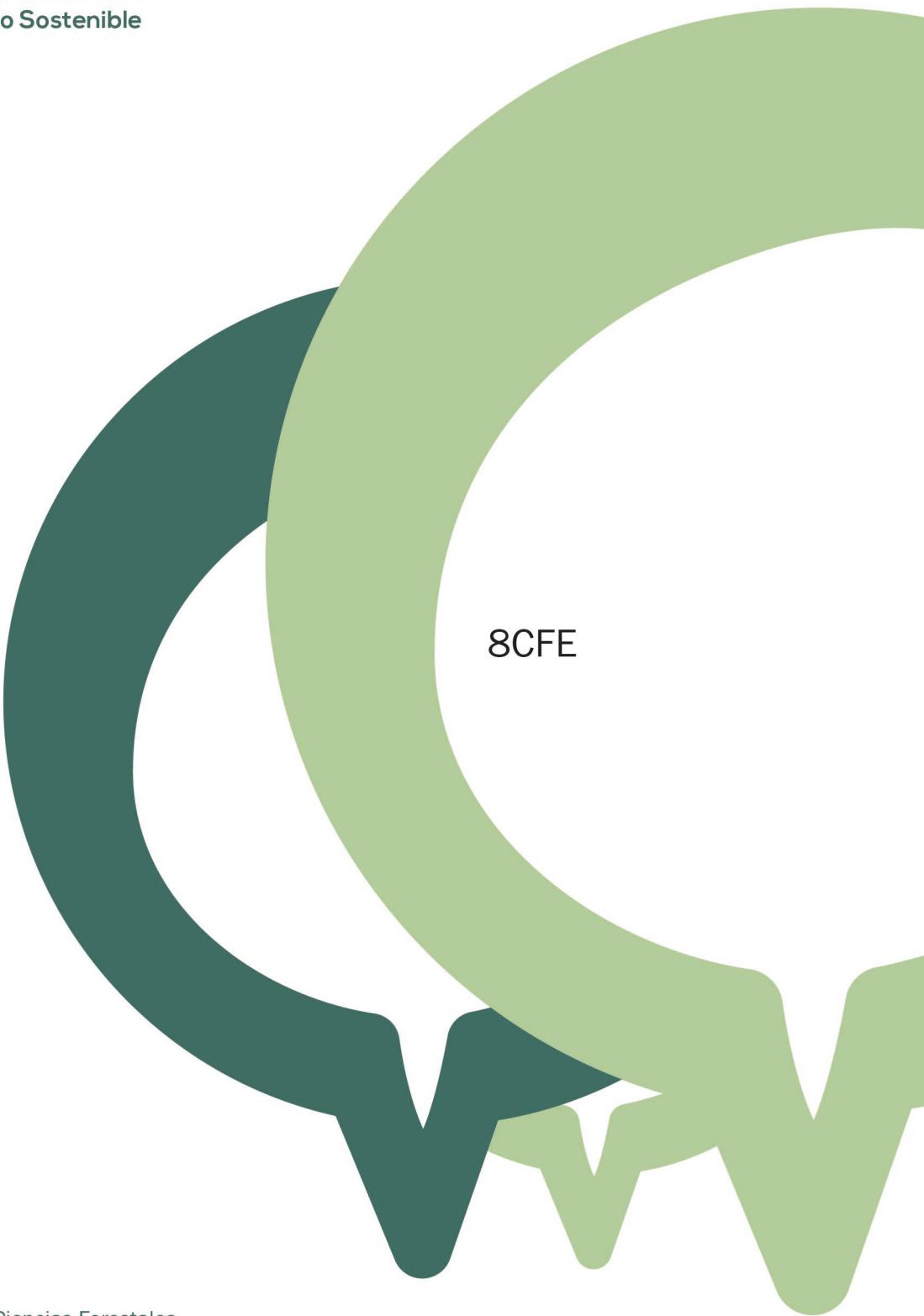




8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

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

**ISBN 978-84-941695-6-4**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

---

Organiza



## Comunidad vegetal y mesofauna: Eucaliptales versus robledales

PEÑA, L.<sup>1</sup>, OLAZIREGI, I.<sup>1</sup>, MESA, J.<sup>1</sup>, SERTUTXA, U.<sup>1</sup>, ORTEGA, U.<sup>1</sup>, AMETZAGA-ARREGI, I.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad del País Vasco (UPV/EHU). P.O. Box 644, 48080 Bilbao.

### Resumen

En el País Vasco, la superficie cubierta por plantaciones de eucalipto se ha multiplicado por cinco en los últimos años, hasta alcanzar una superficie de 23.070 ha a finales de 2020. Este aumento se ha debido principalmente a la sustitución del pino *insignis* por eucalipto. Esta rápida expansión se traduce en una creciente preocupación por los daños ambientales que puedan causar este tipo de plantaciones en el País Vasco, donde los estudios son muy escasos. Por ello, el objetivo del estudio ha sido comparar la composición y diversidad, tanto vegetal como de la mesofauna del suelo de los robledales con los eucaliptales. Además, se ha analizado qué factores (estructura del bosque, características del suelo y madera muerta) son los que pudieran estar influyendo en ello. Los resultados indican que las plantaciones de eucalipto presentan una menor diversidad vegetal ( $H'=2,0 \pm 0,1$ ) y mayor cantidad de mesofauna en el suelo que los robledales ( $H'=2,4 \pm 0,1$ ). Sin embargo, el número de órdenes de mesofauna que aparece en los robledales es mayor (27 órdenes). La falta de diversidad de madera muerta, en cuanto al tamaño y estados de descomposición, y la menor diversidad vegetal podrían ser responsables del descenso de órdenes más especialistas en el suelo de los eucaliptales.

### Palabras clave

Composición vegetal, biodiversidad, estructura del bosque, madera muerta, mesofauna edáfica.

