

---

## Índices de biodiversidad y de estructura vertical–utilidad de aplicación en bosques con manejo forestal

R. Salas<sup>1\*</sup>, B. Fidalgo<sup>2</sup>, J. Gaspar<sup>1</sup>, P. Morais<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Politécnico de Coimbra; Centro de Estudos de Recursos Naturais, Ambiente e Sociedade, Escola Superior Agrária, 3040-316, Bencanta, Coimbra, Portugal.

<sup>2</sup> Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Centro de Estudos Florestais, Tapada da Ajuda 1349-017, Lisboa, Portugal.

---

*Biodiversity and vertical structure indices – usefulness in forest management.*

### Abstract

The majority of forested area in Portugal was planted in 20th century. Extended plantations were performed with maritime pine and with the fast-growing exotic species *Eucalyptus globulus* make up a large proportion of the forest land (60%). Opinions differ as to the value of the new forests for biodiversity, but numerous studies have highlighted the positive value of planted forests for wildlife. This study was performed in order to carry out a comparison of biodiversity in planted areas on a range of varied sites, similarly attempts to compare biodiversity in planted areas with remnant native forests. In other words, our research aimed at obtaining information on the type/levels of biodiversity in planted forests; evaluating the contribution of planted areas to conservation of native flora through the comparison with native broadleaved stands; identifying indicators by relating the diversity to vegetation and stand structure variables. This study was carried out in Centro Region in Portugal, a photo-interpretation was used to identify land cover/uses types, a multi-scale forest inventory was applied to assess forest stands biodiversity. In recent years identity of biodiversity indicators is a research priority, indicators included in the study were deadwood, vertical stand structure and alpha and beta biodiversity indicators, assessing tree, shrub and herbs layers in the stands. Tested alpha and beta indicators revealed useful to assess biodiversity among forest type, Broadleaved stands presented higher diversity than the planted stands. Deadwood was related to the lack of silvicultural practices, vertical structure index revealed some weakness.

*Key words:* land use and forest diversity, biodiversity assessment, forest type, biodiversity indicators.

### Resumen

La mayor parte de los bosques en Portugal fueron plantados en el siglo XX. Extensas superficies fueron plantadas con *Pinus pinaster* y con *Eucalyptus globulus* entre ellas constituyen el 60% de la ocupación forestal total. Las opiniones difieren en relación a la contribución de las plantaciones hacia la biodiversidad, a pesar de ello, algunos aspectos positivos se han mostrado, en particular, para la vida silvestre. El presente estudio fue realizado en paisajes cultivados en un grande rango de sitios, comparando la diversidad hallada en estas plantaciones, con aquellas áreas remanentes preservadas o plantadas con las especies de latifoliadas nativas. El método empleado comprendió: 1) fotointerpretación para identificar los tipos cobertura/uso; 2) inventario para la evaluación de la biodiversidad; 3) Fueron estudiados los componentes de la diversidad dentro y entre comunidades a diferentes escalas  $\alpha$  y  $\beta$  indicadores de biodiversidad, la estructura vertical y la madera muerta. Los bosques de latifoliadas nativas presentaron los valores más altos de diversidad en comparación con los otros tipos de bosque. El índice vertical de la estructura no fue muy consistente. La madera muerta esta influenciada por la falta de prácticas silvícolas., El método aplicado mostró ser adecuado para estimar la contribución de los niveles de composición del paisaje en la diversidad, fue posible también

---

\* Autor de correspondencia  
E-mail: rsalas@esac.pt, fax 00 351 239802289

explorar índices rápidos y eficientes para el monitoreo de la diversidad.

*Palabras clave:* Planeamiento del uso del suelo, diversidad forestal, evaluación de la diversidad, tipo de bosque.

## Introducción

Gran parte de los bosques en Portugal fueron plantados en el siglo pasado, su uso intensivo provocó una enorme fragmentación del paisaje, reduciendo los hábitats muy antiguos en pequeñas manchas remanentes (da Silveira, 2001).

Con el crecimiento de la producción leñosa fueron efectuadas extensas plantaciones con *Pinus pinaster* (pino marítimo), y posteriormente, con el desarrollo de las industrias de celulosa, proliferaron las plantaciones de *Eucalyptus globulus*. Actualmente, estas dos especies ocupan respectivamente el 30% y 25% del área forestal total en Portugal (DGRF, 2001).

En el Municipio de Lousã, el 60% de la propiedad forestal es privada, de ahí que vastas áreas estén ocupadas por una especie de pino (pino marítimo) y con eucaliptos, debido a ser especies de interés comercial (especies de rápido crecimiento), tal como acontece en otras partes del mundo (FAO, 2001). No obstante, los servicios forestales promovieron la creación de esos antiguos hábitats con especies de latifoliadas nativas, al tiempo que experimentaron también la adaptación de especies de coníferas exóticas a estos ambientes.

Las plantaciones tanto en Europa como en el mundo, tienen como objetivo fundamental la producción leñosa y más recientemente se reconoce su beneficio en términos de la diversidad biológica de las especies forestales, de la flora y fauna asociadas; de la estructura temporal y espacial de los bosques, y de su contribución en términos del paisaje, de la protección ambiental y de ser áreas de recreo al aire libre (Arbez, 2001).

