

CARACTERIZACIÓN DE LA DIVERSIDAD FORESTAL EN LA COMUNIDAD DE MADRID. APLICACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN *in situ* DE LAS PRINCIPALES ESPECIES FORESTALES

López Santalla, A. ¹; Pardo Navarro, F. ² y Gil Sánchez. L. ²

¹ TECNOMA, Isla Graciosa, 1 Edificio Áncora, 28700 S.S. de los Reyes (Madrid). Correo electrónico: alopezs@tecnoma.es

² U.D. Anatomía, Fisiología y Genética Forestales de la ETS de Ingenieros de Montes. Ciudad Universitaria s/n, Madrid 28040

Resumen

Ante una limitada asignación de recursos, la gestión forestal debe efectuar una selección de enclaves prioritarios para su conservación y gestión, en cuya planificación prevalezca la mejora de la diversidad genética de las especies que albergan.

En este sentido se discute una metodología para el análisis de la diversidad forestal en la Comunidad de Madrid y la selección de lugares prioritarios para la conservación *in situ* de los recursos genéticos de sus principales especies arbóreas. Se utiliza el Tercer Inventario Forestal Nacional, como fuente de datos actualizada cuya revisión periódica facilita estimar las variaciones que experimenta y la homogeneidad de su información permite aplicar la metodología a otros territorios.

Se propone una red de zonas prioritarias para la conservación de los recursos genéticos forestales, donde la gestión potencie la variabilidad intraespecífica como garantía de conservación de las especies ante un cambio en las condiciones ambientales.

Palabras clave: conservación, recursos genéticos, geoestadística.

1. INTRODUCCIÓN

El Convenio de Diversidad Biológica (Río de Janeiro, 1992) recoge la necesidad de priorizar áreas de conservación en atención a sus valores de diversidad asociados (ANON., 1992), como estrategia de mínimos para una asignación eficiente de los limitados recursos destinados a la conservación (MARGULES *et al.*, 2002; SARKAR *et al.*, 2004).

Elevados valores de diversidad determinan competencia entre las especies, lo que favorece la diversidad genética (GRAUDAL *et al.*, 1997). Con la conservación *in situ* de los recursos genéticos forestales, se busca la adaptación funcional de las especies mediante la evolución libre con el medio, lo que favorece la variabilidad genética y aumenta las posibilidades de supervivencia frente a la variación en las condiciones ambientales (TEISSIER du CROS, 2001).

El objeto del presente trabajo es la caracterización de la diversidad forestal de un amplio territorio a través de un método rápido, flexible y poco costoso, que busca la máxima eficiencia en el uso de la información disponible. Con los resultados obtenidos se propone una red de zonas de diversidad forestal elevada, con cuya conservación estarían representados los recursos genéticos de las principales especies arbóreas de la Comunidad de Madrid, facultando adoptar decisiones en el campo de la gestión forestal.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se centra en la Comunidad de Madrid, cuya extensión es de 802.000 ha. De ellas 394.564 ha son forestales, con 223.547 ha arboladas (Mapa Forestal de España, 2000) de las que aproximadamente 136.176 ha se pueden considerar de origen natural, al estar sus cubiertas presentes

en las estadísticas del siglo XIX (GIL *et al.*, 2005).

2.2. Fuente de datos

La información básica procede del Tercer Inventario Forestal Nacional (3IFN). Se utiliza la ocupación por especie en cada parcela (porcentaje de presencia). Al desecharse del cálculo las carentes de vegetación arbórea y las situadas en masas de origen artificial o naturalizado en algunos de sus estratos o especies, el número de parcelas utilizadas es de 1.713. En ellas sólo se han recogido los datos de las especies arbóreas autóctonas que llegan a formar rodales en la Comunidad de Madrid (*Pinus sylvestris*, *P. pinaster*, *P. pinea*, *Juniperus oxycedrus*, *J. sabina*, *Quercus petraea*, *Q. pyrenaica*, *Q. ilex*, *Q. faginea*, *Q. suber*, *Fraxinus angustifolia*, *Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Betula pendula* y *Acer mospessulanum*).