### 1. Introducción

La expansión que han sufrido las plantaciones de eucalipto en el noroeste de la Península Ibérica en las últimas décadas ha sido alarmante (Goded et al., 2019), y en especial, en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) en donde esta superficie se ha multiplicado por cinco en los últimos años, hasta alcanzar una superficie de 23.070 ha a finales de 2020. El 91% de dichas plantaciones se encuentran en el Territorio Histórico de Bizkaia, siendo la especie predominante el *Eucalyptus globulus*, ya que el clima cálido de esta zona es adecuado para esta especie (Elosegi et al., 2020). El aumento de esta especie se ha producido principalmente por la sustitución del pino (*Pinus radiata* D. Don), favorecido en gran parte por la expansión de la enfermedad de la banda roja y marrón que han sufrido los pinos en las últimas décadas. Esto, unido a los bajos precios que tiene la madera en el mercado, ha hecho que muchos propietarios de terrenos forestales planten eucaliptos como alternativa, ya que este tipo de plantaciones generalmente proporcionan un beneficio económico a mayor corto plazo que el pino; sin embargo, desde el punto de vista medioambiental se ha visto que modifican las condiciones del suelo, generando acidificación y reduciendo la permeabilidad del suelo (Doerr y Thomas, 2000; Ferreira et al., 2000), con lo que la hidrología de las cuencas puede ser más extrema, mayores inundaciones en momentos de lluvias y estiajes más prolongados en períodos de baja lluvia (Doerr et al., 2000). Además, se ha observado que poseen una menor calidad del hábitat que los bosques autóctonos, sobre todo para las especies más especialistas, por lo que se reduce la biodiversidad (Marques et al., 2015; Goded et al., 2019), y su alta productividad provoca una alta tasa de evapotranspiración, disminuyendo el nivel freático y reduciendo el caudal de los arroyos (Whitehead y Beadle, 2004). En concreto, en Galicia se ha observado una menor diversidad de aves, anfibios (Iglesias-Carrasco, 2017) y especies vegetales que en los bosques autóctonos (Bas et al., 2018), ya que los eucaliptos

producen sustancias alelopáticas que impiden la germinación de muchas especies de plantas del sotobosque (Souto et al., 2001). También se han observado mayores pérdidas de suelo, transportándose grandes cantidades de finos sedimentos a los arroyos cercanos (Madej, 2001), y pérdida de fertilidad (Merino et al., 2005), debido a la gestión que se realiza en ellos. De hecho, en esta zona el turno de corta de las plantaciones de eucalipto es muy corto y la matarrasa se realiza cada 10-15 años.

Por otro lado, se ha observado que los aportes de hojarasca del eucalipto tienen un gran impacto en los ecosistemas fluviales, ya que sus hojas son pobres en nutrientes, están recubiertas de una fuerte cutícula de cera que dificulta la descomposición provocada por los hongos (Canhoto y Graça, 1995) y contienen aceites esenciales que son tóxicos para muchas especies de hongos e invertebrados (Martins et al., 2013), lo que se traduce en una reducción de la diversidad, abundancia y biomasa de estos organismos (Larrañaga et al., 2006). Además, los invertebrados del suelo juegan un papel muy importante en el reciclaje de la materia orgánica y la formación del suelo (Gerrard et al., 1996) y se encuentran en los primeros niveles de las redes tróficas, por lo que su declive puede tener un efecto cascada en otros niveles tróficos de los ecosistemas, tanto acuáticos como terrestres, y en su funcionamiento (Hallmann et al., 2017). Por ello, existe una creciente preocupación por los daños ambientales que puedan causar este tipo de plantaciones en el País Vasco, donde los estudios son muy escasos.

## 2. Objetivos

El objetivo de la investigación ha sido comparar la composición y diversidad, tanto vegetal como de la mesofauna del suelo entre eucaliptales y robledales. Además, se ha analizado qué factores (estructura del bosque, tipo de suelo y madera muerta) son los que pudieran estar influyendo dichos cambios.

## 3. Metodología

### 3.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la vertiente atlántica de la Península Ibérica, en la provincia de Bizkaia. La región tiene un clima templado y húmedo y una topografía montañosa; en la mitad de territorio hay pendientes  $>30\%$ , y la altitud varía de 0 a 1500 m sobre el nivel del mar. Los bosques mixtos de roble (*Quercus robur* L.), de encina (*Quercus ilex* L.) y de haya (*Fagus sylvatica* L.) son la vegetación potencial de aproximadamente el 80% de la región; sin embargo, hoy en día únicamente se encuentran en el 13% de Bizkaia, mientras que las plantaciones forestales de pino y eucalipto ocupan el 45%, y los cultivos y pastos el 21% (Rodríguez-Loinaz et al., 2018).

### 3.2. Metodología

Se seleccionaron 6 parcelas de robledal-bosque mixto atlántico y 6 parcelas de eucalipto (*Eucaliptus globulus* en fase de latízal y fustal y todas ellas en el año 2005 eran plantaciones de eucalipto), con un tamaño medio de 7,2 y 22,2 ha, respectivamente. En cada parcela de estudio se determinaron dos transectos de 50 m de longitud, uno paralelo a la pendiente y el otro perpendicular a la misma (Figura 1). A lo largo de los transectos se ubicaron 9 subparcelas, cada una de ellas con una superficie de 10 m<sup>2</sup> (2 m x 5 m) y con una separación entre parcelas de 5 m.

En todas ellas se midieron datos de vegetación estimándose visualmente la cobertura de cada especie en cinco estratos (E1: 0-20 cm, E2: 20 cm-1m, E3: 1-3 m, E4: 3-7 m y E5:  $>7$  m). Con estos datos se calculó la riqueza de especies (R), la diversidad de especies de Shannon (H') (Shannon, 1949) y la equitatividad de Pielou (J') (Pielou, 1998) para cada tipo (total, árboles, arbustos, helechos y herbáceas) (Xu et al., 2020). En 5 de ellas se recogieron muestras de hojarasca (cuadrado de 0,25 x 0,25 m) y suelo (Core 0,5 L) para la obtención de datos sobre el suelo (pH y

Materia Orgánica (MO) y la hojarasca (cantidad ( $\text{g/m}^2$ ) y profundidad) (Peña et al., 2011) y en 4 de ellas se recogieron muestras de suelo y hojarasca de la misma manera para la obtención de la mesofauna utilizando el sistema de embudos de Berlese-Tullgren. Una vez en el laboratorio con la lupa se identificaron a nivel de orden todos los individuos presentes.

Además, se calculó la estructura forestal mediante el método de “punto centro cuadrado” (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Bryant et al., 2005), midiendo en 3 puntos (15, 30 y 45 m: círculos en la Figura 1), tanto el diámetro a la altura del pecho (DBH) como la altura de los árboles y arbustos en esos puntos. Con estos datos se calculó la densidad y el área basal en cada parcela.

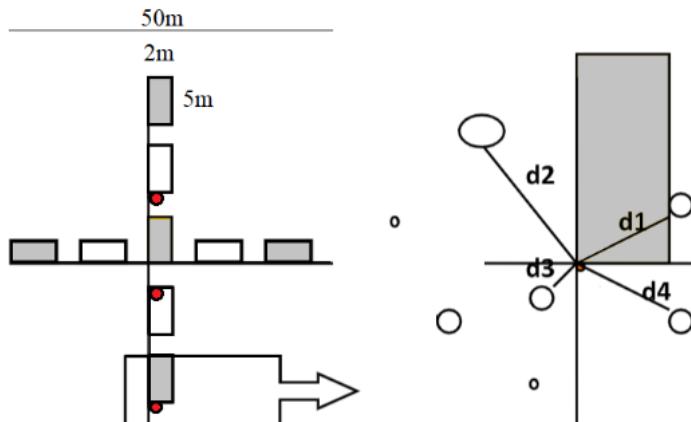


Figura 1. Izquierda: Esquema del método de muestreo en dos transectos de 50 m de longitud y 9 subparcelas. Derecha: Método punto centro cuadrado para determinar la estructura del bosque.