En particular, relacionado con el proceso de certificación forestal, los gestores de los bosques tienen mayor presión en mostrar como las plantaciones contribuyen a desarrollar la biodiversidad, por esta razón es necesario tener información básica que permita estructurar conocimiento a los diferentes niveles y tipos de diversidad, normalmente encontrados en las plantaciones y que permitan dar criterios para las

propuestas de estrategias para el desarrollo de la biodiversidad (Humphrey et al., 2002).

La identificación de indicadores de biodiversidad no ha sido una tarea muy simple en estos últimos años (Ferris y Humprey, 1999). Algunos indicadores potenciales son la estructura vertical, la madera muerta, los índices alfa y beta de diversidad, extensa bibliografía existe en este asunto (Latham et al., 1998; Chiarucci et al., 2005). De acuerdo con O'Hara et al., 1995, la distribución vertical del dosel de los árboles es una característica de la estructura forestal siendo importante para el manejo de los recursos forestales e tan diversa como puede ser la vida silvestre, los recursos hídricos, los aspectos relacionados con la estética, con el crecimiento y con la producción de los bosques.

Según MacArthur (1955), la diversidad en los ecosistemas puede ser subdividida espacialmente en alfa, beta, gama y delta diversidad. En los ecosistemas forestales, la diversidad alfa opera al interior de las poblaciones forestales, la diversidad beta se refiere a la variación entre las poblaciones forestales. La diversidad gama y delta operan a una escala mayor (Lähde et al., 1999).

Así, la biodiversidad de un paisaje dependerá de sus características y de su relación con el uso de suelo. El impacto de ese uso del suelo probablemente podrá variar conforme a la escala espacio-temporal y al nivel de agregación ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  diversidad, Whittaker, 1977). En este sentido, se debe realzar la importancia de los siguientes dos aspectos: 1) la cantidad de la diversidad regional que puede ser adjudicada a sus componentes ambientales o espaciales; 2) la posibilidad de detectar una preferencia de la distribución individual de las especies hacia un tipo de hábitat o de alguna región geográfica (Couteron, 2004). El objetivo del presente trabajo es analizar la diversidad de los bosques creados artificialmente en el Municipio de Lousã, comparando aquellos que tienen un uso exclusivamente de producción leñosa con bosques plantados por los servicios forestales, en cuya creación se utilizaron latifoliadas nativas y también

algunos rodales con coníferas exóticas. Para ello serán empleados los índices alfa más comúnmente usados. Serán incluidos también índices de diversidad beta, índices de la estructura vertical y el área basal de la madera muerta en estas poblaciones forestales.

## Material y método

### Área de estudio

El presente estudio fue realizado en el Municipio de Lousã localizado a 33 km al sureste de la Ciudad de Coimbra, en la región Centro de Portugal. La superficie total de este Municipio es de 13,841 hectáreas, de las cuales 7 875 ha tienen uso de suelo forestal, presentando tanto un régimen de propiedad privada como pública, alcanzando esta última el 40% del área forestal (Fig. 1).

### Caracterización de las poblaciones forestales

Se realizó la fotointerpretación integral en pantalla de fotografías aéreas de infrarrojos de falso color, utilizando el programa Arcgis v9.2 y usando una escala de 1:25000, con el objeto de caracterizar los

diferentes tipos de uso del suelo, estableciendo para ello dos niveles de foto-interpretación (uso), el primero correspondió a los grandes usos del suelo (dominio): agrícola, forestal, no cultivado, social, etc.; y el segundo, correspondió a los tipos de poblaciones forestales, identificando cada tipo por la(s) especie(s) dominante(s) en cada polígono o mancha (o población). En este trabajo se presenta la caracterización del uso del suelo y la diversidad fue exclusivamente evaluada en áreas forestales.

### Colecta de datos

Una vez establecida la carta de ocupación y calculando las respectivas áreas, se decidió el número de parcelas a efectuar para la estimación de la diversidad, considerando así los estratos reconocidos en la fotointerpretación, en consecuencia, el muestreo fue proporcional a la superficie ocupada por cada uno de estos tipos. De esta manera, 74 parcelas de muestreo fueron casualmente seleccionadas para la evaluación de la diversidad, procurando que el tamaño y distribución de la muestra permitiera obtener un buen estimador (Rondeux, 1993), en este caso, de la diversidad en



Figura 1. Localización del área de estudio

los habitats estudiados. Las parcelas del inventario forestal fueron circulares de 500 m<sup>2</sup> (A1) y la cuantificación de la regeneración se efectuó en una parcela circular de 80 m<sup>2</sup> (A2). A partir de las parcelas del inventario forestal, fue también evaluada la biodiversidad de los estratos arbustivo y herbáceo, utilizando el método del área mínima (A0) (Fig. 2), estimando el grado de cobertura según la escala Braun-Blanquet (Salas et al., 2005; Simmering y Waldhardt, 2006).

En resumen, en la evaluación de la biodiversidad efectuada en cada parcela se incluyen los tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. El inventario forestal tuvo lugar en el invierno de 2005 y la evaluación del estrato arbustivo y herbáceo fue realizada en tres colectas: en agosto y noviembre de 2005, y en marzo de 2006.

