



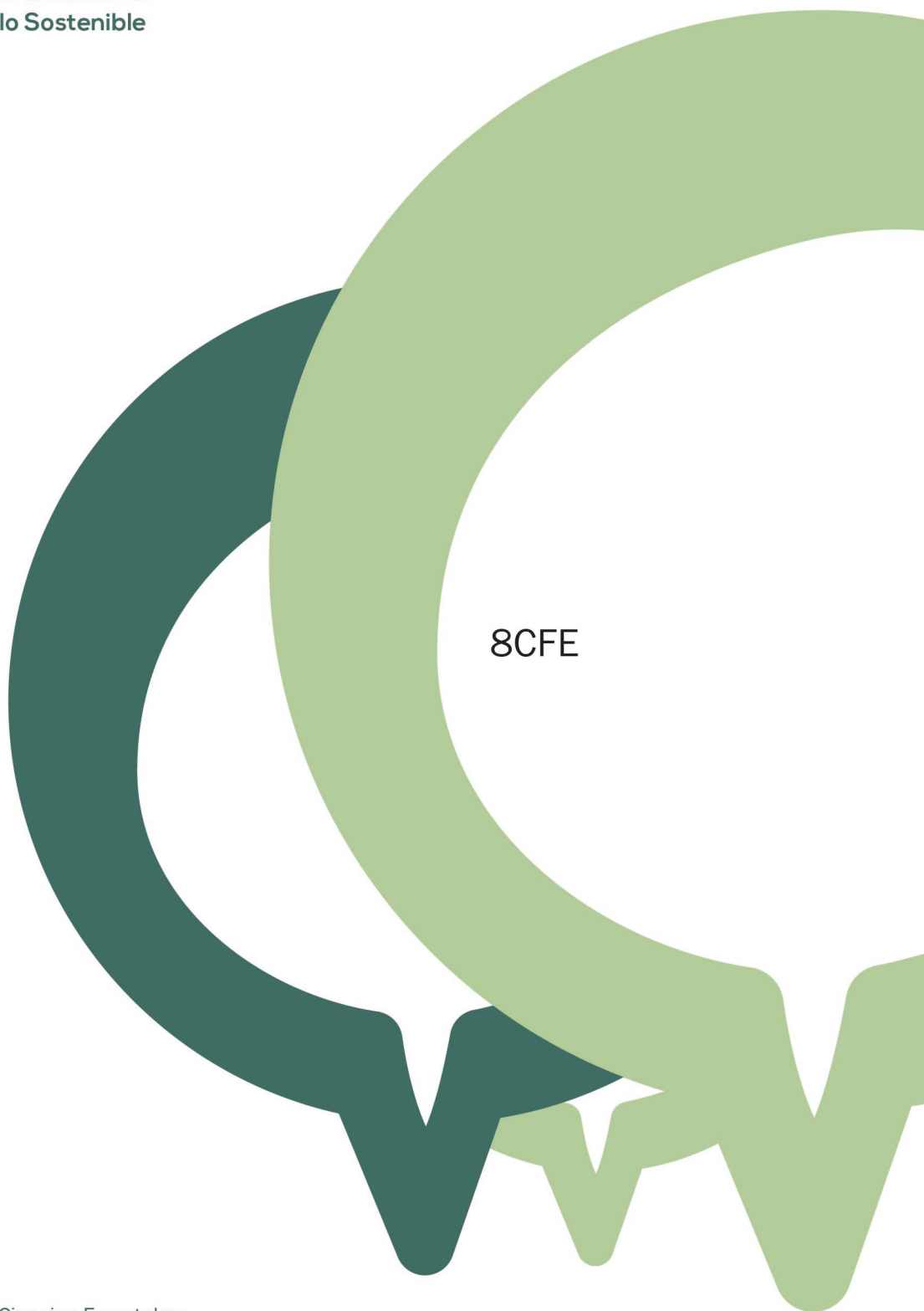
2022  
Lleida

27·1  
junio · juny  
julio · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

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

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



## Diversidad vegetal y de aves en bosques y en plantaciones exóticas del País Vasco

SERTUTXA, U., PEÑA, L. y AMETZAGA-ARREGI, I.

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

### Resumen

Las plantaciones de eucalipto han ido en aumento en las últimas décadas en el norte de España. En el País Vasco, el área de esas plantaciones ha crecido sobre todo en la última década por la sustitución de las plantaciones de pino por las enfermedades de las bandas. Según estudios que se han llevado a cabo en Galicia, las plantaciones de eucalipto pueden disminuir la diversidad de plantas y de aves y tener efectos negativos en el suelo. Por ello, para una buena gestión, es importante saber los efectos que puedan tener esas plantaciones en el País Vasco. En este estudio se comparan tres tipos de ecosistemas forestales en Vizcaya (País Vasco): bosques, plantaciones de eucalipto y plantaciones de pino. Para esta comparación se tienen en cuenta tanto la diversidad de plantas como la diversidad de aves, la estructura del bosque y la madera muerta. Los resultados indican que la riqueza de plantas vasculares y la de aves es mayor en los bosques que en las plantaciones forestales, siendo menor en el caso de los eucaliptales. Además, la estructura de las plantaciones, sobretodo las de eucalipto, es más homogénea que la de los bosques.

### Palabras clave

*Eucalyptus sp.*, *Pinus radiata*, *Quercus robur*, plantas vasculares, aves, estructura de la vegetación, madera muerta, conservación biodiversidad, gestión forestal.

### 1. Introducción

La superficie de las plantaciones forestales va en aumento a escala global (Y. WANG et al., 2021) y es uno de los grandes problemas tanto para la conservación de los ecosistemas forestales naturales y su biodiversidad (C. WANG et al., 2021), como para los humanos ya que los bosques naturales nos aportan más servicios de los ecosistemas que las plantaciones (ONAINDIA et al., 2018; RODRÍGUEZ-LOINAZ et al., 2018). En Europa una zona que más está sufriendo este cambio es el norte de la península ibérica donde gran parte de la superficie arbolada son plantaciones forestales, en gran parte pinos y eucaliptos (DE LA HERA et al., 2013). En esta zona se encuentra el País Vasco cuyo paisaje ha ido evolucionando desde el siglo XVI en respuesta a las necesidades locales. A partir del siglo XVI, la deforestación de los bosques del País Vasco aumentó sobretodo por la construcción naval y la industrialización (ARAGÓN, 1988; GARAYO, 1993). Con la intención de recuperar los bosques perdidos y conociendo el rápido crecimiento de las especies de pino, en concreto *Pinus radiata* D. Don, las plantaciones de esta especie aumentaron durante los siglos XIX y XX (MICHEL, 2006). Por ello, las plantaciones de pino son el elemento forestal más abundante del paisaje.

En las últimas décadas se han discutido los efectos ecológicos de las plantaciones de pino en el País Vasco. Por ejemplo, se ha probado que pueden tener efectos adversos en el suelo (EDESIO et al., 1998) o en la biodiversidad (AMEZAGA y ONAINDIA, 1997). Por la lenta descomposición de las acículas del pino, la materia orgánica se acumula y por ello, el ciclo de nutrientes no se cierra (BARRAQUETA y BASAGOITI, 1988), lo que conlleva a una disminución de los nutrientes (AMEZAGA et al., 1997; ROMANA y VALLEJO, 1996). En general, se ha visto que la gestión de esas plantaciones no es sostenible por sus impactos paisajísticos y ambientales como las alteraciones de las propiedades del suelo o su erosión (AINZ, 2008).

Sin embargo, otros estudios afirman que la diferencia de biodiversidad entre los bosques naturales y las plantaciones de pino es mínima (MARTIN DE AGAR et al., 1992) e incluso que esas plantaciones son una buena opción para la recuperación de los bosques autóctonos (ALDAY et al., 2017; ONAINDIA et al., 2013) ya que el sotobosque que se crea en ellas está compuesto por especies de esos bosques naturales (BROCKERHOFF et al., 2003).

