficas y temporales en el estado de los bosques (FERRETTI et al., 2020; KAI SCHWÄRZEL et al., 2022). En España, la red incluye 620 parcelas con datos de hojarasca, en las cuales se realizan mediciones periódicas (MITECO, 2021). En cuanto a la hojarasca, el término ecológicamente hace referencia a dos conceptos: la capa de material vegetal muerto acumulado sobre la superficie del suelo o el material vegetal desprendido de plantas vivas (KRISHNA & MOHAN, 2017). Se han completado tres ciclos de medición de hojarasca en las 620 parcelas (Figura 1). El primer ciclo

abarcó de 2014 a 2017, el segundo de 2018 a 2020, y el tercero de 2021 a 2023. Es importante señalar que no se realizaron mediciones en 2015. Cada año, se mide alrededor de 206 parcelas.



**Figura 1:** Vista general de las 620 parcelas en España de los datos de monitoreo ICP-Forests Nivel I donde se ha medido la hojarasca a lo largo de tres ciclos consecutivos. La figura destaca la distribución de las parcelas en diferentes bioregiones y tipos de bosques.

En cada parcela de la red ICP-Forest I, se evalúa la cantidad y composición de la biomasa de la hojarasca dentro de parcelas circulares fijas de 400 m<sup>2</sup> (radio = 11,28 m). Durante las labores de campo, se recolecta la hojarasca utilizando un recipiente cuadrado sin base, de 50 x 50 cm, colocado a 6 metros del centro de cada parcela y orientado hacia los puntos cardinales Norte (N), Este (E), Sur (S) y Oeste (O). Debido a la variabilidad de la muestra, se estableció un mínimo de cuatro puntos de recolección por parcela. En cada punto de muestreo, se recolectó todo el material orgánico fresco, ya fuera intacto o parcialmente descompuesto, siempre que se pudiera identificar su origen vegetal.

En el laboratorio, cada muestra de hojarasca fue tamizada mediante una malla de 2 mm. Se descartó el material que pasaba a través de la malla, y se pesó únicamente el material retenido en el tamiz. Posteriormente, las muestras se secaron en un horno de aire a 70°C durante 48 horas antes de ser pesadas.

Para clasificar los tipos de bosque, se utilizaron los datos más recientes del Mapa Forestal Español (MITECO, 2022). Sin embargo, este mapa incluye más de 70 tipos diferentes de bosques, lo que podría dificultar su interpretación. Para facilitar el análisis, los tipos de bosques fueron agrupados en categorías más amplias, siguiendo la metodología propuesta por Moreno-Fernández et al. (2024). Las categorías resultantes son las siguientes: Coníferas subalpinas y montanas (n = 102 parcelas), Coníferas mediterráneas (n = 148 parcelas), Frondosas caducifolias (n = 81 parcelas), Frondosas perennes (n = 126 parcelas), Coníferas macaronésicas (n = 9 parcelas), Frondosas macaronésicas (n = 2 parcelas), Masas abiertas (n = 63 parcelas) y Mezcla de coníferas y frondosas (n = 89 parcelas).

