

CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA TIPOS DE HÁBITAT ZONALES DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA

Sebastián Márquez Barraso
Gabriel del Barrio Escribano
Alberto Ruiz Moreno
Juan Carlos Simón Zarzoso
María E. Sanjuán Martínez
Eduardo Sánchez Pérez
Rafael Hidalgo



Madrid 2015



Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización

La presente publicación tiene su origen en el “Análisis de la Coherencia Global de la Red Natura 2000 en España” realizado entre 2006 y 2008 en el marco del proyecto *Establecimiento de las bases ecológicas para la gestión de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, promovido y financiado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo¹

Realización y producción

Grupo Tragsa

Coordinación general del proyecto

Elena Bermejo Bermejo²

Francisco Melado Morillo²

Coordinación científica

Gabriel del Barrio Escribano³

Autores

Sebastián Márquez Barraso³

Gabriel del Barrio Escribano³

Alberto Ruiz Moreno³

Juan Carlos Simón Zarzoso⁴

María E. Sanjuán Martínez³

Eduardo Sánchez Pérez

Rafael Hidalgo¹

Asistencia técnica y editorial

Ana Isabel Saez Santamaría²

Íñigo Vázquez-Dodero Estevan²

Instituciones

1 - Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente)

2 - Tecnología y Servicios Agrarios, S.A. (TRAGSATEC, Grupo TRAGSA)

3 - Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA, CSIC)

4 - Biosfera XXI, S.L.

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

Márquez-Barraso, S.; del Barrio, G.; Ruiz, A.; Simón, J.C.; Sanjuán, M.E.; Sánchez, E. & Hidalgo, R. (2015). *Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 356 pp.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-15-204-1

ISBN: 978-84-491-0069-7

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	7
2	SELECCIÓN DE UN MÉTODO DE MODELADO ESPACIAL PARA LA GENERACIÓN DE MAPAS DE IDONEIDAD DE HÁBITATS NATURALES	9
2.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	9
2.2	MÉTODO	11
2.2.1	Ámbitos de estudio y variables ambientales	11
2.2.2	Algoritmos predictivos	13
2.2.2.1	Antecedentes	13
2.2.2.2	ENFA (Ecological Niche Factor Analysis)	13
2.2.2.3	Random Forest	14
2.2.3	Diseño experimental y selección del modelo	15
2.2.3.1	Selección del modelo teniendo en cuenta los criterios no espaciales	16
2.2.3.2	Selección del modelo teniendo en cuenta los criterios espaciales	17
2.3	RESULTADOS	18
2.3.1	Sobre la capacidad predictiva de los algoritmos (criterios no espaciales)	18
2.3.1.1	Distribuciones predictivas en una finca experimental sobre el hábitat alfa	19
2.3.1.2	Distribuciones predictivas en la Región de Murcia sobre el hábitat Sabin	20
2.3.2	Sobre la textura de la imagen (criterios espaciales)	22
2.3.2.1	Sobre el hábitat alfa	22
2.3.2.2	Sobre el Hábitat Sabin en la Región de Murcia	25
2.3.3	Distribuciones predictivas en la región de Murcia sobre distintos hábitats	25
2.4	DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	30
3	CREACIÓN DE UN ARCHIVO DE MODELOS PREDICTIVOS DE LA DISTRIBUCIÓN DE TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA PENINSULAR	33
3.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	33
3.2	METODOLOGÍA	34
3.2.1	Área de estudio	34
3.2.2	Distribución	35
3.2.3	Variables ambientales	35
3.2.4	El Algoritmo predictivo	38
3.2.5	Datos para entrenamiento	38
3.2.6	Validación	38
3.3	RESULTADOS	38
3.4	DISCUSIÓN	39
3.5	CONCLUSIONES	41
3.6	FIGURAS	43
4	MODELADO DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA HÁBITAT ZONALES	67
4.1	SECCIÓN I: ANÁLISIS DE CONECTIVIDAD	67
4.1.1	Introducción	67
4.1.2	Metodología	68
4.1.2.1	Datos	68
4.1.2.2	Procedimiento General	68
4.2	SECCIÓN II: VALIDACIÓN DEL MÉTODO	71
4.2.1	Introducción	71
4.2.2	Material y metodos	72
4.2.2.1	Ámbito de estudio	72

4.2.2.2	Modelado de especies	72
4.2.2.3	Diversidad genética	73
4.2.2.4	Aislamiento entre poblaciones	74
4.2.3	Resultados	77
4.2.3.1	Modelado de especies	77
4.2.3.2	Distancia de coste y distancia genética.....	77
4.2.3.3	Prominencias de coste y diversidad genética	78
4.2.4	Discusión	81
4.2.4.1	Distancia genética y distancia de coste.....	81
4.2.4.2	Prominencias producidas en la superficie de coste y diversidad genética	82
5	CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA PENINSULAR.	
	CONTRIBUCIÓN DE LA RED NATURA 2000	85
5.1	RESULTADOS	85
5.2	DISCUSIÓN	86
5.2.1	Tipos de Hábitat.....	87
5.2.2	Lugares de Importancia Comunitaria	88
5.3	CONCLUSIONES.....	92
5.4	CONSIDERACIONES FINALES	93
6	REFERENCIAS.....	95
	ANEJOS.....	103
	ANEJO 1. RESULTADOS PARA CADA TIPO DE HÁBITAT	103
	4020 - Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de <i>Erica ciliaris</i> y <i>Erica tetralix</i>	105
	4030 - Brezales secos europeos	113
	4060 - Brezales alpinos y boreales	121
	5110 - Formaciones estables xerotermófilas de <i>Buxus sempervivens</i> en pendientes rocosas (<i>Berberidion</i> p.p)	129
	5120 - Formaciones montanas de <i>Cytisus purgans</i>	137
	5220 - Matorrales arborescentes de <i>Ziziphus</i>	145
	5330 - Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos	153
	6110 - Prados calcáreos kársticos o basófilos del <i>Alyso-Sedion albi</i>	161
	6140 - Prados pirenaicos silíceos de <i>Festuca eskia</i>	169
	6160 - Prados ibéricos silíceos de <i>Festuca indigesta</i>	177
	6170 - Prados alpinos y sub-alpinos calcáreos	185
	6210 - Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (<i>Festuco-Brometalia</i>) (*parajes con notables orquideas).....	193
	6230 - Formaciones herbosas con <i>Nardus</i> , con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas	201
	6310 - Dehesas perennifolias de <i>Quercus</i> ssp.	209
	6420 - Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del <i>Molinion-Holoschoenion</i>	217
	6510 - Prados pobres de siega de baja altitud (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	225
	9120 - Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosques de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robori-petreceae</i> o <i>Illici-fagenion</i>)	233
	9150 - Hayedos calcícolas medio europeos del <i>Cephalanthero-Fagion</i>	241
	91B0 - Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	249
	91E0 - Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	257
	9230 - Bosques galaico-portugues con <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pirenaica</i>	265
	9240 - Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Q. canariensis</i>	273
	9260 - Bosques de <i>Castanea sativa</i>	281
	92A0 - Bosques de galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>	289
	92D0 - Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamariceta</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)	297
	9320 - Bosques de <i>Olea</i> y <i>Ceratonia</i>	305
	9330 - Alcornocales de <i>Quercus suber</i>	313
	9430 - Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i>	321

9530 - Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos	329
9540 - Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos	337
9560 - Bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp	345
ANEJO 2. ESTIMADORES DE CONECTIVIDAD CONTEMPLADOS POR LIC.....	353

Índice de Tablas

Tabla 2.1 Pesos asignados a cada variable en el diseño del hábitat alfa.....	11
Tabla 2.2 Hábitats y procedencia de las distribuciones utilizadas para la modelización en la Región de Murcia (en azul Prioritarias)	15
Tabla 2.3 Definición de la matriz de confusión.....	16
Tabla 2.4 Grado de similitud en función de Kappa (Monserud, 1992).....	17
Tabla 2.5 Interpretación de Kappa según la Tabla 2.3 y Area Under the Curve (AUC) para el hábitat alfa	18
Tabla 2.6 Correlación entre los factores de ENFA y las variables ecogeográficas (EGVs). Para el hábitat alfa	20
Tabla 2.7 Interpretación de Kappa según la Tabla 2.3 y Area Under the Curve (AUC) para el Hábitat Sabin en la Región de Murcia.....	20
Tabla 2.8 Correlación entre los factores de ENFA y las variables ecogeográficas (EGVs.) para el hábitat Sabin	21
Tabla 2.9 Dimensión fractal (D), parámetros (cut off, width, SE, R2 y n), Media (M), desviación estándar (SD), grados de libertad (DF) y Coeficiente de Variación (CV) de los mapas de idoneidad generados por los distintos algoritmos empleados	23
Tabla 2.10 Interpretación de Kappa según la Tabla 2.3 y Area Under the Curve (AUC) para distintos Hábitats en la Región de Murcia.....	25
Tabla 3.1 Valores de Kappa y Area Under the Curve (AUC) para los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario	36
Tabla 3.2 Variables predictoras utilizadas en el modelo	37
Tabla 3.3 Localización de núcleos de pinsapos desaparecidos en el siglo XX	41
Tabla 4.1 Predictores para modelar los hábitat	68
Tabla 4.2 Media del número de alelos por locus (A), media de la heterocigosidad observada (Ho) y esperada (He), el porcentaje de loci polimórficos a los niveles 95% (x95) y 99% (x99), diferenciación total (total.dif) y Número efectivo de alelos por locus (ne) de a) <i>Pinus pinaster</i> (Salvador et al, 2000) y b) <i>Quercus suber</i> (Elena-Roselló y Cabrera, 1996)	76
Tabla 4.3 Distancia genética para las poblaciones de a) <i>Pinus pinaster</i> (Salvador et al, 2000) y b) <i>Quercus suber</i> (Elena-Roselló y Cabrera, 1996).....	76
Tabla 4.4 Valores de ROC y Kappa para los percentiles 70, 80, 90 y 95	77
Tabla 4.5 Distancias de coste o funcionales obtenidas para a) <i>Pinus Pinaster</i> y b) <i>Quercus suber</i>	79
Tabla 4.6 Descriptores de las “prominencias” que se forman en la superficie de coste al eliminar cada población de a) <i>Pinus pinaster</i> y b) <i>Quercus suber</i>	80
Tabla 4.7 Correlación (Pearson) entre los descriptores de las prominencias producidas en la superficie de coste y los parámetros de diversidad genética para a) <i>Pinus pinaster</i> y b) <i>Quercus suber</i>	80
Tabla 5.1 Frecuencia y tamaño medio de los LIC que contienen lugares de alta idoneidad para cierto número de tipos de hábitat.....	89
Tabla 5.2 Frecuencia y tamaño medio de los LIC que contienen lugares de alta conectividad para cierto número de tipos de hábitat.....	89
Tabla 5.3 Ordenación decreciente de los tipos de hábitat modelados, según los valores obtenidos para cinco atributos básicos: distribución observada (dist. obs.), red total de corredores (red T corr.), red más probable de corredores (red P corr.), lugares idóneos para la presencia potencial (lug.idon.) y zonas de alta conectividad (alta con.). Los prefijos indican proporción relativa (%) y valor absoluto (km o km ²) para cada atributo. Los hábitats se identifican por su código de cuatro cifras y han sido coloreados según el grupo al que pertenecen.....	90

Índice de Figuras

Figura 2.1 Distribución del Hábitat alfa (a) frente a los mapas de idoneidad generados por No-BRF (b), BRfT (c) y ENFA (d).....	18
Figura 2.2 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante No-B RF para el hábitat alfa.....	19
Figura 2.3 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante BRF para el hábitat alfa	19
Figura 2.4 Distribución del Hábitat Sabin en la Región de Murcia (a) frente a los mapas de idoneidad generados por N-BRF (b), BRfT (c) y ENFA (d).....	21
Figura 2.5 Perfiles generados a lo largo de un transecto en la finca experimental, representando en el eje X los valores de idoneidad para alfa (a) y los generados por No-BRF (b), BRF (c) y ENFA (d)	22
Figura 2.6 Semivariogramas generados a partir de los mapas de idoneidad del hábitat alfa (fig. 2.1) generados por No-B RF (a), BRF (b) Y ENFA (c)	23
Figura 2.7 Perfiles generados a lo largo de un transecto en la Región de Murcia (a), representando en el eje X los valores de idoneidad generados por No-BRF (b), BRF (c) y ENFA (d).	24
Figura 2.8 Semivariogramas generados a partir de los mapas de idoneidad del hábitat Sabin (fig. 2.2) generados por No-BRF (a), BRF (b) Y ENFA (c)	24
Conjunto de Figuras 2.9 Distribución de distintos hábitats y respectivos mapas de idoneidad generados por BRF en la Región de Murcia.....	26
Figura 3.1 Presencia de la distribución observada de los tipos de Hábitat de Interés Comunitario (en km ²) frente a su valor máximo de kappa obtenido	43
Figura 3.2 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante BRF para los HIC pertenecientes al grupo 5 (Matorrales esclerófilos).....	43
Conjunto de Figuras 3.3 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante BRF	44
Conjunto de Figuras 3.4 Distribuciones de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario y respectivos mapa de idoneidad	52
Figura 3.5 Mapa de idoneidad generado para el hábitat 9520 “Abetales de <i>Abies pinsapo</i> ” y núcleos de pinsapos extintos según Soto, 2006	66
Figura 4.1 Esquema general del modelo	70
Figura 4.2 Distribución observada y puntos de muestreo genético de a) <i>Pinus pinaster</i> (Ceballos, 1966) y b) Alcornocales de <i>Quercus suber</i> (Ministerio de Medio Ambiente, 2007)	73
Figura 4.3 Localización de los puntos incluidos en los respectivos estudios de a) <i>Pinus pinaster</i> (Salvador <i>et al.</i> , 2000) y b) <i>Quercus suber</i> (Elena-Roselló y Cabrera, 1996).....	74
Figura 4.4 Área basal de las prominencias formadas por cada población de <i>Pinus pinaster</i> (b) y ejemplo del cálculo de una de ellas (a).....	75
Figura 4.5 Mapas de Idoneidad de a) <i>Pinus pinaster</i> y b) Alcornocales de <i>Quercus suber</i>	77
Figura 4.6 Regresión lineal de la distancia de coste frente a la distancia genética para a) <i>Pinus pinaster</i> y b) <i>Quercus suber</i>	79
Figura 4.7 Bases de las prominencias formadas por las poblaciones de a) <i>Pinus pinaster</i> y b) <i>Quercus suber</i>	79
Figura 4.8 Volumen de las prominencias formadas por las poblaciones de <i>Pinus pinaster</i> (a) y <i>Quercus suber</i> (b) frente al Número medio de alelos por locus	81
Figura 5.1 Lugares de alta idoneidad. Ajuste potencial entre a) la frecuencia de tipos de hábitat presentes dentro de los LIC y la superficie media de los LIC (F=76.908, df1=1, df2=14, p<10E-3) y b) la frecuencia de LIC y la frecuencia de hábitats presentes en ellos (F=59.934, df1=1, df2=14, p<10E-3)	91
Figura 5.2 Zonas de alta conectividad. Ajuste potencial entre a) la frecuencia de tipos de hábitat presentes dentro de los LIC y la superficie media de los LIC (F=27.453, df1=1, df2=16, p<10E-3) y b) la frecuencia de LIC y la frecuencia de hábitats presentes en ellos (F=15.946, df1=1, df2=14, p<10E-2)	91

1 INTRODUCCIÓN

“Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España”. Quizá habría que empezar explicando el título de este libro.

La conectividad ecológica es una medida de la capacidad de una entidad biológica dada (especie, taxón, comunidad, etc.) para establecer conexiones funcionales entre distintos sitios del paisaje donde vive. El paisaje no es homogéneo, y su estructura varía en el espacio creando zonas con diferentes grados de afinidad o repulsión para el nicho ecológico particular de la entidad biológica considerada. Llamaremos fragmentación a esta heterogeneidad a medida. Fragmentación y conectividad se parecen en que ambas son propiedades del paisaje que dependen de una entidad biológica, y difieren en que la primera puede estimarse para un territorio sabiendo solo de qué entidad se trata, mientras que la segunda requiere además conocer su distribución espacial.

Obsérvese que la conectividad es definida como una capacidad, no como un proceso. Es decir, no es necesario que la entidad biológica exista físicamente en el territorio para valorar su conectividad. Por ejemplo, podría diseñarse una reserva para albergar cierta especie, examinando la fragmentación de ese paisaje y gestionando su conectividad mediante la especificación de sitios de suelta. Luego, una vez implantadas las poblaciones concretas, su dispersión ocurriría (idealmente) obedeciendo a la conectividad así resuelta. Por tanto, conviene diferenciar entre conectividad y dispersión que son, respectivamente, una propiedad estructural y un proceso. Este último siempre tiene asociada una dimensión temporal.

¿Por qué es importante la conectividad? De manera general, es la base sobre la que tienen lugar los flujos de genes, energía y materia de una entidad biológica a través de un paisaje. Esto es cierto para la colonización de Norte América por humanos a través del Estrecho de Bering, para las poblaciones de cocodrilos que quedaron aisladas en el Sahara tras su cambio climático hacia mayor aridez, y para los patrones de polinización anemócora, regidos por vientos dominantes, de muchas plantas.

De manera más concreta para el contenido de este estudio, la conectividad es una herramienta esencial para gestionar una red de espacios protegidos. El ser humano ha ido cambiando progresiva y crecientemente las propiedades del paisaje desde el inicio del Neolítico. El amplio espectro de escalas espaciales propias de los humanos ha creado nuevos estados de fragmentación para una enorme cantidad de entidades biológicas, con el problema añadido de que la dinámica temporal de los cambios en el paisaje es mucho más rápida que la capacidad de adaptación evolutiva de gran parte de las especies.

A causa de lo anterior, sociedades que llevan siglos ocupando establemente su territorio, como la europea, se enfrentan a paisajes muy fragmentados. Y la fragmentación está asociada a usos del suelo, lo que en general descarta la creación de grandes reservas autocontenidas donde preservar la biodiversidad. El problema, en sus términos más elegantes, es cómo asegurar la persistencia de la biodiversidad reservando la menor cantidad posible de territorio natural, en forma de red de espacios protegidos inmersos en la gran matriz de usos del suelo. Un problema de conectividad en sentido estricto.

La Directiva de Hábitats es el principal pilar de la estrategia europea para abordar ese problema. Cabe destacar dos aspectos avanzados de ella. Primero, se propuso desde el principio la creación de una red de conservación (la Red

Natura 2000) formada por espacios conectados funcionalmente entre sí (Zonas Especiales de Conservación), con el propósito arriesgado de que fuese dicha red, y no sus espacios individuales, la garante de cumplir los objetivos de conservación. Y segundo, reconocer que ciertas comunidades biológicas aportan estabilidad estructural al paisaje y sirven de soporte para otras especies que se desea conservar. De una manera cuestionable, dichas comunidades fueron denominadas "hábitats". Todas las menciones a "hábitats" hechas en este texto son consistentes con esa interpretación.

Naturalmente, usando los términos anteriores pueden definirse hábitats a muchas escalas espaciales y niveles de organización. Los hábitats concernidos por este estudio tienen dos atributos. Primero, son formaciones de vegetación dominante a resoluciones espaciales entre hectométrica y kilométrica. Segundo, se distribuyen en el espacio controladas por grandes gradientes climáticos, sin limitaciones asociadas a configuraciones particulares de suelo u otros factores, ni a su historia biogeográfica. Este tipo de distribución fue llamado "zonal" por el botánico alemán Heinrich Walter.

El objetivo global de este proyecto fue facilitar al Estado español su obligación de informar periódicamente sobre la coherencia de la Red Natura 2000 en España, en términos de conectividad y de una manera homologable que pudiera replicarse en otros países de la Unión Europea. El sujeto de dicho análisis fueron hábitats de interés comunitario. Dentro de ese marco, se contemplaron los siguientes objetivos operativos:

- i) Establecer un conjunto de tipos de hábitats de referencia dentro de los especificados en el Anejo I de la Directiva de Hábitats, que sean especialmente apropiados para el análisis de la conectividad de la Red Natura 2000 en España peninsular y que puedan ser objeto de evaluaciones sucesivas.
- ii) Analizar la conectividad ecológica de la Red Natura 2000 para dichos tipos de hábitats, generando tres tipos de resultados en cada caso: un indicador global de la contribución de la red a la conectividad; un indicador local de la contribución de cada Zona Especial de Conservación a la conectividad; y un mapa con el patrón espacial de la conectividad, incluyendo las vías de tránsito más probables.
- iii) Desarrollar e implementar la herramienta de análisis de conectividad, relacionándola mediante protocolos con la base de datos existente sobre la Red Natura 2000, con objeto de facilitar periódicamente análisis similares a los propuestos en los objetivos anteriores.

Este trabajo es el producto del desarrollo del proyecto *Análisis de la Coherencia Global de la Red Natura 2000 en España* (TRAGSA-CSIC, 2006-2008) financiado por el Ministerio de Medio Ambiente. Los resultados aquí presentados fueron la base del proyecto *Análisis de la Coherencia de la Red Natura 2000 en España: 2ª fase* (Encomienda de gestión MARM-CSIC, 2008-2010) que, además, se benefició de importantes sinergias científicas con otro proyecto entonces activo: *Conservación de hábitats y degradación de tierras en Andalucía (MesoTopos)* (Junta de Andalucía, P08-RNM-4023, 2009-2012).

2 SELECCIÓN DE UN MÉTODO DE MODELADO ESPACIAL PARA LA GENERACIÓN DE MAPAS DE IDONEIDAD DE HÁBITATS NATURALES

2.1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Una de las mayores preocupaciones actuales de la biología de conservación es la pérdida y fragmentación de los hábitats de las especies. Las estadísticas apuntan a estos factores como los principales responsables del alto riesgo de extinción que sufren las especies animales y vegetales (Harris, 1984; Fahrig & Merriam, 1985; Wilcox & Murphy, 1985; Wilcove *et al.*, 1986; Lovejoy *et al.*, 1986; Caughley, 1994; Turner 1996; Beier & Noss, 1998; Goodwin & Fahrig, 2002), especialmente en regiones como Europa, donde la ocupación humana del medio natural es media o intensa. Es por esto que los conjuntos de espacios naturales protegidos tienden en la actualidad a articularse como redes que, como tales, deben cumplir los objetivos de conservación (Múgica *et al.*, 2002; EUROPARC-España, 2009), integrándose en el conjunto del territorio en un marco conceptual de planificación ecorregional (Gurrutxaga & Lozano, 2009, Santos & Calvo, 2013).

El mantenimiento de la conectividad ecológica en el territorio se ha ido perfilando como un objetivo de las políticas de conservación de la naturaleza, lo cual refuerza la noción de red de conservación (Bennett, 1999; Jongman, 2002). La gestión de la conectividad y la integridad ecológica de la red de espacios protegidos Natura 2000 es, además, un requisito legal impuesto por la Directiva europea de Hábitats (1992) en su artículo 10, que se recoge en la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad. El Instituto para la Política Medioambiental Europea (IEEP en sus siglas en inglés) redactó una guía para el mantenimiento de las características de conectividad del paisaje que son de gran importancia para las especies de fauna y flora silvestres, en implementación de dicho artículo 10 (Kettunen *et al.*, 2007). Así mismo, la Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta el 2020 tiene como objetivo número uno la plena aplicación de las directivas de Hábitats y Aves, lo que implica, entre otras actuaciones, completar la implantación de la Red Natura 2000 y garantizar su buena gestión. En este sentido, el Marco de Acción Prioritaria para la Red Natura 2000 en España (2014-2020) establece varias prioridades de conservación estratégicas y medidas claves para alcanzar las prioridades definidas. Entre las medidas prioritarias destinadas a la mejora del conocimiento para la gestión se incluye “evaluar la coherencia global y la conectividad ecológica de la Red Natura 2000 en cada región biogeográfica y en el ámbito peninsular”. Esta medida implica evaluar la representatividad de los tipos de hábitat y especies de interés comunitario y valorar la conectividad ecológica entre los espacios Natura 2000, identificando problemas de fragmentación y zonas de alta conectividad.

Dado que las administraciones autonómicas son las principales autoridades competentes en materia de conservación de la naturaleza y ordenación del territorio, son varios los trabajos enfocados a la creación de redes de corredores ecológicos en distintas comunidades autonómicas (EUROPARC-España, 2009, Gurrutxaga, 2011) como Madrid (Sastre, 2002), País Vasco (Gurruchaga, 2005), Asturias (García, 2008) o Murcia (ATECMA, 2007).

Los trabajos anteriormente mencionados (al igual que el presente) están basados en el cálculo de la superficie de coste o dicho de otro modo, en la resistencia acumulada que presenta un determinado paisaje al tránsito de las especies a través de él. Esta técnica de análisis se basa en la idea de que a cada celda de un mapa raster se le puede

atribuir una fricción relativa. Esta fricción se determina por la respuesta estimada de las características intrínsecas del hábitat a las condiciones ambientales de esa celda, que ofrecen una resistencia al paso de una especie concreta (Rodríguez, 2005). Esos modelos no pretenden ser simulaciones funcionales del movimiento sino que investigan cómo influyen los patrones estructurales del paisaje, a escala regional, en la distribución de las especies.

El problema principal que presenta este tipo de modelos radica en que los resultados dependen de la calidad o grado de exactitud que alcanza la superficie de coste generada para cada especie y área de estudio. Dicha calidad depende principalmente de cómo ha sido codificada la resistencia, y en menor medida, del algoritmo usado para calcular su acumulación a lo largo de un tránsito. Este trabajo se ocupa del primer factor.

Hasta ahora, los valores relativos asociados a la resistencia al movimiento a través de cada celda se han asignado frecuentemente de forma subjetiva, partiendo de un conocimiento experto de la ecología del taxón estudiado y codificando de forma consistente una selección de variables ambientales. Para la generación de superficies de fricción mediante este tipo de técnicas existen diversas herramientas implementadas en la mayoría de programas de SIG que pueden usarse con ventaja, casi siempre basadas en la reclasificación de un mapa de unidades ambientales. Sin embargo, la estimación de coeficientes de resistencia mediante la evaluación de expertos presenta un importante elemento de subjetividad, que impide la repetición sistemática de los estudios y que incluso no garantiza resultados consistentes cuando intervienen dos equipos distintos. Por otra parte, la obtención de valores de fricción mediante medidas de campo es costosa y difícil de extrapolar a toda la población a causa de la disparidad de escalas espaciales.

En este trabajo se utilizan y evalúan nuevas técnicas de modelado de hábitats que nos permitan obtener mapas de fricción que se ajusten a la realidad con la máxima precisión, que sean contrastables con datos externos y que se puedan generar mediante técnicas objetivas. La aproximación consiste en generar distribuciones predictivas, usando su recíproco o complemento como subrogado de la fricción.

El creciente interés despertado por el modelado de hábitats en las dos últimas décadas, unidos a una demanda de información aplicable a la gestión del territorio en zonas tan antropizadas como Europa, hace que el número de técnicas predictivas de modelado hayan sido incrementadas y mejoradas (Guisan y Zimmerman, 2000). En este artículo se compara la capacidad predictiva de dos tipos de algoritmos que utilizan mecanismos muy diferentes: ENFA (Hirzel, 2002) es una estrategia predictiva ampliamente utilizada que se basa en la construcción de un hiperespacio definido por variables ecogeográficas, y Random Forest (Breiman, 2001), basado en el aprendizaje automático, utiliza técnicas no paramétricas para realizar funciones de clasificación o regresión aprendiendo a partir de un conjunto de datos para el entrenamiento del modelo.

Este trabajo tiene como objetivo principal obtener mapas continuos de probabilidad de presencia de un determinado hábitat, a partir de los cuales se pueden obtener fácilmente mapas de fricción mediante substracción ($1/\text{idoneidad}$) o razón ($1/\text{idoneidad}$). La exactitud de dichos mapas de probabilidad se valora convencionalmente mediante su parecido con la distribución experimental que ha servido como entrada al modelo. En este trabajo se evalúa, además, su capacidad para reflejar gradientes de idoneidad en zonas de probabilidad de presencia intermedia.

Hasta ahora, uno de los algoritmos de aprendizaje automático de datos utilizado en este trabajo (Random Forest) se ha utilizado con éxito en diversos campos distintos a la ecología o la biología de la conservación, tales como la oncología (Álvarez *et al.*, 2005; Izmirlian, 2004; Shi *et al.*, 2005), epidemiología (Bureau *et al.*, 2005; Furlanello *et al.*, 2003; Rizzoli *et al.*, 2002), microbiología (Cummins *et al.*, 2004), astronomía (de la Calleja & Fuentes, 2004), biología molecular (Goh *et al.*, 2004; Guha *et al.*, 2004; Gunther *et al.*, 2003), genética (Lunetta *et al.*, 2004; Wei *et al.*, 2004) o la farmacología (Svetnik *et al.*, 2004; Svetnik *et al.*, 2003). Random Forest se utilizó por primera vez en España para el campo de la ecología para predecir el área potencial de *Pinus sylvestris* en la península Ibérica (Benito, 2006), estudio en el que se obtuvo como resultado un mapa de distribución binario (presencia/ausencia). En este trabajo, el objetivo principal es obtener mapas de idoneidad diferencial. Para ello se obtienen mapas predictivos continuos con esta técnica, de forma que cada celda contenga la probabilidad de que un determinado hábitat esté presente en función de un conjunto de predictores climáticos y topográficos.

Asumiendo la probabilidad de presencia del hábitat que tiene cada celda como la idoneidad que presenta ese punto para albergar el hábitat, podemos comparar los resultados obtenidos con el algoritmo de Random Forest con otros algoritmos ampliamente usados en el modelado de hábitats como los análisis ENFA (Dettki, 2003; Santos *et al.*, 2006; Gallego, 2004; Zaniewski, 2002, por citar algunos trabajos).

2.2 MÉTODO

2.2.1 ÁMBITOS DE ESTUDIO Y VARIABLES AMBIENTALES

El modelado ha sido ensayado en dos ámbitos totalmente distintos y complementarios, para poder evaluar tanto la exactitud de los algoritmos en condiciones controladas, como su capacidad para procesar grandes masas de datos en una aplicación práctica.

El primer ámbito consiste en una pequeña finca experimental de 850 ha situada en el sureste de la península ibérica, en la provincia de Almería. El área de trabajo fue expandida en la medida necesaria para que las cabeceras de las cuencas hidrográficas donde se localiza la finca estuviesen incluidas, de modo que los efectos hidrológicos derivados de su situación pudiesen ser evaluados. La resolución fue ajustada a 10 m porque es un compromiso aceptable entre reflejar correctamente las facetas topográficas y no sobrecargar innecesariamente los recursos informáticos. En este entorno se diseñó un hábitat sintético (*alfa*), cuya distribución depende únicamente de unas respuestas predefinidas frente a seis variables topográficas. Esta simplificación permite evaluar la capacidad predictiva de los algoritmos utilizados en función de su capacidad para reproducir el patrón de idoneidad predefinido, cuyos controles son objetivos y explícitos. Con este procedimiento se espera establecer el grado de error introducido en los resultados únicamente por los mecanismos intrínsecos de cada algoritmo.

El diseño del hábitat *alfa* está inspirado en la distribución real de los espartales de *Stipa tenacissima* en la finca experimental. Esta especie se distribuye de forma predecible y regular en el sureste peninsular Ibérico, siguiendo unos gradientes que, dados el tamaño y resolución del área de trabajo, pueden restringirse a la topografía. Para reflejarlos, se construyó un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) a 10 m de resolución, usando curvas de nivel procedentes del Mapa Topográfico de Andalucía a escala 1:10.000 (Junta de Andalucía, 1997). El MDE se calculó mediante el algoritmo ANUDEM (Hutchinson, 1989) para asegurar su continuidad hidrológica. A partir de él se calcularon las siguientes variables topográficas (Moore, 1991): pendiente (SLO); área de contribución, o tamaño de cuenca drenada aguas arriba de cada celda, que indica potencial de recepción de escorrentía (SIZ); índice de humedad o sedimentación potencial ($ATB = [\ln (SIZ/tan SLO)]$); índice de transporte potencial de sedimentos ($LSF = [SIZ/22.13]^{0.6} \cdot (\sin SLO/0.0896)^{1.3}$); distancia al cauce más próximo, que indica la longitud local de ladera (STRD); e índice de insolación relativa (SUN).

Variable codificada	Peso
factor de longitud de ladera (LSFc)	0.2719
pendiente (SLOc)	0.1515
índice de humedad (ATBc)	0.1515
distancia al cauce más próximo (STRDc)	0.1515
área drenada (SIZc)	0.0758
insolación relativa (SUNc)	0.0264

Tabla 2.1 Pesos asignados a cada variable en el diseño del hábitat *alfa*

Los requerimientos ambientales de *alfa* fueron definidos mediante una serie de reglas sencillas para variables topográficas individuales, estableciendo la idoneidad en función de los valores originales de dichas variables. Las idoneidades parciales así codificadas fueron combinadas entonces mediante Análisis de Decisión Multicriterio (Eastman *et al.*, 1993). Para ello se especificaron unos pesos relativos tomando las variables por pares y analizando el conjunto en una matriz de consistencia. Las variables utilizadas junto con sus factores de carga finales se detallan en la Tabla 2.1

Por lo tanto, el valor de idoneidad global que presenta el terreno para el hábitat *alfa* en cada celda vendrá dado por:

$$V(p) = SLOc*0.1515 + SIZc*0.0758 + ATBc*0.1515 + LSFc*0.2719 + \\ STRDc*0.1515 + SUNc*0.0264$$

donde el sufijo 'c' tras el nombre de una variable indica que ésta ha sido codificada para mostrar valores de idoneidad en el rango 0-255, según la regla individual definida para *alpha* y dicha variable. La distribución binaria del hábitat *alfa* se obtuvo usando las celdas cuyo valor fuese igual o superior al percentil 80 de la distribución de frecuencias de los valores de idoneidad global. Esta distribución fue usada como dato experimental, mientras que la superficie de idoneidad así construida se usó como referencia para las generadas por los distintos algoritmos.