Conociendo los beneficios del pino para la obtención de la madera, en el País Vasco se han probado otras especies como las especies del género *Eucalyptus*, que son de más alta rentabilidad. Los árboles de este género tienen un crecimiento muy rápido (VEIRAS y SOTO, 2011), más que los pinos y se puede obtener la madera apropiada (GARCÍA, 2015). Por consecuencia, el área de las plantaciones de eucalipto ha crecido mucho las últimas décadas en este territorio (de 10.405 ha en 1996, a 23.072 ha en 2020). Las especies más usadas son *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens* siendo los últimos años el segundo la que más se planta y se calcula que el área de estas plantaciones está creciendo a un ritmo de 500-700 ha al año (HAZI, 2021).

Como ha sucedido con los pinos, los efectos ecológicos de los eucaliptos se discuten en todo el mundo. Se ha podido comprobar que pueden tener efectos ecológicos adversos. Por ejemplo, se ha visto que la diversidad y abundancia de aves, de la vegetación y de macaroinvertebrados suele ser menor en las plantaciones de eucalipto que en bosques autóctonos (LARRAÑAGA et al., 2009; CORDERO-RIVERA et al., 2017; BAS LÓPEZ et al., 2018; GODED et al., 2019). Para las especies que necesitan bosques maduros pueden ser también perjudiciales (ASHMAN et al., 2020) ya que se trata de árboles con un turno de corta muy corto (VEIRAS y SOTO, 2011).

Observando los diversos efectos que estas plantaciones pueden tener, es evidente que se necesita estudiar las plantaciones de eucalipto en el País Vasco, más aún cuando su importancia crece año tras año. Pese a que se han realizado otros estudios sobre este tema en la península ibérica, sobretodo en Galicia y en Portugal, el número de estudios del País Vasco es escaso en algunos campos (ELOSEGI et al., 2020) por lo que se subraya la necesidad de aportar más información y datos para poder llevar a cabo una correcta gestión de los montes.

Igualmente, y para poder entender mejor los efectos de esas plantaciones, es interesante compararlos con las plantaciones de pino, que son las que actualmente ocupan la mayor parte de la superficie forestal. Muchas hectáreas de las plantaciones de pino se están sustituyendo por eucaliptos por las enfermedades padecidas por los pinos en los últimos años. Además, siendo los bosques mixtos atlánticos y robledales la vegetación potencial del norte del territorio (LOIDI et al., 2011), es interesante también comparar las plantaciones con estos bosques.

## 2. Objetivos

El objetivo del estudio ha sido conocer si se diferencian en la estructura (altura, diámetro y densidad de los árboles), la cantidad de madera muerta y riqueza de las especies vegetales y de aves entre los tres sistemas mencionados: bosques naturales, plantaciones de eucalipto y plantaciones de pino. Siguiendo la bibliografía relacionada, lo esperado es que la biodiversidad en las plantaciones sea menor que en los bosques naturales y que la estructura del bosque sea más homogénea en las plantaciones.

## 3. Metodología

### 3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la provincia de Bizkaia, situado en el norte de la península ibérica (figura 1). Bizkaia tiene una superficie de 2.217 km<sup>2</sup> y el 59,5% de esa superficie está arbolada tanto por

bosques naturales como por plantaciones forestales (HAZI, 2021). El 52,3% de la superficie arbolada de Bizkaia está compuesto por especies de pino, siendo la más común la especie *Pinus radiata* que ocupa el 88,3% de la superficie de este género. Además, las plantaciones de eucalipto ocupan el 15,6% de la superficie arbolada y su superficie sigue en aumento. Por último, los diferentes bosques autóctonos llenan el 26,4% de la superficie arbolada, de los cuales los bosques de roble pedunculado son el 9,7% y el bosque mixto atlántico ocupa el 45,5% (los dos tipos de bosque que se han utilizado para el estudio) (HAZI, 2021).

### 3.2 Muestreos

Se seleccionaron 10 tríos formados por una parcela de cada sistema (figura 1): bosque autóctono (en el texto también como bosque o bosque natural), plantación de *Eucalyptus* (en el texto también como plantación de eucalipto o eucaliptal) y plantación de *Pinus radiata* (en el texto también como plantación de pino o pinar). Se eligieron parcelas de al menos 20 hectáreas para eliminar el efecto borde de las parcelas de alrededor. Se minimizaron las diferencias de tamaño de las parcelas dentro de cada trío (menos de 14 ha de diferencia entre las parcela más grande y más pequeña,  $8,95 \pm 3,52$  ha de promedio) y con la condición de que estuvieran cerca entre sí (menos de 10 km de distancia entre las parcelas más lejanas,  $6,05 \pm 1,65$  km de promedio) teniendo como referencia la parcela de eucaliptos. Como la mayoría de los bosques de la zona son manchas de pequeño tamaño, las opciones para la selección no fueron abundantes. De las posibles opciones se seleccionaron 10 tríos al azar. Se verificó que no hubiera diferencias significativas entre las parcelas de cada sistema en cuanto al área ( $\chi^2 = 2,403$ ,  $p = 0,301$ ), altitud ( $\chi^2 = 4,401$ ,  $p = 0,111$ ), pendiente ( $F = 1,385$ ,  $p = 0,268$ ) y el porcentaje de zona sin árboles alrededor de la parcela ( $\chi^2 = 2,374$ ,  $p = 0,305$ ).

Para realizar los muestreos se establecieron dos puntos en cada parcela alejados como mínimo 100 m del borde de la parcela y con una distancia mínima de 250 m entre sí para recoger mejor la variabilidad en la parcela. En los mismos puntos se realizaron los muestreos de aves y de plantas vasculares.

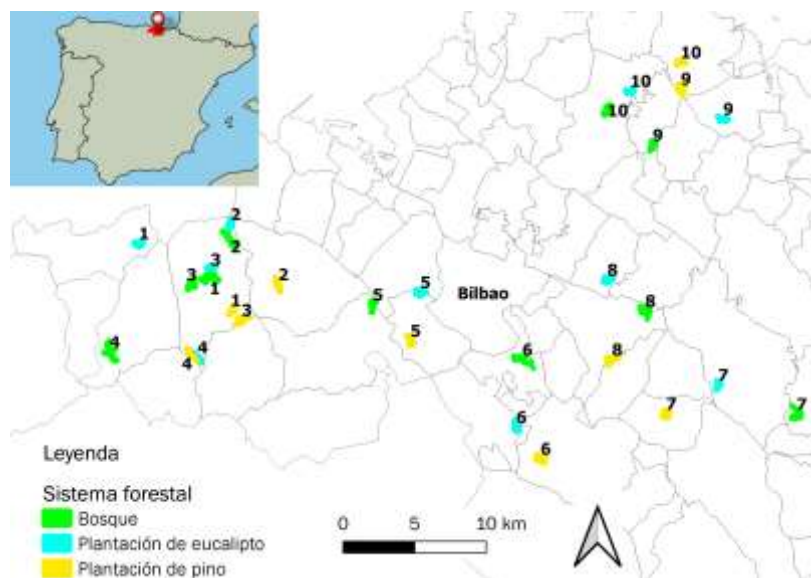


Figura 1. Mapa de la distribución de las parcelas en el área de estudio. El número indica el trío, es decir, las parcelas con el mismo número pertenecen al mismo trío de parcelas.

#### 3.2.1 Aves

Los conteos de aves se realizaron en dos épocas distintas en los mismos puntos, finales de primavera (mayo-junio) y finales de verano (agosto-septiembre) de 2021, para recoger los datos de

dos épocas diferentes del año. En cada punto se muestreo durante 10 minutos, anotando todas los individuos y especies observados visual y auditivamente en un radio de 25 m (PROENÇA et al., 2010). Todos los muestreos se efectuaron entre el amanecer y las 11:00 de la mañana (no hubo diferencias significativas en abundancia ( $F = 1,173$ ,  $p = 0,325$ ) y riqueza ( $F = 0,646$ ,  $p = 0,532$ ) de aves entre las diferentes horas del día) en días sin meteorología adversa para las aves como la lluvia o el viento. Los 6 puntos de cada trío (dos puntos en 3 parcelas) se muestreaban el mismo día y el orden de muestreo de los tipos de parcela se turnaba cada día para poder eliminar el posible efecto del momento del día.

### 3.2.2 Plantas vasculares y madera muerta

Los muestreos de plantas vasculares se realizaron entre junio y octubre de 2021. Primero se muestreó en un punto de cada parcela y después en el otro. Los muestreos de las parcelas de cada trío se efectuaron como mucho con dos días de diferencia, para minimizar el error de la época.