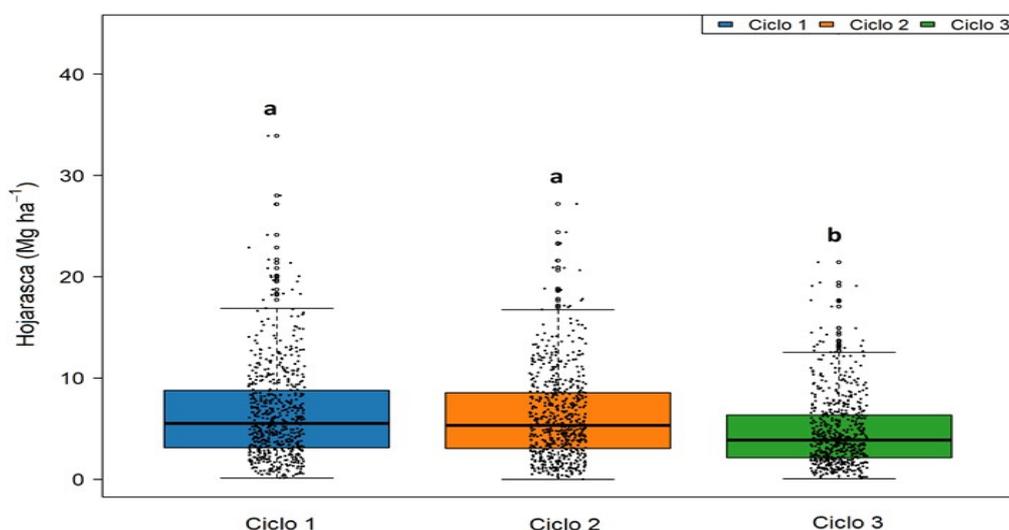
### 3.2 Análisis estadísticos

Se utilizaron pruebas de Wilcoxon para analizar las diferencias en la biomasa de hojarasca a lo largo de los tres ciclos y entre los diferentes tipos de bosques. Esta prueba no paramétrica fue seleccionada para comparar muestras emparejadas e identificar diferencias significativas entre los ciclos. Las pruebas de Wilcoxon se implementaron utilizando la función `wilcox.test()` del paquete `base stats` en el software R (R Core Team, 2019). Los resultados gráficos fueron generados utilizando las funciones base de R, lo que permitió representar la hojarasca a nivel nacional, por tipo de bosque y biorregión y las diferencias significativas observadas entre los ciclos evaluados.

## 4. Resultados

### 4.1 Dinámica de la hojarasca a nivel nacional y por tipo de bosque

La acumulación de hojarasca se analiza en primer lugar a nivel global en España, proporcionando una visión general de su dinámica, sin diferenciar entre tipos de bosques ni bioregiones (Figura 2). En los resultados, se observa que el primer ciclo (2014 - 2017) presenta los valores más altos de acumulación de hojarasca, con un promedio de 6,49 Mg ha<sup>-1</sup>. Sin embargo, se observa una disminución significativa en comparación con el ciclo 3 (2021 - 2024), que presenta una acumulación media de 4,71 Mg ha<sup>-1</sup> ( $p$ -valor < 0.0001). Esta tendencia decreciente también se evidencia entre el ciclo 2 (2018 - 2020) y el ciclo 3, con una reducción igualmente significativa ( $p$ -valor < 0.0001). Por otro lado, no se identificaron diferencias significativas entre los dos primeros ciclos, con una acumulación promedio de 6,20 Mg ha<sup>-1</sup> en el ciclo 2.



**Figura 2.** Comparación de la acumulación promedio de hojarasca entre los ciclos 1, 2 y 3 en la E. Las letras muestran las diferencias significativas entre los ciclos utilizando el test de Wilcoxon.

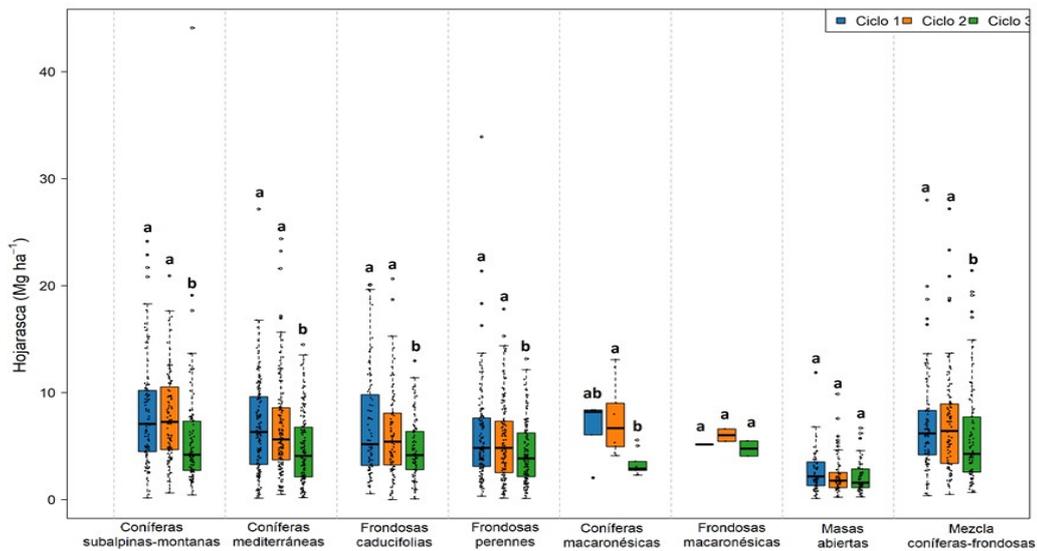
Al desglosar los datos por tipos de bosque a nivel nacional, se observa que las masas de coníferas subalpinas y montanas presentan las mayores acumulaciones

de hojarasca durante el primer ciclo, con una media de  $8,10 \pm 4,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Les siguen las frondosas caducifolias y las coníferas mediterráneas, con medias de  $7,10 \pm 5,07 \text{ Mg ha}^{-1}$  y  $7,06 \pm 4,63 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente. Como era de esperar, las masas abiertas destacan como los tipos de bosque con los valores más bajos de acumulación de hojarasca, con una media de  $2,60 \pm 1,91 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Figura 3).