El segundo ámbito de trabajo sirve para evaluar el comportamiento de los algoritmos frente a distribuciones de hábitats reales, controlados por combinaciones desconocidas de variables ambientales. Para ello, fue necesario escoger un área capaz de albergar gradientes climáticos y topográficos completos en extensiones relativamente pequeñas. Por ello se concentró la búsqueda en el sureste árido ibérico, ya que los gradientes topo-climáticos tienden a acortarse con la aridez. Para agilizar la obtención de datos se delimitó el área haciéndolo coincidir con los límites administrativos de la Región de Murcia. La resolución en este caso fue ajustada a 90 m con el fin de poder captar tanto la variabilidad de los gradientes topográficos como su variabilidad climatológica. Esto dio como resultado una ventana de trabajo de 41.950 km².

Las variables usadas como predictores en el ámbito de la Región de Murcia son variables climáticas, topográficas y edáficas. Las variables topográficas son las mismas que las utilizadas en el ámbito de la finca experimental, excepto que fueron calculadas a partir del MDE del Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) a la resolución de 90 m (Werner, 2001). Las variables climáticas fueron calculadas aplicando las ecuaciones de Sánchez Palomares *et al.* (1999) al MDE GTOPO30 (USGS EROS Data center, 2001) a una resolución de 1000 m, y remuestreándolas posteriormente a la resolución de trabajo de 90 m. Estas variables fueron: temperatura media anual (TMA), temperatura máxima media del mes más cálido (TMXC), temperatura mínima media del mes más frío, Temperatura media de verano (TMED_VER), temperatura media de primavera (TMED_PRI), temperatura media de otoño (TMED_OTO), temperatura media de invierno (TMED_INV), precipitación total anual (PA), precipitación de verano (P_VER), precipitación de primavera (P_PRI), precipitación de otoño (P_OTO), precipitación de invierno (P_INV). Finalmente, también se incorporó al modelo un mapa de suelos a escala 1:1.000.000 (LUCDEME) (Ministerio de Medio Ambiente, 2005), cuyas categorías fueron codificadas ordinalmente.

La distribución utilizada en este escenario fue la distribución de *Rhamno lycioidis-Juniperetum phoeniceae* Rivas-Martínez & G. López in G. López 1976 en la Región de Murcia, extraída a partir del Inventario Regional de Hábitat de Murcia ("*Sabin*" en adelante). Dicho Inventario consiste en polígonos dentro de los cuales se cita la presencia de uno o más hábitats protegidos, cada uno de ellos con un valor indicativo de cobertura dentro del polígono. Por tanto, la distribución espacial de hábitats dentro del polígono es desconocida. Por ejemplo, cierto hábitat con una cobertura del 10% podría corresponder por igual a una mancha compacta que ocupe esa fracción de la superficie total del polígono, o a una cubierta uniformemente poco densa distribuida por la totalidad del mismo. Ello reduce la calidad de los datos de presencia y supone un desafío importante para los algoritmos de modelado. Sin embargo, este tipo de datos constituye la base sobre la que operan las políticas españolas de conservación y de gestión de la Red Natura 2000, por lo que se consideró imprescindible incluirlos en este trabajo. Para ello se asumió que todas las celdas en cada polígono que contuviese el hábitat citado fuesen consideradas como presencias, independientemente de la cobertura atribuida al hábitat en el conjunto del polígono.

2.2.2 ALGORITMOS PREDICTIVOS

2.2.2.1 Antecedentes

En las últimas décadas se ha producido un espectacular avance de programas informáticos diseñados para el tratamiento de datos georeferenciados, conocidos como Sistemas de Información Geográfica o SIG. Esto unido al desarrollo de nuevas teorías biogeográficas, está propiciando el desarrollo de nuevas técnicas de análisis para el estudio de los patrones espaciales de los seres vivos (Acevedo, 2005 y 2006), pudiendo englobarse dentro de la rama denominada Biogeografía de la Conservación (Lomolino 2004; Whittaker *et al.*, 2005).

Guisan y Zimmerman (2000) agruparon las principales aproximaciones estadísticas usadas en la modelización en seis categorías, dentro de las cuales se pueden distinguir modelos estadísticos clásicos como regresiones lineales generalizadas, modelos lineales generalizados (Guisan, 1999), modelos aditivos generalizados (Austin, 2001) y GRASP (Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction) (Lehmann, 2003). Otra serie de técnicas estadísticas son los basados en árboles de clasificación (p.e. Muñoz *et al.*, 2002; Venables & Ripley 2002). Otro tipo de estrategias predictivas profusamente utilizado son las envueltas ambientales (Environmental Envelopes), basados en el cálculo mediante distintos algoritmos del rango de condiciones de distintas variables en el que se encuentra presente el elemento a estudiar. Algunos de los algoritmos más utilizados dentro de estas estrategias predictivas son BIOCLIM (Busby, 1991), HABITAT (Walker & Cocks, 1991), DOMAIN (Carpenter *et al.*, 1993) y ENFA (Hirtzel *et al.*, 2002). Aparte de estos grupos, existen otros muchos como los que utilizan interferencias bayesianas (Fischer, 1990; Brzeziecki *et al.*, 1993), redes neuronales (Lek & Guegan, 1999), modelos discriminantes (Corsi *et al.*, 1999) y técnicas de ordenación (Guisan, 1999) entre otros.

Este trabajo está centrado en dos tipos de algoritmos predictivos muy potentes y poco exigentes respecto a la calidad de los datos, pero basadas en principios distintos. Por un lado en el algoritmo de Random Forest, se basa en clasificaciones politéticas, divisivas, recursivas y dicotómicas, a partir de valores umbrales de los predictores. En cada partición se trata de maximizar la heterogeneidad inter-grupos, y la homogeneidad intra-grupos, usando la varianza o la diversidad como indicadores de dispersión para variables ordinales o nominales respectivamente. De esta forma, Random Forest se basa en la detección empírica de configuraciones ambientales óptimas para la especie en cuestión.

2.2.2.2 ENFA (Ecological Niche Factor Analysis)

Por otro lado, el algoritmo tipo ENFA, realiza análisis del nicho ecológico mediante gradientes, y está técnicamente basado en un Análisis de Componentes Principales (ACP), por ser una técnica muy utilizada en distribuciones predictivas en los últimos años (p.e. Broton *et al.*, 2004; Hirzel, 2001; Olivier *et al.*, 2006; Lleverette *et al.*, 2005; Zaniwski *et al.*, 2002). Este análisis, implementado en el software BioMapper, es una herramienta SIG que utiliza el entorno Idrisi (Hirzel *et al.*, 2001). Permite realizar estimas del nicho observado de una especie sin requerir datos de ausencia, y con ello, su distribución potencial en la región (Chefaoui, 2004).

ENFA compara la distribución de las variables predictoras, también llamadas EGV (EcoGeographical Variables), y el nicho observado de la especie. De forma parecida a un Análisis de Componentes Principales (ACP), ENFA resume toda la información de las variables predictoras en una serie de factores ortogonales, que explican fracciones conocidas de la varianza de la distribución ecológica de la especie.

Los factores extraídos tienen significación biológica: el primer eje, o Factor de Marginalidad, describe lo alejado que está el óptimo de la especie de la media del hábitat de la región. El resto de los ejes se denominan factores de tolerancia, y describen lo especializada que está la especie con respecto a los rangos de variación ambiental presentes en el área estudiada.

Al final, mucha de esta variabilidad suele ser explicada por unos pocos de los primeros factores, por lo que sólo se suele escoger un número reducido de ellos para intervenir en los análisis de adecuación del hábitat. En estos análisis, se superponen los mapas con la distribución espacial de estos factores relevantes, para dar lugar a una cobertura que describe el grado de adecuación para la especie estudiada del hábitat de cada localidad.

2.2.2.3 Random Forest

Este algoritmo fue descrito por primera vez por Breiman (Breiman, 2001), y supone una mejora sobre los árboles de clasificación y regresión, esta mejora consiste fundamentalmente en eliminar el sobreajuste a los datos y mejorar la precisión de modelos basados en árboles de clasificación.

El programa original de Random Forest fue desarrollado por Leo Breiman y Adele Curtler. Posteriormente se han desarrollado aplicaciones para distintos programas estadísticos que ya lo incorporan. En este trabajo se ha utilizado la librería randomForest (Liaw *et al.*, 2002) del entorno de programación R.

El algoritmo de Random Forest implementa una combinación automática de árboles de clasificación y regresión (Breiman, 2001). Los árboles que se utilizan están completamente crecidos. Como sucede con el bagging, el modelo se obtiene a base de combinar varios modelos que están entrenados en distintos subconjuntos que se han tomado mediante bootstrap. Sólo uno de los subconjuntos de todas las variables disponibles se usa para producir la división de las variables en cada nodo. Esta característica alivia el problema de la correlación entre variables porque se pueden extraer en veces distintas, contribuyendo así en varios niveles al modelo final que se crea (Benito, 2006).

En el caso del estudio de especies no dominantes en el área de estudio, como el que nos ocupa, los datos de presencia/ausencia están fuertemente desequilibrados, ya que los datos de presencia constituyen una pequeña minoría frente al total. Este hecho puede mermar la capacidad predictiva del algoritmo de Random Forest. Para el uso de RF con este tipo de datos Chao Chen y colaboradores proponen dos técnicas diferentes: Balanced Random Forest (BRF) y Weighted Random Forest (WRF) (Chen, 2004).

Con la técnica Weighted Random Forest (WRF) se asigna un peso a cada clase (presencia y ausencia), dándole mayor peso a la clase minoritaria. Posteriormente, los pesos son incorporados en dos procedimientos diferentes: en la generación de los árboles, donde son utilizados en la ponderación de los criterios Gini para encontrar particiones óptimas; y en la generación de nodos terminales para cada árbol, donde vuelven a ser tenidos en cuenta para realizar una predicción ponderada de cada clase. La clase final predicha por el conjunto de árboles se determina sumando las predicciones ponderadas de cada árbol.

En el caso de Balanced Random Forest (BRF), se usan distintas técnicas de muestreo en la preparación del subconjunto de datos usados para el entrenamiento. Esto se puede conseguir equilibrando las proporciones relativas de las clases en el subconjunto de datos usados para entrenar el modelo. En este trabajo, ello implica disminuir los datos con ausencia de la especie hasta que alcancen cantidades parecidas a las de datos con presencia.

La mayor parte de las investigaciones están centradas en este tipo de técnicas. Kubat *et al.* (1997) demostró que este tipo de técnicas mejoran los resultados predictivos en la mayoría de los casos estudiados. Kubat & Matwin (1997) redujeron el número de datos correspondientes a la clase mayoritaria en el subconjunto de datos usados para el entrenamiento. Ling & Li (1998) aumentaron el número de datos correspondientes a la clase minoritaria mediante repeticiones de los datos minoritarios hasta que alcanzaron el mismo tamaño que los datos mayoritarios, esto no significa un aumento de información, sino un aumento de la importancia o peso de la clase minoritaria. Chawla *et al.* (2002) combina el aumento y la disminución de las clases minoritarias y mayoritarias respectivamente para conseguir mejores resultados en la predicción.

FUENTE	CODIGO UE	CODIGO ASOCIACIÓN *	NOMBRE DE LA ASOCIACIÓN FITOSOCIOLÓGICA	OTRAS DENOMINACIONES	TIPO DE HÁBITAT**
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	5220	422011	<i>Mayteno-Periplocetum angustifoliae</i>	-	Matorrales arborescentes de <i>Ziziphus</i>
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	5220	422013	<i>Ziziphietum loti</i>	-	Matorrales arborescentes de <i>Ziziphus</i>
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	5330	433316	<i>Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis</i>	-	Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	5330	433527	<i>Rhamno lycioidis-Genistetum murcicae</i>	-	Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	6220	522224	<i>Lapiedro martinezii-Stipetum tenacissimae</i>	-	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales (<i>Thero-Brachypodietea</i>)
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	6220	522212	<i>Dactylido hispanicae-Lygeetum sparti</i>	-	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales (<i>Thero-Brachypodietea</i>)
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	9530	853342	<i>Junipero phoeniceae-Pinetum salzmannii</i>	-	Pinares (sub-) mediterráneos de pinos negros endémicos
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	5210	421014	<i>Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae</i>	-	Matorrales arborescentes de <i>Juniperus</i> spp.
Inventario Regional de Hábitat de Murcia	9570	857011	<i>Arisaro-Tetraclinidatum articulatae</i>	-	Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i>
Mapa Forestal de España (escala 1:400.000)	-	-	-	<i>Quercus ilex ballota</i>	-
Mapa Forestal de España (escala 1:400.000)	-	-	-	<i>Pinus halepensis</i>	-
Tercer Inventario Forestal Nacional	-	-	-	Sabinar (<i>Juniperus phoeniceae</i>)	-

Tabla 2.2 Hábitats y procedencia de las distribuciones utilizadas para la modelización en la Región de Murcia (en azul Prioritarias)

2.2.3 DISEÑO EXPERIMENTAL Y SELECCIÓN DEL MODELO

En este trabajo buscamos una metodología que sea capaz de procesar datos que tienen una considerable cantidad de ruido asociado a su procedencia de bases genéricas y, especialmente, al censo en unidades de inventario conjuntas. Para ello es necesario verificar algunos aspectos en las superficies de idoneidad resultantes: la capacidad predictiva de los modelos en términos de similitud entre las distribuciones binarias observada y predicha; que las variables utilizadas como predictores puedan ser obtenidas y procesadas de forma económica a partir de bases de datos existentes; y que los mapas de idoneidad generados reproduzcan de forma satisfactoria los gradientes ambientales existentes en la realidad. Esto último es importante ya que el objetivo declarado de convertir superficies de idoneidad en superficies de fricción implica reflejar correctamente las transiciones ambientales que controlan la presencia de la especie.

Por tanto la evaluación de los resultados se hace desde dos puntos de vista complementarios: desde el punto de vista de las capacidades predictivas de los algoritmos (componentes no espaciales) y desde el punto de vista de la textura de las imágenes generadas (componentes espaciales).

Partiendo de las consideraciones expuestas en las secciones precedentes, el diseño experimental consistió en aplicar dos algoritmos distintos, ENFA y Random Forest (RF). Dentro del algoritmo de RF usamos dos técnicas distintas de muestreo en la preparación del subconjunto de datos destinados al entrenamiento. Estas técnicas son, por un lado, un muestreo aleatorio simple (No-BRF), y por otro, BRF, descrito en el punto 2.2.2.3. Los tres algoritmos fueron aplicados

sobre dos hábitats y áreas de estudio diferentes: *alpha* y *Sabin*. Las superficies de idoneidad resultantes fueron examinadas por su exactitud respecto a las distribuciones observadas, y por su textura espacial o capacidad para reflejar gradientes de idoneidad. Ello permitió seleccionar un procedimiento óptimo de modelado espacial, que fue posteriormente aplicado a doce hábitats adicionales. Las variables topográficas, climáticas y edáficas utilizadas en la modelización de los doce hábitats adicionales son la mismas que para el hábitat *sabin*, citadas en el punto 2.2.1. La distribución de esos hábitats (Tabla 2.2) ha sido extraída del Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito), Mapa Forestal de España (escala 1:400.000) (Ceballos, 1966) y el Tercer Inventario Nacional Forestal 1997-2007, Región de Murcia (Ministerio de Medio Ambiente, 2002). De este modo se reprodujeron las condiciones técnicas bajo las que una administración podría utilizar los datos existentes para generar distribuciones predictivas.

2.2.3.1 Selección del modelo teniendo en cuenta los criterios no espaciales

Después de haber desarrollado los dos algoritmos con los subconjuntos respectivos dedicados al entrenamiento, se han validado cada uno de forma independiente por su capacidad para reproducir la distribución de entrada. Para ello se han utilizado los estadísticos Kappa, y la medida del AUC (Area Under the Curve) estimada bajo la curva ROC (Receiver Operating Characteristic Curve).

Los análisis ROC fueron desarrollados por primera vez en el campo de la electrónica, en la segunda guerra mundial para discriminar entre el ruido y la señal procedente de los radares. A mediados de los 60 comienza a utilizarse en psicología (ver Greem *et al.*, 1966). En 1967 se comienzan a utilizar para la toma de decisiones médicas y posteriormente se utilizan como método de estudio de imágenes (p.e. Lusted, 1971).

		Valores reales o de referencia	
		Positivo	Negativo
Valores del modelo predictivo	Positivo	TP	FP
	Negativo	FN	TN

Tanto ROC como AUC se basan en una matriz de confusión (McPherson, 2004). La matriz de confusión (Tabla 2.3) recoge los valores dados por la predicción como positivos o negativos frente a los valores reales (o de referencia), clasificándolos como verdaderos positivos (TP), falsos positivos (FP), verdaderos negativos (TN) y falsos negativos (FN).

Tabla 2.3 Definición de la matriz de confusión

La precisión de una predicción puede ser medida en términos de sensibilidad y especificidad. Éstas son definidas como la proporción de valores positivos y negativos, correctamente clasificados por la predicción respectivamente.

$$\text{Sensibilidad} = \frac{TP}{FN + TP}$$

$$\text{Especificidad} = \frac{TN}{TN + FP}$$

La curva ROC queda definida por la representación gráfica de los valores de la fracción de falsos positivos o 1-especificidad en el eje "X" y la sensibilidad o la fracción de verdaderos positivos en el eje "Y".

Un modelo con una predicción perfecta tiene una curva que pasa a través de la esquina superior izquierda, donde la fracción de verdaderos positivos es 1 ó 100 % (sensibilidad perfecta) y la fracción de falsos positivos es 0 (especificidad perfecta). Una figura teórica para un modelo sin poder predictivo alguno (distribución idéntica de los resultados para ambos grupos) es una línea diagonal de 45º, o desde la esquina inferior izquierda hasta la superior derecha. Cuanto más cerca esté la línea de la esquina superior izquierda, mayor será la precisión de la predicción. El AUC es la medida del área debajo de la curva ROC, esta oscila entre 0.5 y un máximo de 1, que representaría la mayor exactitud alcanzable.

Otra herramienta utilizada en este trabajo para medir la similitud entre los datos predichos y los reales es el estadístico kappa. El estadístico kappa se presenta como una herramienta objetiva para comparar mapas de vegetación (Monserud, 1992), y en general puede usarse para comparar clasificaciones del mismo conjunto de objetos. Kappa se calcula a partir de la anteriormente citada matriz de confusión y se define como:

$$kappa = \frac{(TP + TN) - \frac{((TP + FN) * (TP + FP) + (FP + TN) * (FN + TN))}{n}}{n - \frac{((TP + FN) * (TP + FP) + (FP + TN) * (FN + TN))}{n}}$$

Kappa	Degree of agreement
<0.05	No
0.05-0.20	Very poor
0.20-0.40	Poor
0.40-0.55	Fair
0.55-0.70	Good
0.70-0.85	Very good
0.85-0.99	Excellent
0.99-1.00	Perfect

Tabla 2.4 Grado de similitud en función de Kappa (Monserud, 1992)

Para comparar dos imágenes con el estadístico kappa, éstas deben tener exactamente el mismo número de categorías (presencia/ausencia en nuestro caso). Por ello, hemos convertido los mapas de probabilidad de presencia de especies obtenidos por los modelos en mapas binarios, asumiendo la presencia de una especie a partir de distintos valores de probabilidad. Cada uno de esos mapas ha sido comparado entonces con la distribución de entrada.

Los valores de kappa están comprendidos entre 0 y 1, correspondiendo a mínima y máxima similaridad respectivamente. Monserud *et al* (1992), propone la siguiente una clasificación de los resultados en función de los valores obtenidos de kappa (Tabla 2.4)

2.2.3.2 Selección del modelo teniendo en cuenta los criterios espaciales

La identidad entre las distribuciones observada y predicha no es la única condición que debe satisfacer el modelo seleccionado. Las superficies de idoneidad generadas han de servir para establecer la fricción que opone el territorio al tránsito de poblaciones, y para valorar ordinalmente sitios alternativos para la reintroducción de nuevas poblaciones. Ello requiere trabajar en condiciones de idoneidad intermedias, y por tanto examinar las zonas grises de dichas superficies. Dichas zonas son difíciles de validar porque las bases de datos existentes raramente cuentan con datos observados, y los estudios de campo presentan importantes limitaciones de escala. Por ello, en este trabajo se realiza un análisis de la estructura espacial de las superficies. El criterio general de selección asume que, además de presentar valores altos de identidad binaria según se explica en la Sección precedente, las superficies deben tener parsimonia en su variación espacial.

Todas las superficies han sido examinadas mediante semivariogramas, contruidos a partir de una muestra de puntos extraídos según un diseño estratificado-aleatorio. El método de mínimos cuadrados fue usado para ajustar un modelo al semivariograma observado para poder realizar comparaciones ordinales entre los parámetros típicos (rango, nugget y sill) asociados a las superficies generadas por los tres algoritmos predictivos en cada uno de los ámbitos. En particular, el rango fue interpretado como la capacidad de las superficies para mostrar cambios abruptos en distancias cortas, y el nugget como el ruido intrínseco o dispersión que no tiene componente espacial. Estas interpretaciones fueron complementadas con la descripción no espacial de la distribución de frecuencias de los valores de probabilidad.

El semivariograma observado sirvió, además, para calcular la dimensión fractal a partir de la pendiente de una recta ajustada a la regresión del logaritmo de la varianza sobre el logaritmo de la distancia. Esta variable se usó como estimador general de la rugosidad de la superficie tomada en conjunto.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 SOBRE LA CAPACIDAD PREDICTIVA DE LOS ALGORITMOS (CRITERIOS NO ESPACIALES)

La evaluación no espacial de las superficies de idoneidad se basa en su conversión a mapas binarios de distribución predicha, y la comparación posterior con las distribuciones binarias observadas que sirvieron de entrada a cada modelo. Tres distribuciones predichas fueron obtenidas para cada algoritmo, considerando como presencias valores de idoneidad superiores a los percentiles 70, 80 y 90 respectivamente. Cada una de ellas fue enfrentada entonces a la distribución observada para calcular los estadísticos kappa y AUC.

	Umbral Kappa			AUC
	70	80	90	
ENFA	0,411	0,320	0,181	0,910
BRF	0,898	0,917	0,928	0,988
No-BRF	0,839	0,791	0,714	0,981

El estadístico Kappa (Tabla 2.5) se obtuvo a partir de la matriz de confusión generada por la comparación del mapa de distribución o presencia de la especie utilizados en cada caso como datos de entrada al algoritmo predictivo y los mapas binarios generados al cortar los mapas de idoneidad generados por los algoritmos predictivos (Figura 2.1) en los percentiles 70, 80 y 90.

Tabla 2.5 Interpretación de Kappa según la Tabla 2.3 y Area Under the Curve (AUC) para el hábitat alfa

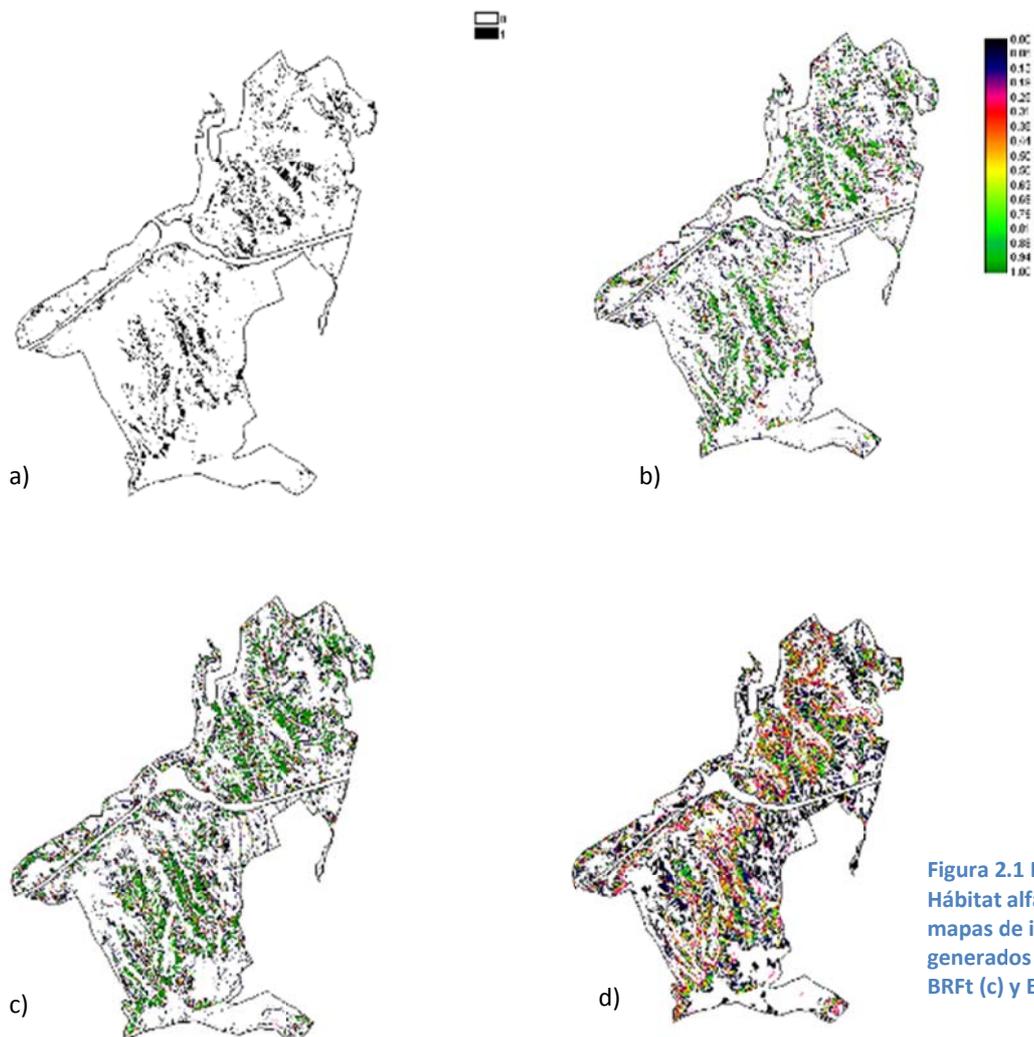


Figura 2.1 Distribución del Hábitat alfa (a) frente a los mapas de idoneidad generados por No-BRF (b), BRFt (c) y ENFA (d)

2.3.1.1 Distribuciones predictivas en una finca experimental sobre el hábitat alfa

No-Balanced Random Forest (No-BRF). Figura 2.1b

Se ha utilizado el 18% de los datos como subconjunto destinado al entrenamiento (15150 celdas), obtenido tras un muestreo aleatorio del universo muestral, donde 960 celdas corresponden a datos de presencia y 9.640 a datos de ausencia. La obtención final del modelo se alcanzó mediante la agregación de 500 árboles. El número de variables tomadas para la ruptura de cada nodo (*mtry*) en la construcción de los distintos árboles se fijó mediante la búsqueda automática del error más bajo obtenido para cada valor de *mtry*. Este mecanismo está integrado en el paquete Random Forest para R (tuneRF) (ver Liaw *et al.*, 2006). El número de variables tomadas en cuenta para la ruptura de cada nodo se fijó finalmente en 4 con un out-of-bag error estimated (OBB-error) de 2.71%.

Aunque Random Forest no está orientado a la ordenación de predictores según su importancia, puede obtenerse una aproximación mediante la importancia relativa que cada variable predictora tiene en la ruptura de cada nodo en la fase de construcción de cada árbol. Este modelo asignó como variable más importante en la ruptura de cada nodo el factor de longitud de ladera (LSF). La insolación relativa (SUN) obtuvo la importancia relativa más baja, mientras que el resto de variables tomadas en cuenta muestran una importancia relativa de valores intermedios y parecidos entre sí. (ver Figura 2.2).

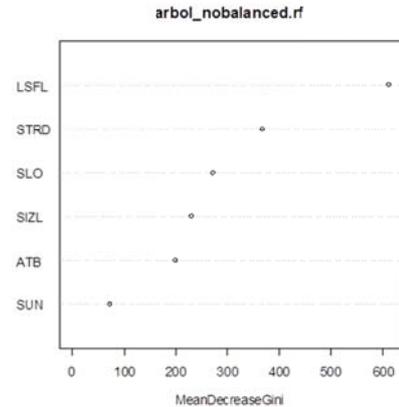


Figura 2.2 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante No-B RF para el hábitat alfa

Balanced Random Forest (BRF). Figura 2.1c

Se ha utilizado el 18% de los datos como subconjunto destinado al entrenamiento (15150 celdas). La clase "ausencia" es la mayoritaria en nuestro caso, suponiendo más de un 90% del total del conjunto de datos, lo que demuestra que los datos están extremadamente desequilibrados. Para paliar esto, la clase mayoritaria (ausencia) fue muestreada aleatoriamente hasta obtener el mismo número de datos existentes en la clase minoritaria (presencia). De esta forma, el subconjunto destinado al entrenamiento se obtuvo con un muestreo estratificado por clases en el que el 50% de los datos pertenecen a la clase "presencia", y el otro 50% a la clase "ausencia". En este trabajo hemos desarrollado un script en lenguaje de programación R que realiza automáticamente la técnica de muestreo anteriormente descrita para datos extremadamente desequilibrados (punto 2.2.3). En la obtención final del modelo se alcanzó mediante la agregación de 500 árboles. El parámetro *mtry* fue fijado en 4 utilizando la misma herramienta que para No-Balanced RF, obteniendo un OBB error rate de 2.58 %.

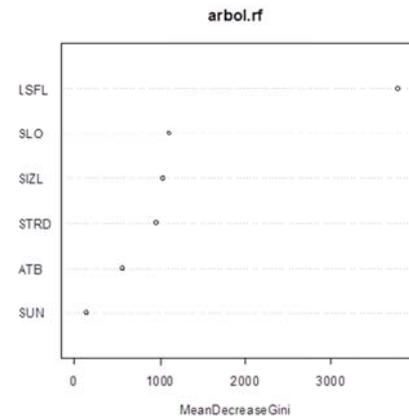


Figura 2.3 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante BRF para el hábitat alfa

Este algoritmo siguió un patrón en la asignación de importancias relativas a cada variable casi idéntico al seguido con la técnica No-Balanced RF. La variable con una importancia mayor fue el factor de longitud de ladera (LSF) y la insolación relativa (SUN) la de menor importancia. El resto de variables se mantienen con una importancia relativa de valores intermedios y parecidos entre sí, pero sensiblemente más bajos que para el caso anterior (ver Figura 2.3).

Ecological Niche Factor Analysis (ENFA). Figura 2.1d

El mapa de idoneidad se obtuvo utilizando como variables ecogeográficas la pendiente (SLO), curvatura del perfil (PFC), área drenada (SIZ), índice de humedad (ATB), factor de longitud de ladera (LSF), distancia al cauce más próximo (STRD) e insolación relativa (SUN).

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6
especialización explicada	39.9%	35.6%	7.0%	2.6%	2.3%	0.87%
ATB	-0.112	0.608	0.749	-0.603	-0.609	-0.579
LSF	0.758	0.304	0.145	-0.320	-0.302	-0.339
SIZ	0.226	-0.733	-0.607	0.730	0.733	0.733
SLO	0.476	0.008	0.222	0.006	-0.012	0.039
STRD	-0.362	0.000	-0.016	-0.020	-0.001	-0.002
SUN	0.064	0.000	-0.001	0.000	0.000	0.107

Tabla 2.6 Correlación entre los factores de ENFA y las variables ecogeográficas (EGVs). Para el hábitat alfa

Los factores seleccionados del análisis ENFA fueron 6, mediante los que se explica el 100% de la información. Los coeficientes de relación entre las variables y cada uno de los seis factores generados se muestran en la Tabla 2.6. Más del 75% de la especialización queda explicada por los dos primeros factores, aunque el mapa de idoneidad fue construido usando los seis. Las variables con más carga en el primer factor son LSF y SLO, sugiriendo facetas topográficas locales en una catena de

ladera, mientras que SIZ y ATB son las variables con mayor carga en el segundo factor, lo que explicaría la posición de *alpha* en un gradiente de mayor magnitud formado por una cuenca hidrográfica.

La marginalidad total fue de 0.54 y la especialización total 3.77. La tolerancia total fue de 0.26.

2.3.1.2 Distribuciones predictivas en la Región de Murcia sobre el hábitat Sabin

	Umbral Kappa			AUC
	70	80	90	
ENFA	0.676	0.7114	0.672	0.959
BRF	0.422	0.2634	0.0884	0.946
No-BRF	0.2178	0.1913	0.1397	0.745

Tabla 2.7 Interpretación de Kappa según la Tabla 2.3 y Area Under the Curve (AUC) para el Hábitat Sabin en la Región de Murcia

Los datos de la distribución del hábitat suponen 99510 celdas con datos de presencia y 1295547 de ausencias. Esto supone que las presencias representan el 7.1% del total de los datos, por lo que en este caso también debemos utilizar técnicas de muestreo para preparar el subconjunto de datos dedicado al entrenamiento el desequilibrio de los datos.

Los estadísticos Kappa y AUC (Tabla 2.7) se obtuvieron a partir de mapas de idoneidad generados por los algoritmos predictivos (Figura 2.4) según se detalla en el punto 2.3.1.

No Balanced Random Forest (No-BRF). Figura 2.4b

Los requerimientos computacionales de la implementación del algoritmo de Random Forest son muy elevados, por lo que el procesamiento de grandes volúmenes de datos se hace casi inviable. En este trabajo, hemos logrado procesar el 3.58 % de los datos como subconjunto destinado al entrenamiento (50.000 celdas). Dicho subconjunto se obtuvo con un muestreo aleatorio simple del conjunto total de los datos. En la obtención final del modelo se agregaron 100 árboles. El número de variables tomadas para la partición de cada nodo (*mtry*) se fijó mediante la búsqueda automática del error más bajo obtenido para cada valor de *mtry*. El número de variables tomadas en cuenta para la ruptura de cada nodo se fijó finalmente en 4 con un out-of-bag error estimated (OBB-error) de 4.44%.