En cada punto se situaron dos transectos de 50 m colocados perpendicularmente, creando una cruz (BROWER & ZAR, 1979). Uno de esos transectos se colocó en paralelo a la pendiente y el otro en perpendicular. En cada transecto, se crearon 9 parcelas rectangulares de 5x2 m (10m<sup>2</sup>) guardando 5m de distancia entre ellas.

En la madera muerta (DBH > 2 cm) que tocaba el transecto vertical se realizaron las siguientes medidas: longitud, diámetro y el estado de descomposición (para estimar el nivel de descomposición, con valores enteros del 1 al 5, siendo 5 el estado de mayor descomposición (RAHMAN et al., 2008)). La estructura del bosque se midió en los metros 15, 30 y 45 del transecto vertical, mediante el método del punto-centro cuadrado (BROWER & ZAR, 1979; MOSTACEDO & FREDERICKSEN, 2000; BRYANT et al., 2005). Se midieron la altura y diámetro de los árboles y su distancia al centro.

Por último, en todos los rectángulos se muestreó la vegetación. Se tuvieron en cuenta 5 estratos: 0-0,2 m, 0,2-1 m, 1-3m, 3-7 m y más de 7 m (LINDGREN & SULLIVAN, 2001). Se apuntaron todas las especies que aparecían en cada estrato y su cobertura en porcentajes. La identificación se hizo siguiendo la clave de AIZPURU et al. (2000).

### 3.3 Tratamiento de datos

Se tuvieron en cuenta el número de especies como medida para la riqueza de plantas. Se clasificaron las plantas en 4 tipos: árboles, arbustos, herbáceas y helechos. Para los análisis de los datos de aves se tuvieron en cuenta el número de especies de aves como medida de riqueza y la abundancia de aves contado como número de individuos contados en cada muestreo. Se sumaron todas las cantidades obtenidas en los diferentes muestreos de cada parcela, para obtener un solo valor por cada parcela y por variable.

Para el cálculo del volumen de la madera muerta se utilizaron las siguientes fórmulas (HARMON et al., 1986; MARSHALL et al., 2000):

$$\text{Volumen total por hectárea: } m^3/ha = (\pi^2/8L) \sum d^2$$

$$\text{Volumen total por hectárea en cada estado de descomposición: } m^3/ha = (\pi^2/8L) \sum (n_i d_i^2)$$

donde L es la longitud del transecto, d el diámetro medio de las piezas de madera muerta,  $d_i$  es el diámetro medio de las piezas en el estado de descomposición  $i$  y  $n_i$  es el número de piezas de madera muerta en el estado de descomposición  $i$ .

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo usando el programa RStudio, la versión 1.4.1717. Se realizaron modelos lineales mixtos para los análisis de las riquezas de plantas (de cada tipo: árboles, arbustos, herbáceas y helechos) y aves; abundancia de aves; altura y su desviación estándar, diámetro y su desviación estándar y densidad de árboles y los volúmenes de la madera muerta (el volumen total y el volumen de cada estado de descomposición). Se tuvo en cuenta el tipo de sistema como variable fija y los tríos de sistemas como variable aleatoria para conocer si tenía algún efecto en los datos. La variable aleatoria no tuvo efecto significativo en ninguno de los casos ( $p > 0,210$  en todos los casos) por lo que se simplificaron los modelos. Después de revisar la normalidad y homocedasticidad de los datos, en el caso de los datos con distribución normal (riqueza de árboles, arbustos y aves, abundancia de aves y la altura de los árboles), se efectuó un Análisis de la Varianza (ANOVA) para cada variable, con una prueba de Tukey postHoc para encontrar las diferencias entre los tipos de sistema. En el caso de los datos con distribución diferente a la normal se intentó normalizar los datos. Aun así, no se consiguieron distribuciones normales por lo que se realizó el test de Kruskal-Wallis. Se utilizó la prueba de Dunn para poder conocer las diferencias entre los sistemas. Además, para saber cómo se relacionan las aves con las variables de vegetación y estructura se realizaron correlaciones de Pearson entre las variables de aves (riqueza y abundancia) y las demás variables con distribuciones normales (riqueza de árboles y arbustos y la altura de los árboles) y correlaciones de Spearman entre las variables de aves y las demás variables con distribución no normal (riqueza de herbáceas y helechos, diámetro y densidad de árboles y los volúmenes de madera muerta).

## 4. Resultados

### 4.1 Estructura forestal

Se encontraron diferencias significativas entre los sistemas en cuanto a la altura de los árboles ( $F = 8,696$ ,  $p = 0,001$ ) y también entre las variaciones de altura de cada sistema ( $\chi^2 = 6,514$ ,  $p = 0,039$ ). Los árboles de los dos tipos de plantaciones fueron significativamente más altos que los de los bosques (diferencias entre eucalipto y bosque: inf. = 0,029, sup. = 5,537,  $p = 0,047$ ; diferencias entre pino y bosque: inf = 1,845, sup = 7,353,  $p < 0,001$ ) pero no hubo diferencias significativas entre sí. Las variabilidades de las alturas de los pinos ( $Z = 2,235$ ,  $p = 0,025$ ) y de los bosques ( $Z = 2,184$ ,  $p = 0,029$ ) fueron más altas que las de los eucaliptos, pero no hubo diferencias entre los dos primeros (figura 2).

También se encontraron diferencias significativas de diámetro de los árboles ( $\chi^2 = 14,408$ ,  $p < 0,001$ ) y entre las variaciones de diámetro de cada sistema ( $\chi^2 = 13,443$ ,  $p < 0,001$ ) (tabla 1). Los árboles de los bosques ( $Z = 3,429$ ,  $p = 0,02$ ) y los eucaliptos ( $Z = 3,124$ ,  $p = 0,004$ ) tuvieron valores significativamente menores que los pinos en el diámetro, pero no hubo diferencias entre ellos. La variabilidad de los diámetros de los árboles de los bosques y de los pinares fue mayor que la de los eucaliptos ( $Z = 3,327$ ,  $p = 0,003$  y  $Z = 2,997$ ,  $p = 0,005$ , respectivamente) pero no hubo diferencias significativas entre ellos (figura 2).

La densidad de árboles mostró diferencias entre los sistemas ( $\chi^2 = 16,849$ ,  $p < 0,001$ ) (tabla 1). La densidad fue mayor en los eucaliptales que en los bosques ( $Z = 3,708$ ,  $p < 0,001$ ) y en los pinares ( $Z = 3,378$ ,  $p = 0,001$ ), pero no hubo diferencias entre los últimos (figura 2).