Al analizar las diferencias entre ciclos, se observa una disminución significativa en la acumulación de hojarasca desde el ciclo 1 al ciclo 3 en la mayoría de los tipos de bosque: coníferas subalpinas y montanas ( $p\text{-valor} < 0,0001$ ), coníferas mediterráneas ( $p\text{-valor} < 0,0001$ ), frondosas caducifolias ( $p\text{-valor} < 0,01$ ), frondosas perennes ( $p\text{-valor} < 0,001$ ) y bosques mixtos de coníferas y frondosas ( $p\text{-valor} = 0,01$ ).

De manera similar, entre los ciclos 2 y 3 también se observan disminuciones significativas en las coníferas subalpinas y montanas ( $p\text{-valor} < 0,0001$ ), coníferas mediterráneas ( $p\text{-valor} < 0,001$ ), frondosas caducifolias ( $p\text{-valor} = 0,02$ ), frondosas perennes ( $p\text{-valor} = 0,04$ ), coníferas macaronésicas ( $p\text{-valor} < 0,01$ ) y bosques mixtos de coníferas y frondosas ( $p\text{-valor} = 0,01$ ).

En contraste, no se detectaron diferencias significativas en la acumulación de hojarasca entre los ciclos 1 y 2 para ninguno de los tipos de bosque analizados.

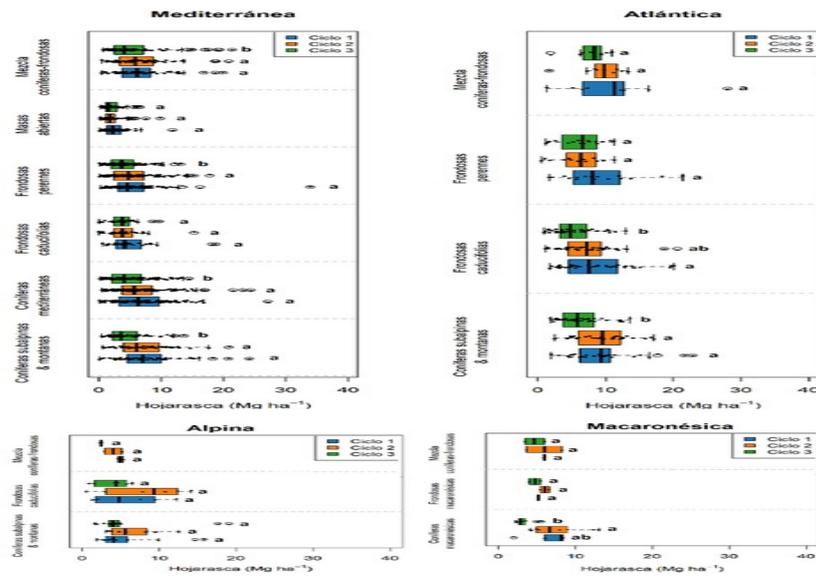


**Figura 3.** Comparación de la acumulación promedio de hojarasca entre los ciclos 1, 2 y 3 en España por tipos de bosque. Las letras muestran las diferencias significativas entre los ciclos utilizando el test de Wilcoxon.

#### 4.2 Dinámica de la hojarasca a nivel nacional por tipo de bosque y bioregión climática.

Los valores de acumulación de la hojarasca variaron considerablemente entre los tipos de bosque, las bioregiones y los ciclos (Figura 4). En promedio, la bioregión Atlántica registró los mayores valores de biomasa de hojarasca, especialmente en las masas mixtas de coníferas y frondosas durante el primer ciclo, con valores que alcanzaron los  $9,48 \pm 5,15 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Aunque las masas mixtas de coníferas y frondosas en el ciclo 1 mostraron los valores más altos, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre el primer y tercer ciclo ( $p\text{-valor} = 0,387$ ). Sin embargo, tanto las coníferas subalpinas y montanas como los bosques de frondosas caducifolias mostraron una disminución significativa en las reservas de hojarasca entre el primer y el tercer ciclo, con valores de  $p\text{-valor} < 0,01$  y  $< 0,001$ ,

respectivamente.