#### Análisis de los datos

##### Diversidad alfa.

A fin de describir la  $\alpha$ -diversidad en las poblaciones forestales y en áreas no cultivadas fueron estimados: la riqueza de especies (S), el índice de Shannon-Weaner (H) y el índice de Simpson (D). Estos índices fueron seleccionados debido a la facilidad con que son calculados e interpretados, dando importancia según el tipo de índice, a todas las especies encontradas (Magurran, 1988), no obstante como señala Peet (1974), el índice de Shannon es sensible a las especies raras y a su vez, el índice de Simpson es más sensible a cambios de las especies más abundantes. Así, las ecuaciones de los índices utilizados para calcular la diversidad a diferentes escalas de agregación son:

S = número total de especies

$$\text{Índice de Simpson: } D = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i)^2$$

$$\text{Índice de Shannon-Wiener: } H' = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\ln p_i)$$

$$p_i = \frac{n_i}{n} = \text{abundancia relativa de la } i_{\text{ésima}} \text{ especie}$$

n = número total de individuos

#### Análisis de varianza

Así, para evaluar si la diversidad entre los tipos de poblaciones forestales -con interés comercial y con interés de conservación- y las áreas no cultivadas, fue efectuado con los índices de  $\alpha$ -diversidad estimados en los tipos de habitat, un análisis de varianza, en el caso que existieran diferencias significativas se utilizó la prueba de T para la comparación de las medias.

#### Función de acumulación de especies

Otro elemento importante en el análisis de la riqueza de especies es la función de acumulación de especies, esta función permite dar información sobre el número probable de especies en el área de estudio, estimadas a través de una función no lineal que describe un máximo teórico de especies conforme aumenta el número de parcelas de muestreo (Colwell y Coddington, 1994; Moreno y Halffter, 2000). Para ello fueron ajustados varios modelos de regresión no lineal seleccionando aquel que siguiera lo mejor posible los siguientes criterios: buen comportamiento cualitativo, la curva ajustada pasar en la mejor posición posible entre los valores observados, presentar un bajo valor de los cuadrados medios del error y que los residuales carezcan de alguna tendencia, mostrando un comportamiento totalmente aleatorio (Salas et al., 1993).

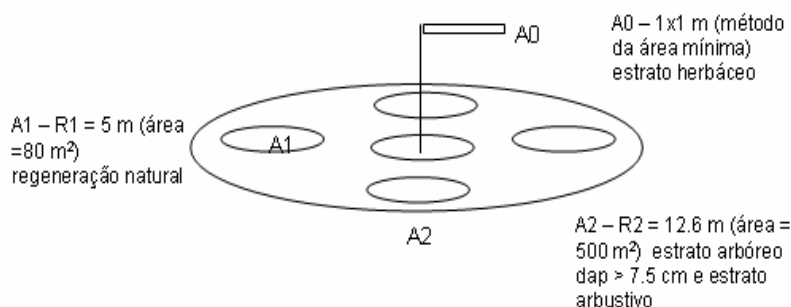


Figura 2. Dispositivo para la colecta de datos

*Diversidad beta.*

La diversidad beta fue evaluada utilizando o índice de similitud de Jaccard:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios (A y B)

La ecuación de Magurran fue usada para evaluar la substitución de especies:

$$\beta = (a + b)(1 - I_j)$$

Donde:

Ij = índice de Jaccard

*Índice de la estructura vertical*

Diversos autores han experimentado el uso de diferentes índices de la estructura vertical, considerando que la estructura observada en las poblaciones forestales es una consecuencia de las prácticas silvícolas aplicadas y que en deben reflejar la sustentabilidad en el manejo de los recursos forestales (Nagai y Yoshida, 2006). En ese sentido, en el presente estudio fue utilizado el índice visual del cubierto para analizar la estructura vertical, ecuación sugerida por Fischer y Pommerening (2003), en esta ecuación se considera la ocupación de los diferentes estratos y especies dentro de una población.

$$ICV = 0,6S1 + 0,4S2 + 1S3 + 2S4 + 4S5 + 8S6 + 4S7$$

Donde los estratos están representados de la

siguiente manera:

S1 < 0,6m; 0.6m <= S2 < 1m; 1m <= S3 < 2m;

2m <= S4 < 4m; 4m <= S5 < 8m; 8m <= S6 < 16m; y

S7 >= 16m.