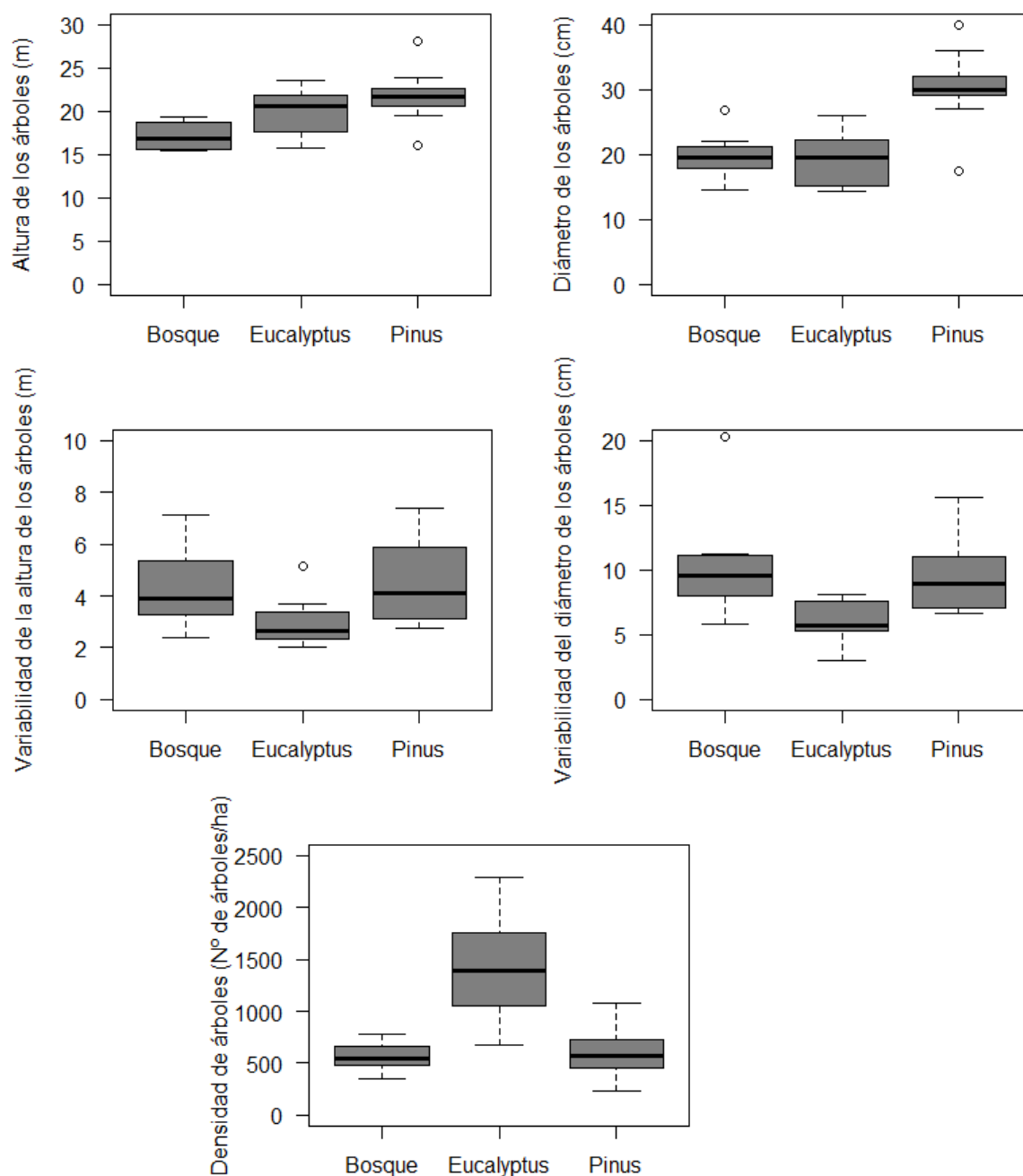


Figura 2. La estructura (altura, variabilidad de altura, diámetro, variabilidad de diámetro y densidad de los árboles) de los tres sistemas.

## 4.2 Composición de la vegetación

Se encontraron 127 especies en total, 56 en las plantaciones de eucalipto, 83 en las de pino y 98 en los bosques. De todas esas especies 20 fueron especies de árboles, 29 arbustos, 70 herbáceas y 8 helechos. Se encontraron diferencias significativas entre los sistemas en el número de especies vegetales: árboles ( $F = 5,133$ ,  $P = 0,013$ ), arbustos ( $F = 19,63$ ,  $p < 0,001$ ), herbáceas ( $\chi^2 = 8,117$ ,  $p = 0,017$ ) y helechos ( $\chi^2 = 14,492$ ,  $p < 0,001$ ). En el caso de los árboles (inf. = 0,402, sup. = 3,798,  $p = 0,013$ ) y las herbáceas ( $Z = 2,848$ ,  $p = 0,013$ ) en los bosques se encontraron más

especies que en los eucaliptales. La riqueza de helechos fue mayor en los bosques que en las plantaciones (comparación con eucaliptales:  $Z = 3,878$ ,  $p < 0,001$ ; comparación con pinares:  $Z = 2,356$ ,  $p = 0,037$ ) y fue también mayor en pinares que en eucaliptales ( $Z = 2,355$ ,  $p = 0,0371$ ). Los bosques fueron más ricos en arbustos que las plantaciones (comparación con eucaliptales: inf. = 2,829, sup. = 6,571,  $p < 0,001$ ; comparación con pinares: inf. = 0,929, sup. = 4,671,  $p = 0,003$ ) y los pinares más ricos que los eucaliptales (inf = 0,029, sup. = 3,771,  $p = 0,046$ ). Todas las demás diferencias entre sistemas no fueron significativas (figura 3).

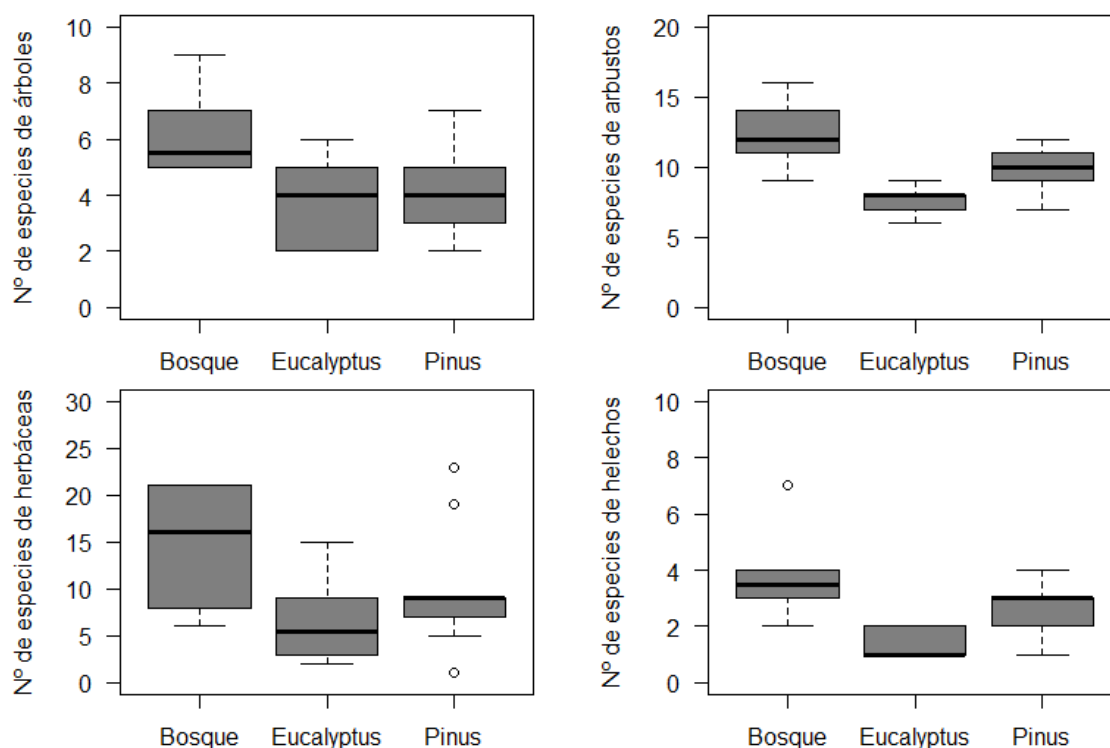


Figura 3. Riqueza (número de especies) de cada clase de vegetación (árboles, arbustos, herbáceas y helechos) en los tres sistemas.

### 4.3 Aves

Se contaron 1948 individuos de aves en total, de las cuales 454 se contabilizaron en plantaciones de eucalipto ( $45,4 \pm 7,5$ ; de media en cada parcela), 670 en las de pino ( $67,0 \pm 8,2$ ; de media en cada parcela) y 824 en los bosques ( $82,4 \pm 12,8$ ; de media en cada parcela). Se observaron 33 especies en total, 20 en las parcelas de eucalipto ( $10,5 \pm 2,1$ ; de media en cada parcela), 25 en pinares ( $12,6 \pm 1,6$ ; de media en cada parcela) y 31 ( $16,5 \pm 3,4$ ; de media en cada parcela) en los bosques. 8 de esas especies aparecieron sólo en los bosques y 1 apareció sólo en las plantaciones de pino, mientras que todas las especies que aparecieron en las plantaciones de eucalipto aparecieron también al menos en uno de los otros dos sistemas.

La riqueza de las especies de aves tuvo diferencias significativas entre los tres sistemas ( $F = 13,13$ ,  $p < 0,001$ ), siendo mayor en los bosques que en las parcelas de eucalipto (inf. = 0,231, sup. = 0,667,  $p < 0,001$ ) y que en las de pino (inf. = 0,038, sup. = 0,474,  $p = 0,019$ ) pero no hubo diferencias significativas entre las plantaciones (figura 4).