Balanced Random Forest (BRF). Figura 2.4c

A causa de los límites computacionales mencionados más arriba, en este caso también se ha utilizado el 3.58 % de los datos como subconjunto destinado al entrenamiento (50.000 celdas). La clase "ausencia" es la mayoritaria en nuestro caso, suponiendo más de un 92 % del total del conjunto de datos, lo cual implica que los datos están extremadamente desequilibrados. Para paliar esto, usamos Balanced RF. De esta forma, el subconjunto destinado al entrenamiento se obtuvo con un muestreo estratificado en el que el 50% de los datos pertenecen a la clase "presencia", y el otro 50% a la clase "ausencia". En la obtención final del modelo se alcanzó mediante la agregación de 100 árboles. El parámetro *mtry* fue fijado en 4 utilizando la misma herramienta que para No-Balanced RF, obteniendo un OBB error rate de 0.7 %

Ecological Niche Factor Analysis (ENFA). Figura 2.4d

Los factores seleccionados del análisis ENFA fueron 21, mediante los que se explica el 100% de la información. Los coeficientes de relación entre las variables y cada uno de los ocho primeros factores generados se muestran en la Tabla 2.8. La marginalidad total fue de 1.52 y la especialización total 2.16. La tolerancia total fue de 0.46

FACTOR	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
especialización explicada (%)	14,10	41,70	9,90	9,20	5,50	3,20	2,10	1,80	1,50	1,40	1,10	1,10	0,90	0,80	0,60	0,40	0,40	0,30	0,30	0,30	0,30
LSF	0,21		0,90	-0,11	-0,10			-0,10						0,10	0,30	-0,77	-0,10	0,24	-0,40	-0,40	
SIZ	-0,10		-0,86	0,85	0,30		-0,10	-0,10	-0,20					-0,10	0,28	-0,20	-0,80	0,20	0,20	0,20	
SLO	0,34	-0,10	-0,13	0,20	-0,20		-0,50	-0,11		0,50				-0,10	0,20	0,24	0,96	0,71	0,23	0,40	0,13
STRD	0,13		0,23	0,12	0,30	-0,20	-0,60	-0,14	-0,15	0,10		-0,20	0,30	-0,46	0,11	-0,13	-0,10	-0,30	-0,60	-0,50	-0,50
SUN	-0,39		-0,40	-0,20	0,10		0,10								0,40	0,60	0,26	0,50	0,34	0,80	0,53
DEM	0,30	0,10	-0,81	-0,30	-0,10	-0,40	-0,40	0,20	0,50	-0,10		-0,10	-0,50	0,58	-0,16	-0,17	-0,40	-0,53	-0,15	-0,12	-0,58
Q_TMA	0,25	0,63	0,27	0,56	0,59	-0,73	0,58	-0,54	0,14	-0,19	-0,38	-0,75	0,89	0,78	0,41	0,22	-0,69	-0,87	-0,16	-0,16	-0,18
TMED_OTO	-0,26	-0,27	-0,42	-0,29	0,63	0,73	-0,74	0,96	-0,43	0,65	-0,96	0,26	-0,25	0,13	-0,68	-0,89	-0,31	-0,44	-0,41	-0,45	-0,48
TMXC	-0,18	-0,25	-0,71	-0,80	-0,10	0,30	-0,13	0,59	-0,11	-0,89	-0,18	-0,75	-0,34	-0,15	0,43	0,22	-0,48	-0,58	-0,52	-0,51	-0,41
TMED_VER	-0,22	0,27	0,12	0,12	-0,30	-0,30	0,40	-0,24	0,13	0,12	0,13	0,26	-0,15	-0,26	-0,27	0,54	0,35	0,42	0,14	0,59	0,14
TMED_PRI	-0,22	0,66	-0,32	-0,16	0,19	0,24	-0,37	0,15	-0,31	0,18	0,13	0,24	-0,16	-0,80	-0,27	-0,13	-0,12	-0,16	-0,14	-0,15	-0,20
TMED_INV	-0,26	-0,53	0,45	0,29	-0,57	-0,53	0,39	-0,62	0,75	-0,63	0,29	0,28	-0,27	-0,49	0,53	-0,35	-0,72	0,79	0,85	0,83	0,86
PA	0,25	-0,80	-0,21	-0,29	-0,18	0,19	-0,19	-0,20	0,37	-0,17	-0,74	0,31	-0,81	-0,15	0,95	0,25	-0,17	-0,52	-0,77	0,17	0,41
P_VER	0,28	0,11	-0,79	-0,66	0,26	0,61	-0,16	0,17	0,12	0,12	0,65	-0,60	0,26	0,74	-0,18	-0,15	-0,20	0,60	0,86	0,60	0,20
P_PRI	0,28	-0,25		-0,27	0,22	0,30	-0,98	0,47	0,13	-0,11	0,22	-0,23	-0,23	-0,90	-0,23	0,64	0,17	-0,90	-0,50	-0,35	-0,20
P_OTO	0,24	0,25	-0,17	-0,11	-0,22	-0,73	0,25	0,41	-0,24	0,18	0,22	-0,37	0,43	0,12	-0,58	-0,46	0,41	0,59	0,58	0,29	-0,30
P_INV	0,20	-0,89	0,43	0,12	0,14	-0,83	-0,15	-0,68	0,15	-0,93	0,26	-0,72	0,31	-0,33	-0,21	-0,79	0,12	-0,71	-0,66	-0,84	-0,49
LUCDEME	-0,15		-0,40	-0,19	0,40	-0,20	-0,30	-0,90	-0,50	0,20		-0,10		0,20	0,30	0,10	-0,30		0,10	0,10	
TMNF	-0,26	0,66	-0,62	0,40	-0,24	-0,61	-0,13	0,11	0,12	-0,84	-0,58	-0,20	-0,84	-0,11	-0,20	0,14	0,24	-0,20	-0,21	-0,18	-0,13
PFC	0,17															-0,90	0,40	-0,22	0,24	0,76	-0,40
PLC	-0,18															-0,10	-0,76	-0,20	-0,17	0,31	-0,18

Tabla 2.8 Correlación entre los factores de ENFA y las variables ecogeográficas (EGVs.) para el hábitat Sabin

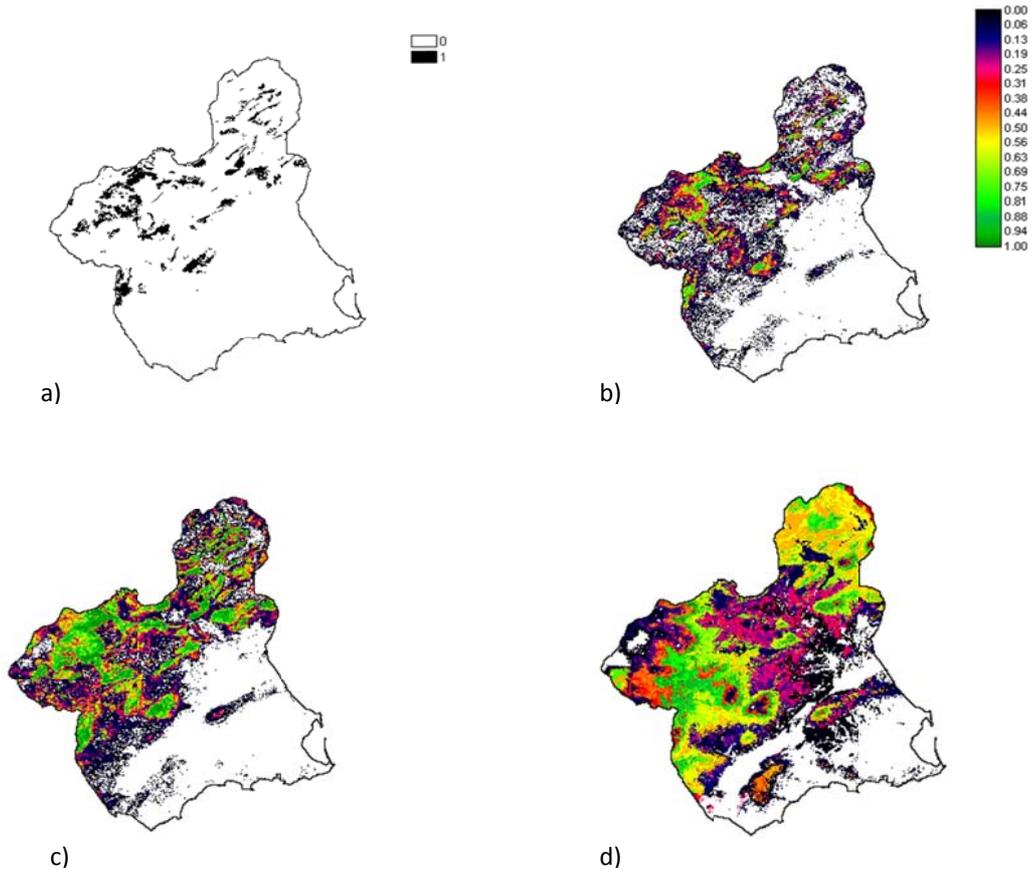


Figura 2.4 Distribución del Hábitat Sabin en la Región de Murcia (a) frente a los mapas de idoneidad generados por N- BRF (b), BRfT (c) y ENFA (d)

2.3.2 SOBRE LA TEXTURA DE LA IMAGEN (CRITERIOS ESPACIALES)

2.3.2.1 Sobre el hábitat alfa

La superficie de idoneidad de referencia presenta una textura relativamente suave que reproduce fielmente los gradientes ambientales construidos mediante MCA. La distribución de frecuencias de valores de probabilidad es unimodal ligeramente sesgada por la izquierda, y arroja una media de 0.60 y un coeficiente de variación del 24.5%, lo que indica oscilaciones moderadas respecto a los valores extremos. El transecto a través de esta superficie representado en la Figura 2.8a ilustra estos aspectos. La Tabla 2.9 muestra los parámetros del variograma ajustado a la superficie y la dimensión fractal resultante.

En contraste, las superficies generadas por los tres algoritmos aparecen más fragmentarias. Sus distribuciones de frecuencias tienen medias mucho más bajas, por debajo de 0.2 en todos los casos, y están fuertemente sesgadas a la derecha, indicando valores modales próximos al mínimo. Los transectos a través de dichas superficies (Figura 2.5 b, c y d) muestran que, en general, los valores bajos de las medias se deben a islas de idoneidad con una probabilidad alta rodeadas por áreas de muy baja idoneidad.

En general, estas superficies tienen desviaciones típicas comparativamente altas respecto al caso anterior (Tabla 2.9), con coeficientes de variación entre 187.1% (ENFA) y 284.3% (No-BRF). El hecho de que sus variogramas (Figura 2.6) presenten nuggets igualmente mayores sugiere que gran parte de esa dispersión no tiene una componente espacial y puede considerarse como ruido intrínseco al proceso predictivo. Desde este punto de vista, la superficie generada por ENFA es la que menos se aleja de la de referencia.

Respecto a la autocorrelación espacial, la superficie de referencia es la que tiene el rango más corto, seguida por las dos ejecuciones de RF, y finalmente la calculada mediante ENFA. Las dimensiones fractales siguen el mismo patrón y confirman este resultado.

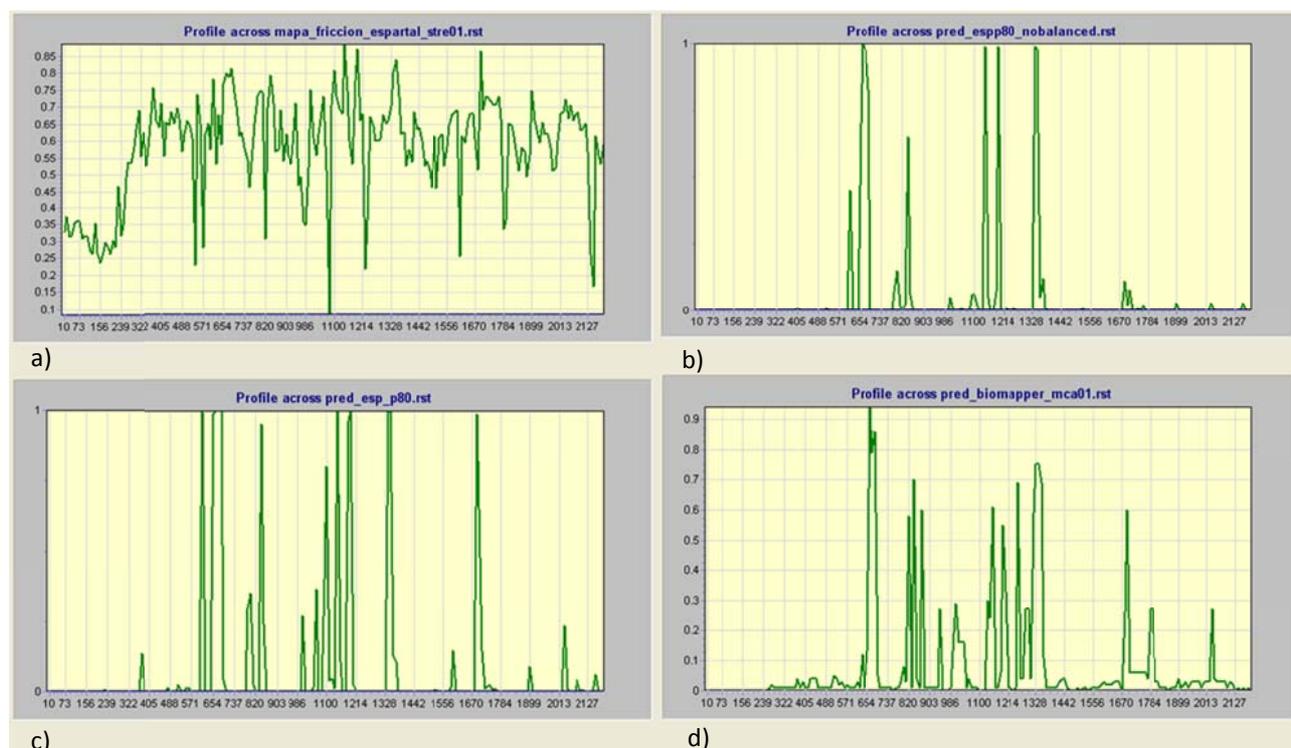


Figura 2.5 Perfiles generados a lo largo de un transecto en la finca experimental, representando en el eje X los valores de idoneidad para alfa (a) y los generados por No-BRF (b), BRF (c) y ENFA (d)

Habitat	Modelo	cut off	width	SE	R2	n	D	M	SD	DF	CV (%)
alfa	ENFA	1000	75	0,178	0,916	13	1,952	0,117	0,220	84561	187,1
	BRF	900	80	0,211	0,965	11	1,952	0,129	0,305	84561	236,4
	No-BRF	900	80	0,194	0,918	11	1,950	0,088	0,249	84561	284,2
Sabin	ENFA	100000	10000	0,069	0,988	10	1,861	0,407	0,312	196220	76,7
	BRF	100000	10000	0,135	0,960	10	1,865	0,370	0,320	181269	86,4
	No-BRF	100000	10000	0,212	0,911	10	1,919	0,176	0,221	144923	125

Tabla 2.9 Dimensión fractal (D), parámetros (cut off, width, SE, R2 y n), Media (M), desviación estándar (SD), grados de libertad (DF) y Coeficiente de Variación (CV) de los mapas de idoneidad generados por los distintos algoritmos empleados

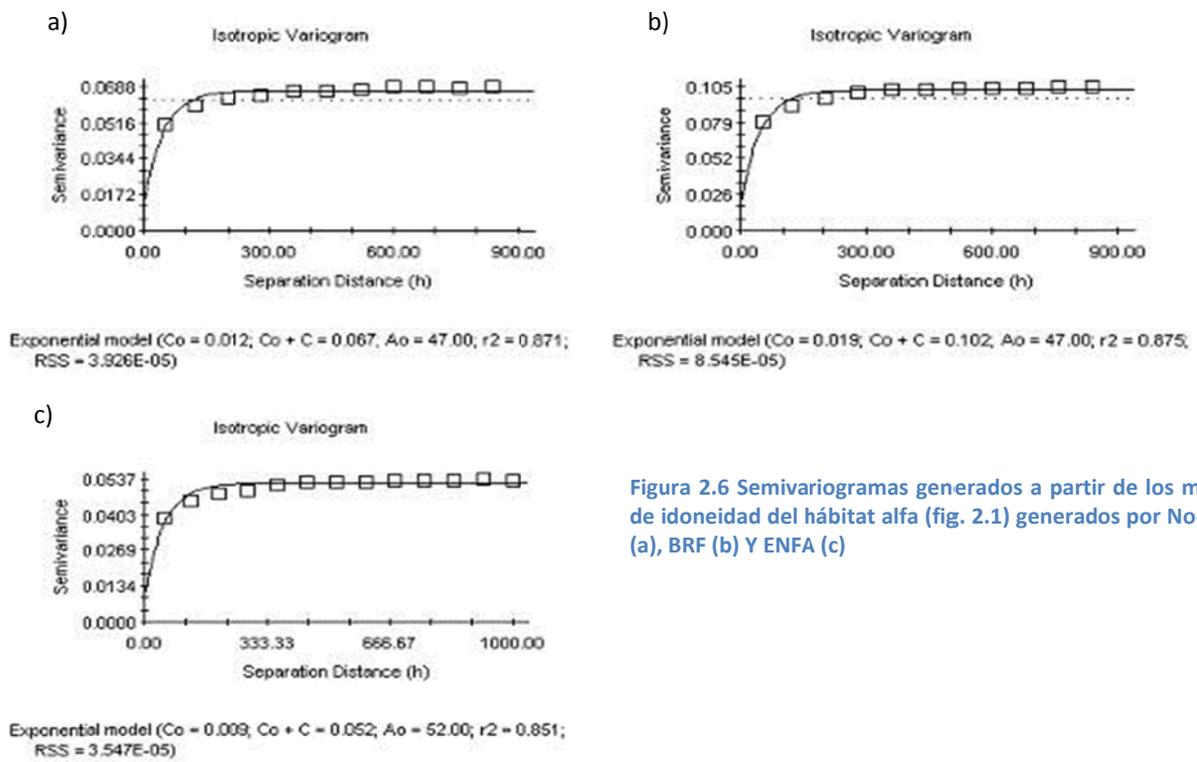


Figura 2.6 Semivariogramas generados a partir de los mapas de idoneidad del hábitat alfa (fig. 2.1) generados por No-B RF (a), BRF (b) Y ENFA (c)

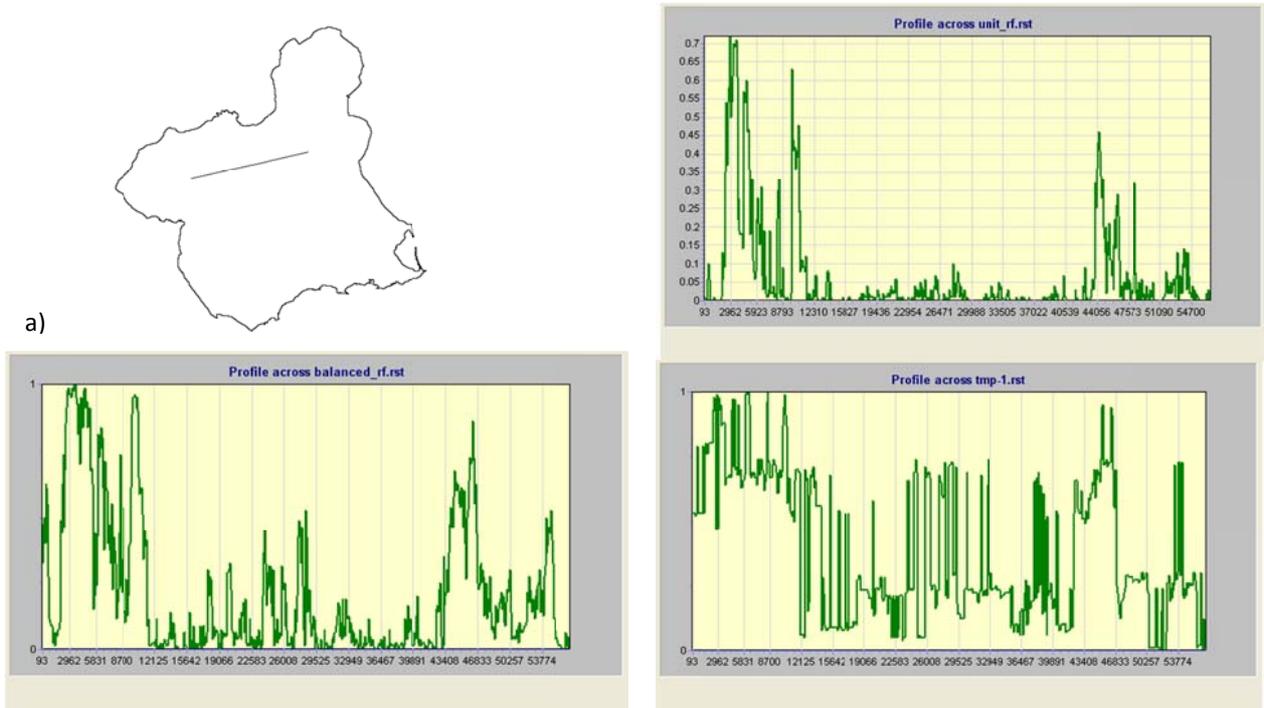


Figura 2.7 Perfiles generados a lo largo de un transecto en la Región de Murcia (a), representando en el eje X los valores de idoneidad generados por No-BRF (b), BRF (c) y ENFA (d).

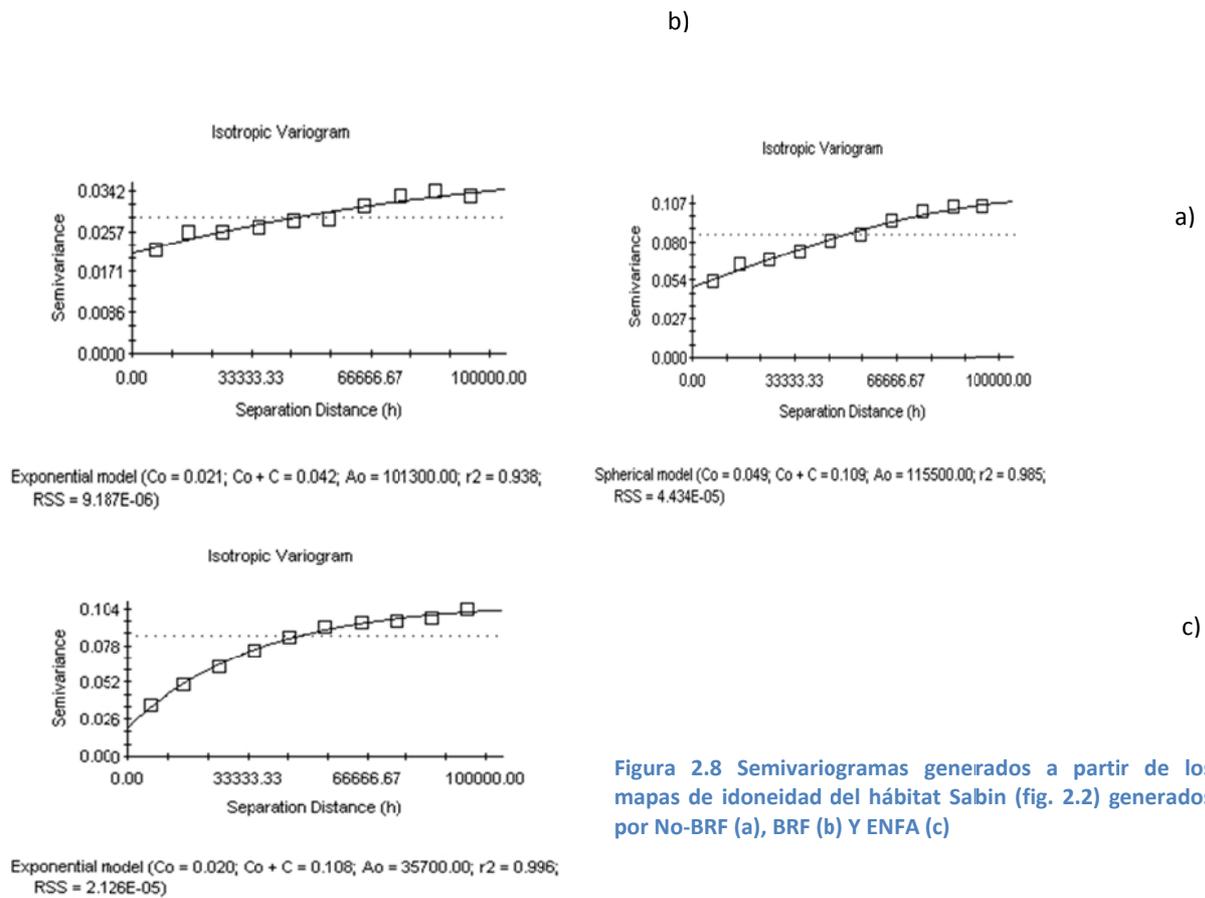


Figura 2.8 Semivariogramas generados a partir de los mapas de idoneidad del hábitat Sabin (fig. 2.2) generados por No-BRF (a), BRF (b) Y ENFA (c)

2.3.2.2 Sobre el Hábitat Sabin en la Región de Murcia

Este hábitat carece de una superficie de referencia para comparar los resultados de los tres algoritmos. En términos no espaciales, la superficie ENFA presenta una distribución multimodal de valores de probabilidad, con cinco picos regularmente distribuidos en el rango 0 a 1 y la mayor media de las tres superficies. La siguiente mayor media es presentada por BRF, que tiene una distribución bimodal muy ecualizada, con dos picos centrados respectivamente en 0 y en 1. Finalmente, la superficie No-BRF tiene la media más baja y una distribución unimodal centrada en 0 y fuertemente sesgada a la derecha.

La dispersión de valores en las distribuciones de frecuencias sigue el mismo orden expositivo, llegando a un coeficiente de variación de 125.1% en el caso de No-BRF. Los transectos realizados a través de las superficies (Figura 2.7) confirman que dicha tendencia de dispersión se debe a que BRF asigna valores bajos de probabilidad donde ENFA asigna valores intermedios, y ello se acentúa más en el caso de No-BRF.

En términos espaciales, el variograma de la superficie ENFA (Figura 2.8.c) presenta el menor valor de nugget, y por tanto también es la que menos ruido intrínseco tiene. Esta superficie presenta una autocorrelación intermedia (el rango efectivo debe obtenerse multiplicando por 3 el rango paramétrico ajustado al variograma exponencial), y la menor dimensión fractal. Todo ello sugiere cambios suaves y espacialmente próximos respecto a las otras dos superficies. En el extremo opuesto, la superficie No-BRF tiene el rango más corto y la mayor dimensión fractal, probablemente a causa del elevado contraste entre valores de idoneidad muy altos y muy bajos en distancias cortas. Finalmente, el mayor rango de la superficie BRF indica cambios graduales en función de la distancia (Figura 2.8.b), y su dimensión fractal intermedia sugiere cierta capacidad para identificar contrastes espaciales de idoneidad en el área de estudio. A pesar de ello, esta superficie presenta el *nugget* más elevado, lo que permite atribuir un elevado ruido intrínseco a esta superficie.

2.3.3 DISTRIBUCIONES PREDICTIVAS EN LA REGIÓN DE MURCIA SOBRE DISTINTOS HÁBITATS

Una vez seleccionados tanto el algoritmo predictivo como la técnica de muestreo en la preparación del subconjunto de la matriz de datos dedicada al entrenamiento, se calcularon mediante BRF los mapas de idoneidad para distintos hábitats en la Región de Murcia (Conjunto de Figuras 2.9a-k). La bondad de ajuste ha sido evaluada mediante los estadísticos Kappa y AUC (Tabla 2.10). El 19.4 % de los resultados obtenidos según los distintos umbrales de corte son “buenos”, “muy buenos” (33.3%), “aceptables” (13.8%) o excelentes (8.3%) mientras que el resto se puede calificar como “pobre” (11.1%) o muy pobres (13.8%). Los hábitats modelados que acumulan valores más bajos de kappa y AUC son los correspondientes a *Ziziphetum loti*, *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae* y *Junipero phoeniceae-Pinetum salzmannii*.

	Umbral Kappa			AUC
	70	80	90	
<i>Pinus halepensis</i>	0.843	0.877	0.883	0.967
<i>Quercus ilex ballota</i>	0.852	0.538	0.74	0.979
<i>Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae</i>	0.374	0.209	0.05	0.933
<i>Mayteno-Periplocetum angustifoliae</i>	0.545	0.615	0.701	0.951
<i>Ziziphetum loti</i>	0.233	0.174	0.108	0.89
<i>Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis</i>	0.735	0.77	0.757	0.971
<i>Rhamno lycioidis-Genistetum murcicae</i>	0.649	0.722	0.779	0.96
<i>Dactylido hispanicae-Lygeetum sparti</i>	0.689	0.768	0.813	0.959
<i>Lapiedro martinezii-Stipetum tenacissimae</i>	0.771	0.746	0.613	0.96
<i>Junipero phoeniceae-Pinetum salzmannii</i>	0.404	0.273	0.096	0.952
<i>Arisaro-Tetraclinidatum articulatae</i>	0.59	0.565	0.469	0.928
Sabinar (<i>Juniperus phoeniceae</i>)	0.355	0.442	0.581	0.948

Tabla 2.10 Interpretación de Kappa según la Tabla 2.3 y Area Under the Curve (AUC) para distintos Hábitats en la Región de Murcia

Conjunto de Figuras 2.9 Distribución de distintos hábitats y respectivos mapas de idoneidad generados por BRF en la Región de Murcia



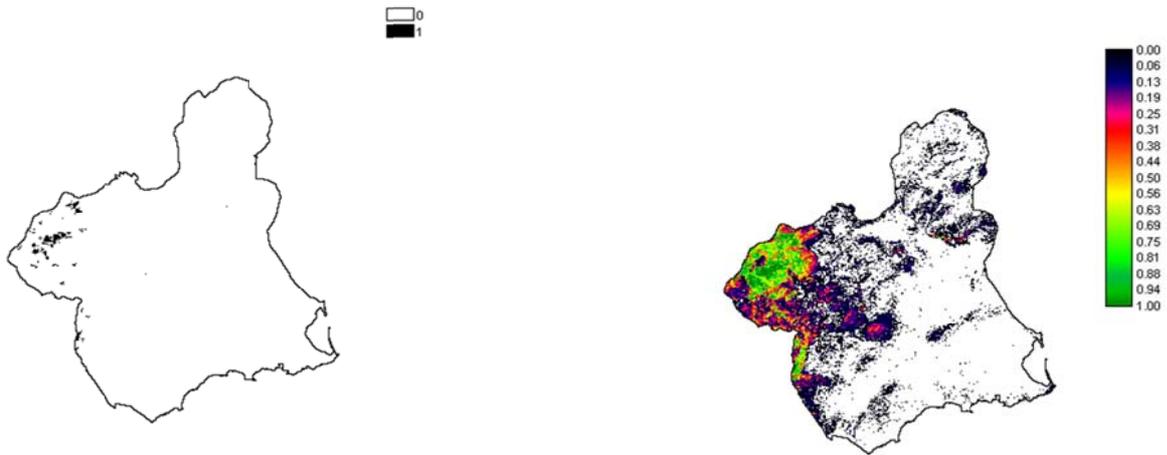
2.9a Distribución de “*Mayteno-Periplocetum angustifoliae*. Rivas Goday & Esteve in Rivas Goday 1959corr.Rivas-Martínez 1975” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



2.9b: Distribución de “*Quercus ilex ballota*” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según Ceballos (1966).