*Área basal de la madera muerta*

Es bien reconocida la importancia de la madera muerta en los ecosistemas forestales, debido a la creación de nichos para los cuales existen organismos perfectamente adaptados (Rabl, 1993; Samuelsson et al., 1994). En este estudio fue calculada el área basal de la madera muerta en cada parcela, sin considerar de manera alguna, la madera que sale de los rodales por explotación. De este modo, la madera muerta estimada fue el promedio del área basal registrada en cada uno de los tipos de poblaciones forestales (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>).

$$G = \frac{\pi * dap_{medio}^2}{4} * N(arb/ha)$$

**Resultados**

*Características generales del área de estudio*

Como se muestra en la tabla 1, el uso del suelo forestal ocupa la mayor superficie en el Municipio de Lousã (7875 ha, ca. 57%), los datos de los últimos 40 años mostraron una cierta estabilidad de las áreas forestales, con poca variabilidad, valores próximos entre sí (Fidalgo et al., 2007). En seguida están las áreas no cultivadas, éstas ocupan el 26% del área total (3598 ha), estas son áreas forestales cortadas en matarraza, áreas perturbadas por incendios o áreas agrícolas abandonadas, donde aun

**Tabla 1. Caracterización del uso del suelo, Municipio de Lousã.**

Dominio	Ocupación	Código	Área (ha)	%
Agrícola	Cultivos permanentes	1	1310	9.5
	Cultivos de temporal	2	700	5.1
Subtotal Agrícola			2010	14.5
Forestal	Pino marítimo	3	5246	37.9
	Eucaliptos	4	1818	13.1
	Latifoliadas nativas	5	462	3.3
	Coníferas diversas	6	349	2.5
Subtotal Forestal			7875	56.9
Áreas no cultivadas		9	3598	26.0
Áreas Sociales		7	358	2.6
Total			13841	100.0

no hay una regeneración forestal establecida, en este rubro se incluyen también áreas donde los matorrales son muy antiguos (da Silveira, 2001). El área agrícola está representada apenas con el 14,5% o sea, 2010 ha, perdiendo en los últimos 40 años cerca del 50% de su extensión y finalmente, el área social ocupa 358 ha (2.6%) de la superficie total del Municipio, tal como fue referido por Fidalgo *et al.*, (2007) (Fig. 3).

Como se puede observar en la tabla 1 el área forestal puede ser caracterizada de la siguiente manera: una área significativa ocupada con plantaciones con especies de rápido crecimiento, en particular nos referimos a *E. globulus* (23%), poblaciones forestales mixtas de coníferas introducidas (4.4%) y desde luego, un uso extensivo del pino marítimo cuyo objetivo de gestión es la producción leñosa (66.6%). La superficie ocupada con las especies de latifoliadas nativas solo representa el 5,8% del área total, a pesar de su valor económico y ecológico. En el muestreo fueron colectadas un total de 184 especies colectadas entre todos los tipos de poblaciones forestales y considerando los estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo.

*Análisis de la diversidad  $\alpha$  entre tipos de hábitat*

De acuerdo con nuestros análisis, podemos referir que el número total de especies encontradas

incluyendo los tres estratos para los tipos de hábitat (área forestal) fueron: Pino marítimo: 96; plantaciones de eucalipto: 50, latifoliadas nativas: 135, coníferas diversas: 6 y áreas no cultivadas 66. El análisis de varianza mostró diferencias significativas en la riqueza de especies (S) entre los tipos de hábitat, como consecuencia de las especies encontradas en los tres estratos en cada uno de estos tipos, véase que en el análisis se utiliza el valor medio de número de especies por parcela (Tabla 2). Aplicando la prueba de t para la comparación de medias, se observa que fue significativamente superior la riqueza de especies de los bosques de latifoliadas nativas, en relación a todos los otros tipos de bosque, incluyendo las áreas no cultivadas. A su vez, con el índice de Shannon también fueron halladas diferencias significativas entre tipos de hábitat, en este caso, en la comparación de medias con la prueba de t, se establecieron diferencias entre los bosque de pino marítimo, de eucaliptos y de latifoliadas nativas (Tabla 2). Con el índice de Simpson no hubo aparentemente ningún efecto por el tipo de hábitat, en relación a la diversidad estimada, no obstante, se advierte una mayor diferencia entre los valores registrados en el bosque de latifoliadas nativas y las plantaciones de eucalipto (Fig. 4).

*Curva de acumulación de especies*

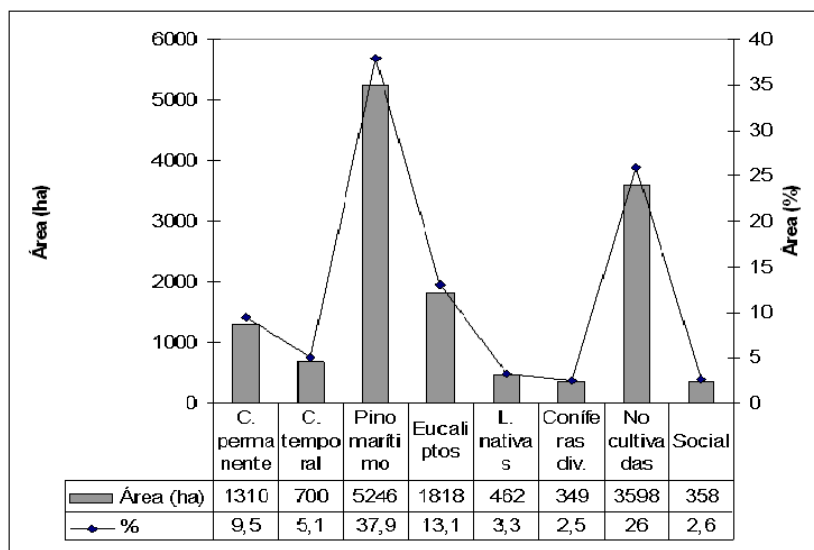


Figura 3. Determinación del uso del suelo.