También se emplea el Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50), que muestra con detalle las teselas de vegetación, señalando en cada una hasta tres especies arbóreas. Como esta cartografía no indica con precisión el origen de las masas forestales, se ha recurrido al empleo del Mapa Forestal de Ceballos 1:400.000 (MFC) por constituir una fuente que permite diferenciar con bastante aproximación cuales son las masas naturales y cuales las repobladas (VALLEJO y VILLANUEVA, 2002).

2.3. Análisis espacial de la ocupación: geoestadística

Para caracterizar el patrón espacial de ocupación en las parcelas se ha utilizado el semivariograma, una herramienta geoestadística que mide el grado de autocorrelación resultado de la estructura espacial de los datos (DESBARATS, *et al.* 2001). Si las variables analizadas poseen estructura espacial, el semivariograma aumenta su valor con la distancia, debido a la comparación de muestras vecinas que son similares y están correlacionadas, hasta llegar a una asíntota que indica la distancia o rango a partir del cual las muestras no están relacionadas. El rango indica la longitud media de zonas de elevada correlación, mientras que la semivarianza en el origen o *efecto pepita* indica la varianza no explicada espacialmente, debida a errores de muestreo o a la variación espacial existente a distancias menores que el intervalo de muestreo (NANOS, 2002).

Los variogramas experimentales fueron calculados mediante el programa informático S-Plus 4.5. (MILLARD & NEERCHAL, 2002), de acuerdo con la siguiente expresión:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{a=1}^{N(h)} [z(u_a) - z(u_a + h)]^2$$

donde $\gamma(h)$ es la semivarianza para una distancia h , $N(h)$ es el número de pares de datos separados por una distancia h , mientras $z(u_a)$ y $z(u_a + h)$ son las mediciones de la variable en los sitios u_a y $u_a + h$ respectivamente.

Con los variogramas ajustados a diferentes modelos matemáticos (ARMSTRONG, 1998), se elaboran mapas de gradiente continuo de ocupación para cada especie. Estos mapas se obtienen con el método de *krigeado* (Olea, 1991), herramienta geoestadística que utiliza la estructura espacial de los datos para estimar los valores de las variables en lugares no muestreados. Los estimadores de *krigeado* se caracterizan por generar una predicción insesgada donde la varianza del error de predicción es la mínima posible (NANOS, 2002).

Este método permite incrementar la precisión de los datos del 3IFN, que son de una parcela cada 100 ha, al obtener un mapa por especie con valores de ocupación en localizaciones no muestreadas (un dato cada 25 ha), frente al MFE50 cuya información es homogénea en grandes superficies al estar realizada a una escala de 1:50.000. Los valores obtenidos a partir de los modelos matemáticos deben depurarse con los mapas MFE50 y MFC para delimitarlos a las superficies forestales.

2.4. Diversidad forestal

El cálculo de la diversidad se realiza para muestras homologables en el espacio mediante la superposición una malla de 5 x 5 Km sobre la Comunidad de Madrid, lo que permite identificar correlaciones ambientales y conocer si existe un patrón de diversidad espacial (KIRKMAN *et al.*, 2004). Se realiza con empleo del GIS Arc-View 3.2, sobre los mapas continuos obtenidos para cada especie en aplicación de los variogramas.

Se entiende por diversidad forestal la cuantificación numérica del grado de riqueza y abundancia de especies arbóreas en un territorio (MAGURRAN, 1989). Se utilizan especies con un patrón de comportamiento ecológico semejante, por su capacidad para formar masas o agregados detectables a la escala de análisis. Se presupone que definen el estado de madurez superior de los ecosistemas forestales arbóreos, motivo por el cual han sido tradicionalmente denominadas especies sociales (*Castanea*, *Juniperus*, *Fagus*, *Pinus*, *Quercus*). En esencia se caracterizan por presentar polinización anemófila, lo que exige su continuidad espacial para su perpetuación. En el análisis se prescinde de las especies arbóreas que juegan un papel secundario o acompañante en las masas forestales en las que aparecen y que por sí solas no suelen desempeñar un lugar preponderante en la conformación de bosques extensos, al menos en nuestras latitudes.