En cuanto al número de individuos (figura 4), se encontraron diferencias entre los sistemas ( $F = 36,14$ ,  $p < 0,001$ ). Éste fue mayor en los bosques que en las plantaciones de eucalipto (inf. = 26,159,



sup. = 47,841,  $p < 0,001$ ) y que en las de pino (inf. = 4,559, sup. = 26,241,  $p = 0,004$ ) y en las plantaciones de pino la abundancia fue mayor que en las de eucalipto (inf. = 10,759, sup. = 32,441,  $p < 0,001$ ) (figura 4).

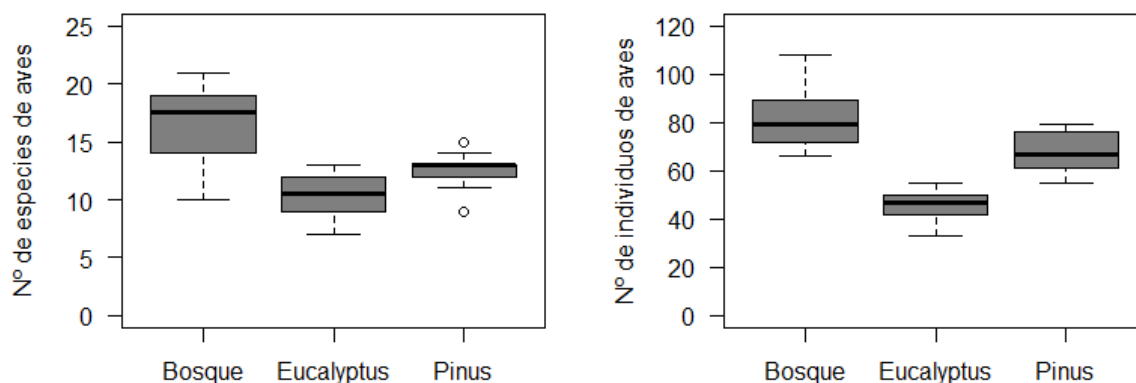


Figura 4. Riqueza (número de especies) y abundancia (número de individuos) de aves en los tres sistemas.

#### 4.4 Madera muerta

El volumen total ( $\chi^2 = 8,021$ ,  $p = 0,018$ ) y los volúmenes de los estados de descomposición 3 y 5 ( $\chi^2 = 6,978$ ,  $p = 0,031$ ;  $\chi^2 = 11,058$ ,  $p = 0,004$ , respectivamente) de la madera muerta tuvieron diferencias significativas. El volumen total fue mayor en los bosques que en los eucaliptales ( $Z = 2,286$ ,  $p = 0,045$ ), así como el del estado 3 (estado de descomposición medio) ( $Z = 2,546$ ,  $p = 0,033$ ) y el del estado 5 (estado de descomposición alto) ( $Z = 3,285$ ,  $p = 0,003$ ). El volumen total de madera muerta de los pinares fue también mayor que el de los eucaliptales ( $Z = 2.591$ ,  $p = 0.029$ ) (figura 5).

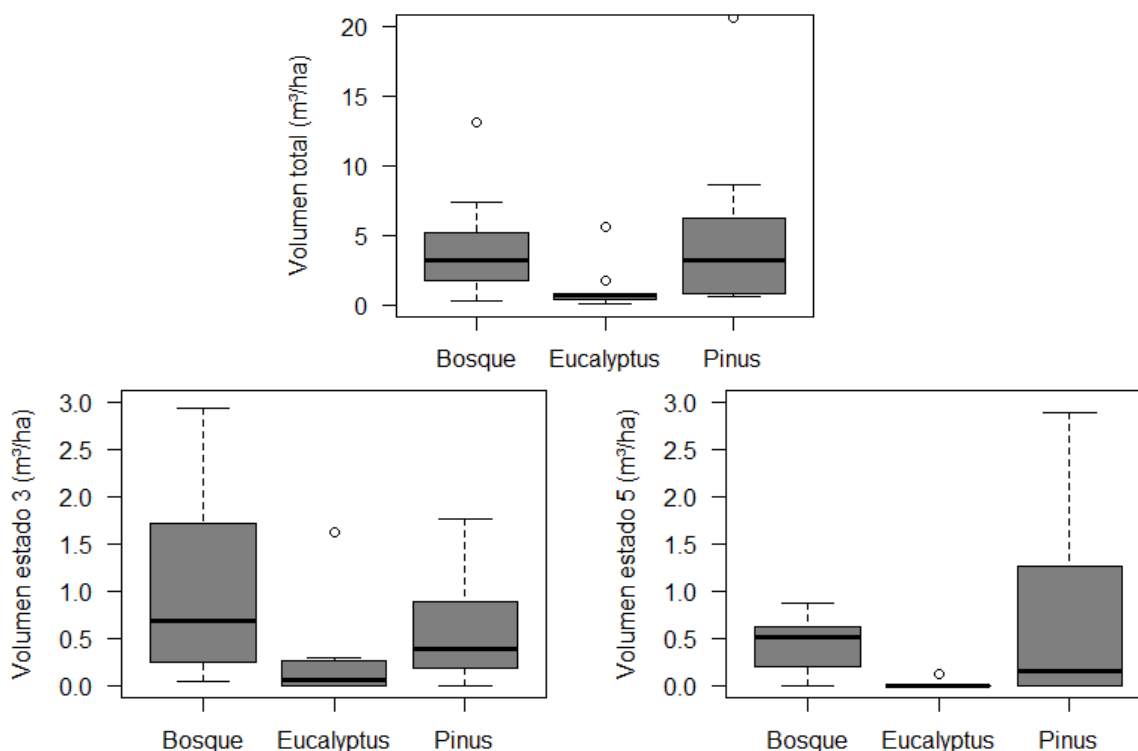


Figura 5. Volumen total y volúmenes de los estados de descomposición 3 y 5 de la madera muerta en los tres sistemas.

#### 4.5 Correlaciones de las aves con la estructura forestal y la composición de la vegetación

La riqueza de las aves se correlacionó positivamente con las riquezas de los arbustos ( $t = 1,417$ ,  $p < 0,001$ ), las herbáceas ( $S = 2525$ ,  $p = 0,015$ ), los helechos ( $S = 2059$ ,  $p = 0,002$ ) y el volumen de la madera muerta del estado 5, descomposición alta ( $S = 2662$ ,  $p = 0,025$ ); y negativamente con la densidad arbórea ( $S = 7004$ ,  $p = 0,001$ ). La abundancia de las aves se correlacionó positivamente con los arbustos ( $t = 4,376$ ,  $p < 0,001$ ), las herbáceas ( $S = 2168$ ,  $p = 0,003$ ), los helechos ( $S = 1636$ ,  $p < 0,001$ ) y los volúmenes de madera muerta de estado 3, descomposición media ( $S = 2744$ ,  $p = 0,033$ ), estado 4, descomposición avanzada ( $S = 2809$ ,  $p = 0,041$ ) y estado 5, descomposición alta ( $S = 1857$ ,  $p < 0,001$ ); y negativamente con la densidad arbórea ( $S = 8102$ ,  $p < 0,001$ ).

#### 5. Discusión

Tanto las riquezas de los diferentes tipos de plantas y de aves como la abundancia de aves fue mayor en los bosques que en las plantaciones. Así, según los resultados, los bosques autóctonos ofrecen un hábitat más adecuado que las plantaciones para las especies de aves y plantas. Estos resultados concuerdan con lo que se ha podido observar en otros estudios realizados en la península Ibérica comparando bosques con plantaciones de eucalipto (PROENÇA et al., 2010; CALVIÑO-CANCELA et al., 2012; CALVIÑO-CANCELA y RUBIDO-BARÁ, 2013; DE LA HERA et al., 2013; BAS LÓPEZ et al., 2018; GODED et al., 2019) y bosques con plantaciones de pino (AMEZAGA y ONAINDIA, 1997, ATAURI et al., 2004). Sin embargo, no muchos estudios tienen en cuenta las diferencias que pueda haber entre las diferentes plantaciones (CALVIÑO-CANCELA, 2013). Los resultados indican que la riqueza de arbustos y helechos y la abundancia de aves es mayor en las plantaciones de pino que en las de eucalipto, lo que indica que los pinos ofrecen un mejor hábitat que los eucaliptos para algunas especies de la zona. Es decir, con los cambios de los usos del suelo que se dan de bosques a plantaciones o de las plantaciones de pino a eucalipto, se disminuye la riqueza de especies.