2.9c Distribución de “*Pinus halepensis*” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según Ceballos (1966)



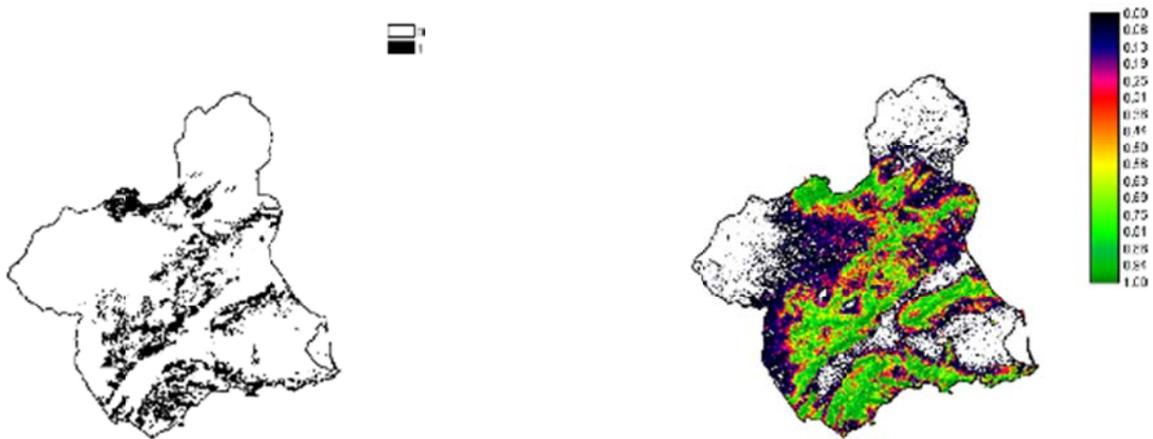
2.9d Distribución de “Sabinar (*Juniperus phoeniceae*)” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Tercer Inventario Nacional Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, 2000)



2.9e Distribución de “Ziziphietum loti. Rivas Goday & Bellot 1944” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



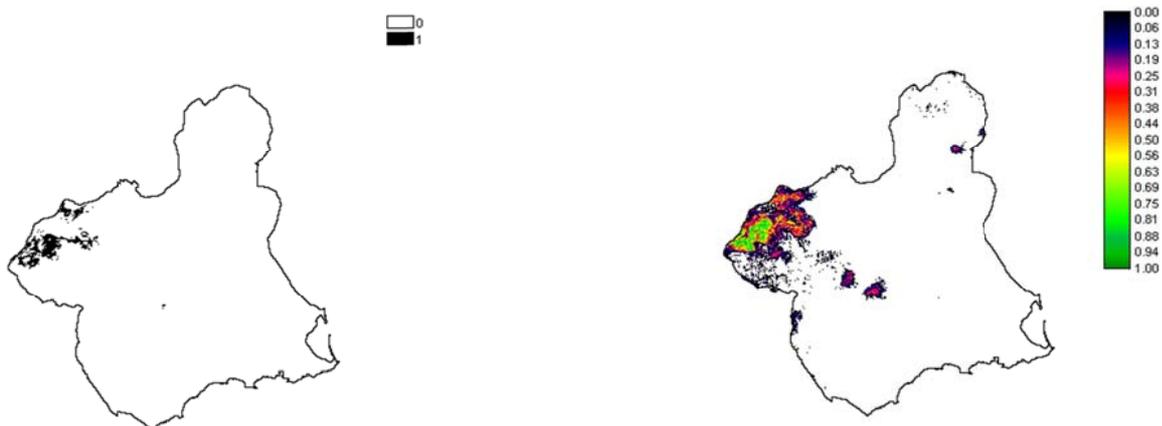
2.9f Distribución de “Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis. O. Bolòs 1957” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



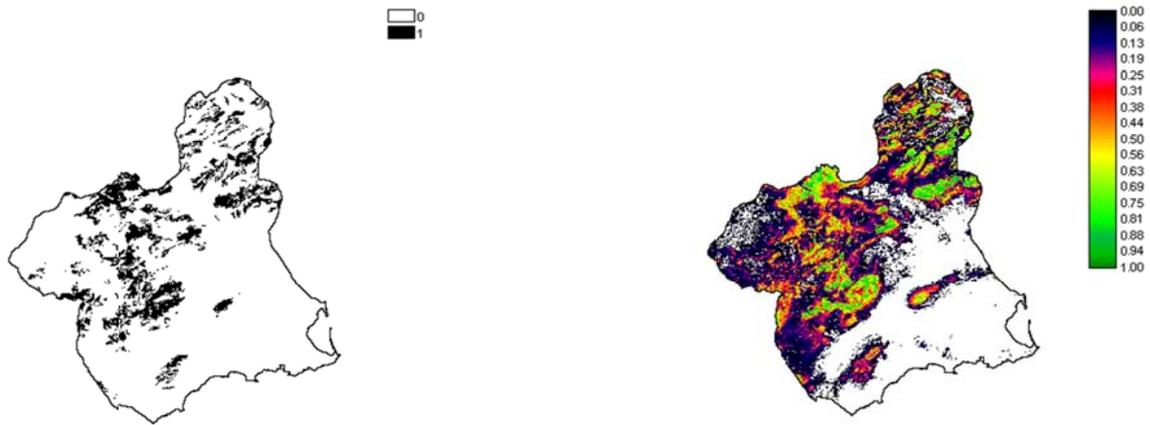
2.9g Distribución de “*Lapiedro martinezii-Stipetum tenacissimae*. Rivas-Martínez & Alcaraz 1984” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



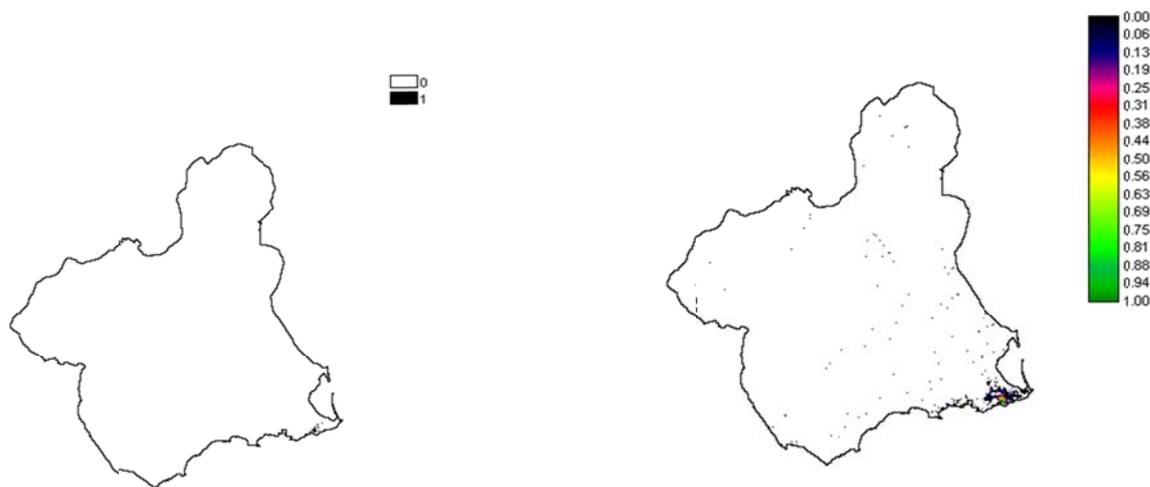
2.9h Distribución de “*Dactylido hispanicae-Lygeetum sparti*. Rivas-Martínez ex Alcaraz 1984” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



2.9i Distribución de “*Junipero phoeniceae-Pinetum salzmannii*. Valle, Mota & Gómez Mercado 1988” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



2.9j Distribución de “*Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*. Br.-Bl. & O. Bolòs 1954” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)



2.9k Distribución de “*Arisaro-Tetraclinidatum articulatae*. Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975” y respectivo mapa de idoneidad generado por BRF en la Región de Murcia. Distribución del hábitat según el Inventario Regional de Hábitat de Murcia (inédito)

2.4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los estadísticos kappa y AUC (Tabla 2.5 y Tabla 2.10) indican en general una mayor capacidad predictiva para *Random Forest* en cualquiera de las modalidades ensayadas.

En el caso de ENFA, los valores de kappa para los mapas binarios obtenidos de la reclasificación de los mapas de idoneidad, son los más bajos de los tres algoritmos y decrecen para ambos hábitats al aumentar el percentil de corte. Ello se debe a que este algoritmo predice la probabilidad de presencia a partir de gradientes definidos por los factores del ACP. Los resultados espaciales confirman que las superficies tienden a ser las más parsimoniosas de las generadas por los tres algoritmos, con relativamente poca dispersión intrínseca (no espacial) y una rugosidad moderada o baja. En el caso de *alpha*, este algoritmo generó posiblemente la superficie que mejor se aproximaba a la de referencia en términos espaciales. Por otra parte, la distribución de frecuencias multimodal generada para Sabin sugiere que ENFA es capaz de detectar altas probabilidades de presencia cuando operan múltiples gradientes independientes entre sí.

Sin embargo, la misma parsimonia para estimar probabilidad de presencia siguiendo gradientes ambientales es, probablemente, la causa de la baja capacidad predictiva cuando se intenta producir una distribución binaria. Si no hay una identidad total entre los gradientes creados por ENFA y los reales, muchos verdaderos positivos son convertidos en falsos negativos a medida que la distribución predicha se hace más restrictiva al aumentar el percentil de corte. Por ello ENFA produce sus mejores resultados con distribuciones predichas relativamente amplias, que engloban a la distribución original, es decir, con percentiles de corte relativamente bajos. Sin embargo, en estos casos los valores de kappa son todavía más bien bajos debido a los falsos positivos. En el caso de Random Forest, el algoritmo tiende a detectar configuraciones definidas por rangos de valores de los predictores. Por ello los valores de Kappa se mantienen más estables en ambos hábitats, sobre todo en los casos en los que se utiliza BRF como técnica de muestreo.

Las diferencias entre No-BRF y BRF se manifiestan sobre todo en el análisis de la textura de las imágenes. El primero de ellos tiende a extremar los valores estimados de probabilidad, dando lugar a superficies en las que islas de alta idoneidad aparecen rodeadas por zonas uniformemente inadecuadas para la especie modelada. En cierto modo, estas superficies son un paso inmediatamente anterior a su conversión en binarias. Por esa razón, el corte a percentiles bajos es ya suficientemente restrictivo y arroja los mejores resultados de kappa para este algoritmo. Este patrón espacial de alto contraste entre unas pocas zonas con valores elevados y grandes áreas con valores muy bajos da lugar a estimaciones intermedias de rugosidad que, sin embargo, no están sustentadas por gradientes de probabilidad bien definidos.

BRF ocupa una posición intermedia entre los otros dos algoritmos. Por un lado, las distribuciones binarias resultantes presentan la mayor similitud (kappa y AUC) con la distribución de entrada, de entre los tres algoritmos ensayados. Por otro, las superficies generadas muestran distancias de autocorrelación y rugosidades medias o altas, que en este caso sí contienen valores intermedios de probabilidad. Cuando se comparan las ejecuciones de ambos hábitats, resultan dos observaciones de interés. En primer lugar, el uso del hábitat sintético alfa, cuyos requerimientos ambientales son controlados, no da lugar a “ruido” producido por los predictores ni por la distribución del hábitat. Por lo tanto, el error cometido por ambos algoritmos en la predicción del hábitat alfa puede atribuirse sólo a sus funcionamientos internos respectivos. La distribución del hábitat alfa fue forzada a tuviera una mayor importancia sobre la distribución el factor de longitud de ladera (LSF) y como variable de menor importancia sobre la distribución la insolación relativa (SUN). Esto ha sido detectado de manera satisfactoria por el algoritmo de Random Forest, el cual reprodujo el patrón seguido en la generación de los mapas de idoneidad. A pesar de ello, ninguno de los tres algoritmos fue capaz de reproducir correctamente las propiedades espaciales de la superficie de referencia.

En segundo lugar, la distribución observada de Sabin procedía de una base de datos genérica, y en particular el formato en unidades de inventariación descrito en la Sección 2.1 introdujo mucho ruido en el proceso de aprendizaje de los tres modelos. Esta es probablemente la razón de los elevados nuggets que presentan los variogramas respectivos. El hecho de que BRF presente simultáneamente el mayor de esos valores y la mayor similitud entre

distribuciones observada y predicha sugiere una buena capacidad en este caso para amortiguar una mala calidad en los datos de entrada.

El objetivo de este trabajo era ensayar tres métodos de modelado de superficies de probabilidad, por su capacidad para cumplir dos funciones: que reflejasen los gradientes definidos por los predictores con suficiente parsimonia, y que su reclasificación diese lugar a distribuciones predictivas satisfactorias. Si sólo la primera condición fuese aplicable, ENFA sería probablemente el algoritmo más adecuado. Por el contrario, si se buscase solamente el segundo objetivo, cualquiera de las implementaciones de RF generaría mejores resultados. Pero considerando que las superficies implican un esfuerzo humano y de cálculo importante, creemos necesario seleccionar un método que represente el mejor compromiso entre ambas funciones. Desde este punto de vista, BRF parece el algoritmo más apropiado. Consecuentemente, se aplicó el algoritmo BRF para calcular los mapas de idoneidad para distintos hábitats en la Región de Murcia y validarlos mediante kappa y AUC (Tabla 2.10). Los mapas de idoneidad que peor se ajustan a la distribución de los datos de entrada son *Ziziphetum loti*, *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae* y *Junipero phoeniceae-Pinetum salzmannii*. La distribución de *Ziziphetum loti* es azonal, por lo tanto ésta no responde a los patrones espaciales de las variables predictoras, sino a condiciones ambientales locales. El hecho de no obtener un mapa de idoneidad para esta especie que se ajuste a su distribución observada, puede deberse a que el algoritmo utilizado no haya sido capaz de detectar la o las variable/s ambiental/es que determinan la presencia de *Ziziphetum loti*, o que éstas no se han tenido en cuenta como variable predictora. Las especies principales que definen *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae* son especies zonales, sin embargo, su área de distribución natural está reducida en gran medida a causa de las actividades humanas, en particular de los usos agrícolas y ganaderos. Por lo tanto, la distribución actual es un subconjunto poco homogéneo de su distribución potencial, por lo que el subconjunto de datos dedicados al entrenamiento tiene una parte importante de ruido. El pino negral (*Pinus salzmannii*) ha sido muy extendido artificialmente por la repoblaciones, por lo tanto el patrón espacial de *Junipero phoeniceae-Pinetum salzmannii* actual, queda supeditado a dichas actividades de repoblación, y no a las variables ambientales tenidas en cuenta por el algoritmo empleado. Se puede resumir por tanto, que si estas tres afirmaciones son generalizables, cualquier algoritmo predictivo no dará unos resultados que se ajusten a la realidad si: i) la distribución de los taxones modelados responden a criterios azonales y no se tiene en cuenta en la predicción la variable clave para la distribución del mismo, ii) la distribución de los taxones modelados responde principalmente a actividades y usos humanos, alterando de forma importante los rangos típicos de los predictores para la especie en cuestión.

Este trabajo introduce por primera vez el uso de la técnica BRF en el estudio de la distribución predictiva de especies. La técnica BRF de muestreo para la obtención del subconjunto de datos empleados en el entrenamiento, mejora ostensiblemente los resultados obtenidos con respecto al muestreo aleatorio simple en la preparación de los datos de entrenamiento. Esta técnica de muestreo se ha utilizado en varios trabajos, demostrando una mejora en los resultados con respecto a otras técnicas (Chen, 2004).

Hasta ahora todos los trabajos de modelado ecológico están centrados en la predicción de la distribución de especies, lo que da lugar a mapas binarios de presencia/ausencia. Con el modelo que proponemos en este trabajo, obtenemos mapas continuos de idoneidad para un determinado hábitat. Este tipo de resultados puede ser tremendamente útil para su aplicación en la búsqueda de hábitats potenciales, restauraciones de hábitats, repoblaciones, reintroducciones, como datos de entradas para el estudio de la conectividad o en campos de gestión urbanística entre otros.

Es importante destacar que tanto la distribución de los hábitats, como la idoneidad que posee un determinado paisaje para albergarlo, no responden únicamente a patrones climáticos, topográficos y edáficos. Las tasas de dispersión y migración, los factores históricos y económicos de la zona, las relaciones interespecíficas e intraespecíficas juegan entre otros muchos factores, un papel determinante en la distribución de los hábitats. Ningún modelo es capaz de reproducir (al menos de momento) todas las variables bióticas, abióticas, económicas, históricas, etc., por lo que los resultados de nuestros modelos deben ser interpretados con el conocimiento de estas inevitables limitaciones.

3 CREACIÓN DE UN ARCHIVO DE MODELOS PREDICTIVOS DE LA DISTRIBUCIÓN DE TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA PENINSULAR

3.1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

En el proceso de Selección de un método de modelado espacial para la generación de mapas de idoneidad de hábitats naturales (Capítulo 2), se identificó y justificó la necesidad de la creación de un archivo de modelos predictivos basados en la distribución geográfica de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario (HIC) en España a partir de cual se puedan obtener mapas de fricción asociados a ellos.

El estudio de esta necesidad dio como resultado la generación de un protocolo estándar, objetivo y repetible para la obtención de mapas de idoneidad para cada HIC.

En el presente capítulo se ha realizado una revisión de los parámetros claves a tener en cuenta en la creación del archivo de Modelos predictivos. Estos son:

- I. Selección del algoritmo predictivo a utilizar en el modelo; la selección de Random Forest (Breiman, 2001) como algoritmo predictivo queda justificada tras los resultados obtenidos en el capítulo 2. En esta fase del proyecto se ha realizado una revisión bibliográfica en la que se han estudiado los resultados obtenidos por otros autores en la comparación de Random Forest con otros algoritmos predictivos. En todos los trabajos consultados Random Forest revela los resultados más precisos en sus predicciones frente a otros algoritmos como CART y Neural Networks (Benito *et al.*, 2006); Regression tree Analysis, Bagging tree y Multivariate Adaptive Regression Splines (Prasad *et al.* 2006); Regression Tree Analysis y Bagging Tree (Iverson *et al.*, 2005); Support Vector Machines (Pal, 2005); ENFA y capacidad de generar mapas continuos de probabilidad (Capítulo 2).
- II. La elección de variables predictoras; la elección de un conjunto de predictores capaces de detectar los cambios en la distribución espacial de la variable dependiente, es un paso fundamental para el modelado (Guisan & Zimerman, 2000; Heikkinen *et al.*, 2006). En este trabajo hemos calculado varias versiones distintas del archivo de modelos predictivos, usando para cada caso conjuntos diferentes de variables predictoras.
- III. Uso de datos ecualizados de presencia/ausencia destinados al entrenamiento del algoritmo; normalmente, los datos referidos a la distribución de especies o hábitat (presencia/ausencia), están desequilibrados, o lo que es lo mismo, tienen una baja prevalencia. Su efecto sobre la capacidad de los algoritmos predictivos ha generado un debate que todavía no está resuelto. En el modelo propuesto en este trabajo se ha usado una metodología de muestreo tal que los resultados obtenidos estén acordes con nuestros objetivos.

En algunos trabajos realizados en España para la obtención de mapas de idoneidad para su uso en gestión ambiental (Sastre, 2002; Gurrutxaga, 2005), se obtienen los mapas de idoneidad asignando de forma subjetiva los valores relativos asociados a la resistencia al movimiento a través de cada celda, partiendo de un conocimiento experto de la

ecología del taxón. Esta práctica supone una fuerte componente subjetiva y hace difícil la consecución de los mismos resultados por otros expertos. Una forma de paliar estos problemas que se plantean mediante este tipo de técnicas es el uso de algoritmos predictivos para el modelado.

El espectacular avance en el campo de la tecnología de la información, que permite el manejo y procesado de grandes volúmenes de datos que ha propiciado un incremento del conocimiento en el campo del Machine learning. Todo esto despierta un enorme interés en la comunidad científica por el modelado de la relación entre las especies y sus hábitats (Segurado, 2004; Hirzel 2002; Peterson, 2001; Illoldi, 2004; Rizzoli, 2002; Santos, 2006; Brotons, 2004). Estos trabajos utilizan taxones individuales como unidades de modelización. Este tipo de modelizaciones, aunque erradican el problema de la asignación de forma subjetiva de los valores relativos asociados a la resistencia al movimiento a través de cada celda, se centran en taxones individuales como unidades de modelización. Este hecho hace que los resultados obtenidos no sean directamente aplicables en las actuales iniciativas en materia de conservación, donde se prima la conservación de los hábitats y el mantenimiento su funcionalidad ecológica.

El objetivo del trabajo que recoge este capítulo es generar una colección de imágenes raster en el que cada celda contenga información sobre la idoneidad (inverso de la fricción) que cada punto del territorio peninsular español posee para albergar un cierto Hábitat de Interés Comunitario (HIC) de la Red Natura 2000.

Este trabajo presenta dos novedades principales: por un lado, usar como unidad de modelización hábitat en vez de taxones individuales y de otra parte, generar mapas continuos de idoneidad, donde se obtenga una escala de idoneidad que sea apropiada en todo su rango de valores, incluyendo los bajos o intermedios. El uso de los HIC como unidad de modelización, generará unos resultados útiles para la gestión del territorio basada en la Directiva Hábitat 92/43 CEE al coincidir con las unidades de gestión básicas del Anexo I de la misma.

En el modelo propuesto en este trabajo se ha utilizado como técnica predictiva el algoritmo de Balanced Random Forest (Chen, 2004). BRF está basado en el algoritmo de Random Forest (Breiman, 2001) equilibrando las proporciones relativas de las clases en el subconjunto de datos usados para entrenar el modelo hasta alcanzar una prevalencia de 0.5.

3.2 METODOLOGÍA

3.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio sobre la que se ha ejecutado el modelo comprende España peninsular. La resolución elegida para el estudio ha sido de 1 km, lo que dio lugar a un área de estudio con 494.008 celdas. Esta ventana de trabajo tiene suficiente extensión para albergar los gradientes climáticos completos con los que posteriormente se alimentará al modelo. Esto es necesario para una correcta detección de los rangos de cada variable en los que son frecuentes la presencias de los hábitat para su posterior uso como nodos de ruptura por parte del algoritmo predictivo.

Los gradientes topográficos del área de estudio quedarán atenuados debido a la resolución elegida de 1 km, insuficiente para reflejar fielmente las variaciones topográficas. Sin embargo, todavía se espera que la topografía a esta resolución permita detectar diferencias relativas entre localizaciones según la presencia o ausencia de hábitat, contribuyendo así al ajuste del modelo predictivo. Por otra parte, realizar este estudio a escala de mayor detalle supondría una enorme sobrecarga de los recursos informáticos y daría lugar a información redundante en las variables climáticas. La resolución elegida de 1 km resulta un compromiso intermedio entre alimentar al modelo con datos precisos y no sobrecargar los recursos informáticos.

3.2.2 DISTRIBUCIÓN

La distribución observada de los hábitat se obtuvo a partir de la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). La información contenida en la base de datos de esta cartografía está distribuida en polígonos, dentro de los cuales se cita la presencia de uno o más HIC. La presencia de cada uno de ellos posee un valor indicativo de cobertura, por lo que su distribución espacial dentro de cada polígono es desconocida. En este trabajo, se asume como presencia observada los hábitat citados dentro de cada polígono, independientemente de su valor de cobertura.

La distribución geográfica de los hábitat viene dada por la respuesta de éstos a los gradientes de condiciones que presente un determinado lugar. La distribución de los hábitat puede venir dada por gradientes amplios (hábitat zonales), por gradientes extremadamente estrechos, patrones históricos o configuraciones muy específicas de las condiciones ambientales (hábitat azonales), o por gradientes cortos y repetitivos que se dan en cualquier territorio (hábitat extrazonales). Entre los últimos, que cabe incluir no solo algunos hábitats naturales como los bosques de ribera, sino también algunos que han sido desplazados de sus condiciones óptimas.

En este trabajo se ha modelado aquellos tipos de hábitat del anexo I de la directiva 92/43 CEE pertenecientes a grupos que a priori no tienen un comportamiento azonal. Estos son los tipos de hábitat correspondientes a los grupos 4 (Brezales y Matorrales de Zona Templada), 5 (Matorrales Esclerófilos), 6 (Formaciones Herbosas Naturales y Seminaturales) y 9 (Bosques), y que tienen presencia en nuestra área de estudio (Tabla 3.1).

3.2.3 VARIABLES AMBIENTALES

Las variables usadas como predictores son variables climáticas, topográficas, edáficas y de usos del suelo. Las variables topográficas fueron calculadas a partir del MDE GTOPO30 (USGS EROS Data center, 2001) a una resolución de 1.000 m. Ese MDE fue calculado mediante el algoritmo ANUDEM (Hutchinson, 1989) para asegurar su continuidad hidrológica y permitir así el cálculo de variables hidrológicas a partir de él. Se calcularon las siguientes variables topográficas (Moore, 1991): pendiente (SLO); área de contribución, o tamaño de cuenca drenada aguas arriba de cada celda, que indica potencial de recepción de escorrentía (SIZ); índice de humedad o sedimentación potencial ($ATB = [\ln(SIZ/\tan SLO)]$); índice de transporte potencial de sedimentos ($LSF = [SIZ/22.13]^{0.6} (\sin SLO/0.0896)^{1.3}$); distancia al cauce más próximo, que indica la longitud local de ladera (STRD) y la orientación de la ladera (ASP).

GRUPO	Código UE	Nombre científico del hábitat (directiva 92/43/CEE)	Extensión (km2)	Kappa			Extensión (km2)	AUC		
				p70	p80	p90		p70	p80	p90
Grupo 9: Bosques	9120	Hayedos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robur-petraeae</i> ou <i>ilicifragionis</i>)	2549	0,165	0,210	0,300	0,386	0,976		
	9150	Hayedos calcícolas mediterráneos del <i>Cephalantho-Fagion</i>	1042	0,083	0,114	0,178	0,242	0,975		
	9180	Bosques de laedras, desprendimientos o barrancos del <i>Tilio-Acerion</i>	82	0,005	0,006	0,011	0,023	0,970		
	9230	Robledales galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i>	12086	0,346	0,448	0,595	0,620	0,979		
	9240	Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>	7243	0,261	0,361	0,528	0,568	0,977		
	9260	Bosques de <i>Castanea sativa</i>	1949	0,149	0,149	0,230	0,318	0,975		
	9320	Bosques de <i>Olea</i> y <i>Cerastonia</i>	370	0,075	0,101	0,140	0,179	0,974		
	9330	Alcornocales de <i>Quercus suber</i>	5632	0,343	0,439	0,569	0,636	0,979		
	9340	Encinares de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>	41559	0,574	0,631	0,587	0,430	0,953		
	9380	Bosques de <i>Ilex aquifolium</i>	128	0,005	0,008	0,018	0,033	0,972		
9430	Bosques montañosos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i> (en sustratos yesosos o calcáreos)	728	0,164	0,182	0,207	0,222	0,974			
9520	Abetales de <i>Abies pinsapo</i>	34	0,019	0,036	0,068	0,140	0,980			
9530	Pinares (s)udmediterráneos de pinos negros endémicos	6567	0,456	0,528	0,614	0,663	0,974			
9540	Pinares mediterráneos de pinos mesogeos endémicos	495	0,095	0,136	0,202	0,249	0,976			
9560	Bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp.	2894	0,213	0,286	0,407	0,494	0,974			
9570	Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i>	7	0,003	0,005	0,026	0,124	0,971			
9180	Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	2489	0,211	0,288	0,427	0,513	0,976			
91E0	Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alinion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	4214	0,160	0,221	0,321	0,457	0,974			
92A0	Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>	4638	0,219	0,381	0,530	0,447	0,975			
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)	11546	0,533	0,618	0,695	0,710	0,983			

GRUPO	Código UE	Nombre científico del hábitat (directiva 92/43/CEE)	Extensión (km2)	Kappa			Extensión (km2)	AUC		
				p70	p80	p90		p70	p80	p90
Grupo 4: Brezales y matorrales de zona templada	4020	Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de <i>Erica ciliaris</i> y <i>Erica Tetralix</i>	5678	0,289	0,387	0,534	0,598	0,979		
	4030	Brezales secos europeos	26902	0,552	0,634	0,693	0,635	0,980		
	4040	Brezales secos atlánticos costeros de <i>Erica vagans</i>	104	0,009	0,012	0,020	0,031	0,974		
	4060	Brezales alpinos y boreales	2924	0,334	0,392	0,461	0,508	0,977		
	4090	Brezales oromediterráneos endémicos con alilaga	54789	0,601	0,641	0,556	0,369	0,947		
	5110	Formaciones estables xeromófilas de <i>Buxus sempervirens</i> en pendientes rocosas (<i>berberidion</i> p.p.)	4414	0,250	0,337	0,468	0,547	0,977		
Grupo 5: Matorrales esclerófilos	5120	Formaciones montañosas de <i>Genista purgans</i>	3795	0,372	0,466	0,597	0,672	0,977		
	5210	Matorrales arborecentes de <i>Juniperus</i> spp.	21253	0,570	0,672	0,701	0,656	0,983		
Grupo 6: Matorrales herbosos y seminaturales	5220	Matorrales arborecentes de <i>Ziziphus</i>	1030	0,199	0,238	0,298	0,351	0,975		
	5230	Matorrales arborecentes de <i>Laurus nobilis</i>	12	0,007	0,026	0,085	0,211	0,974		
	5330	Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos	38658	0,637	0,696	0,690	0,576	0,973		
	6110	Prados calcáreos cársicos o basófilos del <i>Alysson-Sedion albi</i>	2533	0,191	0,268	0,408	0,519	0,976		
	6140	Prados pirenaicos silíceos de <i>Festuca eskia</i>	1947	0,326	0,369	0,441	0,502	0,976		
	6160	Prados ibéricos silíceos de <i>Festuca indigesta</i>	1635	0,231	0,284	0,368	0,455	0,975		
	6170	Prados alpinos y subalpinos calcáreos	9607	0,403	0,499	0,624	0,666	0,981		
	6210	Prados secos semi-naturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (<i>Festuco-Brometalia</i>)	6272	0,259	0,333	0,462	0,562	0,978		
	6220	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del <i>Thero-Brachypodietea</i>	53200	0,620	0,646	0,547	0,375	0,944		
	6230	Formaciones herbosas con <i>Mardus</i> , con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de la Europa continental)	1756	0,130	0,175	0,260	0,355	0,975		
Grupo 7: Formaciones herbosas	6310	Dehesas perenniblas de <i>Quercus</i> spp.	25128	0,651	0,731	0,785	0,769	0,988		
	6410	Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (<i>Molinion caeruleae</i>)	255	0,015	0,027	0,079	0,166	0,973		
	6420	Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (<i>Molinion caeruleae</i>)	10707	0,461	0,576	0,637	0,613	0,981		
	6430	Megaforbios eurosifilios de las orlas de llanura y de los pisos montañosos alpinos	2058	0,125	0,198	0,326	0,386	0,974		
	6510	Prados pobres de siega de baja altitud (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	1562	0,097	0,149	0,263	0,374	0,975		

Tabla 3.1 Valores de Kappa y Area Under the Curve (AUC) para los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario

Las variables climáticas utilizadas se han calculado tomando como base los mapas mensuales de temperaturas y precipitación de España, periodo 1970-2000 (Ruiz, 2006). Estos mapas están elaborados por interpolación de splines (curvas definidas a trozos por polinomios) con el software Anusplin (Hutchinson, 1989) y con los datos proporcionados por más de 1800 estaciones normalizadas del INM. Estas fueron (Tabla 3.2): la temperatura media anual (TMA), temperatura máxima media del mes más cálido (TMXC), temperatura mínima media del mes más frío, Temperatura media de verano (T_VER), temperatura media de primavera (T_PRI), temperatura media de otoño (TMED_OTO), temperatura media de invierno (T_INV), precipitación total anual (PA), precipitación de verano (P_VER), precipitación de primavera (P_PRI), precipitación de otoño (P_OTO), precipitación de invierno (P_INV), grado acumulado de días de helada y no heladas (GDF y GDC respectivamente) y un índice de contraste térmico (ICT). Finalmente, también se incorporó al modelo un mapa de suelos a escala 1:1000000 (Atlas Digital de Comarcas de Suelos) (CSIC/IRNAS, 2000), cuyas categorías fueron codificadas ordinalmente, un índice de capacidad de retención de agua en el suelo, estimado a partir de la European Soil Database (Jamagne, 1994), un índice de Aridez, usando la Evapotranspiración Potencial según Hargreaves-Samani (Hargreaves-Samani, 1983), y el Corine Land Cover, que suministra un sistema de información geográfica sobre la cobertura del suelo en la Comunidad Europea.

Nombre	Abreviatura	Fórmula
Altura	IB_DEM11	
Pendiente	IB_SLOL	
Orientación de la ladera	IB_ASP	
Índice de humedad topográfico	IB_ATB	$ATB = [\ln(SIZ/\tan SLO)]$
Curvatura plana	IB_PLC	
Área drenada	IB_SIZL	
Factor de longitud de la ladera	IB_LSFL	$LSF = [SIZ/22.13]^{0.6} (\sin SLO/0.0896)^{-1.3}$
Temperatura media anual	IB_TMA	$IB_TMA = (\sum \text{temp. Medias mensuales})/12$
Precipitación acumulada anual	IB_PA	$IB_PA = (\sum \text{prec. acumuladas mensuales})$
Temperatura mínima media del mes más frío	IB_TMNF	$IB_TMNF = \text{valor mínimo de cada píxel de las temperaturas mínimas mensuales}$
Temperatura media de invierno	IB_TINV	$IB_Tinv = (\sum \text{temp. Medias mensuales de enero, febrero y marzo})/3$
Temperatura media de verano	IB_TVER	$IB_Tver = (\sum \text{temp. Medias mensuales de julio, agosto y septiembre})/3$
Precipitación acumulada de primavera	IB_PPRI	$IB_Ppri = (\sum \text{precc. mensuales de abril, mayo y junio})$
Precipitación acumulada de verano	IB_PVER	$IB_Pver = (\sum \text{precc. mensuales de julio, agosto y septiembre})$
Precipitación acumulada de otoño	IB_POTO	$IB_Poto = (\sum \text{precc. mensuales de octubre, noviembre y diciembre})$
Índice de contraste térmico	IB_ICT	$ICT = (GDC-GDF) / (GDC+GDF)$
Temperatura máxima media del mes más cálido	IB_TMXC	$IB_TMXC = \text{valor máximo de cada píxel de las temperaturas máximas mensuales}$
Temperatura media de primavera	IB_TPRI	$IB_Tpri = (\sum \text{temp. Medias mensuales de abril, mayo, junio})/3$
Temperatura media de otoño	IB_TOTO	$IB_Toto = (\sum \text{temp. Medias mensuales de octubre, noviembre y diciembre})/3$
Precipitación acumulada de invierno	IB_PINV	$IB_Pinv = (\sum \text{precc. mensuales de enero, febrero y marzo})$
CORINE	CORINE_2NIVEL	
Atlas Digital de Comarcas de Suelos	SOIL_SB	
Capacidad de retención de agua en el suelo	IB_AWC	
Índice de aridez	IB_IAMED	
Grado Días de Calor	GDC1000	$GDC = [(\sum T_{max} > 0^{\circ}C)] * 1000$
Grado Días de Frío	GDF1000	$GDF = [(\sum ABS(T_{min} < 0^{\circ}C))] * 1000$

Tabla 3.2 Variables predictoras utilizadas en el modelo

3.2.4 EL ALGORITMO PREDICTIVO

El algoritmo predictivo utilizado en este trabajo ha sido Balanced Random Forest, este algoritmo queda ampliamente descrito en el Capítulo 2.

3.2.5 DATOS PARA ENTRENAMIENTO

En este trabajo se ha utilizado como máximo el 10% de los datos (50.000 celdas) como el subconjunto de datos destinado al entrenamiento del algoritmo usando la técnica BRF. La clase mayoritaria (ausencia) fue muestreada aleatoriamente hasta obtener el mismo número de datos existentes en la clase minoritaria (presencia). De esta forma, el subconjunto destinado al entrenamiento se obtuvo con un muestreo estratificado por clases en el que el 50% de los datos pertenecen a la clase “presencia”, y el otro 50% a la clase “ausencia” (véase el Capítulo 2).

3.2.6 VALIDACIÓN

Para la validación de los resultados se ha seguido el esquema propuesto en el capítulo 2. De esta manera, se han obtenido para cada HIC modelado los valores de de Area Under the curve (AUC) y Kappa en los umbrales de corte correspondientes a los percentiles 70, 80, 90 y 95.

Uno de los objetivos de este trabajo es que el modelo sea capaz de detectar correctamente las distintas zonas de idoneidad intermedias, para lo cual la textura de las imágenes resultantes del modelo, deben ser parsimoniosas. Esto va a depender de la capacidad del algoritmo predictivo utilizado. En una fase anterior de este Proyecto, donde se estudia la textura de las imágenes resultantes de diferentes algoritmos predictivos mediante semivariogramas y dimensiones fractales (véase el Capítulo 2), se demuestra que Random Forest produce imágenes parsimoniosas desde el punto de vista de la textura. Por lo tanto, esta cualidad se asume como implícita en la elección del método de modelado y que, por requerir una evaluación manual y excesivamente costosa de los resultados, no ha sido validada.

3.3 RESULTADOS

El subconjunto de datos destinados al entrenamiento del modelo se ha obtenido de forma independiente para cada hábitat procesado mediante la técnica Balanced Random Forest (BRF), mediante un muestreo aleatorio estratificado por clases (presencia y ausencia).