Dado que la curva de acumulación de especies presenta una aproximación a una asíntota (Fig. 5), se sugiere que el muestreo fue capaz de estimar correctamente la riqueza total de especies en el área de estudio, es probable que el esquema de muestreo diferido en tiempo y espacio permitiera obtener un número significativo y representativo de las plantas vasculares del Municipio de Lousã. Los resultados del ajuste de la regresión no lineal con los datos adquiridos en campo son mostrados en la tabla 3. El modelo ajustado fue:

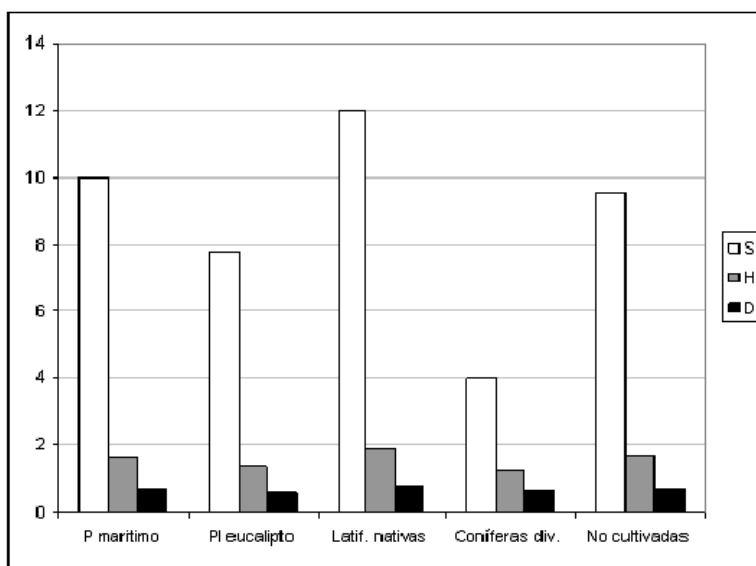
$$\text{Especies\_acumuladas} = a * \exp\left(\frac{-b}{\text{parcela}}\right)$$

El modelo propuesto se comporta bien y la distribución de los residuales fue completamente casual, en el ajuste de los parámetros se observa que fueron estimados con un error relativamente pequeño.

*Análisis de la diversidad β entre tipos de hábitat*  
*Índice de similitud de Jaccard*

**Tabla 2. Efecto del tipo de hábitat en los indicadores diversidad α.**

Variable Explicada	Efecto	g.l.	F	P	Media		
S	Tipo de Hábitat	4	3.31	0.0111	P marítimo	10.00	abc
					Eucalipto	7.80	ab
					Latif. Nativas	12.00	a c
					Coníferas div.	4.00	ab d
					No cultivadas	9.50	abcd
D	Tipo de Hábitat	4	1.96	0.0839	P marítimo	0.69	
					Eucalipto	0.61	
					Latif. Nativas	0.76	
					Coníferas div.	0.66	
					No cultivadas	0.71	
H	Tipo de Hábitat	4	2.95	0.0127	P marítimo	1.65	a
					Eucalipto	1.38	b
					Latif. Nativas	1.89	c
					Coníferas div.	1.27	abc
					No cultivadas	1.66	abc



**Figura 4. Análisis de varianza de los indicadores α diversidad**

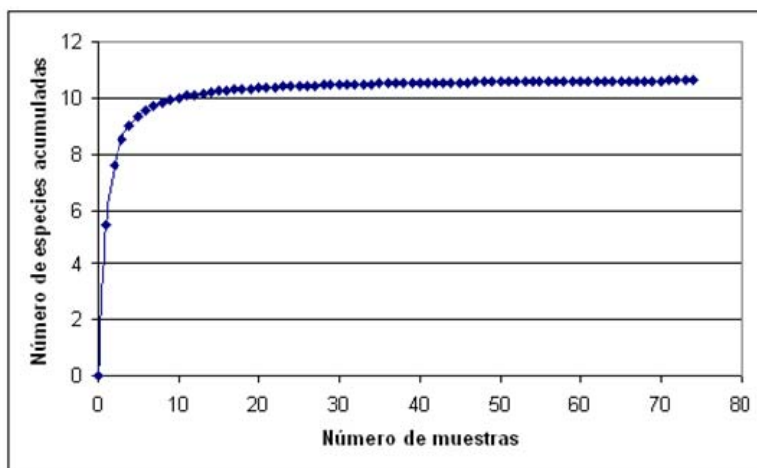


Figura 5. Curva de la acumulación de especies y tamaño de la muestra.

Tabla 3. Análisis de regresión no lineal, para la predicción de especies acumuladas.

Fuente	GL	CM	F	Pr > F
Modelo	2	3932.6	122.37	<0.0001
Error	72	32.1372		
Parámetro	Estimación			
a	10.7180			
b	0.6818			

Este índice mostró en general valores muy bajos de similitud entre los diferentes tipos de bosque. Así por ejemplo, los bosques de pino marítimo con los bosques de latifoliadas nativas y con las plantaciones de eucaliptos mostraron valores apenas del orden de 38-39%, siendo aun menor la similitud con los bosques de coníferas diversas (5%). A su vez los eucaliptales tienen un bajo valor de similitud con los bosques de latifoliadas nativas (24%) y con los bosques de coníferas diversas (10%). Por último, cabe señalar que los bosques de latifoliadas nativas tienen los valores más elevados del número total de especies registradas en este estudio, como fue señalado en los indicadores alfa, por eso es que el índice de similitud con cualquiera de los otros tipos de bosque nunca alcanza ni el 40% (Fig. 6).