Las plantaciones de eucalipto cambian la disponibilidad del agua en el suelo (HUBER et al., 2010), además de cambiar las propiedades del suelo (SOUTO et al., 2001), factores que afectan en la composición de especies de las plantas vasculares forestales. Las propiedades de los eucaliptos como las sustancias alelopáticas de las hojas (CALVIÑO-CANCELA et al., 2013), reducen la abundancia de insectos que son alimentos de las aves, lo que puede ser una causa de la menor diversidad y abundancia en estas plantaciones.

Se esperaba que los bosques tuvieran mayor riqueza de plantas que las plantaciones, pero en el caso de los árboles, herbáceas y helechos no se encontraron diferencias entre bosques y pinares. En la zona de estudio, muchas de las parcelas de pino no se han gestionado por no haber relevo generacional de los dueños de las parcelas (MICHEL, 2006). Esto permite que se de la sucesión natural en esas zonas (ONAINDIA, 2009) y los pinos permiten que especies autóctonas crezcan en esos lugares (LÓPEZ-MARCOS et al., 2020), bien porque llegan desde los hábitats de alrededor (ALDAY et al., 2017) o bien por los bancos de semillas que pueda haber en esas parcelas (AMEZAGA y ONAINDIA, 1997). Las plantaciones de ese género ofrecen una buena oportunidad para la recuperación de los bosques autóctonos del País Vasco. De hecho, entre las especies de árboles o arbustos que aparecieron en bosques y pinares, pero no en eucaliptales están *Acer campestre*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna* y *Fraxinus excelsior*, plantas que aparecen en estos bosques (AIZPURU et al., 2000). Incluso helechos de bosques como *Dryopteris affinis*, *Polystichum setiferum* o *Asplenium scolopendrium* y alguna herbácea tal como *Ajuga reptans* aparecieron también en pinares.

Los resultados indican también que la riqueza de especies vegetales en las parcelas de pino es mayor que en las de eucalipto. Al sustituir los pinos por eucaliptos, se da un cambio en la riqueza de

especies (en este estudio la riqueza de arbustos y helechos fue menor en pinares que en eucaliptales), empobreciéndolo y se pierde la oportunidad que ofrecen las parcelas de pino para la recuperación de los bosques autóctonos. Además, la densidad de árboles de las parcelas de eucalipto es mayor que en los otros sistemas lo que hace que otras especies no tengan tanto espacio para crecer entre los eucaliptos (GONZÁLEZ-MORENO et al., 2011). El turno de corta tan corto (entre 12 y 15 años normalmente) de esos árboles (VEIRAS y SOTO, 2011) permite la plantación de ellos en distancias reducidas lo que a su vez puede afectar en la disponibilidad de recursos para todos los individuos (DUAN et al., 2019; LEI et al., 2019).

Aunque el número total de especies de árboles, herbáceas y helechos encontrados en los bosques y en las plantaciones de pino sea similar en total, son muchas las especies que aparecen sólo en un sistema. Esto quiere decir que algunas de las especies que aparecen en los bosques y en las parcelas de pino son diferentes entre sí. De hecho, el 40,82 % de las especies que aparecieron en los bosques, no aparecieron en las plantaciones de pino. Algunas de las especies que aparecen en parcelas de bosque como *Circaea lutetiana*, *Lysimachia nemorum*, *Sanicula europaea* o *Saxifraga hirsuta* son especialistas de los bosques atlánticos como los robledales ya que necesitan zonas sombrías y húmedas (AIZPURU et al., 2000). La vulnerabilidad de estas especies ante los cambios de los usos del suelo de este tipo es muy grande (PROENÇA et al., 2010), ya que las plantaciones no aportan un hábitat adecuado para ellas (CALVIÑO-CANCELA et al., 2012), probablemente por la cobertura vegetal en las copas que suele ser menor en estas plantaciones (JAMES & BELL, 2000; PRETZSCH, 2014) lo que hace que llegue más luz al sotobosque que es uno de los factores importantes que afectan a la composición de plantas del sotobosque (JENNINGS et al., 1999; VALLADARES et al., 2004; TARTARINO et al., 2020). En cambio, algunas de las especies que aparecen en las plantaciones como *Serratula tinctoria*, *Taraxacum officinale* o *Vicia* sp. son herbáceas que aparecen en zonas más abiertas, otras son especies que viven en suelos más secos o arenosos como *Cytisus scoparius*, *Cistus salviifolius*, *Rhamnus alaternus*, *Quercus faginea* o *Quercus pyrenaica* (AIZPURU et al., 2000), incluso aparece alguna especie exótica invasora como puede ser *Cortaderia selloana* (HERRERA y CAMPOS, 2006). Las características mencionadas (zonas abiertas con poca cobertura de las copas o suelos secos y arenosos) no se dan en los bosques mixtos atlánticos, por lo que esas especies pocas veces se encuentran en ellos (AIZPURU et al., 2000).

Dos especies de aves se observaron solamente en las plantaciones: *Carduelis carduelis* (en las dos plantaciones) y *Dendrocopos major* (en parcelas de pino). La primera es una especie que se encuentra en hábitats abiertos para buscar alimentos (CARRASCAL et al., 2002), por lo que no es una especie estrictamente forestal. La segunda, en cambio, es una especie que aparece en muchos tipos de bosque, a veces más en pinares (PROENÇA et al., 2010). Por lo que las plantaciones de pino pueden ofrecer hábitat a algunas especies especialistas. Por otro lado, 8 de las especies de ave se encontraron únicamente en los bosques: *Alcedo atthis*, *Anthus trivialis*, *Cettia cetti*, *Motacilla cinerea*, *Phoenicurus ochruros*, *Poecile palustris*, *Sitta europaea* y *Turdus viscivorus*. Algunas de esas especies suelen aparecer en zonas abiertas con poco arbolado, incluso cerca de los núcleos urbanos, como es el caso de *P. ochruros*. Sin embargo, especies como *A. atthis*, *M. cinerea* o *C. cetti*, viven en bosques donde hay agua dulce (VILCHES et al., 2012; ARAÚJO et al., 2016; PAGALDAI et al., 2020). *P. palustris* y *S. europaea* son especies estrictamente forestales (CARRASCAL y TELLERÍA, 1985; GONZÁLEZ-VARO et al., 2008), sobretodo la segunda porque necesita árboles maduros y suele evitar las plantaciones (SÁNCHEZ-OLIVER et al., 2014).

Los resultados demuestran que los tres tipos de formaciones tienen estructuras diferentes. Los árboles de los bosques son de media más pequeños que los de las plantaciones, pero la variabilidad en el tamaño de bosques es mayor que en las plantaciones de eucalipto. Esto se deba probablemente a la heterogeneidad de edades de los árboles que se da en los bosques (WILSON & LESLIE, 2008), es decir, la edad de los árboles varía mucho desde árboles jóvenes a maduros. Este hecho es importante ya que significa que se da una regeneración natural del bosque (GREENBERG et al., 2011; JALOVIAR

et al., 2020). Los árboles de las plantaciones, en cambio, suelen tener todos la misma edad y por ello, son todos de un tamaño parecido (WILSON & LESLIE, 2008). Sin embargo, la variación del tamaño de los árboles en la plantación de pino fue tan grande como la de los bosques. Teniendo en cuenta la heterogeneidad y que en las parcelas de pino aparecieron las especies forestales antes mencionadas además del árbol normalmente dominante de la zona, *Quercus robur*, se puede decir que esta regeneración se da con especies forestales autóctonas; es decir, en el sotobosque de algunas de las parcelas de pino está creciendo un bosque natural.

La madera muerta es un indicador importante para conocer el estado de madurez de los bosques (HARMON et al., 1986). Tanto el volumen total de madera muerta, como los volúmenes de los estados 3 y 5 (estados de descomposición medio y alto) fueron mayores en bosques que en las plantaciones de eucalipto. La madera muerta es un nicho que necesariamente ocupan las especies saproxílicas, especies que necesitan la madera muerta en algún punto de su ciclo de vida, y con el aumento de esa madera su diversidad aumenta (SEIBOLD et al., 2018). Algunas de esas especies necesitan madera en estados de descomposición alta (SEIBOLD et al., 2015), y en este caso los bosques ofrecen este tipo de hábitat. La manera de gestionar las plantaciones y los bosques afectan a la cantidad de madera muerta, por ejemplo, mediante las claras de las plantaciones (SEIBOLD et al., 2018), por lo que es importante subrayar la necesidad de conservar la madera muerta en todos los sistemas forestales.