La obtención final del modelo se alcanzó mediante la agregación de 100 árboles. El número de variables tomadas para la ruptura de cada nodo (mtry) en la construcción de los distintos árboles se fijó finalmente en 4 para todas las ejecuciones.

Se obtuvieron mediante este modelo un conjunto de 44 imágenes raster a 1 km de resolución en el que cada celda posee un valor de entre 0 y 1. El valor de cada celda representa la probabilidad de presencia del HIC, o lo que es lo mismo, el grado de idoneidad que cada celda presenta para albergar el HIC, siendo los valores próximos a 0 los de baja idoneidad, mientras que valores cercanos a 1 representan un alto grado de idoneidad (Conjunto de Figuras 3.4).

Mediante este modelo se ha obtenido además una clasificación relativa de la importancia que cada variable predictora posee para que un determinado lugar sea apto para albergar un HIC. Una forma sencilla de obtener este resultado es contar el número de veces que una misma variable ha sido seleccionada por el modelo para crear un nodo de ruptura en cada árbol individual que forman el conjunto total de árboles para la predicción. Una forma más elaborada de obtener la medida de la importancia de cada variable es el método Gini Importance, que se obtiene con la media ponderada de la mejora en el error obtenido utilizando distintas variables de ruptura en cada árbol. Esta medida está

implementada en el actual paquete de Random Forest para R. Los resultados obtenidos para las distintas ejecuciones del modelo de cada HIC se pueden ver en (Conjunto de Figuras 3.3).

La validación de las superficies de idoneidad se basa en su conversión a mapas binarios de distribución predicha, y la comparación posterior con las distribuciones binarias observadas que sirvieron de entrada a cada modelo. Cuatro distribuciones predichas fueron obtenidas para cada HIC, considerando como presencias valores de idoneidad superiores a los percentiles 70, 80, 90 y 95% respectivamente. Cada una de ellas fue enfrentada entonces a la distribución observada para calcular los estadísticos kappa y AUC (Tabla 3.1).

3.4 DISCUSIÓN

Según Monsereud 1992, los resultados de Kappa se consideran “buenos” con valores mayores a 0.55. El 39% de los HIC modelados arrojan resultados máximos de kappa superiores a 0.55.

El número de datos destinados al entrenamiento del modelo, es directamente proporcional al número de presencias observadas, el doble exactamente según el sistema de muestreo seleccionado (ver apartado de metodología). Si comparamos número de presencias observadas en cada HIC frente al valor máximo de kappa obtenido en cada uno de ellos, se observa que el 59 % de los HIC arrojan valores de kappa por debajo de 0.55. Todos los HIC con valores de Kappa por debajo de 0.55 tienen una baja presencia en el área de estudio (entre 7 y 4.638 celdas). Representando esto en una gráfica en la que los valores en ordenadas son el número de celdas con presencia observada y en abscisas los valores máximos de kappa obtenidos para cada HIC (Figura 3.1), la nube de puntos formada se ajustan a una curva logarítmica ($R^2=0.792$; $P<0.0001$). La curva alcanza los valores máximos de kappa (0.7) en aquellos HIC con más de 9.000 celdas de presencia observada. A mayor número de presencias observadas, mayor número de datos destinados al entrenamiento, y por lo tanto mayor precisión en la predicción obtenida. Sin embargo, los valores máximos que se obtienen de kappa son de alrededor de 0.75. Esto se debe a que el límite impuesto por la capacidad computacional de los equipos de cálculo utilizados nos obligó a utilizar un máximo de 50.000 datos para el entrenamiento.

Esto indica que para poder obtener valores de kappa por encima de 0.55 con este modelo, la razón entre el número de celdas con presencias observadas y el número de celdas total del área de trabajo debe oscilar entorno al 1%. Por lo que HIC con poca presencia en la Península Ibérica necesitan un estudio pormenorizado para obtener valores de kappa satisfactorios.

Otra forma de evaluar los resultados predictivos del modelo mediante métodos no estadísticos es mediante los resultados obtenidos en la importancia de las variables. El algoritmo de Random Forest implementa una representación gráfica de la importancia (o peso) que cada variable ha tenido en el modelado, ordenando las variables de menor a mayor importancia (Conjunto de Figuras 3.3). Los hábitat modelados cuyos requerimientos ambientales respondan a unas pocas variables, presentarán curvas con un fuerte crecimiento inicial. Esto parece depender de la propia definición de cada hábitat según la Red Natura 2000. Los HIC están definidos en la Red Natura 2000 en base a asociaciones fitosociológicas. De esta manera, si los sintaxones incluidos dentro de un mismo HIC poseen comportamientos parecidos frente a las condiciones ambientales, el resultado de la representación gráfica de la importancia de las variables tendrá un fuerte crecimiento inicial.

Para ilustrar ese patrón, se ha realizado un estudio de las curvas resultantes para los HIC del grupo 5 (Matorrales Esclerófilos) (Figura 3.2). Se observa que la curva perteneciente al hábitat 5220 “Matorrales arborescentes de *Ziziphus*” (formado únicamente por el sintaxón *Ziziphetum loti*) experimenta un fuerte crecimiento inicial, por lo tanto las especies que lo forman poseen un comportamiento homogéneo frente a las condiciones ambientales. En cambio, las curvas formadas por los hábitat 5210 “Matorrales arborescentes de *Juniperus* spp.” y 5330 “Matorrales

termomediterráneos y pre-estépicos” presentan un crecimiento más paulatino. El hábitat “matorrales arborescentes de *Juniperus spp.*” está definido por sintaxones que contienen especies que se localizan en biotopos tan dispares como *Juniperus comunis*, *J. oxycedrus* o *J. thurifera*. La importancia de las variables ambientales que controlan la localización de cada una de estas especies son muy distintas, por lo tanto, el modelo no es capaz de predecir con exactitud cuales son los predictores claves para la localización de este hábitat. Esto se refleja en un aumento lento de la curva de importancia dada por el modelo. Este mismo comportamiento se repite para el hábitat 5330 “Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos”, definido por matorrales de muy distinta naturaleza y fisionomía (Ministerio de Medio Ambiente, 2005).

Los resultados más bajos de Kappa se obtienen al estudiar los HIC formados por sintaxones con comportamientos diferentes frente a las condiciones ambientales, y aquellos HIC con una distribución geográfica muy restringida en la Península Ibérica (p.e. los abetales de *Abies pinsapo* -9520).

Respecto a los últimos, el mapa de idoneidad resultante para los abetales de *Abies pinsapo* (Conjunto de Figuras 3.4ah) permite apreciar algunas áreas con una idoneidad baja/moderada (menor de 0,6) para albergar este tipo de hábitat fuera del entorno de las sierras de Cádiz y Málaga. En la gráfica de la importancia que cada predictor posee para la presencia o ausencia de este hábitat (Conjunto de Figuras 3.3ah), se observa que las variables más importantes propuestas por el modelo (precipitación acumulada de otoño, primavera y verano, pendiente y precipitación anual) son concordantes con la ecología del *A. pinsapo*. Esta aparición de zonas con una idoneidad baja/moderada fuera del área de distribución de los pinsapares puede deberse a la escasa información con la que se ha alimentado al modelo (34 casos de presencia y 34 de ausencia). El modelo por tanto detecta una fuerte correlación entre presencia de pinsapo y los predictores usados referentes a las precipitaciones (P-OTO, P-INV, P-VER Y PA). Por ello, el modelo sobreestima la importancia de esta variable para la localización de los pinsapares y asigna cierto grado de idoneidad a las zonas más lluviosas de España (cornisa cantábrica y las sierras de Cáceres y Huelva). Todo esto sugiere que para este caso, y para los demás hábitat con una distribución geográfica restringida, se debe trabajar sobre una ventana de trabajo y una resolución adecuada en cada caso a la distribución del hábitat a modelar. A pesar de todo esto, no se han obtenido valores aberrantes en la modelización de los abetales de *Abies pinsapo*, ni desde el punto de vista de la ecología de la especie, ni por los valores de idoneidad obtenidos. Para validar los valores de idoneidad obtenidos en el área de distribución real de los pinsapares, se han comprobado los valores de idoneidad obtenidos por el modelo en zonas donde existieron pinsapares en el siglo XX (Soto García, 2006) (Tabla 3.3) y que por distintos motivos ya ha desaparecido (Figura 3.5). En todos los casos la idoneidad resultante del modelo para esos puntos es mayor a 0.8.

En este trabajo se ha demostrado la viabilidad del uso de hábitat como unidades de modelización, ya que la distribución geográfica de éstos, al igual que la distribución de taxones individuales, atienden a gradientes topoclimáticos o ambientales.

Normalmente, los datos referidos a la distribución de especies o hábitat (presencia/ausencia), están desequilibrados, o lo que es lo mismo, tienen una baja prevalencia. Su efecto sobre la capacidad de los algoritmos predictivos ha generado un debate que todavía no está resuelto. Algunos autores recomiendan el eequalizado de presencias y ausencias en los datos destinados al entrenamiento del algoritmo con el fin de conseguir una prevalencia de 0.5 (Chen, 2004). Otros autores sostienen que este tipo de prácticas suponen una pérdida de información para el entrenamiento del algoritmo (Jimenez-Valverde & Lobo, 2006). En los trabajos descritos en el Capítulo 2 ha quedado demostrado que el uso de una prevalencia de 0.5 produce resultados con texturas espaciales parsimoniosas y regulares. En este trabajo se ha optado por utilizar una prevalencia de 0.5 en detrimento de la información con la que se alimenta el modelo en aras de alcanzar nuestro objetivo de mantener en los resultados texturas espaciales suaves en las zonas de idoneidad intermedia.

Los bajos valores de Kappa obtenidos en hábitat con escasa distribución geográfica indican la necesidad de recalcular sus mapas de idoneidad ajustando una resolución y una ventana de trabajo acordes con su distribución geográfica. Por otra parte, se debería utilizar un conjunto de predictores capaces de albergar gradientes ambientales completos en la distribución de cada hábitat.

Hoja nº	Prov.	T.M.	Paraje	Coord. geográficas	Cota (m)
1038	MA	Ardales	El Capellán	30 S UF380-810	680
1038	MA	Ardales	Casa Forestal	30 S UF355-807	640
1038	MA	Carratraca	Hueco de los Pinsapos	30 S UF355-782	920
1038	MA	Carratraca	Cañada de los Pinsapos	30 S UF358-788	680
1050	CA	Grazalema	Quemado Canchas	30 S TF869-744	1090
1050	CA	Grazalema	Monte Higuierón	30 S TF912-712	740
1064	CA	Villaluenga	Camino Contrabandistas	30 S TF872-574	1030
1064	MA	Cortes Fra	Sierra de los Pinos	30 S TF878-570	1310
1065	MA	Benahavís	La Máquina	30 S UF204-513	580
1065	MA	Benahavís	Sa. Palmitera-Guadaiza	30 S UF182-526	560
1065	MA	Istán	Hoyo del Bote	30 S UF197-537	700
1065	MA	Istán	Fuente del Timbre	30 S UF202-565	1010
1065	MA	Istán	Arroyo de la Cruz	30 S UF204-576	640
1065	MA	Istán	Cañada de la Madroña	30 S UF183-565	1110
1065	MA	Istán	Cerro Abanto	30 S UF182-575	1050

Tabla 3.3 Localización de núcleos de pinsapos desaparecidos en el siglo XX

3.5 CONCLUSIONES

En este trabajo se han calculado 44 Hábitat de Interés Comunitario mediante el modelo propuesto en el Capítulo 2. Los tipos de hábitat modelados pertenecen a los grupos 4 “Brezales y matorrales de zona templada”, 5 “Matorrales esclerófilos”, 6 “Formaciones herbosas naturales y seminaturales” y 9 “Bosques”.

El 39% de los HIC modelados arrojan resultados máximos de kappa superiores a 0.55, considerado como “bueno” según Monsereud, 1992. El resto de HIC modelados podrían mejorar sus valores de kappa ajustando una ventana de trabajo y resolución apropiados. Esto no se ha llevado a cabo en este trabajo para mantener una homogeneidad en el área de trabajo de todos los resultados de las modelizaciones.

El estudio de las curvas formadas por la representación gráfica de la importancia de las variables para cada HIC, es una herramienta útil para conocer a priori comportamiento del mismo frente a las condiciones ambientales tenidas en cuenta.

Las principales conclusiones que se derivan de este trabajo son:

- I. El esquema de trabajo propuesto consistente en generar modelos predictivos utilizando HIC como unidad de modelización mediante Balanced Random Forest, genera resultados con una textura espacial suave en zonas de idoneidad intermedias.
- II. El modelo genera buenos resultados desde el punto de vista del estadístico Kappa en aquellos hábitat zonales: i) cuya distribución geográfica es igual o mayor a 9.000 - 10000 km² en el contexto de la Península Ibérica, ii) cuya composición sintaxonómica que lo define es homogénea en cuanto a sus requerimientos ambientales y comportamiento frente a los cambios de los gradiente topoclimáticos.

- III. El modelo sobreestima los valores de idoneidad para los HIC que no cumplen uno o ambos requisitos citados en el punto anterior, aunque los resultados generados por el modelo son verosímiles.

- IV. Aunque el presente archivo de modelos predictivos ha sido generado para su utilización como principal fuente de datos de entrada al algoritmo ALCOR, tanto el formato en el que se presentan sus resultados (mapas raster), como su temática (valores de idoneidad para un determinado HIC), hacen que este tipo de resultados sean útiles por sí mismos para su uso en la búsqueda de localizaciones potenciales de HIC, restauraciones y gestión de hábitat o el estudio de cambios en la distribución de los HIC bajo condiciones de cambio climático o cambio global.

3.6 FIGURAS

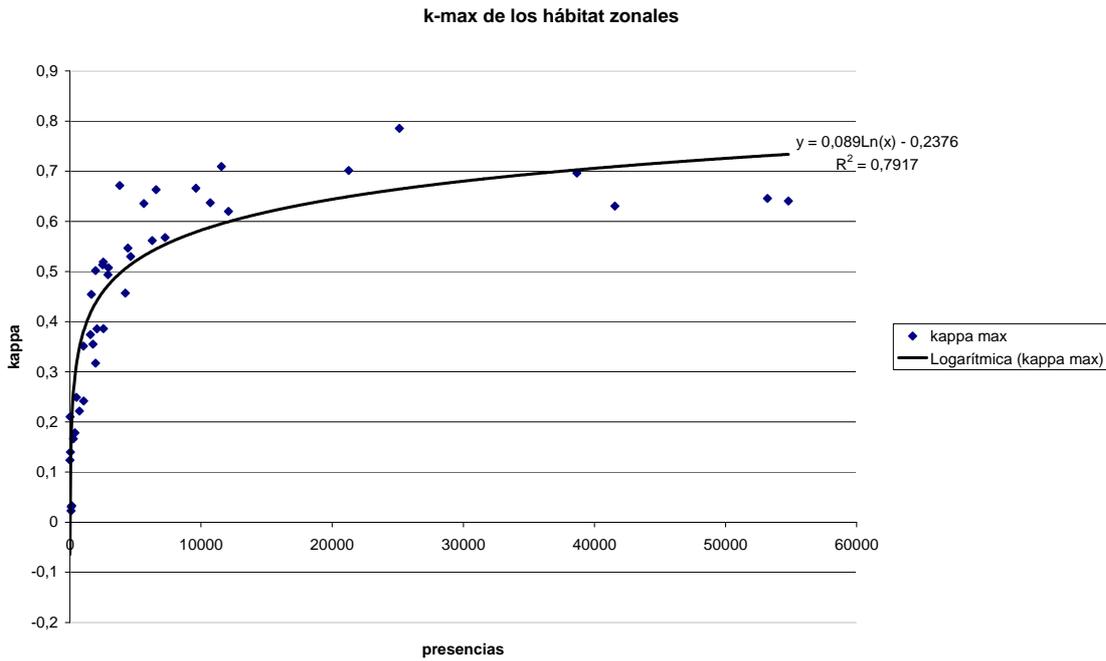


Figura 3.1 Presencia de la distribución observada de los tipos de Hábitat de Interés Comunitario (en km²) frente a su valor máximo de kappa obtenido

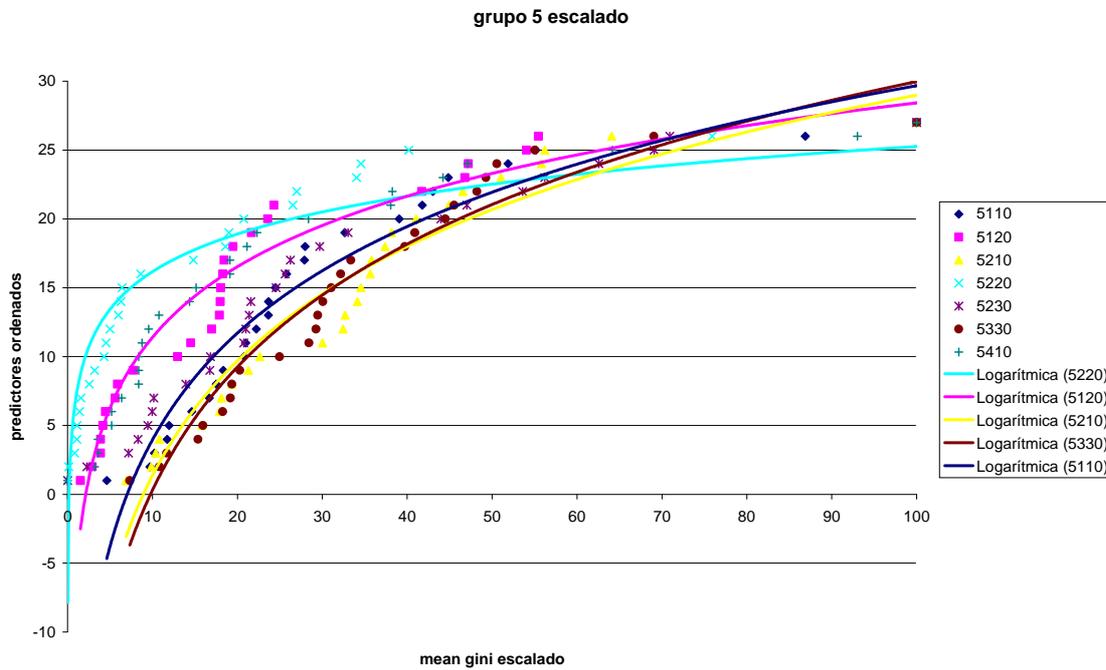
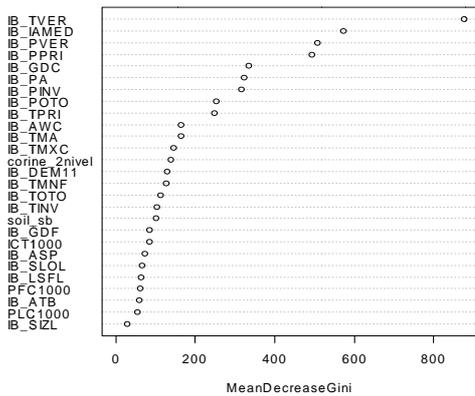
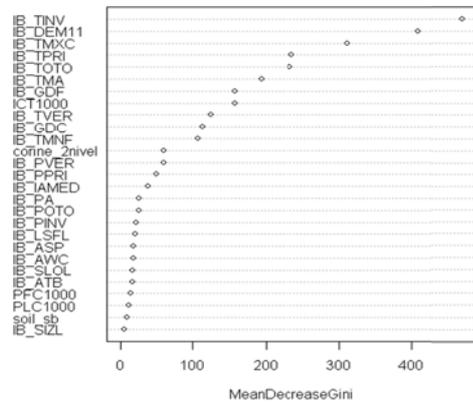


Figura 3.2 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante BRF para los HIC pertenecientes al grupo 5 (Matorrales esclerófilos)

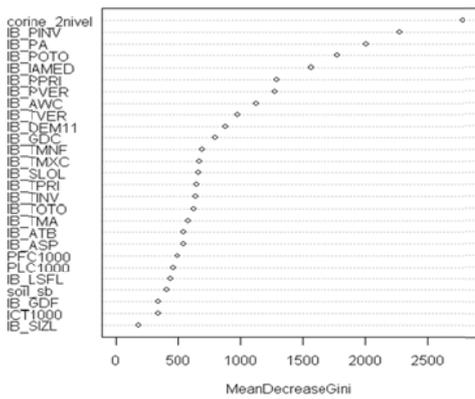
Conjunto de Figuras 3.3 Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles mediante BRF



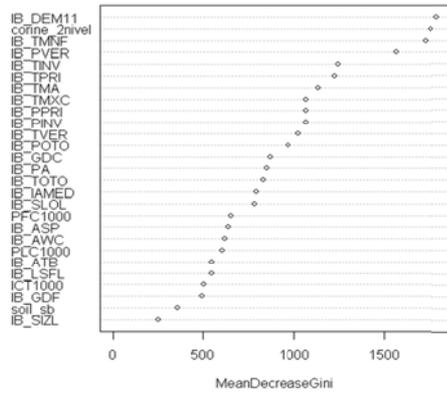
3.3a Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 4020 “Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica Tetralix*”



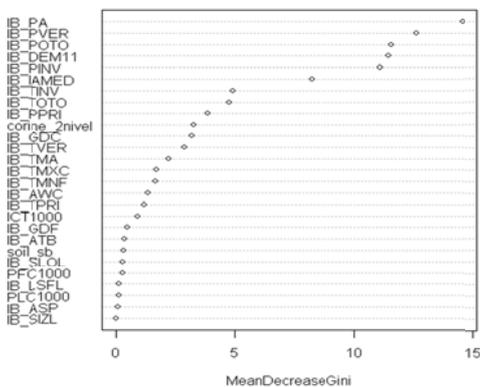
3.3b Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 4060 “Brezales alpinos y boreales”



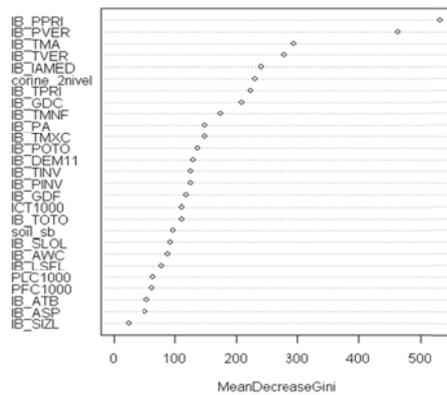
3.3c Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 4030 “Brezales secos europeos”



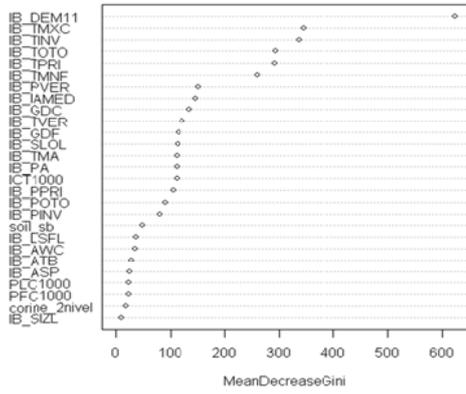
3.3d Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 4090 “Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga”



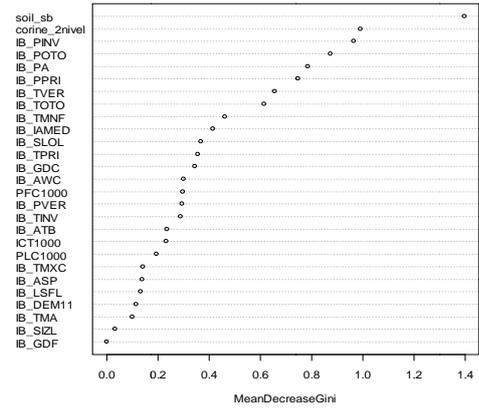
3.3e Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 4040 “Brezales secos atlánticos costeros de *Erica vagans*”



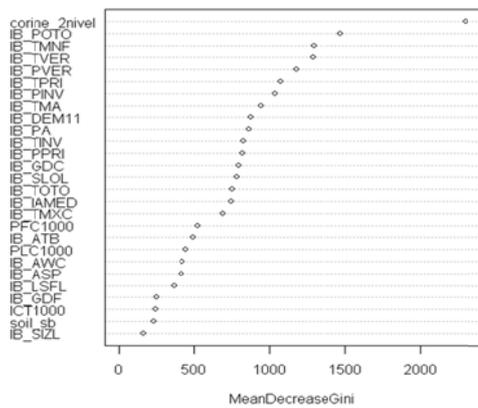
3.3f Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 5110 “Formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas (Berberidion p.p.)”



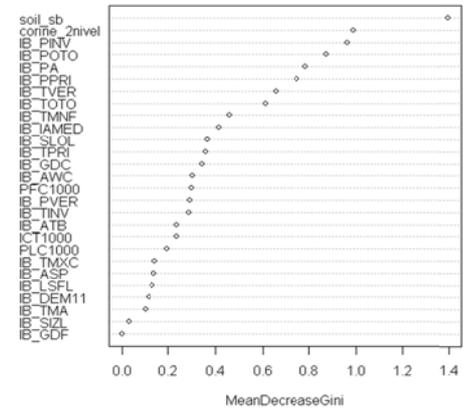
3.3g Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 5120 “Formaciones montanas de *Genista purgans*”



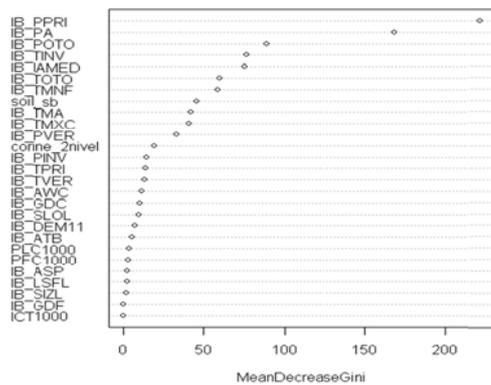
3.3h Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 5230 “Matorrales arborecentes de *Laurus nobilis*”



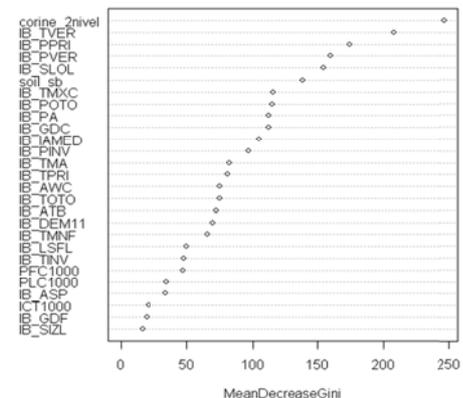
3.3i Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 5210 “Matorrales arborecentes de *Juniperus spp.*”



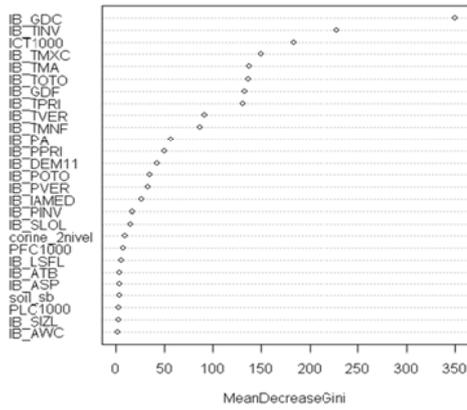
3.3j Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 5330 “Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos”



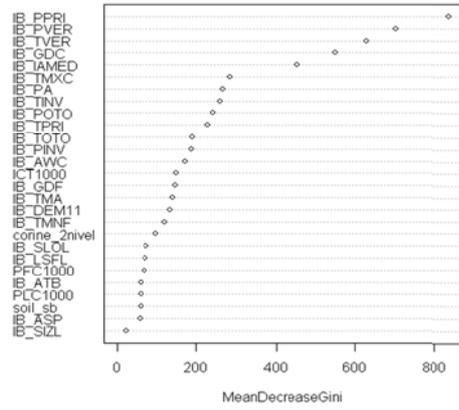
3.3k Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 5220 “Matorrales arborecentes de *Zyziphus*”



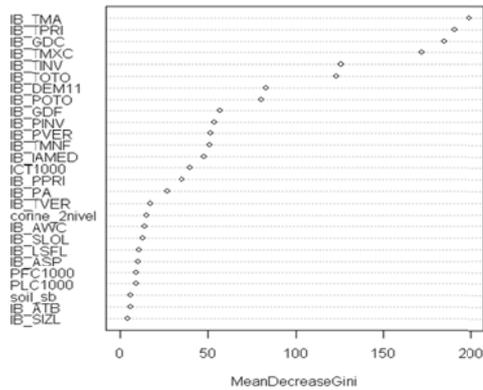
3.3l Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6110 “Prados calcáreos cársticos o basófilos del *Alyso-Sedion albi*”



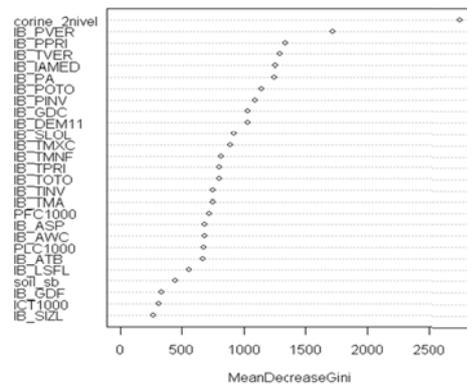
3.3m Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6140 “Prados pirenaicos silíceos de *Festuca eskia*”



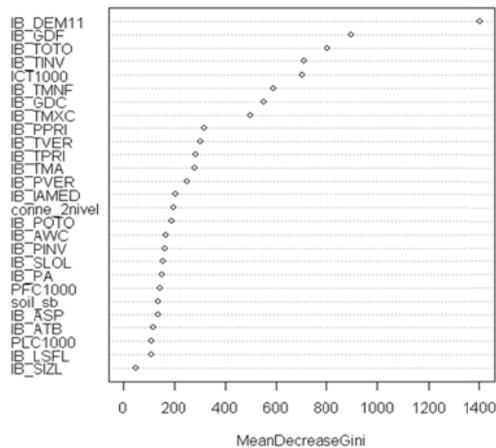
3.3n Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6210 “Prados secos semi-naturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*)”



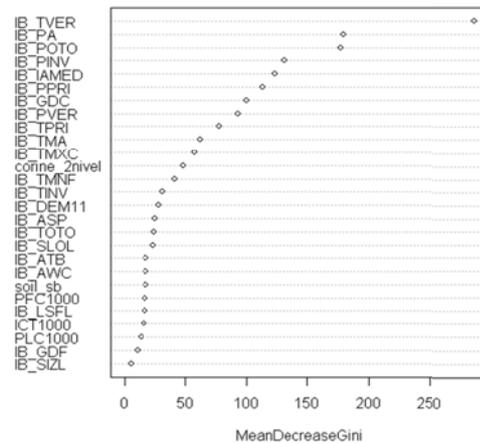
3.3o Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6160 “Prados ibéricos silíceos de *Festuca indigesta*”



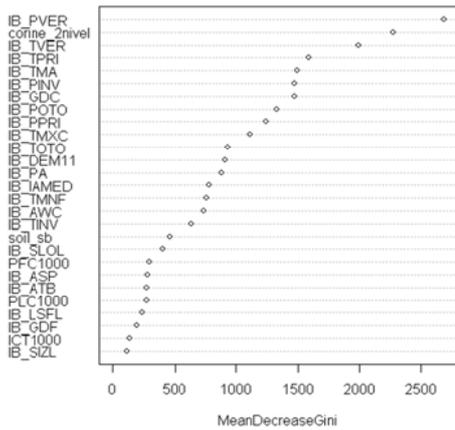
3.3p Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6220 “Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodieta*”



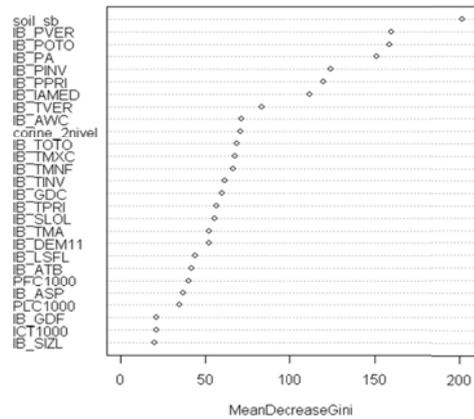
3.3q Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6170 “Prados alpinos y subalpinos calcáreos”



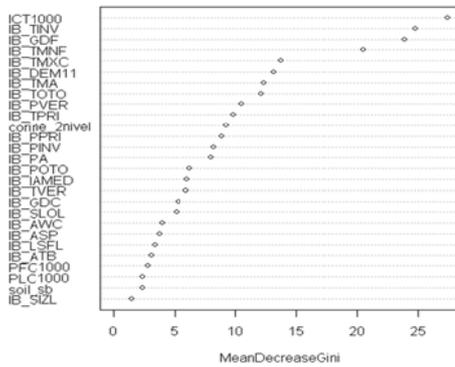
3.3r Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6230 “Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de la Europa continental)”



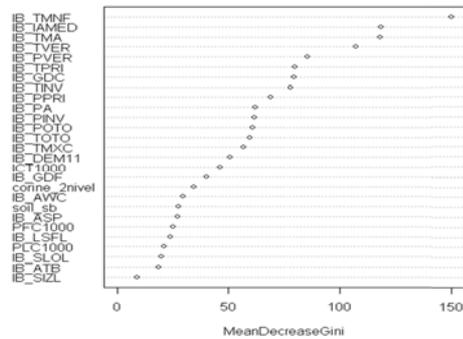
3.3s Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6310 “Dehesas perennifolias de *Quercus spp*”



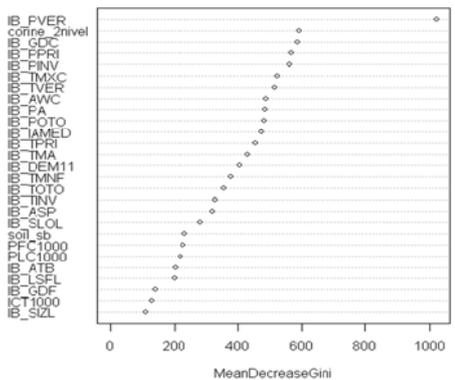
3.3t Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6430 “Megaforbios eutrofos hidrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino”