**Figura 4.** Comparación de la acumulación promedio de hojarasca entre los ciclos 1, 2 y 3 en España por tipos de bosque y bioregión climática. Las letras muestran las diferencias significativas entre los ciclos utilizando el test de Wilcoxon.

En la región Mediterránea, la acumulación de hojarasca fue generalmente más baja que en la bioregión Atlántica. Entre los tipos de bosque, las coníferas subalpinas y montanas mostraron los valores más altos de hojarasca (ciclo 1), alcanzando  $7,78 \pm 4,98 \text{ Mg ha}^{-1}$ , con descensos significativos observados entre el primer y el tercer ciclo ( $p\text{-valor} < 0,01$ ), y entre el segundo y el tercero ( $p\text{-valor} < 0,001$ ). Para el tercer ciclo, los valores de hojarasca disminuyeron a  $5,26 \pm 6,14 \text{ Mg ha}^{-1}$ . De manera similar, las coníferas mediterráneas, los bosques de frondosas perennes y las masas mixtas de coníferas y frondosas también mostraron una tendencia descendente similar, con reducciones significativas entre el primer y el tercer ciclo ( $p\text{-valor} < 0,0001$ ,  $< 0,01$  y  $< 0,01$ , respectivamente), y entre el segundo y el tercero ( $p\text{-valor} < 0,001$ ,  $< 0,01$  y  $< 0,01$ , respectivamente). En contraste, las masas abiertas tuvieron las reservas de hojarasca más bajas y consistentes a lo largo de todos los ciclos, con valores alrededor de  $2,33 \pm 1,75 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

En la bioregión Alpina, la acumulación de hojarasca fue generalmente más bajas que en las regiones Mediterránea y Atlántica. Las coníferas subalpinas y montanas presentaron los valores promedio más altos de hojarasca dentro de esta región, alcanzando  $5,98 \pm 4,28 \text{ Mg ha}^{-1}$  (ciclo 1), sin que se observaran diferencias significativas entre ciclos. Por otro lado, las masas mixtas de coníferas y frondosas mostraron las reservas promedio más bajas de hojarasca, con una media de  $3,82 \pm 1,37 \text{ Mg ha}^{-1}$  calculada a partir de los tres ciclos, sin variaciones significativas entre ellos.

En la bioregión Macaronésica, las masas de coníferas mostraron una disminución significativa en los valores de reservas de hojarasca, pasando de  $6,60 \pm 2,74 \text{ Mg ha}^{-1}$  (ciclo 1) a  $3,37 \pm 1,16 \text{ Mg ha}^{-1}$  (ciclo 3,  $p\text{-valor} < 0,001$ ). Las masas de frondosas y las mezclas de coníferas y frondosas también mostraron una tendencia decreciente en las reservas de hojarasca a lo largo de los ciclos, aunque estos cambios no fueron estadísticamente significativos.



En resumen, las bioregiones Atlántica y Mediterránea generalmente tuvieron valores más altos de reservas de hojarasca en comparación con las bioregiones Alpina y Macaronésica. Se observaron descensos significativos en las reservas de hojarasca en varios tipos de bosque. Particularmente, las coníferas subalpinas y montañas experimentaron una reducción notable entre el primer y el tercer ciclo, con disminuciones del 32,8 % y 32,4 % en las bioregiones Atlántica y Mediterránea, respectivamente. Las coníferas macaronésicas registraron la mayor reducción, con un 49 %, mientras que las coníferas mediterráneas mostraron una disminución del 29,5 %. En el caso de los bosques de frondosas caducifolias, las reducciones fueron del 31,3 %, 37,1 % y 28,4 % en las bioregiones Alpina, Atlántica y Mediterránea, respectivamente. Por último, las masas mixtas de coníferas y frondosas experimentaron reducciones del 29,9 % en la bioregión Alpina, del 20,5 % en la Macaronésica y del 13,2 % en la Mediterránea.