Finalmente, utilizando el método de intersección de Warren y Olsen (LIS: *line intersect sampling*) se midió el número y calidad de la madera muerta en pie y caída en el suelo en uno de los transectos (Marshall et al., 2000). En este caso, se midieron el diámetro, la longitud y el grado de descomposición (1: fresca; 2: seca; 3: media; 4: avanzada; 5: muy avanzada (Rahman et al., 2008) de todos los trozos de madera muerta de más de 2 cm de diámetro que tocaban el transecto (Gordillo et al., 2000). Con estos datos se calculó el volumen total de madera muerta ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) y el volumen de cada estado de descomposición ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ).

### 3.3. Análisis estadísticos

Las variables calculadas se analizaron por medio de la *t* de Student y la *U* de Mann-Whitney. También se realizaron correlaciones entre las variables utilizando la correlación de Spearman. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa R Studio 1.4.1717.

## 4. Resultados

### Estructura

Los robledales mostraron árboles significativamente más bajos que los eucaliptales ( $p < 0.05$ ), con una densidad basal menor y un área basal mayor, aunque las diferencias entre ambos tipos no fueron significativas (Tabla 1).

### Vegetación

En los robledales se encontraron un total de 51 especies vegetales (15 herbáceas, 12 arbustivas, 7 helechos y 17 arbóreas), mientras que en los eucaliptales se encontraron únicamente 37 especies (9 herbáceas, 11 arbustivas, 3 helechos y 14 arbóreas) (Tabla 2). Además, los

robledales mostraron una cobertura significativamente mayor en el estrato 1 y en el estrato 5, así como una mayor riqueza y una diversidad total de especies (Tabla 3).

Tabla 1. Datos de la estructura forestal (Media ± Error estándar) para los dos sistemas forestales estudiados. DBH: Diámetro a la altura del pecho.

	Robledales	Eucaliptales	p
DBH (cm)	75,19 ± 54,16	19,65 ± 5,56	0,525
Altura (m)	11,19 ± 2,01	18,65 ± 2,53	0,044
Densidad basal (árbol/ha)	1265,17 ± 220,78	2107,55 ± 482,79	0,144
Área basal (m <sup>3</sup> /ha)	1024,84 ± 961,34	59,76 ± 28,69	0,339

En los robledales entre las especies herbáceas, abundaban principalmente las gramíneas, *Oxalis acetosella* y *Ajuga reptans*, especies típicas de bosques naturales, mientras que en los eucaliptales abunda sobre todo la especie invasora *Cortaderia selloana*. Las especies de helechos fueron significativamente más abundantes y más diversas y uniformes en los robledales que los eucaliptales, en los cuales abundaba sobre todo la especie generalista *Pteridium aquilinum*. En relación con las especies arbóreas, se observa que en los robledales la especie más abundante es *Quercus robur* junto con *Corylus avellana*, mientras que en los eucaliptales a parte de *Eucaliptus globulus* destaca *Castanea sativa*. Por otro lado, los robledales poseen una diversidad y uniformidad significativamente mayor de arbustos, destacando sobre todo *Hedera helix*, *Rubus ulmifolius* y *Lonicera peryclimenum*.

### Suelo

En los eucaliptales se observó un volumen significativamente mayor en estado de descomposición 2 que en robledales (Tabla 3).

El análisis de la mesofauna mostró un mayor número de individuos en la mayoría de los órdenes en los eucaliptales, excepto para los órdenes “Prostigmata” de la clase “Arachnida”, “Geophilomorpha” y “Lithobiomorpha” de la clase “Chilopoda”, “Haplotauxida” de la clase “Clitellata”, “Glomerida” y “Julida” de la clase “Diplopoda” y “Diptera” y “Trichoptera” de la clase “Insecta” (Tabla 4). Sin embargo, únicamente fueron significativamente mayores en el orden Scolopendromorpha ( $p=0,020$ ), donde la abundancia fue mayor en eucaliptales.

Por otro lado, aunque fue la clase “Chilopoda” la que mostró mayor número de individuos en robledales que en eucaliptales, únicamente fue significativamente mayor el número de individuos de la clase “Arachnida” y “Collembola” en eucaliptales que en robledales ( $p=0,03$ ) (Tabla 4).

En cuanto a la riqueza, diversidad y uniformidad de los órdenes en cada clase, no mostraron diferencias significativas entre los dos sistemas, excepto para la clase “Insecta” que mostró una riqueza de órdenes significativamente mayor en robledales que en eucaliptales ( $4,67 \pm 0,21$ ;  $3,33 \pm 0,42$ , respectivamente;  $p= 0,019$ ), ya que no se encontraron individuos de los órdenes “Hemiptera” y “Trichoptera”.

### Correlaciones

Las correlaciones entre las diferentes variables analizadas mostraron que la riqueza total de especies vegetales estaba negativamente correlacionada con la densidad de árboles ( $p=0,030$ ) y positivamente con el pH ( $p=0,020$ ) y el volumen de madera muerta en estado 3 ( $p=0,025$ ), al igual que la diversidad total de especies que estaba positivamente correlacionada con el pH ( $p=0,037$ ) (Tabla 5).

Tabla 2. Cobertura de las especies vegetales (Media ± Error estándar) encontradas en ambos tipos de sistemas forestales estudiados. Los valores en negrita muestran la no presencia de individuos.