#### Índice de Magurran

Este índice confirmó que cuando los otros tipos de bosque se comparaban con el bosque de latifoliadas nativas, el índice adquiría valores más elevados, debido al alto número de especies registradas en los bosques de las latifoliadas nativas. En tanto que

cuando se comparaban dos bosques con una baja riqueza de especies como la de las coníferas diversas y de los eucaliptos, este índice mostraba valores sensiblemente más bajos (Fig. 6). Esto demuestra que hay pocas especies en algunos tipos de bosque y que la diversidad en consecuencia, es visiblemente baja.

#### Índice de la estructura vertical

Con el índice sugerido por Fischer y Pommerening (2003) se estimó valores que variaron entre 387.1–1584.9 para bosques de pino marítimo, entre 469.5–1500.1 para los eucaliptales, entre 478.9–1292.0 en los bosques de latifoliadas nativas y debido a la reducida muestra de las coníferas diversas solo se registró un valor próximo a 1543. Los valores medios son mostrados en la tabla 4. Fue también calculado el coeficiente de variación de la altura de los árboles en las muestras de los diferentes tipos de bosque, su inconsistencia llevó a decidir no utilizar este criterio para analizar la estructura vertical.

#### Área basal de la madera muerta

Como muestra la tabla 4 el área basal fue mayor en



las poblaciones de eucalipto, de las coníferas diversas, del pino marítimo y finalmente en los bosques de las latifoliadas nativas. Los valores variaron entre 1.21 a 3.91 m<sup>2</sup>/ha. En todos los tipos de bosque sabemos que podemos encontrar árboles de grandes dimensiones son tratados en alto fuste, en cambio, las poblaciones de eucalipto son tratadas en tallada de corta rotación y por eso es que siempre tendremos árboles de pequeñas dimensiones (altura, diámetro).

### Discusión

En relación al muestreo practicado en el estrato forestal creemos que tenemos una buena cobertura de las situaciones existentes en el Municipio, sin dejar de señalar que puede parecer un muestreo pobre en los bosques mixtos de coníferas, debido también a su baja representatividad, -apenas del orden 2,5% del área total-. En términos de los valores de biodiversidad estimados en el área de

estudio, se debe señalar que en las plantaciones de coníferas diversas se utilizaron comúnmente especies tolerantes, lo que puede sugerir a priori, que en nuevas muestras se pueda encontrar valores de diversidad parecidos a los registrados en este estudio, ya que la escasa luz que llega al suelo limita el establecimiento de especies en los tres estratos estudiados. Por otro lado, como se constató en la curva de acumulación de especies, que las tres colectas realizadas en épocas distintas del año (entre agosto de 2006 y marzo de 2007), permitieron captar una alta representatividad de las plantas vasculares encontradas en los habitats estudiados en el Municipio, de este modo, con la curva ajustada, se consiguió caracterizar la riqueza específica del área de estudio, esto da una clara indicación sobre el esfuerzo en términos de muestreo para colectas futuras (Soberon y Llorente, 1993; Moreno y Halffter, 2000).

El análisis de varianza mostró que el hábitat, tiene un efecto decisivo en la riqueza y distribución de

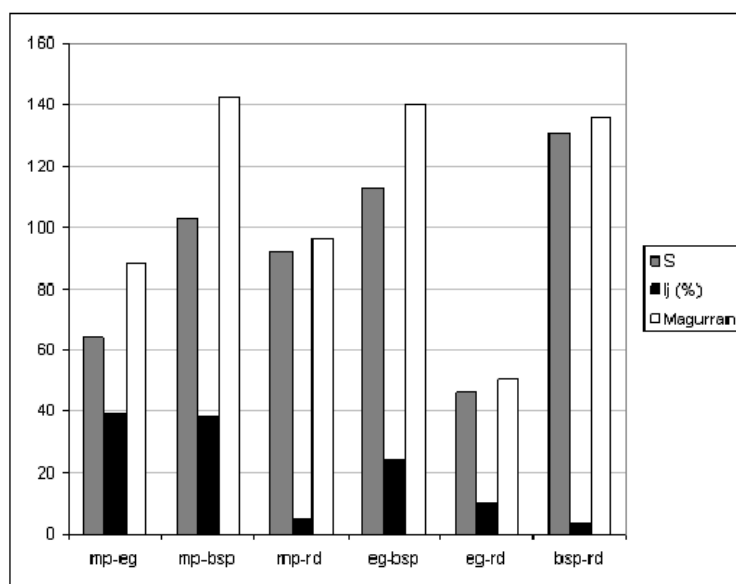


Figura 6. Índices de la  $\beta$  diversidad: Ij = Índice de Jaccard, e Índice de Magurran, S= N° de especies.