## 5. Discusión

### 5.1 Tipos de bosque y bioregión climática

Las diferencias observadas entre las bioregiones coinciden con estudios previos que destacan la influencia del clima y la composición forestal en la dinámica de la hojarasca en función de la latitud (BERG et al., 1999; E, ANDIVIA et al., 2018; LIU et al., 2004). La bioregión Atlántica mostró, en general, mayores valores de reservas de hojarasca en comparación con las regiones Mediterránea, Alpina y Macaronésica, un patrón que refleja las diversas condiciones climáticas, composiciones forestales y características espaciales inherentes a cada región.

En las regiones Atlánticas, las masas mixtas de coníferas y frondosas, seguidas por los bosques de coníferas subalpinas y montañas, exhibieron los valores más altos de reservas de hojarasca, particularmente durante los ciclos más tempranos. Esto sugiere que estos tipos de bosque, caracterizados por tasas de descomposición más lentas y una densa cubierta de dosel, tienden a acumular más hojarasca, probablemente debido a la combinación de condiciones climáticas favorables y una composición forestal dominada por tipos de bosque más productivos, como *Pinus radiata* D. Don, *Pinus pinaster* Ait. y *Eucalyptus* spp. (AGUIRRE et al., 2022). Este resultado coincide con un estudio realizado en Estados Unidos, que encontró que las masas dominadas por coníferas generalmente presentaban las mayores reservas medias estimadas de hojarasca en todo el país (DOMKE et al., 2016).

Por el contrario, las masas abiertas, particularmente en la región Mediterránea, registraron la acumulación de hojarasca más baja, también asociadas con una menor productividad forestal, tasas de crecimiento y una menor biomasa aérea total (RUPEREZ, 1957). Esto probablemente refleja la vegetación más dispersa y la estructura de dosel abierto, lo que limita tanto la caída de hojarasca como su acumulación (BLANCO et al., 2009).

Las regiones Mediterráneas, con climas más secos y cálidos, mostraron una menor producción de hojarasca, lo que sugiere que las condiciones ambientales más severas, junto con la presencia de bosques abiertos y bosques de coníferas mediterráneas (AGUIRRE et al., 2022; MORENO-FERNÁNDEZ et al., 2018), contribuyen a una reducción en los aportes de hojarasca y a tasas de descomposición más rápidas. Esta variación espacial subraya el papel crítico del clima regional y los factores geográficos en la configuración de la dinámica de la hojarasca a través de la Península Ibérica.

A nivel regional, la precipitación y la temperatura son factores climáticos clave que influyen en los procesos ecológicos. Las variaciones en la caída de hojarasca suelen



estar estrechamente relacionadas con estas variables climáticas, siendo factores como la temperatura, la precipitación así como aspectos geográficos relacionados, tales como la latitud o la altitud, los que desempeñan un papel significativo en la explicación de los patrones de desfronde (AHIRWAL et al., 2021; LIU et al., 2004). Por ejemplo, el incremento de las precipitaciones promueve el crecimiento del dosel y, en consecuencia, la producción de hojarasca (BOU et al., 2015; TOLEDO et al., 2011).

Los resultados obtenidos tienen importantes implicaciones para la gestión forestal, especialmente en lo que respecta a la cuantificación y el equilibrio del carbono en los ecosistemas forestales. La acumulación de hojarasca constituye una fracción relevante del carbono almacenado en estos ecosistemas. Por lo tanto, el monitoreo detallado de este componente es esencial para evaluar las tendencias de almacenamiento de carbono y entender los flujos de este elemento en los distintos tipos de bosques.

Sin embargo, para obtener una estimación completa de los pools de carbono, es necesario considerar también otras fracciones del árbol, como las raíces, el fuste y las ramas.

### 5.2 Componente temporal

La componente temporal, compuesta por tres ciclos completos (que abarcan desde 2014 hasta 2023), influye significativamente en la acumulación de hojarasca. El tercer ciclo muestra un efecto negativo y significativo sobre la acumulación de hojarasca en comparación con el ciclo 1. Además, se observan diferencias significativas entre el ciclo 2 y el ciclo 3 en la mayoría de los tipos de bosque. Esta reducción puede reflejar transiciones en las condiciones ambientales o forestales, como cambios en la producción de hojas debido al estrés ambiental, variabilidad estacional o prácticas de gestión forestal. Cabe destacar que también existe una gran variabilidad en los datos entre las parcelas muestreadas, lo que añade complejidad a la interpretación de los resultados. La reducción continuada de la hojarasca durante el ciclo 3 sugiere que los efectos temporales se acumulan, posiblemente debido a factores estresantes ambientales persistentes. Alternativamente, puede indicar una respuesta adaptativa de los árboles a condiciones más adversas, donde la producción de hojas se limita intencionalmente como una estrategia para conservar energía y recursos bajo estrés ambiental. Los resultados subrayan la importancia de las dinámicas temporales en la biomasa de hojarasca. Los hallazgos también destacan el papel crucial del monitoreo forestal para rastrear los patrones temporales en la producción de hojarasca, lo que puede ayudar a informar decisiones relacionadas con el ciclo de nutrientes, el almacenamiento de carbono y la salud del ecosistema.