	Robledales	Eucaliptales		Robledales	Eucaliptales
<b>Arboles</b>			<b>Herbáceas</b>		
<i>Acer campestre L.</i>	0,042 ± 0,000	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Ajuga reptans L.</i>	0,027 ± 0,025	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Alnus glutinosa L.</i>	0,125 ± 0,125	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Allium ursinum L.</i>	0,001 ± 0,001	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Arbutus unedo L.</i>	0,115 ± 0,083	0,067 ± 0,067	<i>Arisarum vulgare O. TARG. TOZZ</i>	0,003 ± 0,003	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Betula pendula ROTH.</i>	0,115 ± 0,076	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Arum italicum MILL.</i>	0,002 ± 0,001	0,001 ± 0,001
<i>Betula pubescens EHRH.</i>	0,033 ± 0,033	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Betonica officinalis L.</i>	0,008 ± 0,008	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Castanea sativa MILL.</i>	0,120 ± 0,076	0,152 ± 0,084	<i>Cardamine impatiens L.</i>	0,001 ± 0,001	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Cornus sanguinea L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,013 ± 0,013	<i>Carduus pycnocephalus L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,001 ± 0,001
<i>Corylus avellana L.</i>	0,370 ± 0,083	0,075 ± 0,075	<i>Carex pendula HUDES.</i>	0,008 ± 0,008	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Crataegus monogyna JACQ.</i>	0,041 ± 0,024	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Cortaderia selloana SCHULT and SCHULT.F</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,101 ± 0,072
<i>Eucalyptus globulus LABILL.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,446 ± 0,022	<i>Daphne laureola L.</i>	0,002 ± 0,002	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Frangula alnus MILL.</i>	0,077 ± 0,048	0,131 ± 0,048	<i>Euphorbia dulcis L.</i>	0,008 ± 0,008	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Fraxinus excelsior L.</i>	0,035 ± 0,024	0,067 ± 0,067	<i>Glandora prostrata LOISEL.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,001 ± 0,001
<i>Eriobotrya japonica THUNB.</i>	0,025 ± 0,025	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Otras gramíneas</i>	0,082 ± 0,064	0,075 ± 0,017
<i>Laurus nobilis L.</i>	0,048 ± 0,031	0,033 ± 0,025	<i>Oxalis acetosella L.</i>	0,037 ± 0,037	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Prunus avium L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,075 ± 0,066	<i>Potentilla erecta L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,008 ± 0,008
<i>Prunus serotina EHRH.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,042 ± 0,042	<i>Ranunculus repens L.</i>	0,002 ± 0,002	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Prunus laurocerasus L.</i>	0,005 ± 0,005	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Sanicula europaea L.</i>	0,018 ± 0,013	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Quercus pyrenaica WILLD.</i>	0,042 ± 0,042	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Simethis mattiazzii KUNTH.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,008 ± 0,008
<i>Quercus robur L.</i>	0,623 ± 0,078	0,101 ± 0,054	<i>Teucrium scorodonia L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,030 ± 0,024
<i>Robinia pseudoacacia L.</i>	0,029 ± 0,029	0,028 ± 0,028	<i>Viola riviniana REICHENB.</i>	0,006 ± 0,006	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Salix atrocinerea BROT.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,033 ± 0,033			
<i>Salix caprea L.</i>	0,142 ± 0,142	0,003 ± 0,003			
<b>Arbustivas</b>			<b>Helechos</b>		
<i>Calluna vulgaris L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,025 ± 0,025	<i>Asplenium adiantum-nigrum L.</i>	0,008 ± 0,008	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Daboezia cantabrica HUDES</i>	0,008 ± 0,008	0,037 ± 0,023	<i>Athyrium filix-femina L.</i>	0,064 ± 0,026	0,007 ± 0,007
<i>Erica cinerea L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,044 ± 0,037	<i>Blechnum spicant L.</i>	0,117 ± 0,014	0,003 ± 0,003
<i>Erica vagans L.</i>	0,025 ± 0,025	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Dryopteris affinis LOWE.</i>	0,066 ± 0,018	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Euonymus europaeus L.</i>	0,044 ± 0,033	0,001 ± 0,001	<i>Equisetum arvense L.</i>	0,020 ± 0,008	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Hedera helix L.</i>	0,286 ± 0,063	0,078 ± 0,054	<i>Osmunda regalis L.</i>	0,106 ± 0,072	<b>0,000 ± 0,000</b>
<i>Hypericum androsaemum L.</i>	0,028 ± 0,025	<b>0,000 ± 0,000</b>	<i>Pteridium aquilinum L.</i>	0,045 ± 0,026	0,161 ± 0,037
<i>Ilex aquifolium L.</i>	0,080 ± 0,042	<b>0,000 ± 0,000</b>			
<i>Lonicera periclymenum L.</i>	0,074 ± 0,027	0,022 ± 0,015			
<i>Rhamnus alaternus L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,022 ± 0,022			
<i>Rosa arvensis HUDES.</i>	0,001 ± 0,001	<b>0,000 ± 0,000</b>			
<i>Rosa canina L.</i>	<b>0,000 ± 0,000</b>	0,001 ± 0,001			
<i>Rubus ulmifolius SCHOTT.</i>	0,179 ± 0,053	0,380 ± 0,090			
<i>Ruscus aculeatus L.</i>	0,026 ± 0,019	<b>0,000 ± 0,000</b>			
<i>Smilax aspera L.</i>	0,094 ± 0,029	0,101 ± 0,041			
<i>Tamus communis L.</i>	0,014 ± 0,008	0,015 ± 0,014			
<i>Ulex europaeus L.</i>	0,061 ± 0,044	0,142 ± 0,066			

Tabla 3. Datos de las variables (Media ± Error estándar) que mostraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los diferentes de sistemas forestales estudiados.  $H'$ : Diversidad de Shannon,  $J'$ : Equitatividad de Pielou.

	Robledal (Media ± Error estándar)	Eucaliptal (Media ± Error estándar)	p
<b>Vegetación</b>			
Cobertura Estrato 1	<b>87,4 ± 6,9</b>	60,1 ± 4,2	0,007
Cobertura Estrato 5	<b>78,4 ± 6,1</b>	44,1 ± 2,18	0,000
Riqueza total	<b>20,7 ± 1,1</b>	13,7 ± 1,3	0,002
H' total	<b>2,4 ± 0,1</b>	2,0 ± 0,1	0,003
H' arbustos	<b>1,2 ± 0,1</b>	0,7 ± 0,2	0,008
J' arbustos	<b>0,7 ± 0,0</b>	0,5 ± 0,1	0,015
Riqueza helechos	<b>3,8 ± 0,5</b>	1,3 ± 0,2	0,007
H' helechos	<b>0,6 ± 0,1</b>	0,1 ± 0,1	0,004
J' helechos	<b>0,5 ± 0,1</b>	0,1 ± 0,1	0,004
<b>Madera muerta</b>			
Volumen Estado 2	0,4 ± 0,2	<b>29,2 ± 12,8</b>	0,030

Tabla 4. Número total de individuos para las diferentes clases y órdenes de la mesofauna presentes en los diferentes sistemas forestales estudiados. En negrita se destacan los valores más altos en cada orden