Para el cálculo se ha empleado el índice de Shannon, uno de los más utilizados por ser sensible a la riqueza de especies (MAGURRAN, 1989). Corresponde a la siguiente expresión:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

donde s representa el número de especies en cada celda de la malla y p_i la proporción relativa de cada especie (% de ocupación).

Los resultados obtenidos se representan en gradación ascendente de colores, siendo las celdas más oscuras las de mayor diversidad forestal.

El proceso metodológico de la caracterización de la diversidad se resume en la figura 2.1.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Sólo las especies dominantes en territorios extensos, o con mayor capacidad de superar las perturbaciones de origen humano, aparecen presentes en el número de localizaciones necesarias para analizar su correlación espacial con un mínimo de precisión (tabla 3.1) (LIEBHOLD *et al.*, 1993). Por eso para *J. sabina*, *Q. petraea*, *Q. suber*, *C. sativa*, *F. sylvatica*, *B. pendula* y *A. mospessulanum*, no se han calculado variogramas, pues sólo aparecen representadas en unas pocas parcelas del 3IFN.

La dependencia espacial obtenida oscila entre el 63% para *J. oxycedrus* y el 100% para *F. angustifolia* (tabla 3.1; figura 31). Este valor refleja el ratio entre la meseta y el efecto pepita y expresa el grado de varianza espacial explicada por el variograma (BIONDI *et al.*, 1994), donde las especies con valores superiores muestran mayor estructuración en su ocupación espacial.

El elevado valor de dependencia de *F. angustifolia* para una distancia media de 12.000 m (tabla 3.1), podría deberse a su carácter de especie azonal, con un óptimo ecológico sobre sustratos hidrófilos, donde la intervención humana habría favorecido estructuras continuas. También *P. sylvestris* presenta un valor elevado, al formar frecuentemente masas monoespecíficas por la pérdida de otras especies acompañantes.

Los valores más reducidos corresponden a especies más afectadas por las intervenciones humanas, como *Q. faginea* con un rango de 19.000 m cuya preferencia por terrenos calizos contribuyó a su desaparición en zonas de vocación agrícola y que en la actualidad quedaría reducido a agregados dispersos y moderadamente estructurados. Igualmente *J. oxycedrus* presenta en la actualidad masas dispersas, debido a su tendencia a colonizar áreas abiertas o degradadas con el concurso de la ganadería.

Q. pyrenaica presenta el rango más elevado (85.000 m), por formar masas homogéneas de estructuras continuas y densas a monte bajo en las laderas serranas, debido a su enorme capacidad de recolonización tras las perturbaciones. De la misma manera *Q. ilex* mantiene una relativa continuidad estructural en su ocupación en grandes extensiones, al presentar un comportamiento semejante en las planicies del centro y sur de la Comunidad. La figura 3.2. muestra como ejemplo, el mapa obtenido para esta especie como resultado del *krigeado*.

El cálculo del índice de Shannon en cada celda de la malla de 5 x 5 Km muestra la existencia de una mayor diversidad forestal vertebrada en todo lo largo del Sistema Central, con un gradiente de disminución en sentido norte sur (figura 3.3.). Esta variación tiene su origen no tanto en la simplificación fisiográfica desde la sierra hacia la campiña, como por una mayor intensidad de uso (GIL *et al.*, 2005), que hace de la llanura un territorio más transformado por las actuaciones históricas, donde la pérdida de especies ha sido más acusada.

El conjunto de celdas de mayor diversidad que incorporan todas las especies forestales, se representa en la figura 3.4., como una red de mínimos para la conservación de los recursos genéticos de las principales especies arbóreas de la Comunidad de Madrid.