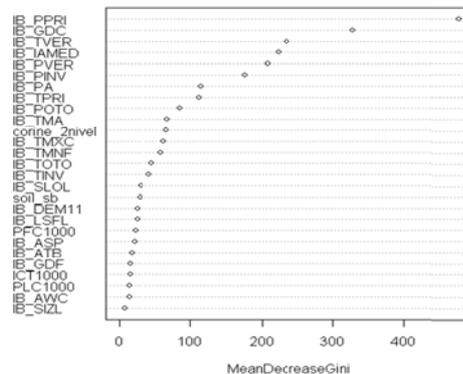
3.3u Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6410 “Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinion caeruleae*)”



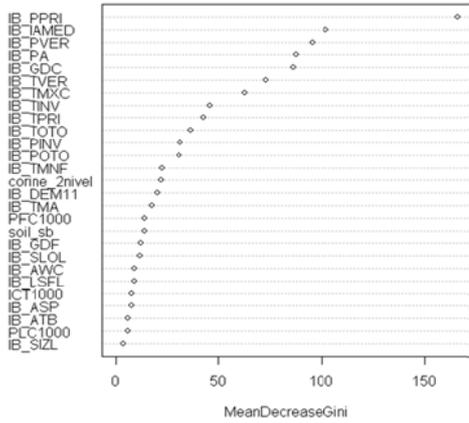
3.3v Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6510 “Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)”



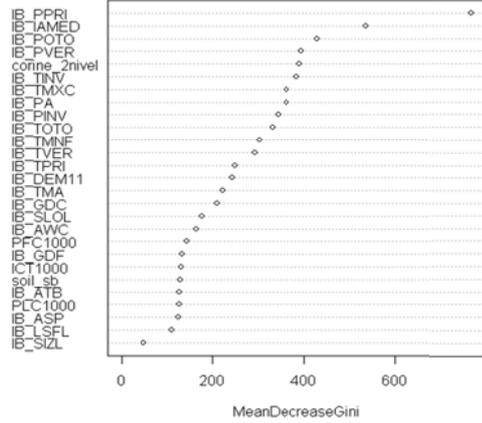
3.3w Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 6420 “Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinion caeruleae*)”



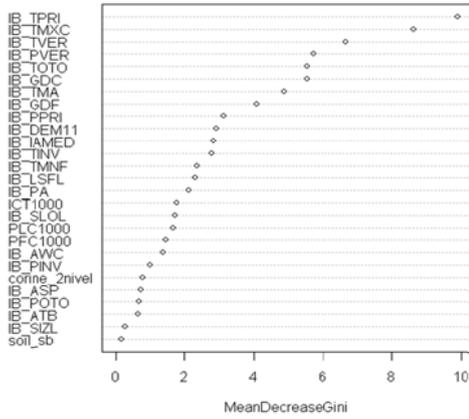
3.3x Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9120 “Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus (Quercion robori-petraeae* ou *Ilici-Fagenion*)”



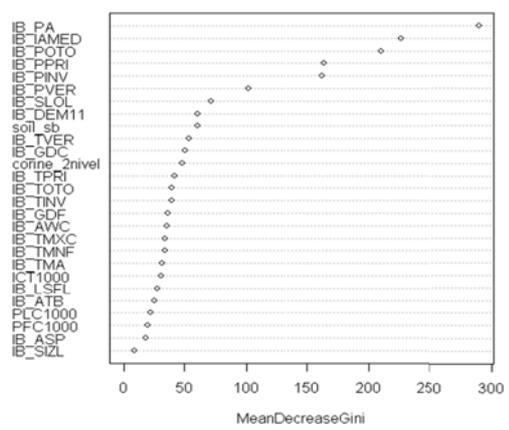
3.3y Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9150 “Hayedos calcícolas del *Cephalanthero-Fagion*”



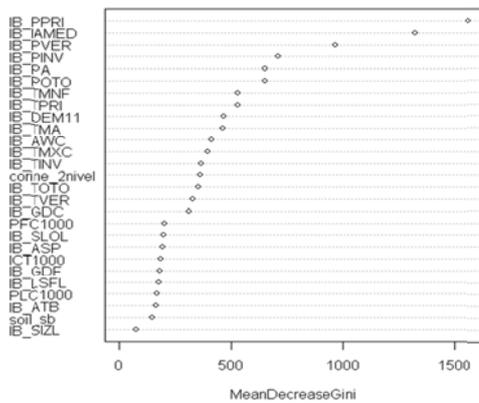
3.3z Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9240 “Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*”



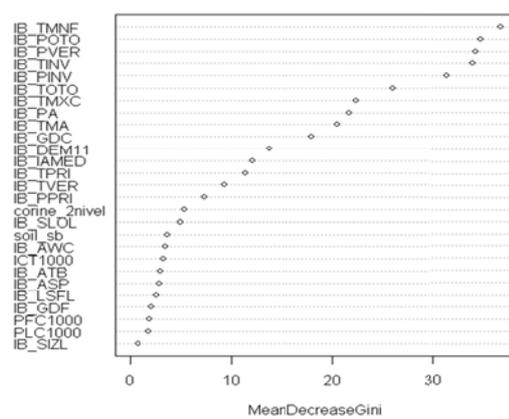
3.3aa Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9180 “Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del Tilio-Acerion”



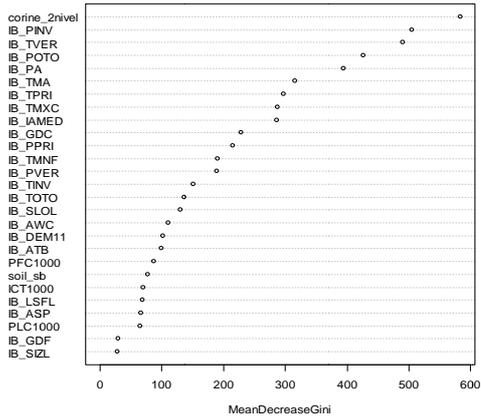
3.3ab Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9260 “Bosques de *Castanea sativa*”



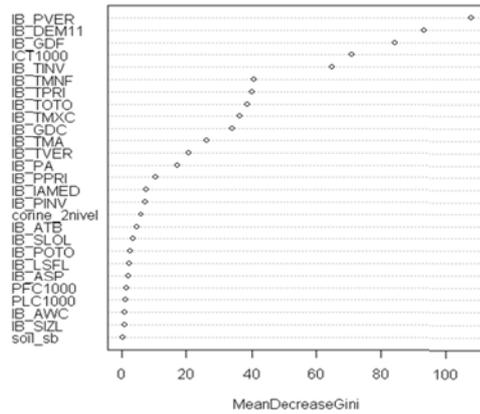
3.3ac Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9230 “Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*”



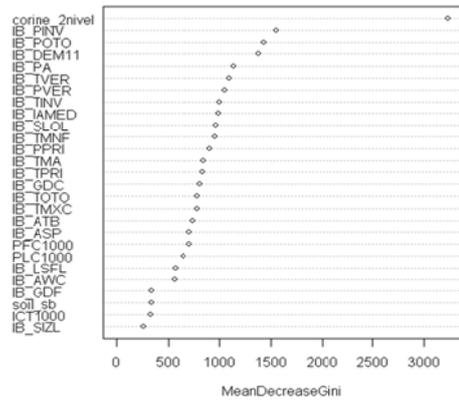
3.3ad Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9320 “Bosques de *Olea* y *Ceratonia*”



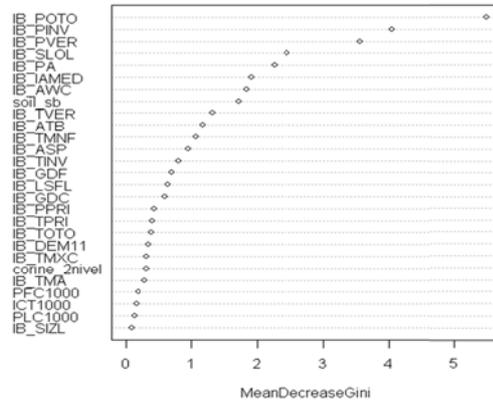
3.3ae Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9330 “Alcornocales de *Quercus suber*”



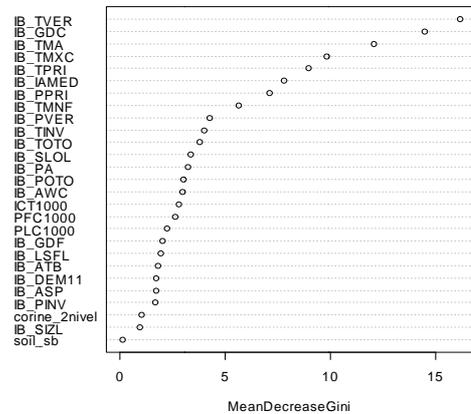
3.3af Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9430 “Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata* (en sustratos yesoso o calcáreo)”



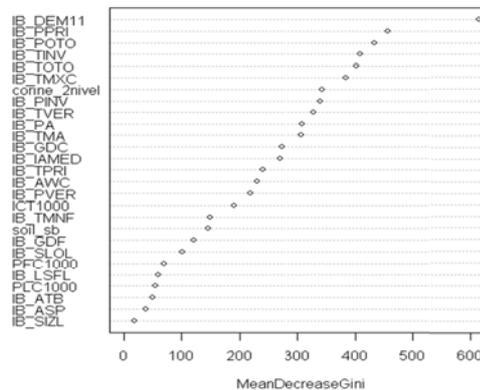
3.3ag Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9340 “Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*”



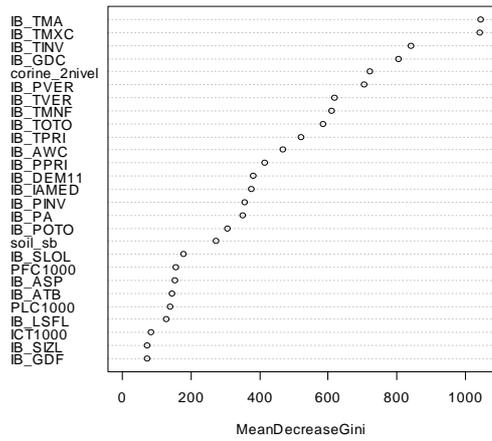
3.3ah Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9520 “Abetales de *Abies pinsapo*”



3.3ai Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9530 “Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos”

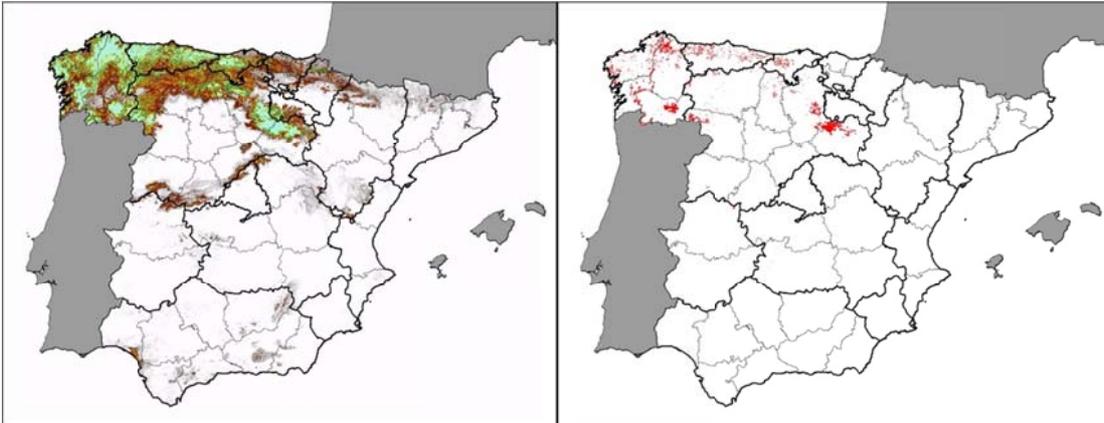


3.3aj Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 9380 “Bosques de *Ilex aquifolium*”

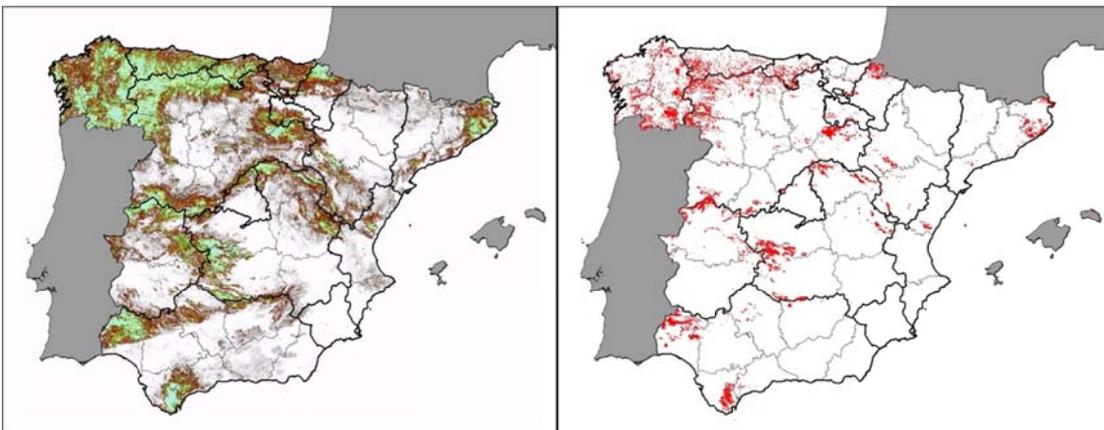


3.3aq Importancia de cada variable en la generación de la ruptura de cada nodo en la generación de los árboles para el hábitat 92d0 "Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Securinegion tinctoriae*)"

Conjunto de Figuras 3.4 Distribuciones de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario y respectivos mapa de idoneidad



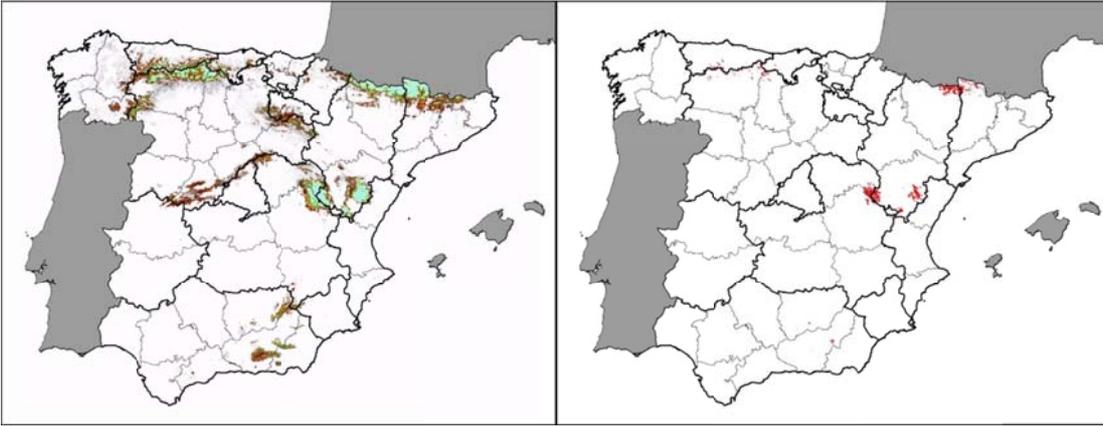
3.4a Distribución del hábitat 4020 “Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



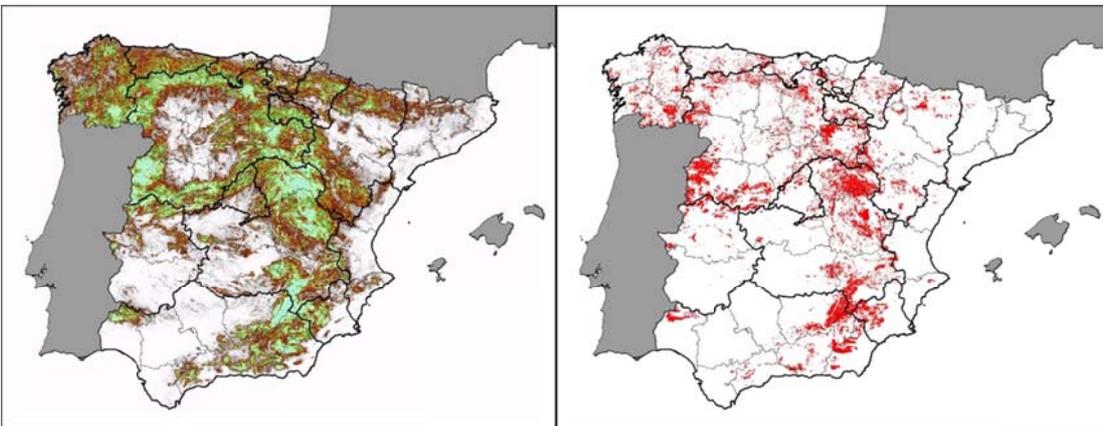
3.4b Distribución del hábitat 4030 “Brezales secos europeos” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



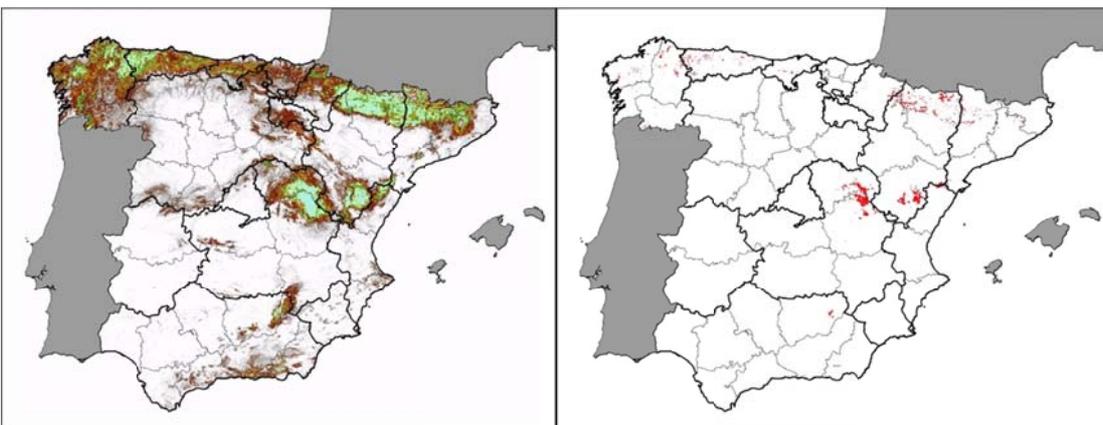
3.4c Distribución del hábitat 4040 “Brezales secos atlánticos costeros de *Erica vagans*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



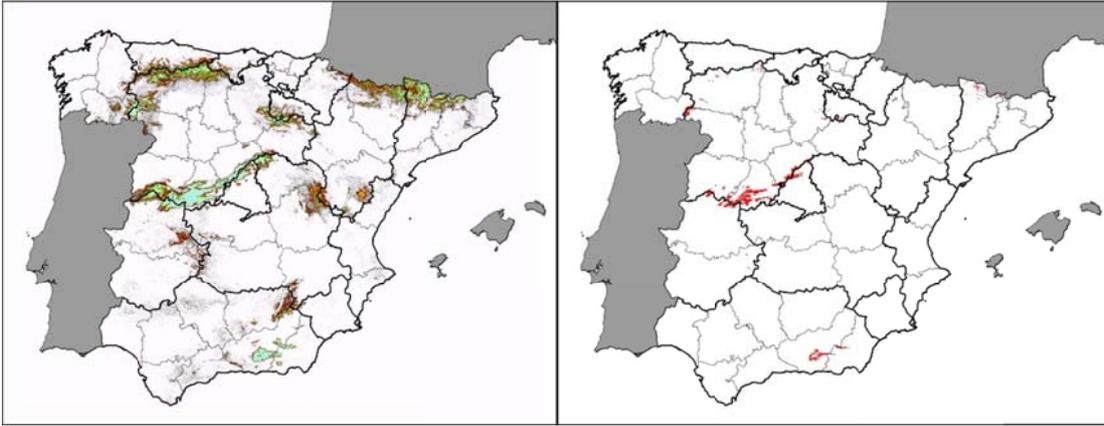
3.4d Distribución del hábitat 4060 “Brezales alpinos y boreales” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CE



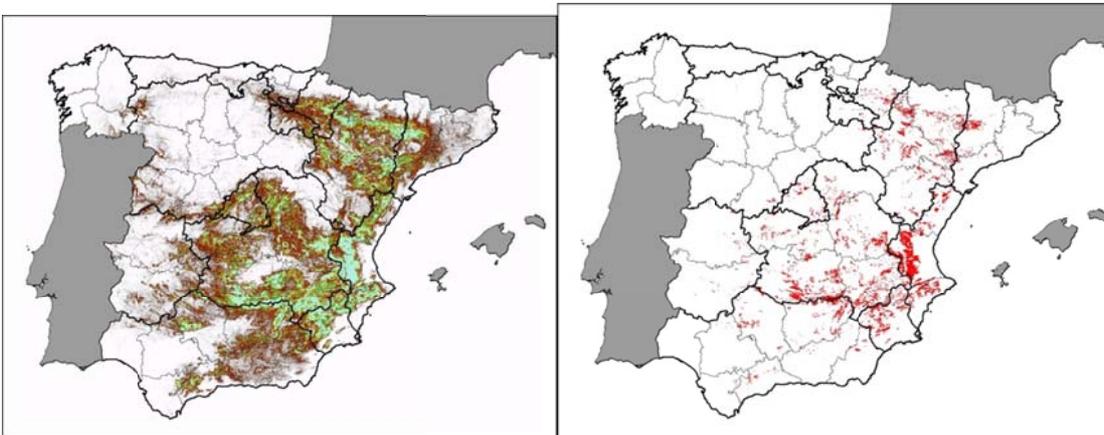
3.4e Distribución del hábitat 4090 “Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



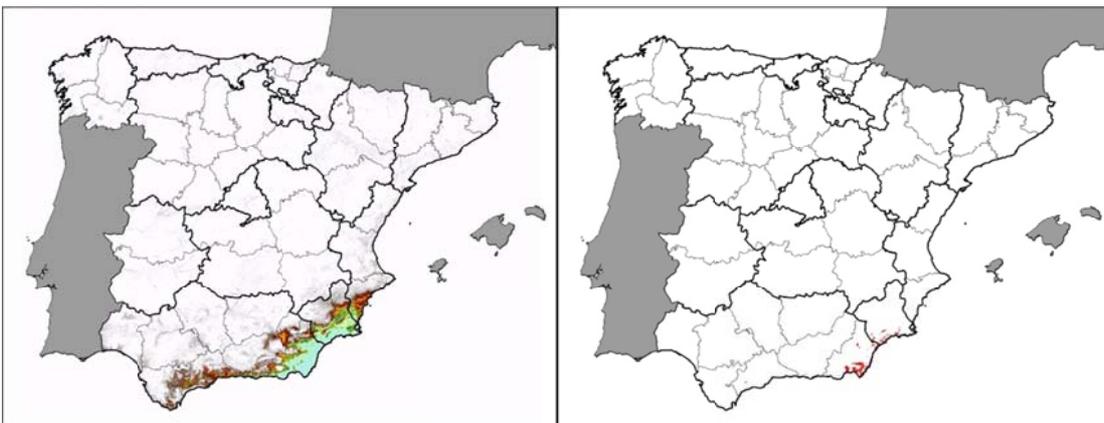
3.4f Distribución del hábitat 5110 “Formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas (Berberidion p.p.)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



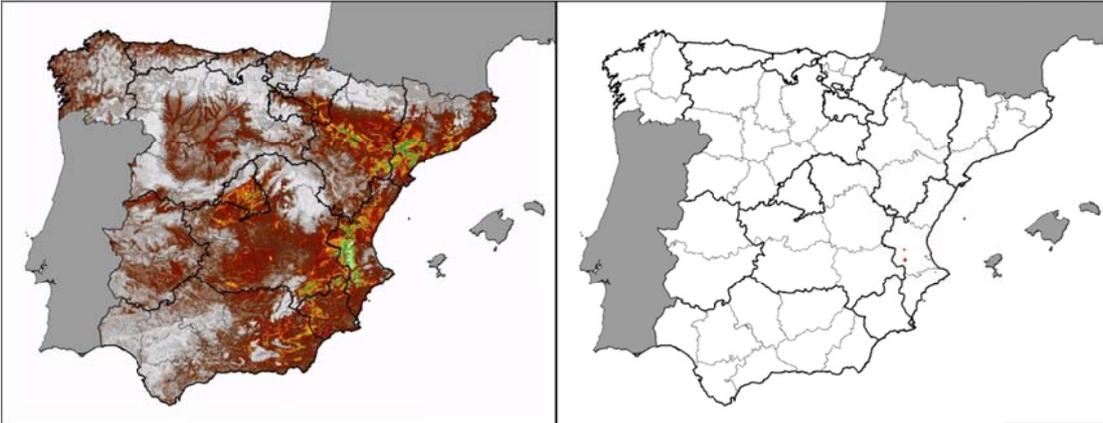
3.4g Distribución del hábitat 5120 "Formaciones montanas de *Genista purgans*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



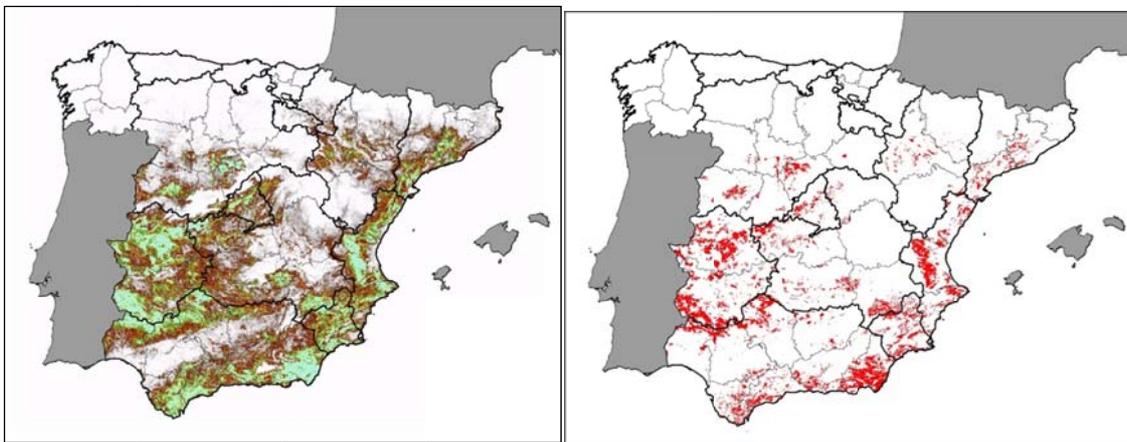
3.4h Distribución del hábitat 5210 "Matorrales arborescentes de *Juniperus spp*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



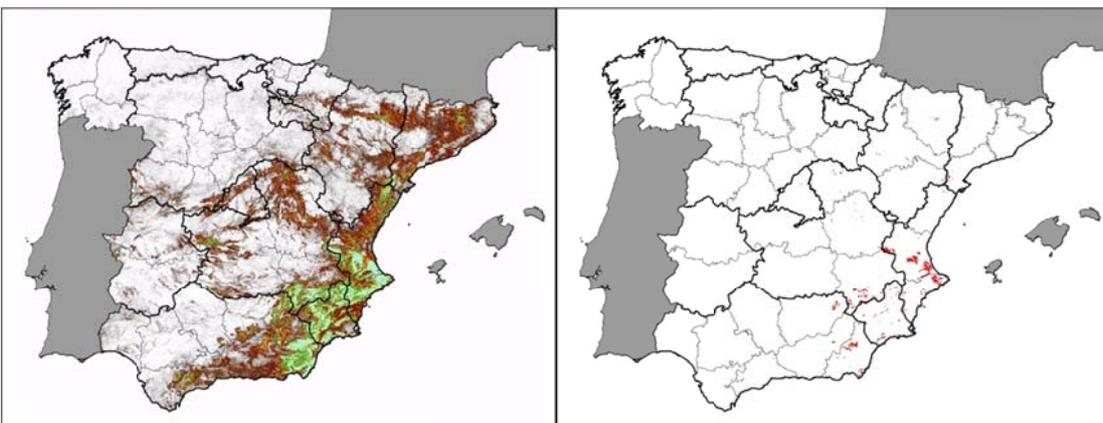
3.4i Distribución del hábitat 5220 "Matorrales arborescentes de *Zyziphus*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



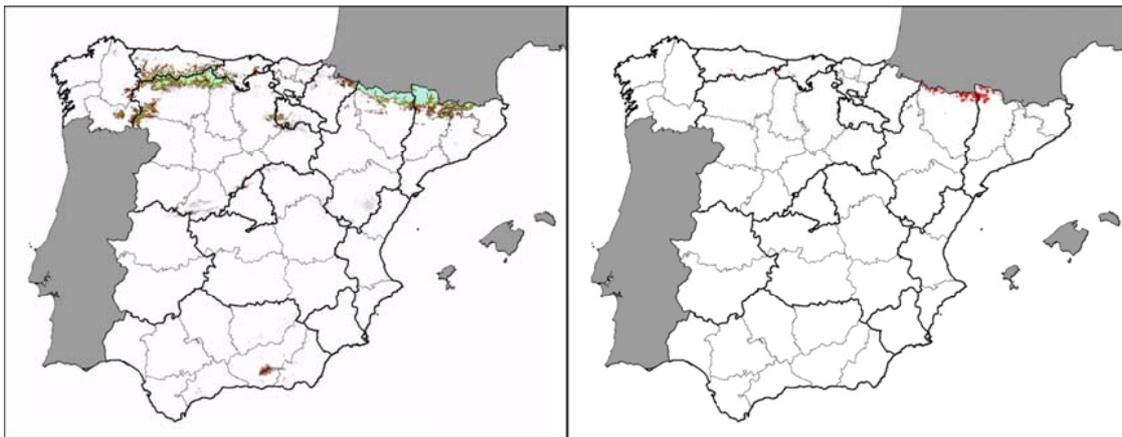
3.4j Distribución del hábitat 5230 “Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



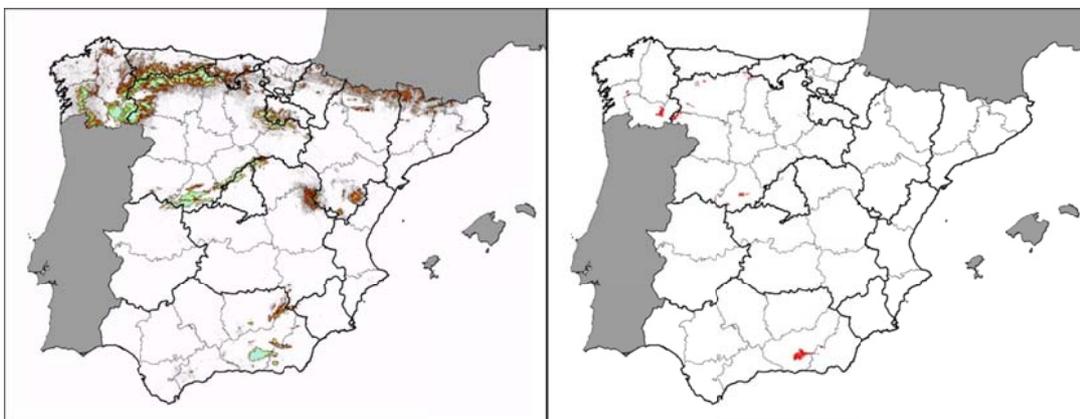
3.4k Distribución del hábitat 5330 “Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



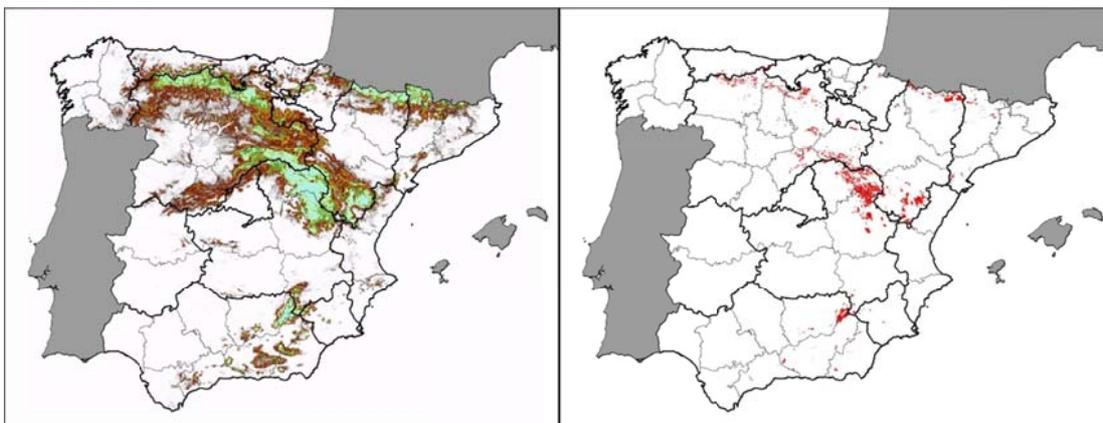
3.4l Distribución del hábitat 6110 “Prados calcáreos cársticos o basófilos del *Alyso-Sedion albi*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



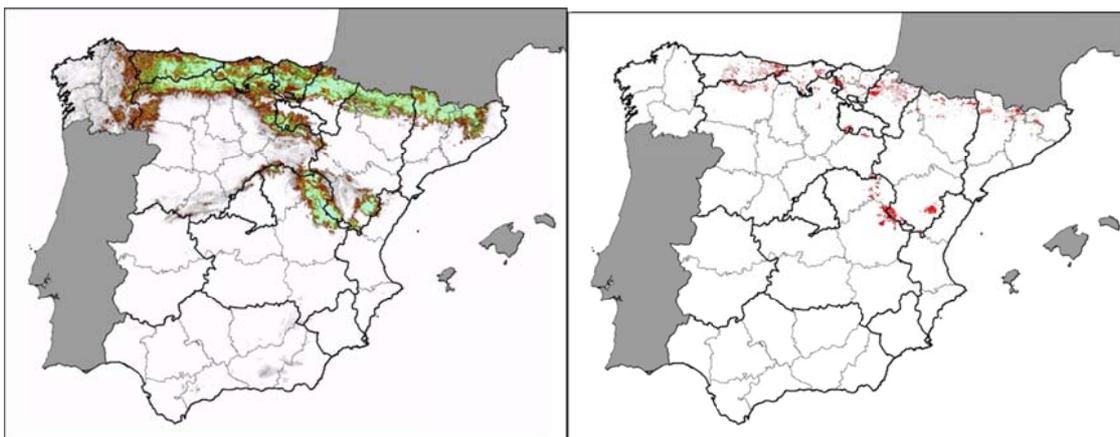
3.4m Distribución del hábitat 6140 "Prados pirenaicos silíceos de *Festuca eskia*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