Clase	Orden	Robledal	Eucaliptal	Clase	Orden	Robledal	Eucaliptal
Arachnida	Araneae	17	<b>31</b>	Diplopoda	Glomerida	<b>35</b>	33
	Mesostigmata	299	<b>426</b>		Julida	<b>25</b>	19
	Oribatida	757	<b>1459</b>		Polyxenida	15	<b>31</b>
	Prostigmata	<b>20</b>	14		TOTAL	75	<b>83</b>
	Pseudoscorpionida	21	<b>63</b>	Entognatha	Diplura	19	<b>33</b>
	Sarcoptiformes	96	<b>105</b>		Gastropoda	Pulmonata	8
	Trombidiformes	383	<b>498</b>			Coleoptera	33
Chilopoda	TOTAL	1593	<b>2596</b>	Insecta		Diptera	<b>95</b>
	Geophilomorpha	<b>19</b>	9			Hemiptera	5
	Lithobiomorpha	<b>9</b>	2			Hymenoptera	21
Clitellata	TOTAL	<b>28</b>	11			Lepidoptera	<b>245</b>
	Crassiclitellata	64	<b>74</b>			Thysanoptera	1
	Haplotaxida	<b>1</b>	0			Trichoptera	27
Collembola	TOTAL	65	<b>74</b>			TOTAL	<b>31</b>
	Entomobryomorpha	872	<b>4958</b>	Symphyla		Trichoptera	1
	Symplypleona	49	<b>69</b>			TOTAL	0
	Poduromorpha	44	<b>111</b>			Scolopendromorpha	<b>183</b>
	TOTAL	965	<b>5138</b>				<b>404</b>

En el caso de las herbáceas, se observó que tanto la riqueza como la diversidad y la uniformidad tuvieron una correlación negativa con la materia orgánica ( $p=0,033$ ;  $p=0,013$ ;  $p=0,016$ , respectivamente), y en el caso de los arbustos, su diversidad estaba negativamente correlacionada con la altura de los árboles ( $p=0,028$ ) (Tabla 5). Además, la riqueza de los helechos mostró una correlación positiva con la cobertura en el estrato 5 ( $p=0,005$ ), mientras que la diversidad y uniformidad estaban correlacionadas positivamente con la cobertura en el estrato 1 y 5 (Tabla 5).

Tabla 5. Correlaciones significativas obtenidas entre la riqueza, diversidad y uniformidad de las especies vegetales y el resto de variables analizadas (estructura, suelo, madera muerta, cobertura por estratos).  $H'$ : Diversidad de Shannon,  $J'$ : Equitatividad de Pielou.

Variables bióticas	Variable abiótica	p	r	Variables bióticas	Variable abiótica	p	r
Riqueza total	Densidad arbórea	0,030	-0,625	$H'$ arbustos	Altura árboles	0,028	-0,643
	pH	0,020	0,660		Cobertura Estrato 5	0,005	0,752
	Vol. Madera muerta estado 3	0,025	0,639		Cobertura Estrato 1	0,007	0,733
$H'$ total	pH	0,037	0,615	$H'$ helechos	Cobertura Estrato 5	0,015	0,680
Riqueza herbáceas	MO	0,033	-0,616		Densidad arbórea	0,023	-0,648
$H'$ herbáceas	MO	0,013	-0,691		Cobertura Estrato 1	0,006	0,740
$J'$ herbáceas	MO	0,016	-0,676	$J'$ helechos	Cobertura Estrato 5	0,011	0,701

Por otro lado, en relación con la mesofauna, se vio que la abundancia de la clase “Arachnida” mostró una correlación negativa con la riqueza, diversidad y uniformidad de especies arbóreas y la cobertura del estrato 3, al igual que ocurría con la clase “Collembola”. Este última, además, mostró una correlación negativa con el pH, el volumen de madera muerta en estado 3, la riqueza y diversidad total de especies vegetales y la cobertura en el estrato 1 y 3. En relación con la clase “Clitellata” se observó una correlación negativa entre su abundancia y el volumen de hojarasca, en la clase “Entognatha”, una correlación positiva con la riqueza de helechos y en la clase “Chilopoda” una correlación negativa con el volumen total de madera muerta y el volumen de madera muerta en estado 5. La abundancia de individuos de la clase “Symphyla” estaba negativamente correlacionada con el pH, el volumen de madera muerta en estado 3 y la riqueza y diversidad total de especies vegetales, así como con la diversidad arbórea, la diversidad y uniformidad de arbustos y de helechos y la cobertura en los estratos 1, 4 y 5 (Tabla 6).

Por último, el número de órdenes en la clase “Insecta”, mostró una correlación positiva con la riqueza y diversidad total de especies vegetales, la diversidad de arbustos, la riqueza, diversidad y uniformidad de helechos, y la cobertura en los estratos 4 y 5, mientras que el número de órdenes de la clase “Citellata” estaba negativamente correlacionada con el volumen de hojarasca (Tabla 7).

En la clase “Collembola” y en la “Gastropoda” se observó una correlación positiva entre la abundancia de individuos y la riqueza, diversidad y uniformidad de herbáceas. Esta última, además, mostró una correlación negativa con la materia orgánica del suelo. Sin embargo, el número de órdenes de la clase “Chilopoda” mostró una correlación positiva con el diámetro de los árboles y negativa con la densidad de árboles. Por otro lado, el número de órdenes de la clase “Entognatha” estaba positivamente correlacionado con la riqueza de helechos, mientras que en la clase “Symphyla” estaba correlacionado negativamente con el pH, el volumen de madera muerta en estado 3, la riqueza y diversidad total de especies vegetales, la diversidad y uniformidad de arbóreas y arbustos y con la cobertura de los estratos 1 y 4 (Tabla 7).

## 5. Discusión

Como en estudios previos los robledales mostraron mayor riqueza y diversidad de especies totales que las plantaciones de eucaliptos (Onaindia et al., 2013; Brockhoff et al., 2017), así como una mayor riqueza de helechos y diversidad de arbustos. Esto puede deberse principalmente, a la posición vertical de las hojas del eucalipto, las cuales tienden a interceptar poco la luz solar (James & Bell, 2000), dejando entrar mayor cantidad de luz en su interior, lo que permite el establecimiento de especies con estos requerimientos, como el helecho *Pteridium aquilinum* y la especie invasora *Cortaderia selloana*, que necesitan gran cantidad de luz para su crecimiento, y abundan en los eucaliptales estudiados. Sin embargo, los helechos necesitan zonas húmedas y de sombra para su crecimiento. Además, en estudios realizados en Galicia se vio que la diversidad de especies herbáceas en eucaliptales disminuye un 40% respecto a robledales (Calviño-Cancela et al., 2012);

sin embargo, en este caso, las diferencias no fueron significativas, aunque se observa que los bosques autóctonos albergan especies herbáceas típicamente forestales (Goded et al., 2019), como *Oxalis acetosella* y *Ajuga reptans* a diferencia de los eucaliptales que albergan especies herbáceas ligadas a ambientes de matorral (Basanta et al., 1989), como *Simethis mattiazzii*.