4. CONCLUSIONES

La metodología propuesta ayuda a entender los patrones espaciales de distribución de las especies forestales y a mejorar la precisión en el cálculo de la diversidad, al aumentar el número de datos empleados, con el mismo esfuerzo de muestreo, sirviendo como complemento a la información cartográfica contenida en los mapas forestales clásicos.

Constituye un método flexible cuya aplicación es fácilmente exportable a otros escenarios territoriales, permitiendo una verificación rápida de los valores de diversidad forestal asociada, con la posibilidad de actualizarse al ritmo que los inventarios y mapas forestales.

Se observa una disparidad en el número de especies contenidas en las celdas seleccionadas. Así, aquellas localizaciones alejadas de la sierra presentan un reducido número, a causa de la histórica desaparición de las más exigentes. Su inclusión en la red se debe a que contienen algunas de las escasas manifestaciones madrileñas de algunas especies arbóreas (*P.halepensis*, *Q. faginea*). Por el contrario, la mayor parte de las celdas seleccionadas en la sierra presentan un elevado número, como muestra de una mejor conservación forestal en terrenos menos intervenidos y, en ocasiones, exceptuados de las desamortizaciones.

Con la conservación de una reducida superficie forestal de la Comunidad de Madrid, se recogerían las principales especies arbóreas, donde los valores de diversidad sugieren una interacción entre ellas que favorecer la variabilidad genética. La conservación y gestión dinámica de estos territorios constituiría un objetivo de mínimos que aseguraría la preservación de los recursos genéticos de las especies, como garantía de potencialidad evolutiva ante el cambio de las condiciones ambientales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ANON.; 1992. *Convention on biological diversity*. UN Environment Programme (UNEP) Kenia, Nairobi.
- ARMSTRONG, M.; 1998. *Basic Linear Geostatistics*. Springer. Alemania, Berlin.

BIONDI, F. MYERS, D.E. & AVERY, C.C.; 1994. Geostatistically modeling stem size and increment in an old-growth forest. *Can. J. For. Res.* 24, 1354-1368.

DESBARATS, A.J.; HINTON, M.J.; LOGAN, C.E. & SHARPE, D.R.; 2001. Geostatistical mapping of leakance in a regional aquitard, Oak Ridges Moraine area, Ontario, Canada. *Hydrogeology Journal* 9:79-96

GIL, L.; PARDO, F.; VELASCO, A. Y LÓPEZ SANTALLA, A.; 2005. *La transformación histórica del paisaje forestal en Madrid*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

GRAUDAL L.; KJAER, E.; THOMSEN, A. & BREUM, J.; 1997. *Planning national programs for conservation of forest genetic resources*. Technical Note nº 48. Danida Forest Seed Centre.

KIRKMAN, L.K; GOEBEL, P.C. & PALIK, B.J.; 2004. Predicting plant species diversity in a longleaf pine landscape. *Écoscience* 11:80-93

LIEBHOLD, A.M., ROSSI, R.E. & KEMP, W.P.; 1993. Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. *Annual Review of Entomology*, 38:303-327

MAGURRAN, A. E.; 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral.

MARGULES, C.R.; PRESSEY, R.L. & WILLIAMS, P.H.; 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J. Biosci.* 27: 309-326

MILLARD, S.P. & NEERCHAL, N.; 2001. *Environmental Statistics with S-Plus*. CRC Press.

NANOS, N.; 2002. Análisis espacial de los datos del Inventario Forestal Nacional utilizando técnicas geoestadísticas. En Bravo, F.; del Río, M. y del Peso, C. *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible*. Fundación General Universidad de Valladolid.

OLEA, R.; 1991. *Geostatistical glossary and multilingual dictionary*. Oxford University Press.

SARKAR, S.; PAPPAS, C.; GARSON, J.; AGGARWAL, A. & CAMERON, S.; 2004. Place prioritization for biodiversity conservation using probabilistic surrogate distribution data. *Diversity Distrib.*10:125-133

TEISSIER du CROS, E.; 2001. Forest genetic resources conservation in France: evaluation and prospects. *Forest Genetic Resources* Nº.29. FAO 2001.