Tabla 4. Índice de estructura vertical y estimación de la madera muerta.

Tipo de Bosque	Media de CI	G Media Madera Muerta (m <sup>2</sup> /ha)
3	1146.8	2.6
4	983.7	3.9
5	919.3	1.2
6	1543.8	2.2

las especies, tal como he referido en otros estudios (Wagner y Edwards, 2001; Fournier y Loreau, 2001).

Esta distribución depende de varios aspectos, uno de ellos se refiere a los procesos de perturbación por agentes naturales (i.e., incendios), otros debido a la intervención humana, y en este sentido, cabe mencionar los cortes por matarrazas practicados en los bosques en el área de estudio. Por esto, es notorio que los valores más bajos de diversidad fueron encontrados en bosques de eucaliptos, bosques que en su mayoría son puros, con altas densidades y que son cortados en revoluciones promedio de 10 años, estos son bosques sometidos a un proceso de producción en continuo e intensiva, lo que permite apenas un pobre establecimiento de especies en los tres estratos, este resulta se extiende por lo tanto, a una superficie significativa del área forestal del Municipio (1817,6 ha), o sea, el 23% del área total. En el caso de las coníferas mixtas que presentan los valores más bajos de diversidad, no obstante, estas representan apenas el 4,4% del área forestal. En cambio, los bosques de pino marítimo que también son puros en su mayor parte, tienen una edad de corte final superior a los 50 años, permitiendo en este lapso de tiempo la instalación de diversas especies en los tres estratos, por eso, como fue mostrado en la tabla 2, esta especie alcanza valores de diversidad entre los más elevados, siendo solo superados por los bosques de latifoliadas nativas. No obstante, este último tipo de bosques, tiene una representatividad espacial muy baja y su falta de conectividad a una escala de paisaje puede limitar los beneficios de su alta diversidad observada, tal como es referido por Fournier e Loreau (2001). Como fue mencionado anteriormente (Tabla 2), los valores de diversidad estimados con el índice de Shannon fueron elevados para este tipo de bosque, lo que hace suponer que puede deberse a la existencia de especies raras o específicas de este tipo de bosque, que en el pasado dominaron el paisaje (Peet, 1974). Esto, desde el punto de vista de programas de conservación y manejo despierta interés para la región, como señalan Gering y Crist, (2003), es por lo tanto importante formular una lista con las especies raras, y porque no endémicas, intentando de algún modo establecer múltiples sitios dentro del área forestal para preservar estas especies que pueden eventualmente tener un elevado valor

biológico.

En relación al índice de estructura vertical utilizado diremos que mostró una cierta incoherencia, no refleja debidamente lo que ocurre en los rodales, diversos autores señalan que las características de la estructura de las poblaciones forestales permiten la existencia de nichos ecológicos y que mayor es la complejidad de la estructura, mayor es también la oportunidad de creación de nichos (Noss, 1990, Schuck *et al.*, 1994). Los valores de este índice no reflejan lo que esperábamos, por ejemplo, tanto este índice como el coeficiente de variación (análisis no presentado aquí) muestran valores elevados para el bosque de las coníferas diversas, lo que acontece en este caso, es que existe ahí alguna regeneración y árboles adultos de grande porte, lo que ocasiona valores altos de estos índices por encontrar los extremos en los pisos del dosel de estos bosques. No obstante, hay poca o nada de árboles en las clases de altura intermedias y que de alguna manera deberían tener mayor peso, esta incoherencia nos hace pensar que otros índices deben ser probados o, en los índices analizados algunas modificaciones podían ser necesarias.

Por último en relación al área basal de la madera muerta registrada en los bosques estudiados, se debe señalar que en general las especies que tienen un interés comercial las prácticas silvícolas no son realizadas con todo rigor, lo que ocasiona en el caso de los eucaliptales, que en las segundas y terceras rotaciones debido a una falta de selección de varas, la mortalidad natural por competencia es elevada y por ello, es aquel donde se registran los valores más altos de el área basal muerta, este material por lo tanto presenta dimensiones de altura y diámetro reducidos. Del mismo modo, en los bosques de pino marítimo y de las coníferas diversas, donde la falta de intervenciones, tales como los desbastes y cortes finales, provocan la mortalidad por competencia, a diferencia de los eucaliptales, en ellos podemos encontrar sin duda árboles con diámetros superiores a los 35 cm.

## Conclusiones

Una primera conclusión será que en términos de riqueza y de los índices de diversidad calculados en las áreas forestales de este estudio, fueron comparables a otros bosques templados en Europa. En este trabajo fue posible reconocer la

contribución del uso forestal en la biodiversidad de especies. Dentro de los tipos forestales, fue evidente también que las poblaciones manejadas con silvicultura intensiva presentaron los valores más bajos de diversidad, un ejemplo de ello, son las plantaciones de corta rotación de *E. globulus*. A su vez las poblaciones del pino marítimo que domina el paisaje mostraron valores elevados de diversidad, solo superados por las poblaciones de latifoliadas nativas, lo cual se verificó también con los indicadores de diversidad  $\beta$  estudiados. El índice de estructura vertical reveló algunos inconvenientes en su uso, dejando claro que es preciso trabajar aun más en estos índices para lograr una mejor representación de la estructura de los bosques. La madera muerta es sobre todo originada por la falta de intervención silvícola oportuna, como mostraron las plantaciones de eucalipto, donde las prácticas son muy escasas.