Tabla 6. Correlaciones significativas obtenidas entre la abundancia de cada clase de mesofauna y el resto de variables analizadas (estructura, suelo, madera muerta, cobertura por estratos y riqueza, diversidad y uniformidad de las especies vegetales).

Clase	Variable	p	r	Clase	Variable	p	r
Arachnida	Riqueza arbórea	0,031	-0,621	Chilopoda	Volum. Total mader mue	0,034	-0,663
	H' arbórea	0,012	-0,713		Vol. Mad. Mu. Estado 5	0,019	-0,663
	J' arbórea	0,020	-0,671		pH	0,004	-0,761
	Cobertura Estrato 3	0,006	-0,762		Vol. Mad. Mu. Estado 3	0,021	-0,655
Clitellata	Volumen hojarasca	0,014	-0,684		Riqueza total	0,004	-0,765
Entognatha	Riqueza helechos	0,018	0,663		H' Total	0,004	-0,758
Collembola	pH	0,020	-0,671		H' arbórea	0,042	-0,592
	Vol. Mad. Mu. Estado 3	0,032	-0,614		H' arbustos	0,003	-0,780
	Riqueza total	0,034	-0,614		J' arbustos	0,017	-0,670
	H' total	0,019	-0,678		Riqueza helechos	0,033	-0,616
	Riqueza arbórea	0,010	-0,707		H' helechos	0,026	-0,635
	H' arbórea	0,000	-0,874		J' helechos	0,018	-0,665
	J' arbórea	0,008	-0,741		Cobertura Estrato 1	0,022	-0,651
	Cobertura Estrato 1	0,043	-0,601		Cobertura Estrato 4	0,003	-0,772
	Cobertura Estrato 3	0,001	-0,846		Cobertura Estrato 5	0,006	-0,736

Por otro lado, según algunos estudios, las plantaciones de eucaliptos tienden a acumular cantidades de materia orgánica algo inferiores a las de otras masas forestales (Artetxe et al., 2014); sin embargo, en este caso, las diferencias no han sido significativas, aunque se ha observado que en los eucaliptales abunda sobre todo madera muerta poco descompuesta que es típica de las plantaciones forestales (Ehnström, 2001). El reducido turno de corta de los eucaliptos produce cambios temporales importantes en la acumulación de la materia orgánica y del carbono, tanto a nivel del suelo como de la biomasa (Pérez-Cruzado et al., 2012), lo que hace que sus suelos sean de peor calidad que los de los bosques nativos (Núñez-Regueira et al., 2006, Martín et al., 2011) y presenten menor diversidad vegetal y de invertebrados saprofitos. La variabilidad de la madera muerta (especie, tamaño y estado de descomposición) sustenta una mayor diversidad de especies de invertebrados saprofitos (Jonsell et al., 2007; Lassauce et al., 2011; Andringa et al., 2019), así como de especies que no se alimentan directamente de madera muerta.

Las plantaciones de eucaliptos parecen afectar a las comunidades de organismos edáficos, según algunos estudios (Martins et al., 2013), siendo las comunidades de fauna de suelo y la actividad microbiana las que muestran fuertes diferencias entre robledales y eucaliptales (Lombao et al., 2015). En este estudio, se observó un mayor número de individuos de mesofauna edáfica en los eucaliptales, para el orden Scolopendromorpha, aunque el número de órdenes fue mayor para los robledales. En estos últimos apareciendo individuos de los órdenes Haplotaenida, Hemiptera y Trichoptera, que no aparecieron en los eucaliptales. En estos órdenes se pueden encontrar especies de ambientes terrestres muy húmedos (Mackay & Wiggins, 1979), los cuales son ambientes más propios de los robledales como se ha visto anteriormente. De hecho, los tricópteros son importantes en los ecosistemas acuáticos por procesar la materia orgánica (muchos de ellos fragmentan la hojarasca) y por servir de alimento para otros insectos, peces y aves acuáticas y los haplotáxidos son un grupo de lombrices acuáticas o semiacuáticas.

Tabla 7. Correlaciones significativas obtenidas entre el número de órdenes de cada clase de mesofauna y el resto de variables analizadas (estructura, suelo, madera muerta, cobertura por estratos y riqueza, diversidad y uniformidad de las especies vegetales).

Clase	Variable	p	r	Clase	Variable	p	r
Insecta	Riqueza total	0,041	0,595	Entognatha	Riqueza helechos	0,018	0,667
	H' total	0,032	0,618		MO	0,016	-0,676
	J' total	0,011	-0,699		Riqueza herbáceas	0,026	0,635
	H' arbustos	0,044	0,589		H' herbáceas	0,013	0,688
	Riqueza helechos	0,003	0,769		J' herbáceas	0,013	0,688
	H' helechos	0,001	0,828		pH	0,025	-0,641
	J' helechos	0,002	0,798		Volumen madera muerta estado 3	0,046	-0,585
	Cobertura Estrato 4	0,029	0,626		Riqueza total	0,024	-0,643
	Cobertura Estrato 5	0,035	0,611		H' total	0,025	-0,641
Clitellata	Volumen hojarasca	0,023	-0,647	Gastropoda	H' arbustos	0,005	-0,753
Collembola	Riqueza herbáceas	0,009	0,718		J' arbustos	0,025	-0,641
	H' herbáceas	0,016	0,675		H' arbóreas	0,046	-0,585
	J' herbáceas	0,016	0,675		J' arbóreas	0,025	-0,641
Chilopoda	DAP	0,004	0,768		Cobertura Estrato 1	0,025	-0,641
	Densidad de árboles	0,018	-0,666		Cobertura Estrato 4	0,025	-0,641
Sympyla							

En el caso de las clases de mesofauna edáfica, se vio un mayor número de individuos de la clase “Arachnida” y “Collembola” en eucaliptales que en robledales (Barrocas et al., 1998). En un estudio previo realizado en la CAPV se vio que la abundancia y diversidad de ácaros oribátidos eran máximas en bosques autóctonos, intermedias en plantaciones (tanto pinos como eucaliptos) y mínimas en prados (Iturrondobeitia & Saloña, 1990, 1991, Saloña & Iturrondobeitia, 1993), al igual que ocurre con la densidad y diversidad de colémbolos en eucaliptales en Portugal donde fue menor que en alcornocales y robledales (Barrocas et al., 1998, Sousa et al., 2000); sin embargo, en este estudio los oribátidos de la Clase “Arachnid” y los colémbolos presenta un mayor número de individuos en eucaliptales.

#### Factores que influyen en la diversidad vegetal y en la cantidad de mesofauna edáfica

En relación con los factores que determinan que exista una mayor riqueza, diversidad o uniformidad en el bosque, se vio que cuanto mayor es la densidad arbórea menor es la riqueza de especies vegetales, como se ha visto en trabajos previos (Lassauce et al., 2011), al contrario de lo que pasa con el pH, ya que son los suelos calizos los que ofrecen una mayor cantidad y diversidad de especies vegetales (Peña et al., 2011).