VALLEJO, R. y VILLANUEVA, J.A.; 2002. El Banco de Datos de la Naturaleza y el Inventario Forestal Nacional. En Bravo, F.; del Río, M. y del Peso, C. *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible*. Fundación General Universidad de Valladolid.

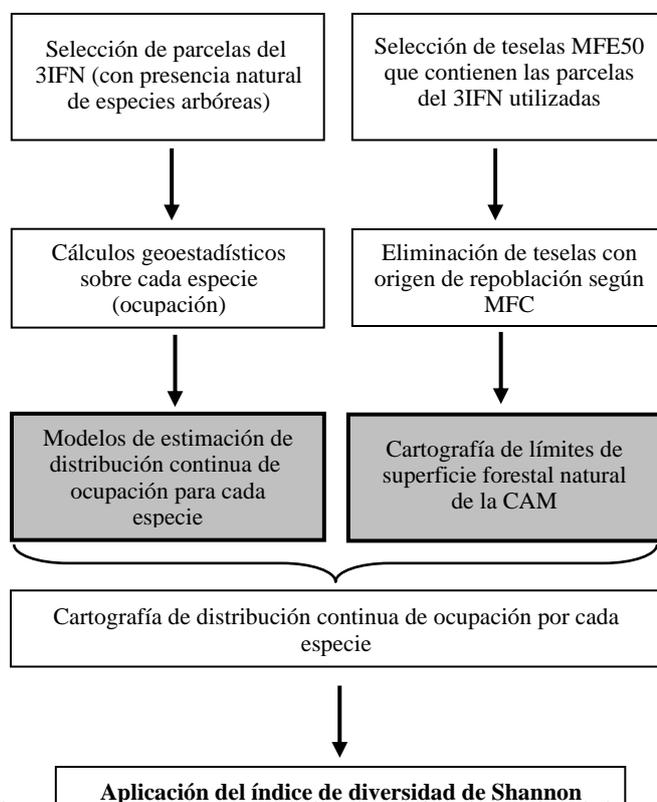


Figura 2.1. Tabla resumen de la metodología aplicada en la elaboración de los datos para el cálculo de la diversidad forestal.

Ocupación					
ESPECIE	MODELO	EFEECTO PEPITA	MESETA	RANGO (m)	DEPENDENCIA ESPACIAL
<i>Pinus sylvestris</i>	Esférico	0.5	6.7	38000	0.93
<i>Pinus pinaster</i>	Esférico	1.1	3	28000	0.68
<i>Pinus pinea</i>	Exponencial	0.5	4.7	5000	0.90
<i>Quercus ilex</i>	Esférico	3	18	38000	0.86
<i>Quercus pyrenaica</i>	Esférico	2	12	85000	0.86
<i>Quercus faginea</i>	Esférico	0.1	0.24	19000	0.71
<i>Fraxinus angustifolia</i>	Esférico	0	$6 \cdot 10^{-7}$	12000	1.00
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Esférico	0.105	0.18	12000	0.63

Tabla 3.1. Parámetros de los variogramas teóricos calculados para la ocupación de cada especie en cada parcela.