Otros autores han demostrado que la abundancia y riqueza de aves está relacionada con la estructura forestal y composición de las especies vegetales (CALVIÑO-CANCELA et al., 2013; DE LA HERA et al., 2013; GODED et al., 2019). Los resultados demuestran que la densidad arbórea afecta a la riqueza y abundancia de aves. Cuanta menor densidad de árboles en una parcela, mayor son la abundancia y riqueza de aves en el área de estudio. El mayor volumen de madera muerta en descomposición (estado 3, descomposición media, estado 4, descomposición avanzada y estado 5, grado de descomposición alta) también incrementa la abundancia de aves, incluso la riqueza en el caso de la madera muerta del estado 5. Un mayor volumen de madera muerta descomposición avanzada puede incrementar la disponibilidad de alimentos de las aves, como pueden ser los insectos (SEIBOLD et al., 2015), lo que aumentaría la abundancia de las aves. La mayor riqueza de plantas vasculares (menos en el caso de los árboles) también aumentó la riqueza y abundancia de aves. Una mayor riqueza de especies de las plantas en un sistema, aumenta la disponibilidad de diferentes nichos para las aves de ese sitio (CALVIÑO-CANCELA et al., 2012).

## 6. Conclusiones

Los bosques naturales tuvieron en general mayor riqueza de especies vegetales y de aves que las plantaciones en este estudio. En el caso de los eucaliptales, las diferencias con los bosques fueron mayores que las diferencias entre pinares y bosques. Las plantaciones de pino mostraron también en general mayor riqueza que las de eucalipto. Aunque no hubo diferencias significativas en la riqueza de algunos tipos de vegetación (árboles y herbáceas) entre los bosques y los pinares, se pudo ver que las especies que componen la flora son diferentes entre los sistemas, habiendo especies características de bosques que no aparecieron en las plantaciones. El volumen de madera muerta total fue mayor en bosques y plantaciones de pino que en los eucaliptales, y en el caso de los bosques, la madera muerta en descomposición avanzada fue también más abundante. Además, la estructura de los eucaliptales fue más homogénea que los otros dos sistemas. Por todo ello, para favorecer la conservación de la diversidad de plantas vasculares y aves, se necesita una gestión que dedique esfuerzos a favorecer un aumento de los bosques naturales en el País Vasco. Algunas plantaciones de pino podrían ofrecer una buena oportunidad para ello, ya que el bosque crece de forma natural dentro de ellas. Teniendo en cuenta que la composición de la vegetación y la estructura forestal afectan en la abundancia y riqueza de aves, la regeneración del bosque en esas plantaciones favorecería también a las aves en esas parcelas. Evitar las talas en forma de matarrasa es

imprescindible para no perder el sotobosque de las plantaciones (AINZ, 2008). En el caso de los eucaliptos, en cambio, es necesario el control de su expansión, rechazando su plantación, sobretudo en los terrenos públicos.

## 7. Agradecimientos

Agradecemos a David Rua por su ayuda en el campo con los muestreos. Este trabajo ha sido financiado por la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU), con la convocatoria de contratación para la formación de personal investigador (PIF 20/27).

## 8. Bibliografía

AINZ, M. J.; 2008. El monocultivo de pino radiata en el País Vasco: origen y claves de permanencia de un sistema de explotación contrario al desarrollo sostenible. *Estudios Geográficos* 265 335-356.

AIZPURU, I.; ASEGINOLAZA, C.; URIBE-ECHEBARRIA, PM.; URRUTIA, P.; ZORRAKIN, I.; 2000. Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. 831 pp. Vitoria-Gasteiz.

ALDAY, J. G.; ETXEBERRIA, E.; AMETZAGA, I.; 2017. Conversion of *Pinus radiata* plantations to native forest after harvest operations: a north Iberian Peninsula case study. *Eur. J. For. Res.* 136 801-810.

AMEZAGA I.; ONAINDIA, M.; 1997. The effect of evergreen and deciduous coniferous plantations on the field layer and seed bank of native woodlands. *Ecography* 20 308-318.

AMEZAGA, I.; GONZALEZ ARIAS, A.; DOMINGO, A.; ECHEANDIA, A.; ONAINDIA, M.; 1997. Atmospheric deposition and canopy interactions for conifer and deciduous forests in Northern Spain. *Water, Air, and Soil Pollution* 97 303-313.

ARAGÓN, A.; 1998. Labores forestales en Gipuzkoa durante los siglos XVI-XVIII. *Zainak* 17 111-126.

ARAÚJO, P. M.; LOPES, P. B., DA SILVA, L. P.; RAMOS, J. A.; 2016. The Importance of Reedbeds and Riparian Areas for Cetti's Warbler *Cettia cetti* throughout its Annual Cycle. *Wetlands* Publicado online DOI 10.1007/s13157-016-0799-7.

ASHMAN, K. R.; RENDALL, A. R.; SYMONDS, M. R. E.; WHISSON, D.; 2020. Understanding the role of plantations in the abundance of an arboreal folivore. *Landscape Urban Plann* 193 103684.

ATAURI, J. A.; DE PABLO, C. L.; MARTÍN DE AGAR, P.; SCHMITZ, M. F.; PINEDA, F. D.; 2004. Effects of management on understory diversity in the forest ecosystems of northern Spain. *Environ. Manage.* 34(6) 819-828.

BARRAQUETA, P.; BASAGOITI, M.; 1988. Producción de hojarasca y aporte de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco. *Biología ambiental: actas del Congreso de biología ambiental (II Congreso Mundial Vasco)* 1 411-426.

- BAS, S.; GUITIÁN, J.; SOBRAL, M.: 2018. Biodiversidad en plantaciones de eucalipto y en robledales del sur de Galicia: plantas y aves. *Acta Cient. Compostelana (Biología)* 25 71-81.
- BROCKERHOFF, E. G.; ECROYD, C. E.; LECKIE, A. C.; KIMBERLEY, M. O.; 2003. *For. Ecol. Manage.* 185 307-326.
- BROCKERHOFF, E. G.; ECROYD, C. E.; LECKIE, A. C.; KIMBERLEY, M. O.; 2003. *For. Ecol. Manage.* 185 307-326.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; 1979. Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Company publisher. 194 pp. Dubuque, Iowa.
- 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.; 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *For. Ecol. Manage.* 310 692-699.
- CALVIÑO-CANCELA, M.; RUBIDO-BARÁ, M.; 2013. Invasive potential of *Eucalyptus globulus*: Seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. *For. Ecol. Manage.* 305 129-137.
- 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.
- CARRASCAL, L. M.; PALOMINO, D.; LOBO, J. M.; 2002. Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation* 25.1 7-40.
- CARRASCAL, L. M.; TELLERÍA, J. L.; 1985. Estudio multidimensional del uso del espacio en un grupo de aves insectívoras forestales durante el invierno. *Ardeola* 32(1) 95-113.
- CORDERO-RIVERA, A.; MARTÍNEZ ÁLVAREZ, A.; ÁLVAREZ, M.; 2017. Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. *Animal Biodiversity and Conservation* 40.1 87-97.
- DE LA HERA, I.; ARIZAGA, J.; GALARZA, A.; 2013. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: a view from a nest-box monitoring study. *Animal Biodiversity and Conservation* 36.2 153-163.
- DUAN, A.; LEI, J.; HU, X.; ZHANG, J.; DU, H.; ZHANG, X.; GUO, W.; SUN, J.; 2019. Effects of Planting Density on Soil Bulk Density, pH and Nutrients of Unthinned Chinese Fir Mature Stands in South Subtropical Region of China. *Forests* 10 351-367.
- EDESÓ, J. M.; MERINO, A.; GONZÁLEZ, M. J.; MARAURI, P.: 1998. Manejo de explotaciones forestales y pérdida de suelo en zonas de elevada pendiente del País Vasco. *Cuaternario y Geomorfología* 12(1-2) 105-116.

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.

GARAYO, J. M.; 1993. La Política Forestal en el Régimen Foral Vasco. *Rev. Int. de los Estudios Vascos* 38(2) 63-79.