## 6. Conclusiones

Este estudio evidencia una disminución significativa en la acumulación de la hojarasca durante los últimos cuatro años. La interacción entre bioregión, tipo de bosque y factores espaciales resulta clave para comprender la dinámica de la biomasa de hojarasca en España. Las variaciones observadas reflejan no solo la composición forestal, sino también las características climáticas y geográficas propias de cada región, destacando la necesidad de un enfoque integrado que considere tanto factores espaciales como ecológicos.

La bioregión atlántica se caracterizó por las mayores reservas de hojarasca,



especialmente en bosques mixtos de coníferas y frondosas, mientras que la región mediterránea mostró valores más bajos y disminuciones pronunciadas con el tiempo. Las coníferas subalpinas y montanas, junto con los bosques de frondosas caducifolias, presentaron caídas significativas entre el primer y tercer ciclo, en contraste con las bioregiones alpina y macaronésica, donde las reservas fueron más bajas y no mostraron cambios temporales relevantes.

En términos de gestión forestal, los resultados de este estudio resaltan la importancia de monitorear la acumulación de hojarasca, ya que representa una fracción relevante del carbono almacenado en los ecosistemas forestales. Sin embargo, para obtener una estimación precisa del balance de carbono, es necesario considerar todas las fracciones del árbol. Esta aproximación permitirá realizar una evaluación más precisa del balance de carbono y detectar posibles desequilibrios que puedan afectar la capacidad del bosque para actuar como sumidero de carbono.

En conclusión, los resultados resaltan el impacto de las dinámicas temporales en la biomasa de hojarasca, con una marcada disminución en el último ciclo. Sin embargo, se requiere un estudio más amplio que integre modelos estadísticos avanzados que consideren variables climáticas, espaciales y características de las masas forestales. Este enfoque permitirá una comprensión más detallada de los procesos que afectan a la dinámica de la hojarasca y contribuirá a una mejor gestión de los ecosistemas forestales y de los servicios ecosistémicos que proporcionan. Según los resultados de este estudio, en el que se observa una disminución significativa en el tercer ciclo, es crucial considerar la recopilación de datos adicionales en el futuro, ya que para algunas bioregiones y tipos de bosque los datos disponibles son aún limitados. Por lo tanto, es importante evaluar si esta disminución responde a factores puntuales, como el clima, la gestión forestal o las plagas, o si se trata de una tendencia establecida. Un mayor volumen de datos permitirá afinar las conclusiones y mejorar la comprensión de la dinámica de la hojarasca, facilitando así un análisis más preciso y robusto de las tendencias a largo plazo.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto MITECO2023-AF.20234TE004: 'Bases científicas de la información forestal basadas en el Inventario Forestal Nacional'. Agradecemos al Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) por los datos utilizados en el estudio.

## 8. Bibliografía

- AGNAN, Y.; LE DANTEC, T.; MOORE, C. W.; EDWARDS, G. C.; OBRIST, D.; 2016. New Constraints on Terrestrial Surface-Atmosphere Fluxes of Gaseous Elemental Mercury Using a Global Database. *Environmental Science and Technology*, 50(2), 507–524. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04013>
- AGUIRRE, A.; MORENO-FERNÁNDEZ, D.; ALBERDI, I.; HERNÁNDEZ, L.; ADAME, P.; CAÑELLAS, I.; MONTES, F.; 2022. Mapping forest site quality at national level. *Forest Ecology and Management*, 508(November 2021). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120043>
- AHIRWAL, J.; SAHA, P.; NATH, A.; NATH, A. J.; DEB, S.; SAHOO, U. K.; 2021. Forests litter dynamics and environmental patterns in the Indian Himalayan region. *Forest Ecology and Management*, 499(June), 119612.