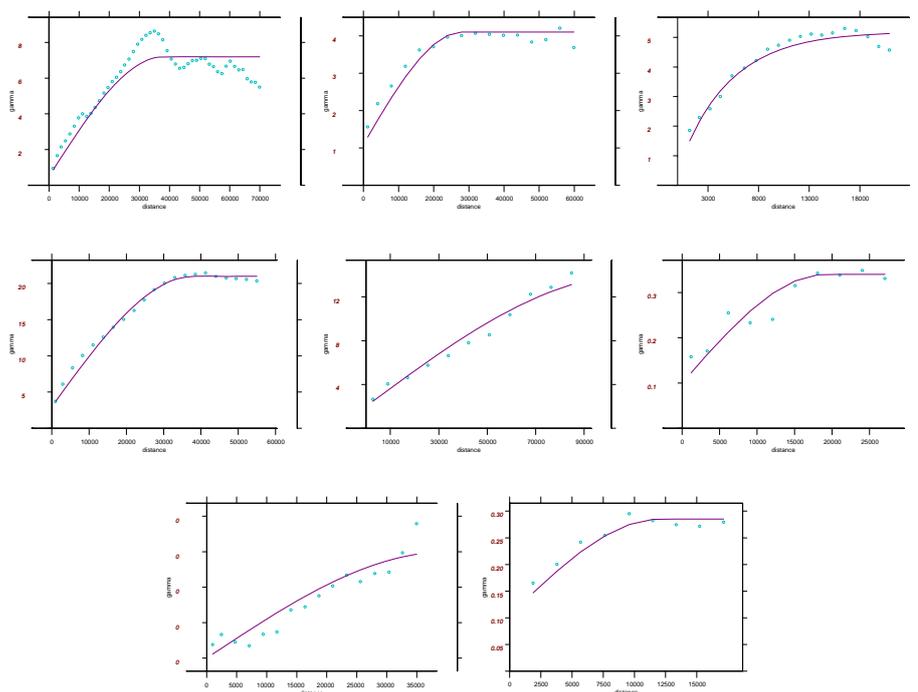


Figura 3.1. Variogramas ocupación. De izq. a dcha. y de arriba abajo: *Pinus sylvestris*; *P. pinaster*; *P. pinea*; *Q. ilex*; *Q. pyrenaica*; *Q. faginea*; *Fraxinus angustifolia*; *Juniperus oxycedrus*.

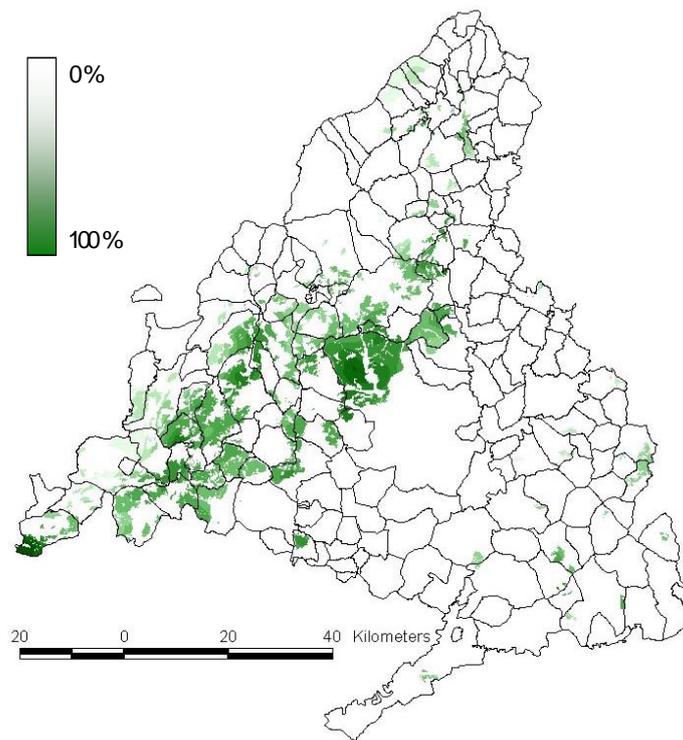
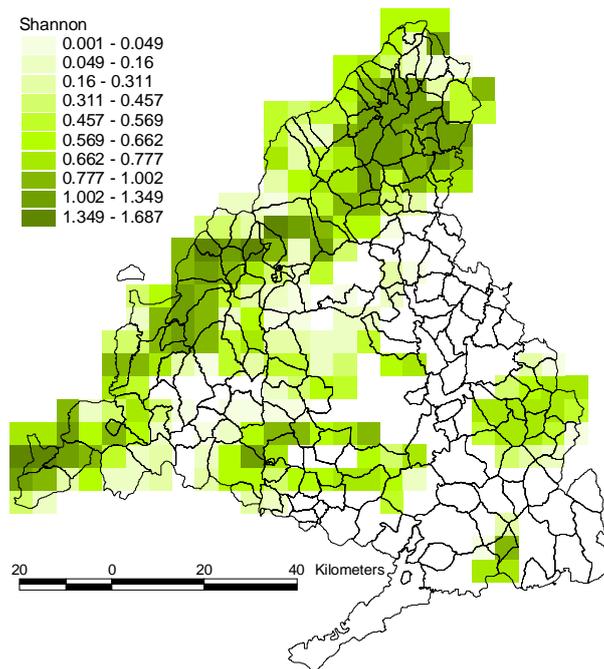
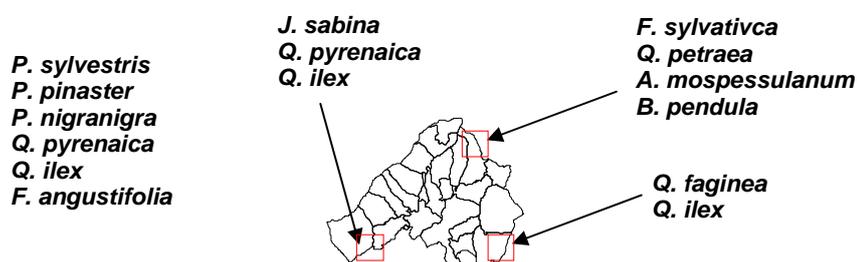