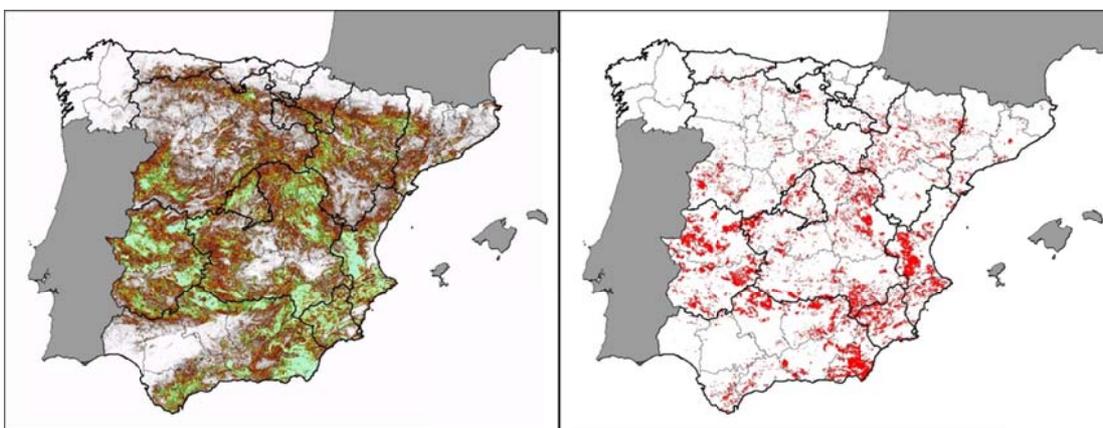
3.4n Distribución del hábitat 6160 "Prados ibéricos silíceos de *Festuca indigesta*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



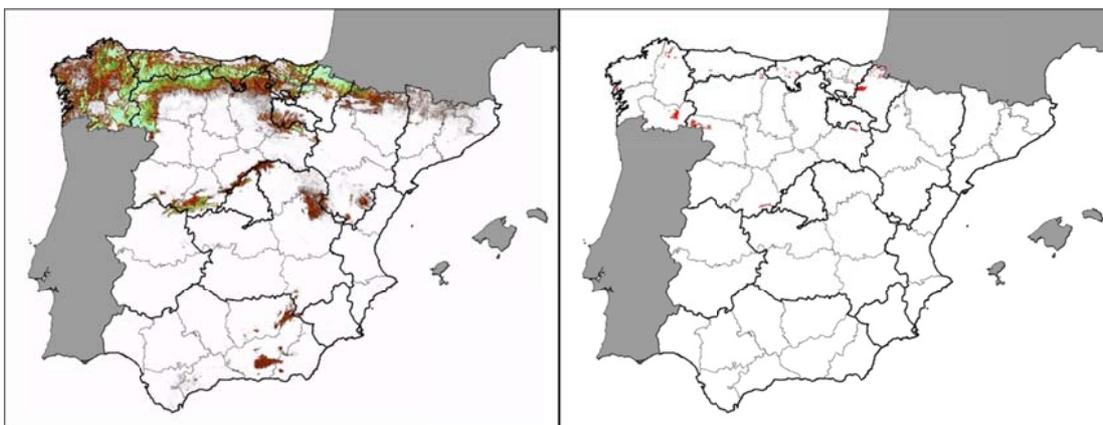
3.4ñ Distribución del hábitat 6170 "Prados alpinos y subalpinos calcáreos" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



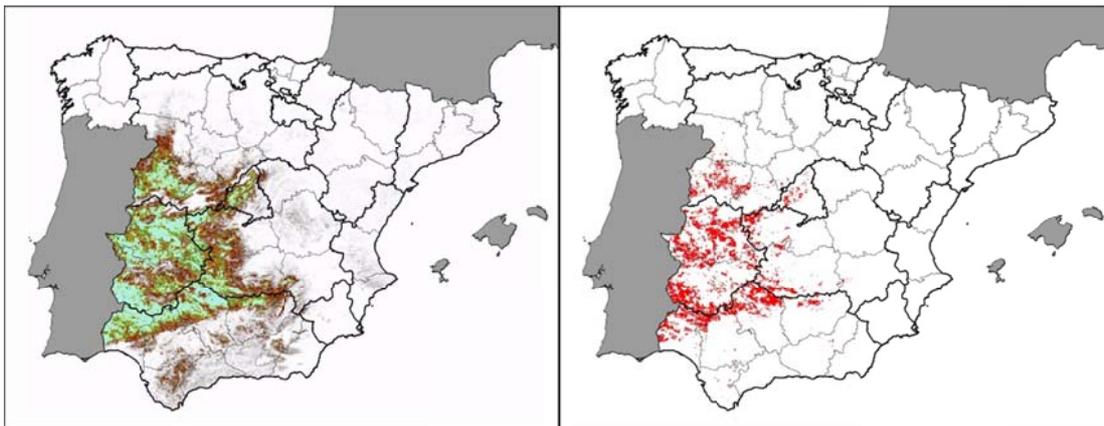
3.4o Distribución del hábitat 6210 “Prados secos semi-naturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



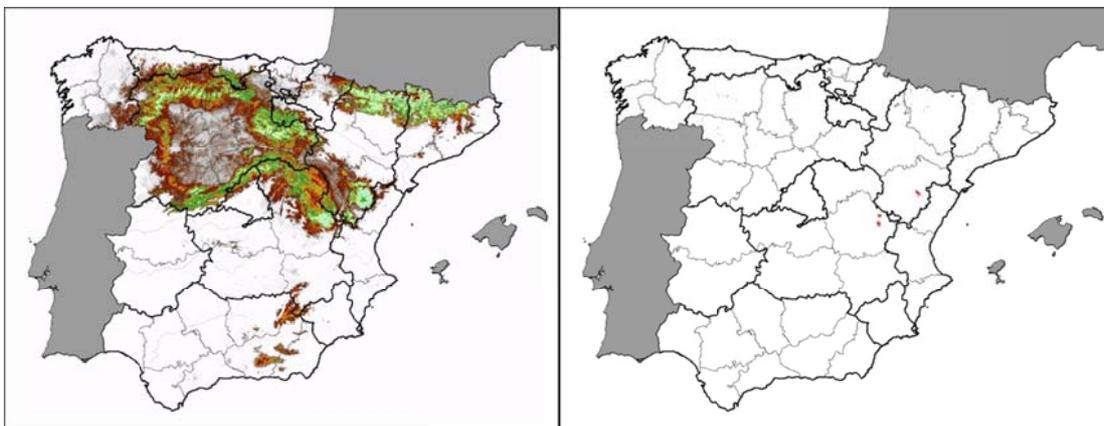
3.4p Distribución del hábitat 6220 “Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



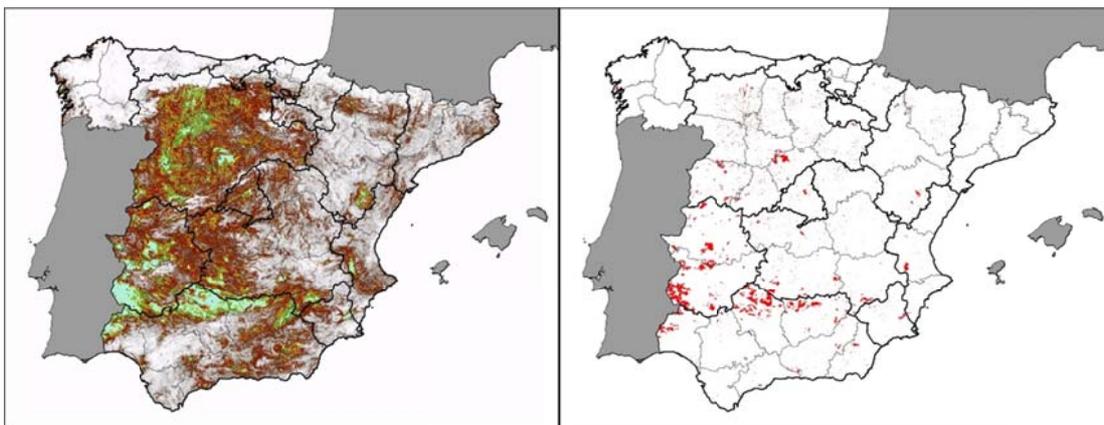
3.4q Distribución del hábitat 6230 “Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de la Europa continental)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



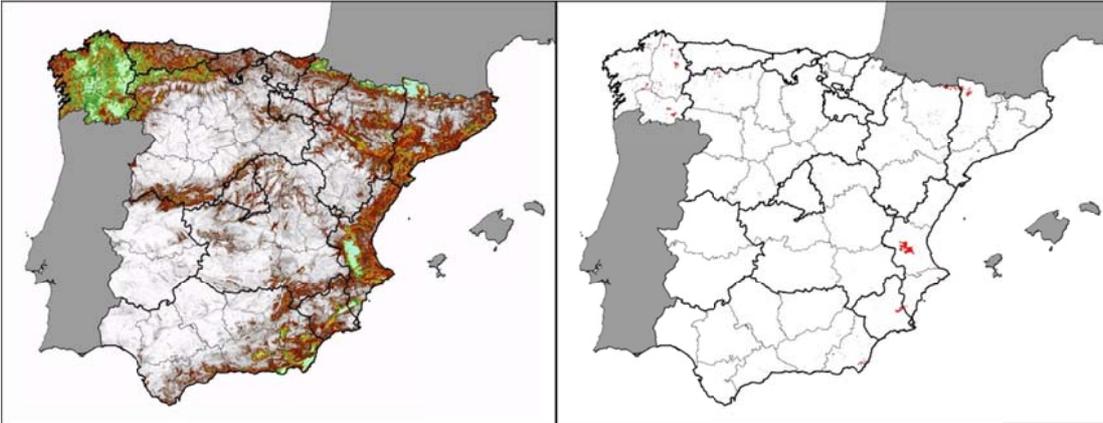
3.4r Distribución del hábitat 6310 "Dehesas perennifolias de *Quercus* spp." y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



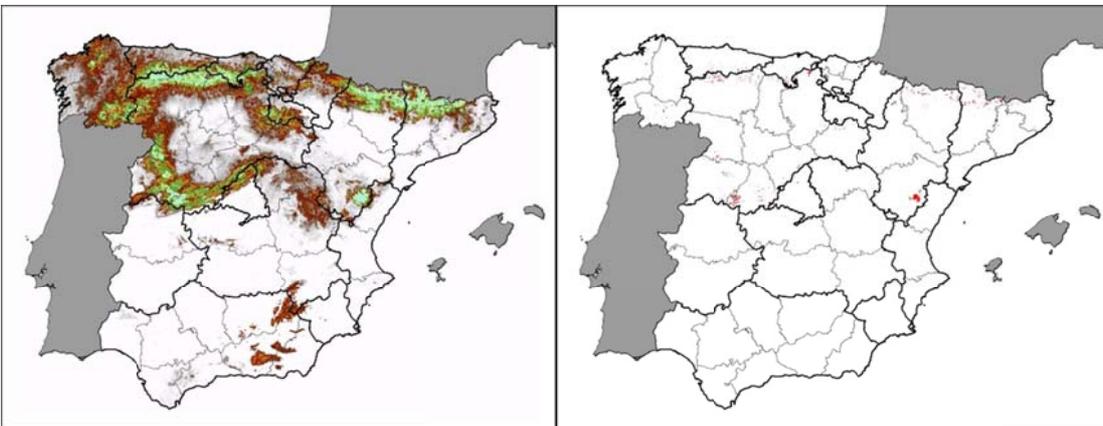
3.4s Distribución del hábitat 6410 "Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinion caeruleae*)" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



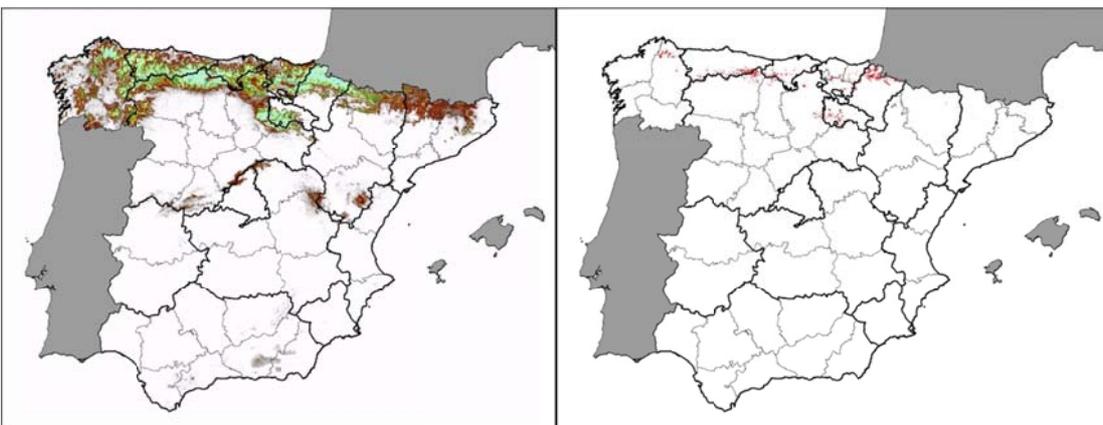
3.4t Distribución del hábitat 6420 "Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinion caeruleae*)" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



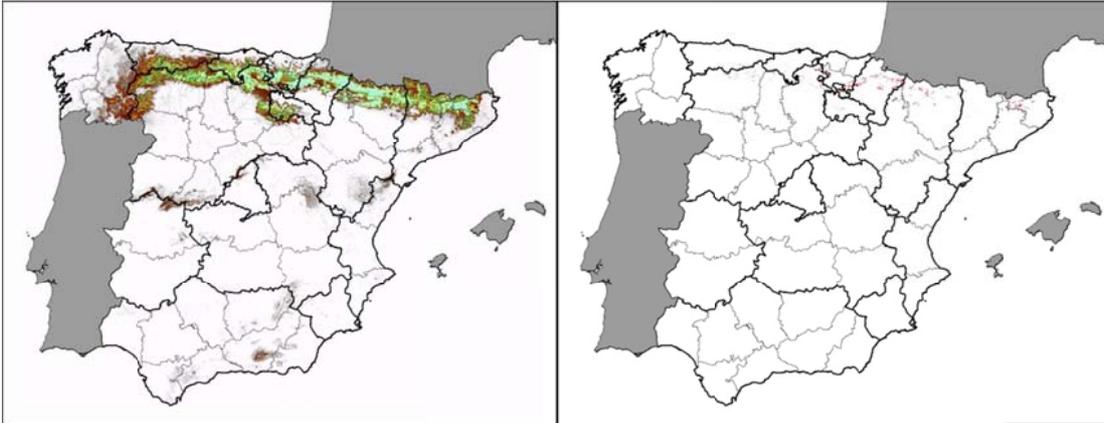
3.4u Distribución del hábitat 6430 “Megaforbios eutrofos hidrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



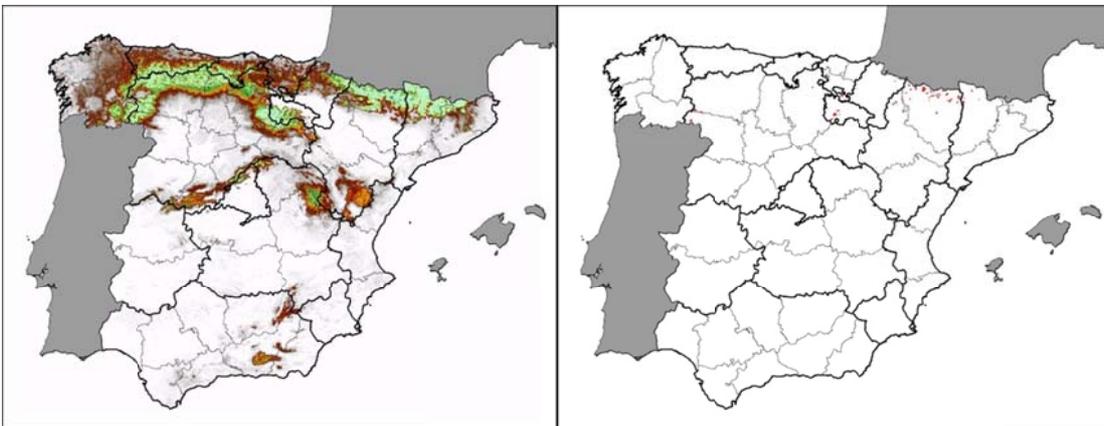
3.4v Distribución del hábitat 6510 “Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



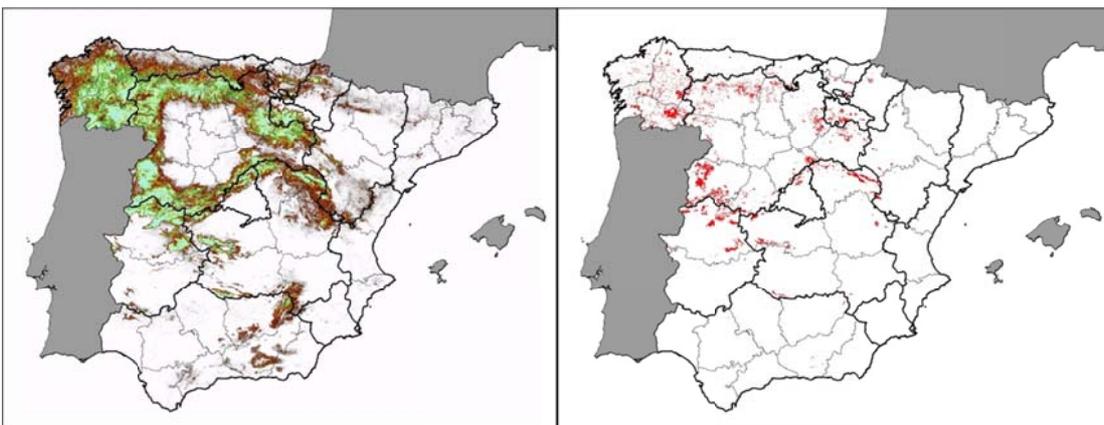
3.4w Distribución del hábitat 9120 “Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de Ilex y a veces de Taxus (*Quercion robur-petraeae* ou *Ilici-Fagenion*)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



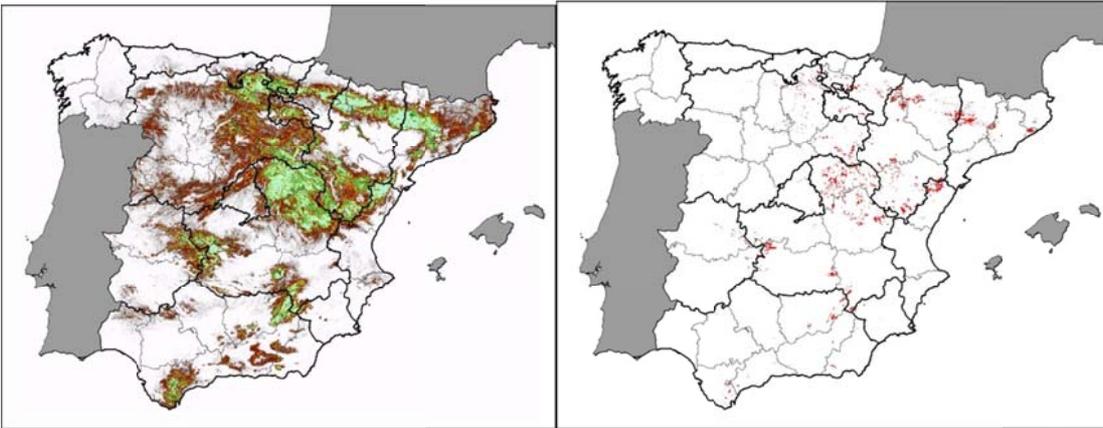
3.4x Distribución del hábitat 9150 "Hayedos calcícolas medieuropeas del *Cephalanthero-Fagion*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



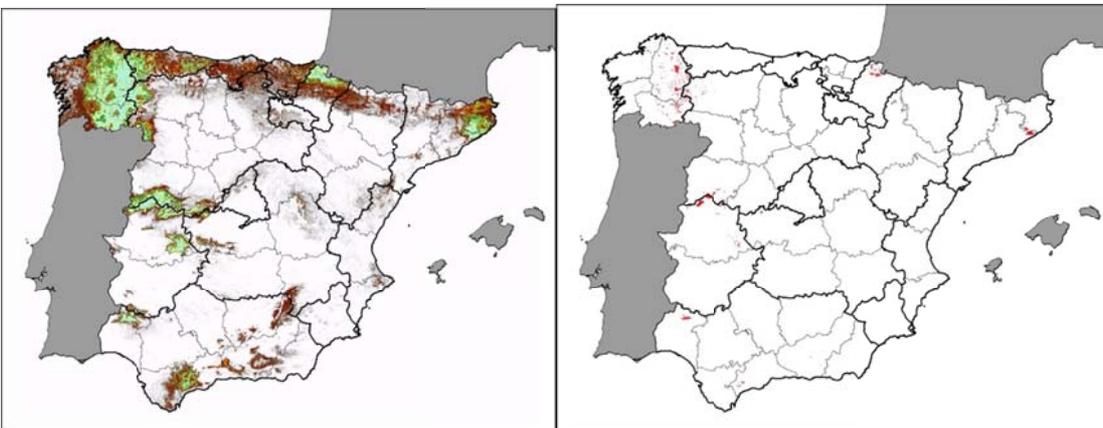
3.4y Distribución del hábitat 9180 "Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del *Tilio-Acerion*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



3.4z Distribución del hábitat 9230 "Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



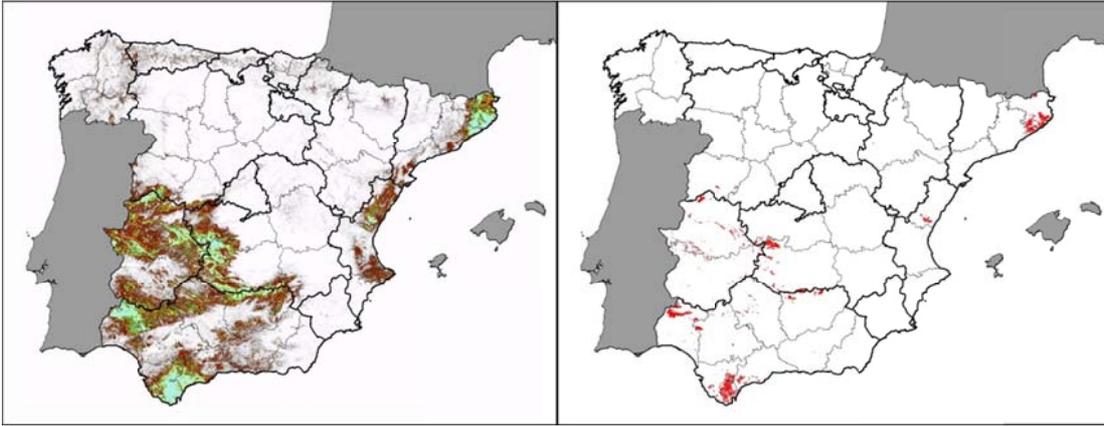
3.4aa Distribución del hábitat 9240 “Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



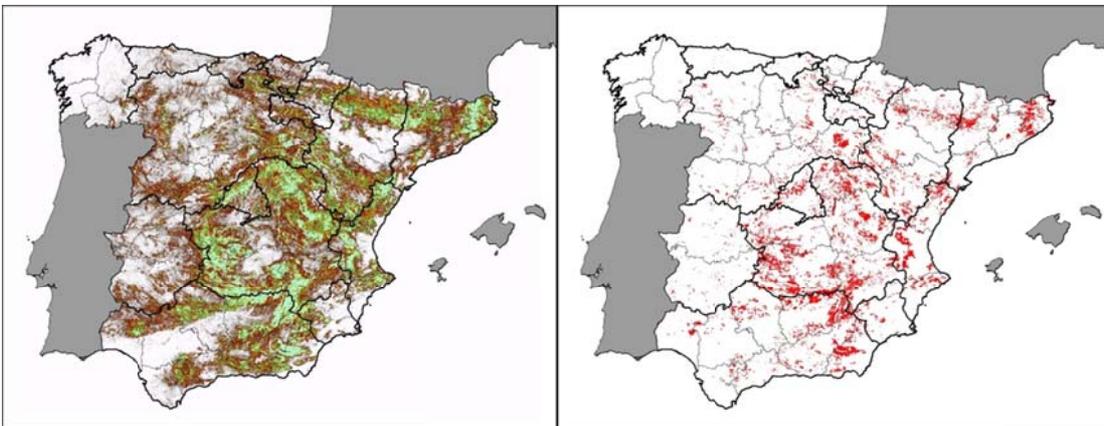
3.4ab Distribución del hábitat 9260 “Bosques de *Castanea sativa*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



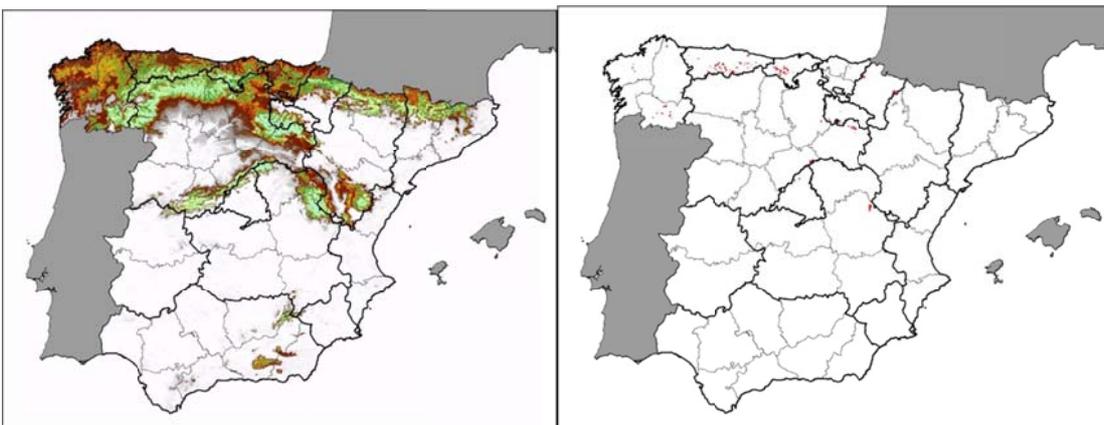
3.4ac Distribución del hábitat 9320 “Bosques de *Olea* y *Ceratonia*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



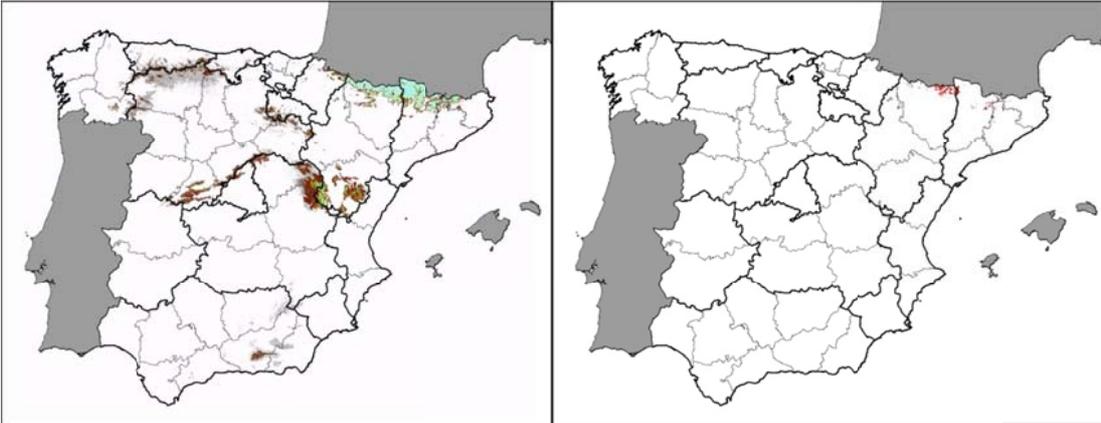
3.4ad Distribución del hábitat 9330 "Alcornocales de *Quercus suber*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



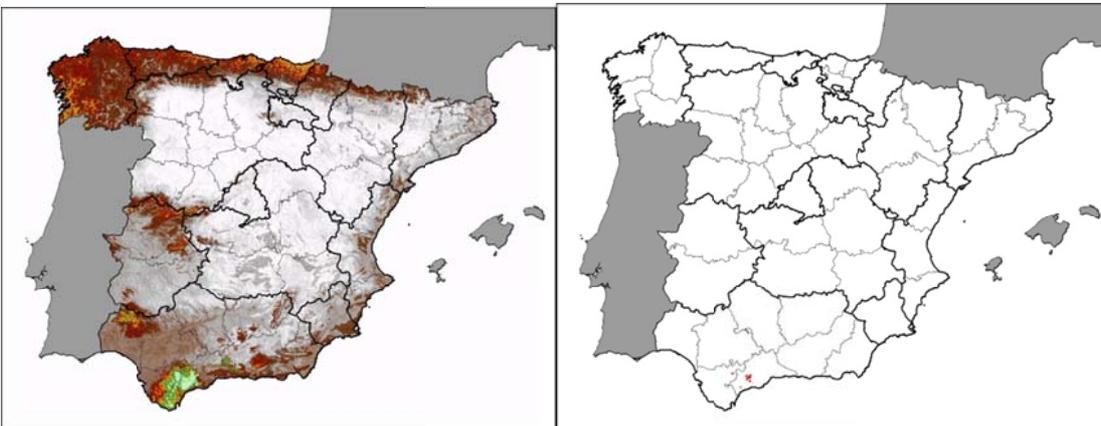
3.4ae Distribución del hábitat 9340 "Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



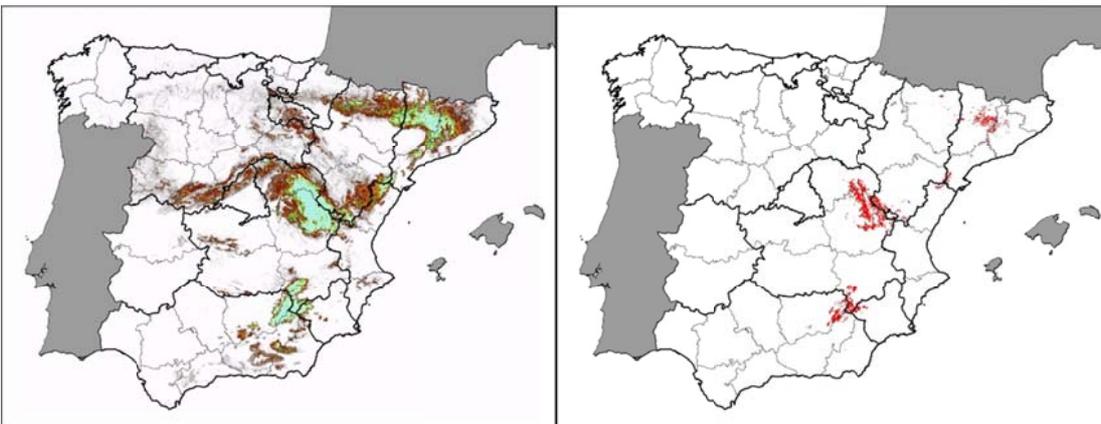
3.4af Distribución del hábitat 9380 "Bosques de *Ilex aquifolium*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



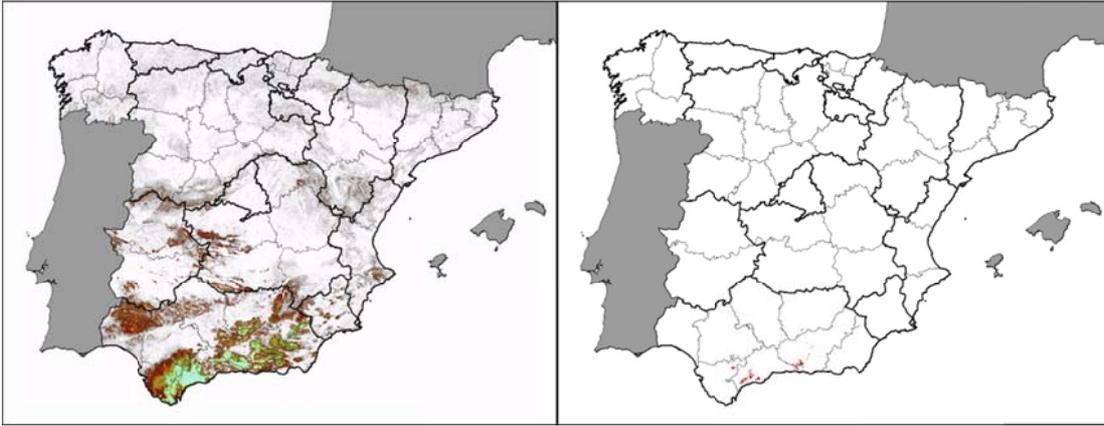
3.4ag Distribución del hábitat 9430 “Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata* (en sustratos yesoso o calcáreo)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



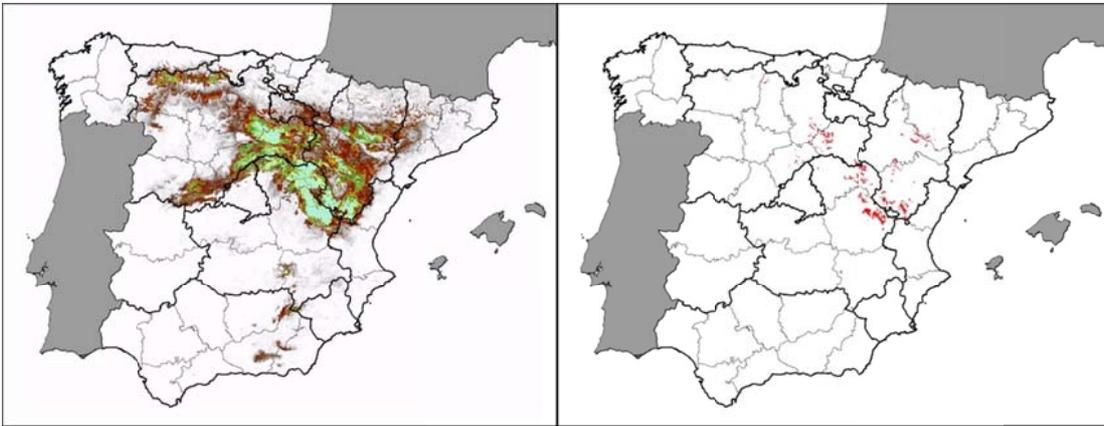
3.4ah Distribución del hábitat 9520 “Abetales de *Abies pinsapo*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