- <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119612>  
 BERG, B.; ALBREKTSON, A.; BERG, M. P.; CORTINA, J.; JOHANSSON, M.-B.; GALLARDO, A.; MADEIRA, M.; PAUSAS, J.; KRATZ, W.; VALLEJO, R.; MCCLAUGHERTY, C.; 1999. Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Annals of Forest Science*, 56(8), 625–639.  
<https://doi.org/10.1051/forest:19990801>  
 BERG, B.; LASKOWSKI, R.; 2005. Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. *Adv. Ecological Res.*, 38(1–428).  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(05\)38001-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2504(05)38001-9)  
 BLANCO, J. A.; IMBERT, J. B.; CASTILLO, F. J.; 2009. Thinning affects nutrient resorption and nutrient-use efficiency in two *Pinus sylvestris* stands in the Pyrenees. *Ecological Applications*, 19(3), 682–698. <https://doi.org/10.1890/1051-0761-19.3.682>  
 BOU, J.; CARITAT, A.; VILAR, L.; 2015. Litterfall and growth dynamics relationship with the meteorological variability in three forests in the Montseny natural park. *Folia Forestalia Polonica, Series A*, 57(3), 145–159. <https://doi.org/10.1515/ffp-2015-0015>  
 BRAY, J. R.; GORHAM, E.; 1964. Litter Production in Forests of the World†. *Advances in Ecological Research*, 2(C), 101–157. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60331-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60331-1)  
 CHAVE, J.; NAVARRETE, D.; ALMEIDA, S.; ÁLVAREZ, E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BONAL, D.; CHÂTELET, P.; SILVA-ESPEJO, J. E.; GORET, J. Y.; VON HILDEBRAND, P.; JIMÉNEZ, E.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PHILLIPS, O. L.; STEVENSON, P.; MALHI, Y.; 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*, 7(1), 43–55. <https://doi.org/10.5194/bg-7-43-2010>  
 DENMAN, K.; G. BRASSEUR.; 2007. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. In *Cambridge University Press*.  
<https://doi.org/10.1021/acs.bioconjchem.6b00417>  
 DOMKE, G. M.; PERRY, C. H.; WALTERS, B. F.; WOODALL, C. W.; RUSSELL, M. B.; SMITH, J. E.; 2016. Estimating litter carbon stocks on forest land in the United States. *Science of the Total Environment*, 557–558, 469–478.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.090>  
 E, ANDIVIA; J, BOU; M., F.; A, C.; R, A.; L, V.; J, V.-P.; 2018. Assessing the relative role of climate on litterfall in Mediterranean cork oak forests. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 6, 786–793. <https://doi.org/10.3832/ifor2825-011>  
 FERRETTI, M.; FISCHER, R.; MUES, V.; GRANKE, O.; LORENZ, M.; SEIDLING, W.; NICOLAS, M.; 2020. ICP Part II: Basic Design Principles for the ICP Forest Monitoring Networks. Version 2020-2. In *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests* (Vol. 2). <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>  
 FORESTS EUROPE.; 2020. State of Europe's Forests 2020. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe - FOREST EUROPE Liaison Unit Bratislava. In *State of Europe's Forests* (p. 394).  
[https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF\\_2020.pdf](https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf)  
 FOWLER, D.; J., N. C.; UNSWORTH M. H.; 1989. Deposition of atmospheric pollutants on forests Phil. Trans. R. Soc. Lond. B324247–265. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 324.1223, 247–265.  
<https://doi.org/http://doi.org/10.1098/rstb.1989.0047>  
 KAI SCHWÄRZEL; SEIDLING, W.; HANSEN, K.; STRICH, S.; LORENZ, M.; 2022. ICP Part I: Objectives, Strategy and Implementation of ICP Forests. Version 2022-2. *UNECE ICP Forests Programme Co-Ordinating Centre (Ed.): Manual on Methods and*



- Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests*, 2, 20. <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>
- KAVVADIAS, V. A.; ALIFRAGIS, D.; TSIONTSIS, A.; 2001. 2001-Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece.pdf. 144, 113–127.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M.; 2017. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2(4), 236–249. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>
- LIU, C.; WESTMAN, C. J.; BERG, B.; KUTSCH, W.; WANG, G. Z.; MAN, R.; ILVESNIEMI, H.; 2004. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 13(2), 105–114. <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00072.x>
- LIU, X.; FENG, Y.; ZHAO, X.; CUI, Z.; LIU, P.; CHEN, X.; ZHANG, Q.; LIU, J.; 2024. Climatic drivers of litterfall production and its components in two subtropical forests in South China: A 14-year observation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 344(October 2023), 109798. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109798>
- MÉNDEZ-LÓPEZ, M.; PARENTE-SENDÍN, A.; CALVO-PORTELA, N.; GÓMEZ-ARRESTO, A.; EIMIL-FRAGA, C.; ALONSO-VEGA, F.; ARIAS-ESTÉVEZ, M.; NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; 2023. Mercury in a birch forest in SW Europe: Deposition flux by litterfall and pools in aboveground tree biomass and soils. *Science of the Total Environment*, 856(September 2022). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158937>
- MICHEL, A.; KIRCHNER, T.; PRESCHER, ANNE-KATRIN SCHWÄRZEL, K.; 2023. Forest Condition in Europe Europe - The 2023 Assessment. In *Thünen Institut*.
- MITECO.; 2021. La Red Europea de Daños en los Bosques, Nivel I (p. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/i>).
- MITECO.; 2022. *Mapa Forestal de España (MFE) de máxima actualidad*. <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>
- MORENO-FERNÁNDEZ, D.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J. G.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; PASALODOS-TATO, M.; CAÑELLAS, I.; MONTES, F.; DÍAZ-VARELA, E.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M.; CRECENTE-CAMPO, F.; ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P.; BARRIO-ANTA, M.; PÉREZ-CRUZADO, C.; 2018. National-scale assessment of forest site productivity in Spain. *Forest Ecology and Management*, 417(March), 197–207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.016>
- MORENO-FERNÁNDEZ, D.; CAÑELLAS, I.; HERNÁNDEZ, L.; ADAME, P.; ALBERDI, I.; 2024. Nested plot designs used in forest inventory do not accurately capture tree species richness in Southwestern European forests. *Annals of Forest Science*, 81(1). <https://doi.org/10.1186/s13595-024-01237-8>
- NEUMANN, M.; UKONMAANAHO, L.; JOHNSON, J.; BENHAM, S.; VESTERDAL, L.; NOVOTNÝ, R.; VERSTRAETEN, A.; LUNDIN, L.; THIMONIER, A.; MICHPOULOS, P.; HASENAUER, H.; 2018. Quantifying Carbon and Nutrient Input From Litterfall in European Forests Using Field Observations and Modeling. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(5), 784–798. <https://doi.org/10.1029/2017GB005825>
- PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; PHILLIPS, O. L.; HOUGHTON, R. A.; FANG, J.; KAUPPI, P. E.; KEITH, H.; KURZ, W. A.; ITO, A.; LEWIS, S. L.; NABUURS, G. J.; SHVIDENKO, A.; HASHIMOTO, S.; LERINK, B.; SCHEPASCHENKO, D.; CASTANHO, A.; MURDIYARSO, D.; 2024. The enduring world forest carbon sink. *Nature*, 631(8021), 563–569. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07602-x>
- PENMAN, J.; GYTARSKY, M.; HIRAISHI, T.; KRUG, T.; KRUGER, D.; PIPATTI, R.; WAGNER, F.; 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute of Global Environmental Strategies for the Intergovernmental



- Panel on Climate Change, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. RUPEREZ, A.; 1957. La encina y sus tratamientos. *Ediciones Selvícolas*.
- SEIDL, R.; SCHELHAAS, M. J.; RAMMER, W.; VERKERK, P. J.; 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4(9), 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- TOLEDO, M.; POORTER, L.; PEÑA-CLAROS, M.; ALARCÓN, A.; BALCÁZAR, J.; LEAÑO, C.; LICONA, J. C.; LLANQUE, O.; VROOMANS, V.; ZUIDEMA, P.; BONGERS, F.; 2011. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. *Journal of Ecology*, 99(1), 254–264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>
- URI, V.; KUKUMÄGI, M.; AOSAAR, J.; VARIK, M.; BECKER, H.; AUN, K.; NIKOPENSIUS, M.; URI, M.; BUHT, M.; SEPASTE, A.; PADARI, A.; ASI, E.; SIMS, A.; KAROLES, K.; 2022. Litterfall dynamics in Scots pine (*Pinus sylvestris*), Norway spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula*) stands in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 520(July). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120417>
- WANG, X.; BAO, Z.; LIN, C. J.; YUAN, W.; FENG, X.; 2016. Assessment of global mercury deposition through litterfall. *Environmental Science and Technology & Technology*, 50, 8548–8557.