GARCÍA, J. D.; 2015. Modelización del crecimiento y la producción de plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill. en el noroeste de España (tesis doctoral). Departamento de Enxeñaría Agroforestal Escola Politécnica Superior. 179 pp. Lugo.

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

GONZÁLEZ-MORENO, P.; QUEROB, J. L.; POORTERB, L.; BONETA, F. J.; ZAMORAD, R.; 2011. Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? *Basic. Appl. Ecol.* 12 251-259.

GONZÁLEZ-VARO, J.; LÓPEZ-BAO, J. V.; GUITIÁN, J.; 2008. Presence and abundance of the Eurasian nuthatch *Sitta europaea* in relation to the size, isolation and the intensity of management of chestnut woodlands in the NW Iberian Peninsula. *Landscape Ecol.* 23 79-89.

GREENBERG, C. H.; KEYSER, T. L.; SPEER, J. H.; 2011. Temporal Patterns of Oak Mortality in a Southern Appalachian Forest (1991–2006). *Nat. Areas J.* 31(2) 131-137.

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, Jr. K.; CUMMINS, K. W.; 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. En: MACFADYEN, A.; FORD, E. D. (eds.): *Advances in Ecological Research*. Academic Press. 133-302. Orlando.

HAZI fundazioa (2021). El bosque vasco en cifras 2020. Disponible en: [https://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/mapa\\_forestal\\_2020/es\\_agripes/adjuntos/El-bosque-vasco-en-cifras-2020.pdf](https://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/mapa_forestal_2020/es_agripes/adjuntos/El-bosque-vasco-en-cifras-2020.pdf)

HERRERA, M.; CAMPOS, J. A.; 2006. El carrizo de la pampa (*Cortaderia selloana*) en Bizkaia. Guía práctica para su control. Dpto. Biología Vegetal y Ecología, UPV/EHU. 43 pp. Leioa, Vizcaya.

HUBER, A.; IROUMÉ, A.; MOHR, C.; FRÊNE, C.; (2010). Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso de agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque* 31(3) 219-230.

JALOVIA, P.; SEDMÁKOVÁ, D.; PITTNER, J.; DANKOVÁ, L. J.; KUCBEL, S.; SEDMÁK, R.; SANIGA, M.; 2020. Gap Structure and Regeneration in the Mixed Old-Growth Forests of National Nature Reserve Sitno, Slovakia. *Forests* 11 81-105.

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.

JENNINGS, S. B.; BROWN, N. D.; SHEIL, D.; 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* 72(1) 59-73.

LARRAÑAGA, A.; BASAGUREN, A.; POZO, J.; 2009. Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on physiology and population densities of invertebrates inhabiting Iberian Atlantic Streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 94 497-511.

LEI, J.; DU, H.; DUAN, A.; ZHANG, J.; 2019. Effect of Stand Density and Soil Layer on Soil Nutrients of a 37-Year-Old *Cunninghamia lanceolata* Plantation in Naxi, Sichuan Province, China. *Sustainability* 11 5410-5439.

LINDGREN, P. M. F.; SULLIVAN, T. P.; 2001. Influence of alternative vegetation management treatments on conifer plantation attributes: abundance, species diversity, and structural diversity. *For. Ecol. Manage.* 142 163-182

LOIDI, J.; BIURRUN, I.; CAMPOS, J. A.; GARCÍA-MIJANGOS, I.; HERRERA, M.; 2011. La Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Euskal Herriko Unibertsitatea. 197 pp. Leioa, Vizcaya.

LÓPEZ-MARCOS, D.; TURRIÓN, M. B.; BRAVO, F.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2020. Can mixed pine forests conserve understory richness by improving the establishment of understory species typical of native oak forests? *Ann. For. Sci.* 77 15-29.

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

MARTIN DE AGAR, P.; DE PABLO, C. I.; PINEDA, F. D.; ATAURI, J. A.; JOVER, M.; PRIETO, C.; SCHMITZ, M. F.; UGARTE, F.; LATASA, I.; GARCIA, A.; 1992. Environmental effects of *Pinus radiata* D. Don plantations in the Basque Country (Spain). En: TELLER, A.; MATHY, P.; JEFFERS, J. N. R.; (eds.). Responses of forest Ecosystems to environmental changes. 871-873 pp. Springer. Dordrecht, Países Bajos.

MICHEL, M.; 2006. El Pino Radiata en la Historia Forestal Vasca: Análisis de un proceso de forestalismo intensivo. Aranzadi Zientzi Elkarte. 247 pp. Donostia - San Sebastián.

MOSTACEDO, B.; FREDERICKSEN, T. S.; 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Bolfor. 87 pp. Santa Cruz, Bolivia.

ONAINDIA, M.; AMETZAGA-ARREGI, I.; SAN SEBASTIÁN, M.; MITXELENA, A.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; PEÑA, L.; ALDAY, J. G.; 2013. Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *For. Ecol. Manage.* 308 136-144.

ONAINDIA, M.; MITXELENA, A.; 2009. Potential use of pine plantations to restore native forests in a highly fragmented river basin. *Ann. For. Sci.* 66 305-312.



ONAINDIA, M.; PEÑA, L.; FERNÁNDEZ DE MANUEL, B.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; MADARIAGA, I.; PALACIOS-AGÚNDEZ, 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.

PAGALDAI, N.; JAUREGI, J. I.; ZUBIA, I.; ARANGUREN, I.; GOIKOETXEA, J.; SÁNCHEZ, J. M.; ARIZAGA, J.; 2020. Morfología de la lavandera cascadeña *Motacilla cinerea* L., 1758 en Gipuzkoa (región cantábrica). *Munibe, Cienc. nat.* 68.

PRETZSCH, H.; 2014. Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *For. Ecol. Manage.* 327 251-264.

PROENÇA, V. M.; PEREIRA, H. M.; GUILHERME, J.; VICENTE, L.; 2010. Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecol.* 36 219-226.

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, 22-41.

ROMAÑA, J.; VALLEJO, V. R.; 1996. Nutritional status and deficiency diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. *For Sci* 42(2) 192-197.

SÁNCHEZ-OLIVER, J. S.; REY BENAYAS, J. M.; CARRASCAL, L. M.; 2014. Differential effects of local habitat and landscape characteristics on bird communities in Mediterranean afforestations motivated by the EU Common Agrarian Policy. *Eur J Wildl Res* 60 135-143.

SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; GOSSNER, M. M.; THORN, S.; ULYSHEN, M. D.; MÜLLER, J.; 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biol. Conserv.* 191 139 - 149.

SEIBOLD, S.; THORN, S.; 2018. The Importance of Dead-Wood Amount for Saproxylic Insects and How It Interacts with Dead-Wood Diversity and Other Habitat Factors. En: ULYSHEN, M. D. (ed.): *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation*. 607-631. Springer International Publishing. Athens, Georgia.

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(2) 269-275.

TARTARINO, P.; GRECO, R.; SILVA, J. S.; 2020. Overstory Effects on the Understory of Aleppo Pine Plantations—Implications for Ecosystem Restoration. *Forests* 11 664-681.

- VALLADARES, F.; ARANDA, I.; SÁNCHEZ-GÓMEZ, D.; 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. En: VALLADARES, F. (ed.): Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. 335-369. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF. Madrid.
- VEIRAS, X; SOTO, M. A.; 2011. La conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España (y Portugal). Greenpeace. 96 pp. Madrid.
- VILCHES, A.; MIRANDA, R.; ARIZAGA, J.; 2012. Estimación de la abundancia relativa de martines pescadores *Alcedo atthis* L., 1758 reproductores en ríos de la zona calcárea de la mitad norte de Navarra. *Munibe, Cienc. nat.* 60 159-166.
- WANG, C.; ZHANG, W.; LI, X.; WU, J.; 2021. A global meta-analysis of the impacts of tree plantations on biodiversity. *Global Ecol Biogeogr.* 00 1-12.
- WANG, Y.; CHEN, L.; XIANG, W.; OUYANG, S.; ZHANG, T.; ZHANG, X.; 2021. Forest conversion to plantations: A meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. *Global Change Biol.* 27 5643-5656.
- WILSON, E. R.; LESLIE, A. D.; 2008. The development of even-aged plantation forests: an exercise in forest stand dynamics. *J. Biol. Educ.* 42(4) 170-176.