Figura 3.2. Mapa de ocupación de *Quercus ilex* obtenido en aplicación del método de *krigeado* sobre las parcelas del Tercer Inventario Forestal Nacional.



Figuras 3.3. Diversidad calculada sobre una malla de 5x5 Km aplicando el índice de Shannon.



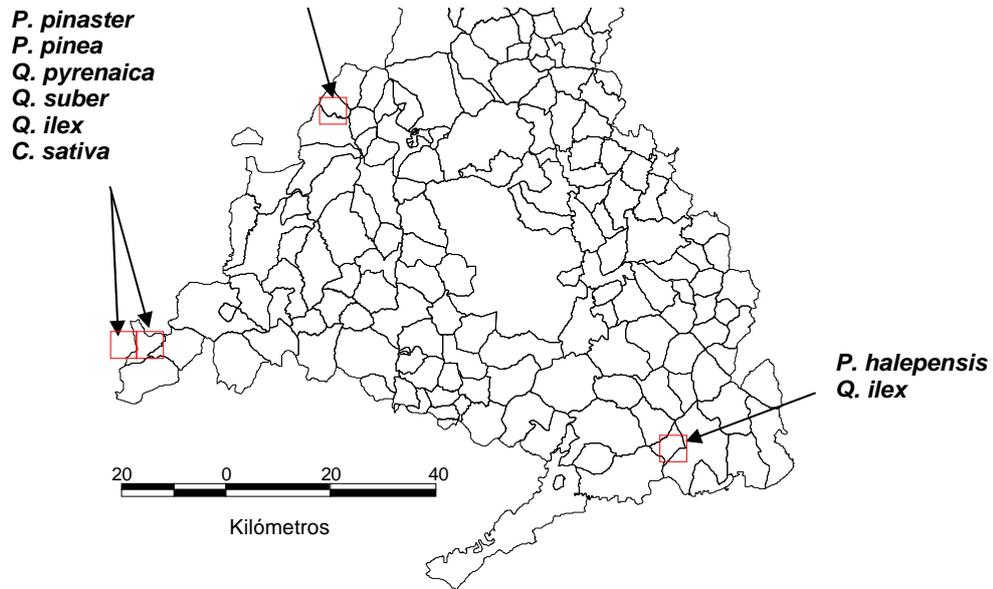


Figura 3.4. Enclaves prioritarios para la conservación *in situ* de recursos genéticos de las principales especies forestales.