Por último, el tamaño de la muestra se reveló suficiente para una estimación adecuada de la diversidad, según mostró el modelo de la curva de acumulación de especies propuesto.

## Bibliografía

- Arbez M. 2001. Ecological impacts of plantations forests on biodiversity and genetic diversity. In: Ecological and socio-economic impacts of close-to-nature forestry. EFI Proceedings N° 37, pp 7-20.
- Chiarucci A., Dominics V. y Wilson J.B. 2005. Structure and floristic diversity in permanent monitoring plots in forest ecosystems of Tuscany. *Forest Ecology and Management*. 141: 201-210.
- Colwell R.K. y Coddington J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*. 345: 101-118.
- Couteron P. 2004. "Additive apportioning of species diversity: towards more sophisticated models and analyses." *Oikos*, 107: 215-221.
- DGRF. 2001. Inventário Florestal Nacional. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- FAO. 2001. State of the world's forests. 2001. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ferris R y Humphrey, J.W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72: 313-328.
- Fidalgo F., Salas G. R. Gaspar. J. y P. Morais. 2007. Monitoring land cover change in a forested landscape in Central Portugal. The role of structural indices. IV International Land Management Congress, November, San Luis Potosi, Mexico. 13-16.
- Fischer R. y Pommerening A. 2003. *Methodology for stand structure assessments in the biodiversity test phase 2003 - 2005 of EU/ICP Forests*. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products - ForestBIOTA (Forest Biodiversity Test-phase Assessments), Hamburg, pp 11.
- Fournier E. y Loreau M. 2001. Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 16: 17-32.
- Gering J. C., Crist T. O. y Veech J.A. 2003. "Additive Partitioning of Species Diversity across Multiple Spatial Scales: Implications for Regional Conservation of Biodiversity." *Conservation Biology*, 17, pp. 488-499.
- Humphrey J.W., Ferris R., Jukes, M.R., y Peace A.L. 2002. The potential contribution of conifers plantations to the UK biodiversity action plan. *Botanical Journal of Scotland*, 54: 49-52.
- Lähde E., Laiho O., Norokorpi Y. y Saksa T. 1999. Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 213-220.
- Latham P., Zuuring H.R., y Coble DW. 1998. A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management*. 104: 157-170.
- MacArthur R.H. 1955. The fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*. 36: 533-536.
- Magurran A. E. 1988, *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Moreno C. E. y Halfpiter G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventory using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37: 149-158.
- Nagai M. y Yoshida T. 2006. Variation in understory structure and plant species diversity influenced by silvicultural treatments among 21-to-26 year-old *Picea glehnii* plantations. *Journal of Forest Research*. 11:1-10.
- Noss R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- O'Hara K.L., Latham, P.A. y Valappil N. 1995. Parameters for describing stand structure. In: Skovsgaard, J.P., Burkhardt, H.E. (Eds.), *Recent Advances in Forest Mensuration and Growth and Yield Research*. Ministry of Environment and Energy, Danish Forest and Landscape Research Institute, Hørsholm, Denmark, pp. 134-145.
- Peet R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 5.
- Rabl K. 1993. Totholz - wichtiger Teil im forstlichen Ökosystem. *Österreichische Forstzeitung*. 12.
- Rondeux J. 1993. «La mesure des arbres et de peuplements forestiers». *Les Presse Agronomiques de Gembloux, Belgique*.
- Salas G.R., Fidalgo B., Gaspar J. y Morais P. 2005. Relatório final do projecto FORSEE. *Gestion durable des forêts: un réseau européen de zones pilote pour la mise en oeuvre opérationnelle - FORSEE. FEDER - INTERREG IIIB. Subtarefa indicadores de biodiversidade. Manutenção, conservação e fomento apropriado da diversidade biológica nos ecossistemas florestais*.
- Salas G.R., Houllier F., Lemoine B. y Pierrat J.C. 1993. Representativité locale des placettes d'inventaire en vue de l'estimation des caracteristiques dendrométriques de peuplement. *Annales des Sciences Forestières*. 50: 469-485.
- Samuelsson J., Gustafsson L. y Ingelög T. 1994. Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. *Swedish Environmental Protection Agency report series*. Rep. 4306. Uppsala: Swedish Threatened Species Unit.
- da Silveira Cardoso P. 2001. Contribuição para o conhecimento

- da flora vascular da Serra do Açor e respectiva interpretação fitogeográfica. Tese de doutoramento em Biologia (Ecologia) apresentada à Fac. de Ciências e Tecnologia de Coimbra, Portugal.
- Simmering D., Waldhardt R. y Otte A. 2006. "Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective". *Landscape Ecology*, 21: 1233–1251.
- Soberón J. y Llorente J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- Schuck M., Parvainen J. y Bücking W. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9: 185-191.
- Wagner H. H. y Edwards P. J. 2001. Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology*, 16: 121-131.
- Whittaker R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities." *Evolutionary Biology*, 10: 1-67.