En el caso de las especies herbáceas se observó que su cantidad y diversidad era mayor en zonas donde la materia orgánica era menor, es decir, en los robledales, y en el caso de los arbustos, su diversidad aumentaba en áreas donde la altura de los árboles era menor. En relación con los helechos, se vio una mayor abundancia y diversidad, cuando la cobertura en el estrato 5 y en el estrato 1 era mayor, es decir, en los robledales. Por tanto, se puede decir que los robledales ayudan a mantener una mayor diversidad vegetal en el paisaje, porque ofrecen gran cantidad de hábitat para distintas especies, además de ofrecer una gran cantidad de servicios de los ecosistemas (Onaindia et al. 2018).

Por último, la abundancia de la mesofauna edáfica está influenciada principalmente por la riqueza y diversidad arbórea, ya que en esas zonas donde es elevada el número de individuos de las clases “Arachnid”, “Collembola” y “Sympyla” disminuye, y por la riqueza y diversidad de helechos,

ya que en esas zonas donde es elevada el número de individuos de las clases “Entognatha” aumenta y de la clase “Symphyla” disminuye. Además, en esas áreas donde el volumen de hojarasca es elevado disminuye el número de individuos de la clase “Clitellata”. En el caso de la clase “Symphyla” es donde más factores se ve que están incluyendo en la abundancia de individuos, siendo este número más abundante en zonas ácidas, donde la cobertura del estrato 1, 4 y 5 es menor y donde la diversidad de especies vegetales es menor, tanto de árboles, de arbustos como de helechos. Por tanto, se ve como cada clase puede verse influenciado por distintos factores, por ello es importante hacer un estudio más en profundidad para analizar cada uno de ellos.

## 6. Conclusiones

Los robledales analizados mostraron mayor riqueza y diversidad de especies vegetales, sobre todo de helechos y arbustos, que las plantaciones de eucaliptos. Además, en los eucaliptales se encontró un mayor número de individuos de mesofauna edáfica que en los robledales, aunque fue en estos últimos donde se encontró un mayor riqueza y diversidad de órdenes. Por tanto, para conservar la diversidad vegetal y de mesofauna edáfica, así como aumentar la resiliencia del territorio mediante el aumento de la provisión de servicios de los ecosistemas, es necesario sustituir plantaciones de eucalipto por robledales, principalmente en los terrenos públicos. Aunque también es importante realizar una campaña de concienciación entre los propietarios privados para llevar a cabo una recuperación del bosque autóctono en sus propiedades.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado dentro del proyecto “Evaluación de los servicios de los ecosistemas de Euskadi” financiado por el Departamento de medio ambiente y educación del Gobierno Vasco (CONV18/01).

## 8. Bibliografía

ANDRINGA, J. I., ZUO, J., BERG, M. P., KLEIN, R., VAN'T VEER, J., DE GEUS, R., ... CORNELISSEN, J.H.C.; 2019. Combining tree species and decay stages to increase invertebrate diversity in dead wood. *For. Ecol. Manage.* 441, 80–88.

ARTETXE, A., DEL HIERRO, O., GARTZIA, N., PINTO, M., ARIAS, A.; 2014. Sumideros de carbono de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Capacidad de secuestro y medidas para su promoción. doi:10.13140/2.1.3379.9367

BAS, S.L., GUITIÁN, J., SOBRAL, M.; 2018. Biodiversidad en plantaciones de eucalipto y en robledales del sur de Galicia: plantas y aves. *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)*, 25, 71-81. ISSN 2340-0021

BARROCAS, H.M., DA GAMA, M.M., SOUSA, J.P., FERREIRA, C.S.; 1998. Impact of reafforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. on the edaphic collembolan fauna of Serra de Monchique (Algarve, Portugal). *Misc. Zool.* 21, 9–23.

BASANTA, M., DÍAZ VIZCAÍNO, E., CASAL, M., MOREY, M.; 1989. Diversity measurements in shrubland communities of Galicia (NW Spain). *Vegetatio* 82, 105–112.

BROCKERHOFF, E.G., BARBARO, L., CASTAGNEYROL, B., FORRESTER, D.I., GARDINER, B., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J.R., LYVER, P.O.B., MEURISSE, N., OXBROUGH, A., TAKI, H.,

THOMPSON, I.D., VAN DER PLAS, F., JACTEL, H.; 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodivers Conserv*, 26, 3005-3035.

BRYANT, D.M., DUCEY, M.J., INNES, J.C., LEE, T.D., ECKERT, R.T., ZARIN, D.J.; 2005. Forest community analysis and the point-centered quarter method. *Plant Ecol.*, 175, 193-203.

CALVIÑO-CANCELA, M., RUBIDO-BARÁ, M., VAN ETEN, E.J.B., 2012. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *For. Ecol. Manage.* 270, 153-162.

CANHOTO, C., GRAÇA, M.A.S.; 1995. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshw. Biol.*, 34, 209-214.

DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., WALSH, R.; 2000. Soil water repellency: Its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Reviews*, 51, 33-65.

DOERR, S.H., THOMAS, A.D., 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: New evidence from forest soils in Portugal. *J. Hydrol.* 231-232, 134-147.

EHNSTRÖM, B., 2001. Leaving dead wood for insects in boreal forests - Suggestions for the future. *Scandinavian J. For. Res.* 16, 91-98.

ELOSEGI, A., CABIDO, C., LARRAÑAGA, A., ARIZAGA, J.; 2020. Efectos ambientales de las plantaciones de eucaliptos en Euskadi y la península ibérica. *Munibe, Cienc. nat.* 68, 111-136. ISSN 0214-7688.

FERREIRA, A.J.D., COELHO, C.O.A., WALSH, R.P.D., SHAKESBY, R.A., CEBALLOS, A., DOERR, S.H.; 2000. Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globulus* forests, north-central Portugal. *J. Hydrol.* 231-232, 165-177.

GERRARD, J., PATON, T.R., HUMPHREYS, G.S., MITCHELL, P.B.; 1996. Soils: A New Global View. *Geogr. J.*, 162: 225.

GODED, S., EKROOS, J., DOMÍNGUEZ, J., AZCÁRATE, J.G., GUITIÁN, J.A., SMITH, H.G.; 2019. Effects of eucaliptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00690.

GORDILLO, E., DÍAZ, R., MARTÍNEZ-MILLÁN, J.; 2000. Elementos estructurales para la caracterización de la biodiversidad en el Tercer Inventario Forestal Nacional. *Actas del Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes*. Santiago de Compostela. Tomo 2, 641-647.

HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., ... DE KROON, H.; 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12, 1-21.

IGLESIAS-CARRASCO, M., HEAD, M. L., JENNIONS, M.D., CABIDO, C.; 2017. Secondary compounds from exotic tree plantations change female mating preferences in the palmate

newt (*Lissotriton helveticus*). *J. Evol. Biol.* 30, 1788–1795.

ITURRONDOBEITIA, J.C., SALOÑA, M.; 1990. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acarí, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima. 2. Distribución de abundancias y diversidad específica. *Rev. d'Écologie Biol. du Sol* 27, 113–133.

ITURRONDOBEITIA, J.C., SALOÑA, M.; 1991. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acarí, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima. 4. Relación entre fauna y factores del suelo. *Rev. d'Écologie Biol. du Sol* 28, 443–459.

JAMES, S.A., BELL, D.T.; 2000. Leaf orientation, light interception and stomatal conductance of *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* leaves. *Tree Physiol.* 20, 815–823.

JONSELL, M., HANSSON, J., WEDMO, L.; 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden - Comparisons between tree species and diameters. *Biol. Conserv.* 138, 89–99.

LARRAÑAGA, A., LARRAÑAGA, S., BASAGUREN, A., ELOSEGI, A., POZO, J.; 2006. Assessing impact of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate communities by a litter exclusion experiment. *Annales de Limnologie*, 42, 1–8.

LASSAUCE, A., PAILLET, Y., JACTEL, H., BOUGET, C.; 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecol. Indic.* 11, 1027–1039.

LOMBAO, A. et al.; 2015. Changes in soil properties after a wildfire in Fragas do Eume Natural Park (Galicia, NW Spain). *Catena* 135, 409–418.

MACKAY, R.J., WIGGINS, G.B.; 1979. Ecological Diversity in Trichoptera. *Annual Review of Entomology*, 24: 185-208.

MADEJ, M.A.; 2001. Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. *Earth Surf. Process. Landforms* 26, 175–190.

MARQUES, S.F., ROCHA, R.G., MENDES, E.S., FONSECA, C., FERREIRA, J.P.; 2015. Influence of landscape heterogeneity and meteorological features on small mammal abundance and richness in a coastal wetland system, NW Portugal. *Eur. J. Wildl. Res.*, 61, 749–761.

MARSHALL, P.L., DAVIS, G., LEMAY, V.; 2000. Using line intersect sampling for coarse woody debris. Research Section, Vancouver Forest Region. Technical Report TR-003, -34.

MARTÍN, A., DÍAZ-RAVINA, M., CARBALLAS, T.; 2011. Seasonal changes in the carbohydrate pool of an Atlantic forest soil under different vegetation types. *Spanish J. Soil Sci.* 1, 38e53.

MARTINS, C., NATAL-DA-LUZ, T., SOUSA, J. P., GONÇALVES, M. J., SALGUEIRO, L., CANHOTO, C.; 2013. Effects of Essential Oils from *Eucalyptus globulus* Leaves on Soil Organisms

Involved in Leaf Degradation. *PLoS ONE*, 8(4).

MERINO, A., BALBOA, M.A., RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R., GONZÁLEZ, J.G.Á.; 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *For. Ecol. Manage.* 207, 325–339.

MOSTACEDO, B., FREDERICKSEN, T. S.; 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. In Ed. Bolfor, Santa Cruz, Bolivia.

NUÑEZ-REGUEIRA, L., RODRÍGUEZ-AÑÓN, J.A., PROUPÍN-CASTIÑERAS, J., NÚÑEZ-FERNÁNDEZ, O.; 2006. Microcalorimetric study of changes in the microbial activity in a humic Cambisol alter reforestation with eucalyptus in Galicia (NW Spain). *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 115– 124.

ONAINdia, M., FERNÁNDEZ DE MANUEL, B., MADARIAGA, I., RODRIGUEZ-LOINAZ, G.; 2013. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *For. Ecol. Manage.* 289, 1–9.

ONAINdia, M., PEÑA, L., FERNÁNDEZ DE MANUEL, B., RODRÍGUEZ-LOINAZ, G., MADARIAGA, I., PALACIOS-AGUNDEZ, I., AMETZAGA-ARREGI, I.; 2018. Land use efficiency through analysis of agrological capacity and ecosystem services in an industrialized region (Biscay, Spain). *Land Use Policy* 78: 650-661.

PEÑA, L., AMEZAGA, I., ONAINdia, M.; 2011. ¿At which spatial scale are plant species composition and diversity affected in beech forests? *Ann. For. Sci.*, 68: 1351-1362.

PÉREZ-CRUZADO, C., MOHREN, G. M. J., MERINO, A., RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; 2012. Carbon balance for different management practices for fast growing tree species planted on former pastureland in southern Europe: A case study using the CO2Fix model. *Eur. J. For. Res.* 131, 1695–1716.

PITKÄNEN, S.; 1998. The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 112, 121–137.

RAHMAN, M.M., FRANK, G., RUPRECHT, H., VACIK, H.; 2008. Structure of coarse Woody debris in Lange-Leitn Natural Forest Reserve, Austria. *J. For. Sci.* 54, 161-169.

RODRÍGUEZ-LOINAZ, G., PEÑA, L., PALACIOS-AGUNDEZ, I., AMETZAGA-ARREGI, I., ONAINdia, M.; 2018. Identifying Green Infrastructure as a Basis for an Incentive Mechanism at the Municipality Level in Biscay (Basque Country). *Forests* 9, 22.

SALOÑA, M., ITURRONDOBEITIA, J.C.A; 1993. A comparative study of the soil mite communities (Acari) of wooded and unwooded areas in the Basque Country, Northern Spain. in Ecological effects of afforestation. Studies in the history and ecology of afforestation in Western Europe (ed. Watkins, C.) 153–163 (CAB International, 1993)

SOUSA, J.P., GAMA, M.M., FERREIRA, C., BARROCAS, H.; 2000. Effect of eucalyptus plantations on Collembola communities in Portugal: a review. *Belgian J. Entomol.* 2, 187–201.

SOUTO, X.C., BOLAÑO, J.C., GONZÁLEZ, L., REIGOSA, M.J.; 2001. Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants. *Biol. Plant.*, 44, 269–275.

WHITEHEAD, D., BEADLE, C.L.; 2004. Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: A review. *For. Ecol. Manage.*, 193, 113–140.

Xu, Y., Du, A., Wang, Z., Zhu, W., Li, C., Wu, L.; 2020. Effects of different rotation of Eucalyptus plantations on soil physiochemical properties, enzyme activities, microbial biomass and microbial community structure and diversity *For. Ecol. Manage.* 20, 117683.