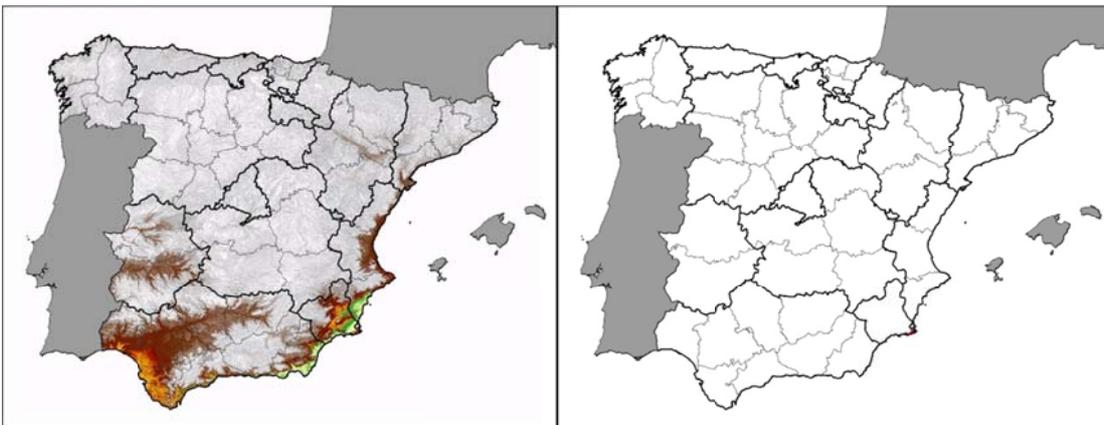
3.4ai Distribución del hábitat 9530 “Pinares (sud-)mediterráneos de pinos negros endémicos” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



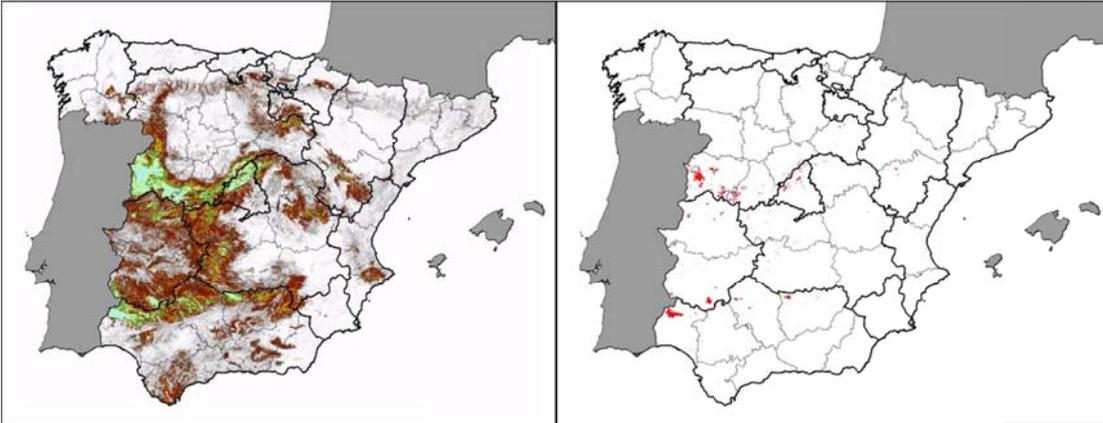
3.4aj Distribución del hábitat 9540 “Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



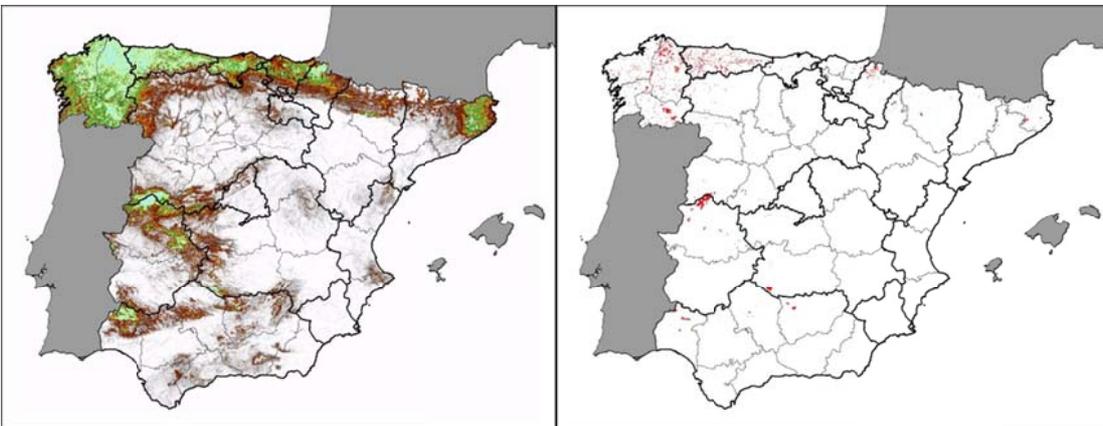
3.4ak Distribución del hábitat 9560 “Bosques endémicos de *Juniperus* spp.” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



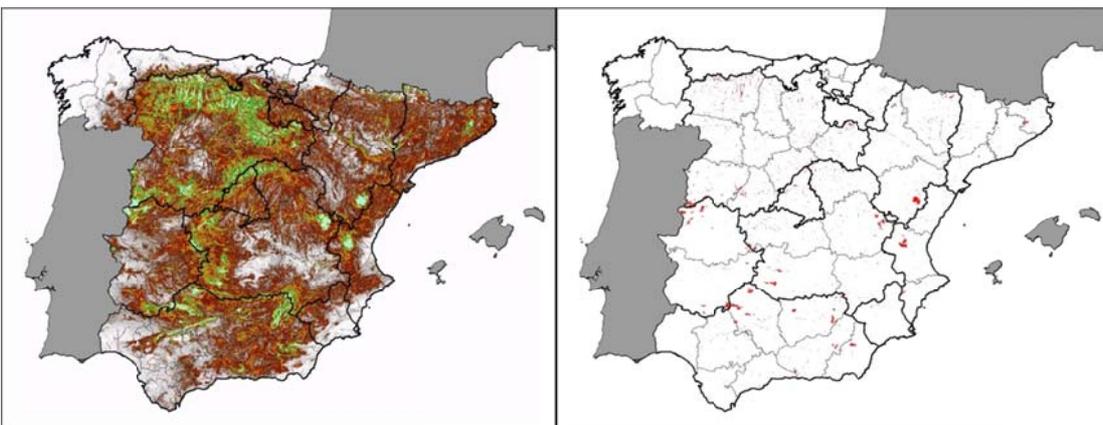
3.4al Distribución del hábitat 9570 “Bosques de *Tetraclinis articulata*” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



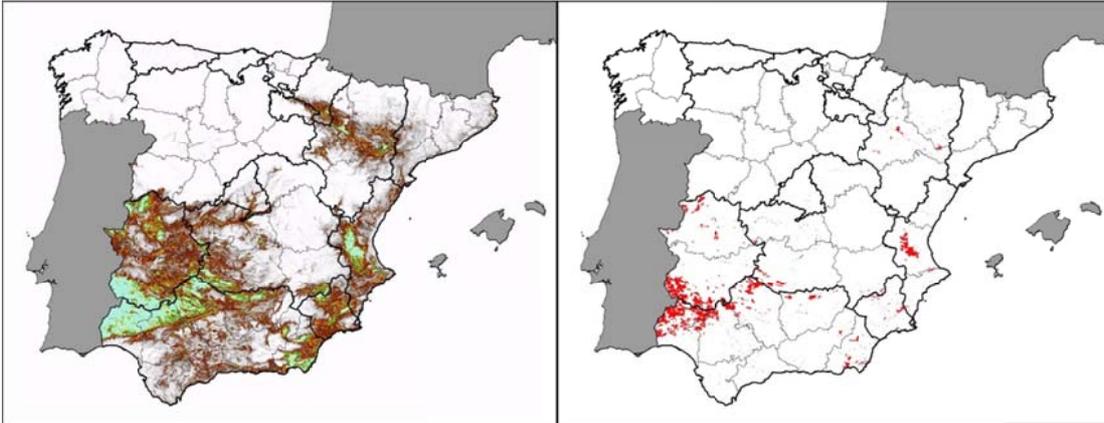
3.4am Distribución del hábitat 91b0 "Fresnedas termófilas de *Fraxinus angustifolia*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



3.4an Distribución del hábitat 91e0 "Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



3.4añ Distribución del hábitat 92a0 "Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*" y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE



3.4ao Distribución del hábitat 92d0 “Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Securinegion tinctoriae*)” y respectivo mapa de idoneidad. Distribución del hábitat según la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE

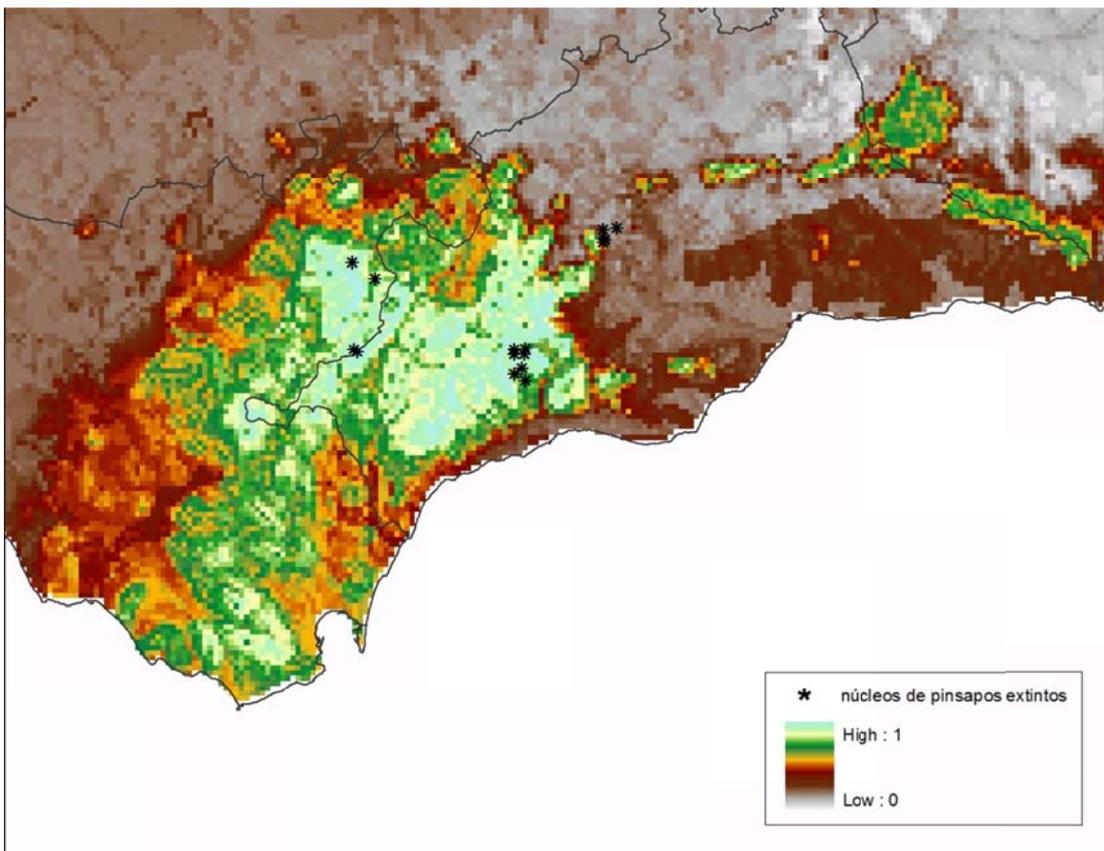


Figura 3.5 Mapa de idoneidad generado para el hábitat 9520 “Abetales de *Abies pinsapo*” y núcleos de pinsapos extintos según Soto, 2006

4 MODELADO DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA HÁBITAT ZONALES

4.1 SECCIÓN I: ANÁLISIS DE CONECTIVIDAD

4.1.1 INTRODUCCIÓN

Existen numerosas aproximaciones desde las que se pueden abordar los estudios de conectividad ecológica, tales como los modelos basados en teoría de grafos, modelos dinámicos de dispersión o los modelos neutros del paisaje. El modelo propuesto en este trabajo está basado en superficies de coste. Este tipo de modelos, al contrario que los anteriores, tiene en cuenta la matriz del paisaje en la que se encuentran las especies a estudiar, en vez de un subconjunto formado por los elementos o unidades más favorables a la conectividad. Dichas especies responderán más probablemente a gradientes ambientales en su movimiento que a patrones binarios del tipo Hábitat/No Hábitat.

Los modelos de conectividad basados en superficies de coste tienen un paso crítico, del que va a depender los resultados. Este paso es la codificación de la resistencia que el paisaje opone al movimiento de las especies a través de él (fricción). Hasta ahora, para la codificación de la fricción se han empleado criterios poco objetivos basados en el conocimiento de expertos o mediante técnicas muy costosas como la captura/recaptura, que hacen prácticamente inviable este tipo de estudios.

En el trabajo que se recoge en este capítulo se ha desarrollado una técnica muy novedosa en la codificación de la fricción. Esta técnica combina el uso de algoritmos predictivos basados en inteligencia artificial junto con un muestreo estratificado (dependiente de la prevalencia) para el entrenamiento del modelo (veáse el Capítulo 3).

Gracias a los avances en el campo computacional y de la estadística, disponemos de muchos algoritmos predictivos. Para la elección del más apropiado para los objetivos de este Proyecto, se han comparado mediante técnicas estadísticas algunos de los algoritmos más usados por los modeladores del paisaje (veáse el Capítulo 2).

A tenor de los resultados obtenidos, se ha seleccionado el algoritmo Balanced Random Forest (BRF). Mediante él, se han modelado 44 Tipos de Hábitat de Interés Comunitario, prácticamente todos los tipos zonales. Los tipos de hábitat modelados pertenecen a los grupos 4 “Brezales y matorrales de zona templada”, 5 “Matorrales esclerófilos”, 6 “Formaciones herbosas naturales y seminaturales” y 9 “Bosques” (veáse el Capítulo 3).

4.1.2 METODOLOGÍA

4.1.2.1 Datos

El área de estudio sobre la que se ha ejecutado el modelo comprende España peninsular. La resolución elegida para el estudio ha sido de 1 km, lo que dio lugar a un área de estudio con 494.008 celdas.

La distribución observada de los hábitat se obtuvo a partir de la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). La información contenida en la base de datos de esta cartografía está distribuida en polígonos, dentro de los cuales se cita la presencia de uno o más HIC. La presencia de cada uno de ellos posee un valor indicativo de cobertura, por lo que su distribución espacial dentro de cada polígono es desconocida. En este trabajo, se asume como presencia observada los hábitat citados dentro de cada polígono, independientemente de su valor de cobertura. En este trabajo se ha modelado aquellos tipos de hábitat del anejo I de la directiva 92/43 CEE pertenecientes a grupos que a priori no tienen un comportamiento azonal. Estos son los tipos de hábitat correspondientes a los grupos 4 (Brezales y Matorrales de Zona Templada), 5 (Matorrales Esclerófilos), 6 (Formaciones Herbosas Naturales y Seminaturales) y 9 (Bosques), y que tienen presencia en nuestra área de estudio.

Las variables usadas como predictores para modelar los hábitat (veáse el capítulo 3) son variables climáticas, topográficas, edáficas y de usos del suelo. En la Tabla 4.1 se detallan cada uno de los grupos de variables:

VARIABLES CLIMÁTICAS:	VARIABLES TOPOGRÁFICAS	OTRAS VARIABLES
Temperatura media anual	Altura	Usos de suelo (CORINE)
Precipitación acumulada anual	Área drenada	Índice de aridez
Temperatura máxima media del mes más cálido	Curvatura plana	Capacidad de retención de agua en el suelo
Temperatura mínima media del mes más frío	Factor de longitud de la ladera	Atlas Digital de Comarcas de Suelos
Temperatura media de invierno	Índice de humedad topográfico	
Temperatura media de primavera	Orientación de la ladera	
Temperatura media de verano	Pendiente	
Temperatura media de otoño		
Precipitación acumulada de invierno		
Precipitación acumulada de primavera		
Precipitación acumulada de verano		
Precipitación acumulada de otoño		
Índice de contraste térmico		

Tabla 4.1 Predictores para modelar los hábitat

4.1.2.2 Procedimiento General

La figura 4.1 muestra un esquema general del modelo empleado en la generación de los resultados y su validación.

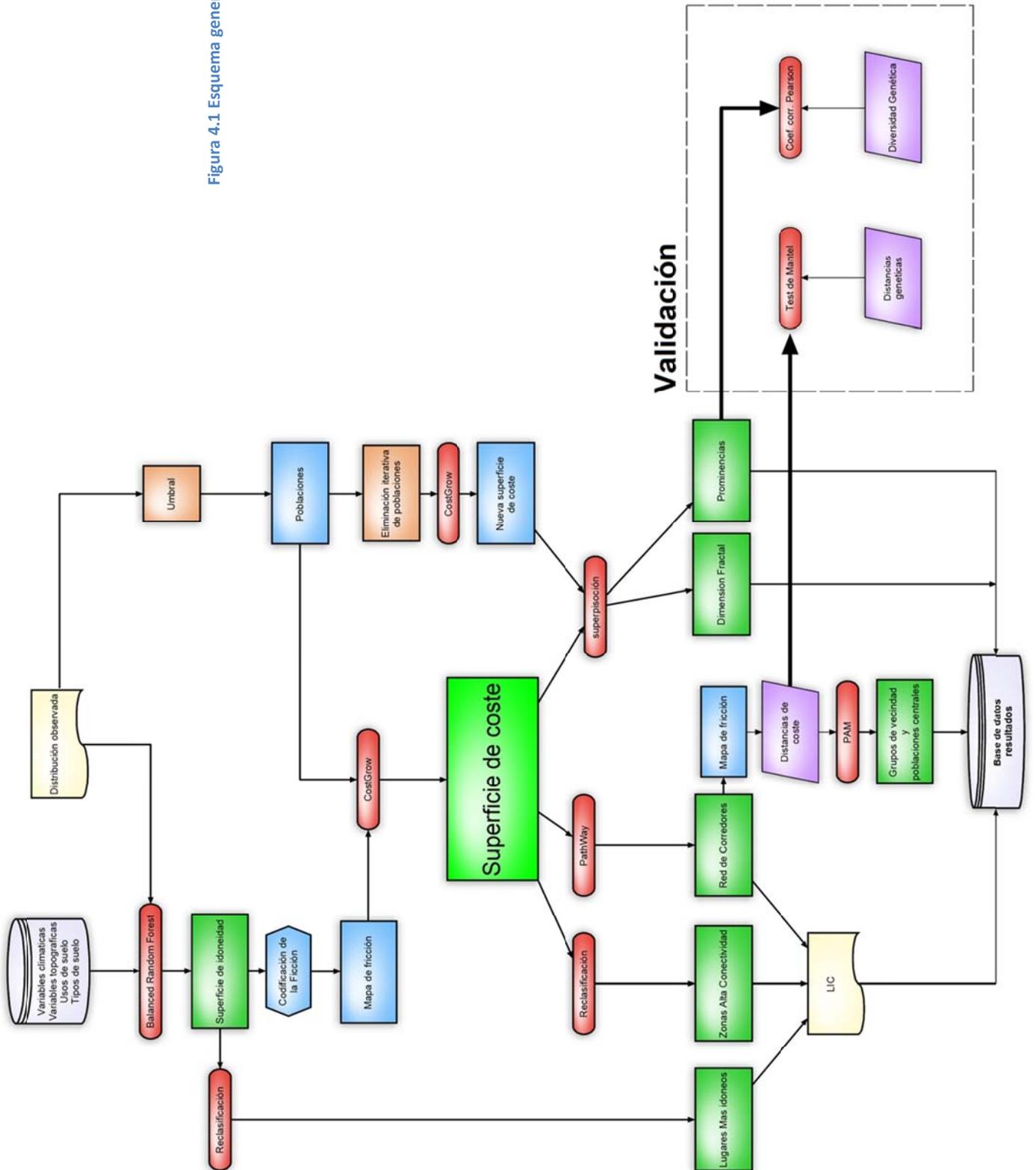
En el modelo, las superficies de coste y los mapas de idoneidad, se emplean para extraer los principales resultados mediante distintos procedimientos incluidos en el modelo ALCOR:

1. Reclasificación de los mapas de idoneidad: Los mapas de idoneidad de partida contienen valores continuos, que oscilan entre 0 y 1, siendo 1 el valor máximo de idoneidad. Para su validación estadística se empleó el estadístico kappa en los umbrales correspondientes a los percentiles 70, 80, 90 y 95, lo que da lugar a mapas binarios (veáse el capítulo 3). Se seleccionaron los mapas binarios correspondientes al percentil con mejor kappa como “mapas de los lugares más idóneos”, lo que también se corresponde con la distribución potencial del hábitat modelado.
2. PathWay: Este algoritmo, implementado en la mayoría de SIG comerciales, calcula la ruta de menor coste entre dos puntos, dado un mapa de coste. Mediante rutinas programadas en el SIG Idrisi y el programa R, se han calculado todos los caminos de mínimo coste desde cada población a todas las demás, o la Red (lineal) de Corredores.
3. Reclasificación de los mapas de coste: La red de corredores está formada por un conjunto de rutas lineales que van de una población a otra. El tránsito de las especies desde un lugar a otro no se hará necesariamente por la ruta de menor coste posible (lineal), sino que más probablemente se moverá alrededor de la misma con un

margen de tolerancia a la resistencia al tránsito. Por esta razón, se ha reclasificado los mapas de coste a manchas binarias, de forma que cada mancha abarcase el máximo número de poblaciones con la menor distancia de coste posible. De esta manera se han obtenido mapas binarios que reflejan los pasillos o “zonas de máxima conectividad” entre las poblaciones existentes.

4. Superposición de las superficies de coste totales y parciales: En este trabajo se usa la diferencia entre ambas fases para aproximar el aislamiento genético de las poblaciones. En general, al suprimir una población del sistema se produce un incremento local de coste que es proporcional al tamaño y a la situación espacial de dicha población. La nueva superficie de coste será idéntica a la de referencia excepto en el área de influencia de la población suprimida. Por tanto, si se calcula la diferencia entre ambas superficies, el incremento puede visualizarse como una prominencia.
5. Partitioning Around Medoids (PAM): Este algoritmo se usa aquí para identificar agrupamientos naturales de las poblaciones especificadas inicialmente. Para encontrar k clusters (grupos), el modelo PAM determina un objeto representativo para cada cluster. Este objeto representativo, llamado centroide, es el que se encuentra localizado más al centro dentro del cluster. Una vez que los centroides han sido seleccionados, cada objeto no seleccionado es asignado al centroide al cual es más similar. Mediante esta técnica, se han identificado las poblaciones más similares entre ellas (usando las distancias de coste como matriz de disimilaridad), obteniendo grupos poblacionales que forman grupos de vecindad natural. También se ha obtenido mediante esta técnica la población central de cada grupo (centroide). Esta población es crucial para el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo formado.

Figura 4.1 Esquema general del modelo



4.2 SECCIÓN II: VALIDACIÓN DEL MÉTODO

4.2.1 INTRODUCCIÓN

Una de las mayores preocupaciones actuales de la biología de conservación es la pérdida y fragmentación de los hábitats de las especies. Las estadísticas apuntan a estos factores como los principales responsables del alto riesgo de extinción que sufren las especies animales y vegetales (Harris, 1984; Fahrig & Merriam, 1985; Wilcox & Murphy, 1985; Wilcove *et al.*, 1986; Lovejoy *et al.*, 1986; Caughley, 1994; Turner 1996; Beier & Noss, 1998; Goodwin & Fahrig, 2002). Muchos de los trabajos realizados en torno a la fragmentación de hábitat están centrados en la pérdida de la biodiversidad genética (Young, 1996; Young *et al.*, 1993; Gerlach, 2000; Tempelton, 1990; White, 1999; Ledig, 1992).

Los avances en técnicas de análisis espacial junto con el incremento de la disponibilidad de datos espaciales ambientales y genéticos, ha producido un gran avance en el estudio de la influencia del paisaje en la estructura y variación genética (Stofer *et al.*, 2007). Como consecuencia de esto, emergió una nueva línea de estudios que combina la ecología de paisaje, geoestadística y genética de poblaciones (Manel, 2003).

Existen numerosos trabajos en los que se relaciona la diversidad genética entre poblaciones con la distancia geográfica que las separa [isolation by distance] (Sork *et al.*, 1999; Vos *et al.*, 2001; Castric & Bernatchez, 2004; Vignieri, 2005; Spear *et al.*, 2005), rutas de mínimo coste calculadas a partir de modelos "habitat-path model" (Spear *et al.*, 2005; Vignieri 2005) o distancia de coste calculada a partir de valores de resistencia al movimiento que ejerce el paisaje (Michels, 2001; Adriaensen *et al.*, 2003; Schweiger, 2004, Coulon, 2004, Walker *et al.*, 2007, Epps *et al.*, 2007).

Los resultados producidos por modelos basados en "isolation by distance" o "habitat-path model", simplifican excesivamente las respuestas ambientales, ya que es muy probable que los taxones modelados no tengan una percepción binaria del paisaje, es decir, hábitat / nohábitat (Murphy & Lovett-Doust, 2004). Por el contrario, es más probable que el movimiento y distribución de los taxones responda a patrones topo-climáticos (Murphy and Lovett-Doust, 2004, Márquez-Barraso *et al.*, 2007). La distancia de coste calculada a partir de valores de resistencia parecen por lo tanto, más viables como estimador de la diferenciación genética entre poblaciones, que la distancia euclídea (Foltête *et al.*, 2008).

En todos los trabajos consultados, excepto uno (Wang *et al.*, 2008), la resistencia al movimiento a través de cada celda se ha asignado, partiendo de un conocimiento experto de la ecología del taxón estudiado y codificando de forma consistente una selección de variables ambientales. La estimación de coeficientes de resistencia mediante la evaluación de expertos presenta un importante elemento de subjetividad, que impide la repetición sistemática de los estudios y que incluso no garantiza resultados consistentes cuando intervienen dos equipos distintos (Ray and Burgman, 2006). Por otra parte, la obtención de valores de fricción mediante medidas de campo (Coulon, 2008) es costosa y difícil de extrapolar a toda la población a causa de la disparidad de escalas espaciales.

El objetivo de este trabajo consiste en detectar relaciones entre la diversidad genética inter-poblacional de dos especies forestales, *Pinus pinaster* y *Quercus suber*, y su grado de aislamiento en el paisaje de España peninsular. Para ello se utilizan y evalúan nuevas técnicas de modelado de hábitats que permiten obtener mapas de fricción que se ajusten a la realidad con la máxima precisión, que sean contrastables con datos externos y que se puedan generar mediante técnicas objetivas. La aproximación consiste en generar estimadores de aislamiento genético a partir de un modelo numérico de conectividad basado en superficie de coste (del Barrio & Ruiz, 2006; del Barrio *et al.*, 2000). Dichos estimadores son entonces contrastados con datos de diversidad genética registrados por investigadores independientes, y procedentes de referencias bibliográficas. Si las relaciones así encontradas son significativas, sería un poderoso indicio para validar el procedimiento de modelado propuesto en este trabajo, y por otra parte la aplicación de dicho modelo simplificaría sustancialmente la inversión de tiempo y esfuerzo requerida para el muestreo de campo de datos genéticos.

4.2.2 MATERIAL Y METODOS

4.2.2.1 *Ámbito de estudio*

El área de estudio para este trabajo comprende España peninsular. La resolución elegida ha sido de 1 km, lo que dio lugar a 494.008 celdas. Esta ventana de trabajo tiene suficiente extensión para albergar gradientes climáticos y topográficos completos, es decir, mayores que el rango geográfico de los taxones objetivo. Esto es necesario para una correcta detección de los intervalos de cada variable en los que son frecuentes las presencias de los taxones, para su posterior uso como nodos de ruptura por parte del algoritmo predictivo.

4.2.2.2 *Modelado de especies*

Variables ambientales

Las variables usadas como predictores son climáticas, topográficas, edáficas y de usos del suelo. Las variables topográficas fueron derivadas a partir del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) GTOPO30 (USGS EROS Data center, 2001). Ese MDE fue calculado mediante el algoritmo ANUDEM (Hutchinson, 1989) para asegurar su continuidad hidrológica, lo que permite el cálculo de variables hidrológicas aplicando algoritmos apropiados. Se calcularon las siguientes variables topográficas (Moore, 1991): pendiente en grados (SLO); orientación en grados (ASP); curvatura del perfil (PFC); curvatura plana (PLC); área de contribución, o tamaño de cuenca drenada aguas arriba de cada celda, que indica potencial de recepción de escorrentía (SIZ); índice de humedad o sedimentación potencial ($ATB = [\ln(SIZ/\tan SLO)]$); índice de transporte potencial de sedimentos ($LSF = [SIZ/22.13]^{0.6} (\sin SLO/0.0896)^{1.3}$); y distancia al cauce más próximo, calculado mediante una reclasificación arbitraria de SIZ, que indica la longitud local de ladera (STRD).

Las variables climáticas utilizadas se han calculado a partir de un archivo de mapas mensuales de temperaturas (máxima media, media y mínima media) y precipitación de la Península Ibérica, para el periodo 1970-2000. Este conjunto de datos fue interpolado usando ANUSPLIN (Hutchinson 1995) sobre datos puntuales de estaciones meteorológicas, y su producción y validación están descritas en Ruiz *et al.* (2006). Las variables climáticas usadas en este trabajo fueron: temperatura media anual (TMA), temperatura máxima media del mes más cálido (TMXC), temperatura mínima media del mes más frío (TMNF), temperatura media de verano (T_VER), temperatura media de primavera (T_PRI), temperatura media de otoño (TMED_OTO), temperatura media de invierno (T_INV), precipitación total anual (PA), precipitación de verano (P_VER), precipitación de primavera (P_PRI), precipitación de otoño (P_OTO), precipitación de invierno (P_INV), integral térmica o grados-día acumulados, sobre 0°C (GDF) y bajo 0°C (GDC); el índice K de contraste térmico (ICT) descrito en Nordregio (2004); y un índice de aridez como la razón de precipitación anual a evapotranspiración potencial, donde ésta fue aproximada mediante la ecuación de Hargreaves y Samani (1983).

Finalmente, también se incorporó al modelo un mapa de suelos a escala 1:1.000.000 (Atlas Digital de Comarcas de Suelos) (CSIC/IRNAS, 2000), un índice de capacidad de retención de agua en el suelo, estimado a partir de la European Soil Database (Jamagne, 1994), y el Corine Land Cover (Heymann *et al.*, 2004), que refleja de forma normalizada las clases de cobertura del suelo en la Comunidad Europea.

Distribución observada

Los taxones que se han utilizado para este trabajo son *Quercus suber* y *Pinus pinaster*. La distribución observada de *Pinus pinaster* se obtuvo a partir del Mapa Forestal de España a escala 1:400.000 (Ceballos, 1966). Con la elección de un mapa relativamente antiguo se pretende mitigar parcialmente los efectos de los cambios de usos de suelo, y aproximar mejor la distribución real. En este mismo sentido, se han eliminado del análisis aquellas áreas en las que la especie aparece como repoblada. La distribución observada de *Quercus suber* se obtuvo a partir de la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). La información contenida en la base de datos de esta cartografía está distribuida en polígonos, dentro de los cuales se cita la presencia de uno o más Hábitat de Interés Comunitario. Cada hábitat posee un valor indicativo de cobertura, pero su distribución espacial dentro de cada polígono es desconocida. En este trabajo se toma como presencia observada la asociada a polígonos donde se cita el HIC 9330 (Alcornocales de *Quercus suber*).

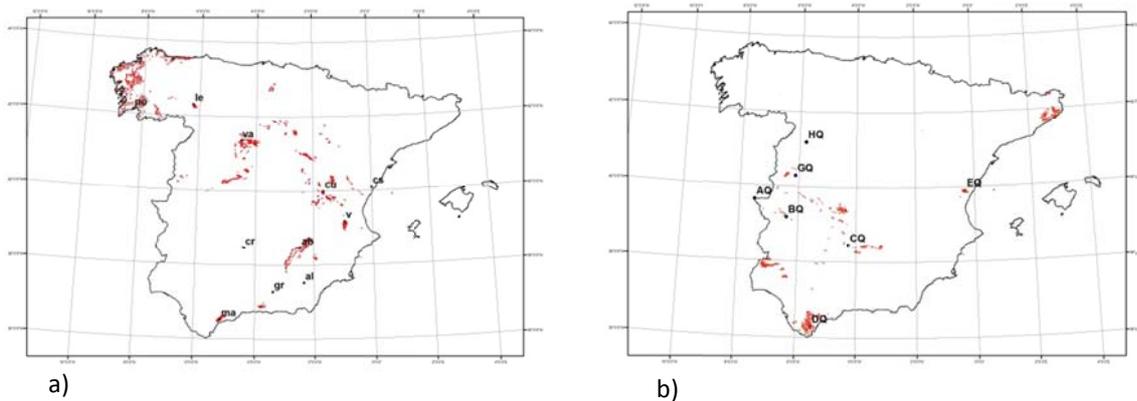


Figura 4.2 Distribución observada y puntos de muestreo genético de a) *Pinus pinaster* (Ceballos, 1966) y b) Alcornocales de *Quercus suber* (Ministerio de Medio Ambiente, 2007)

Distribución predictiva

Para modelar el nicho topoclimático de los taxones se ha utilizado Random Forest (Breiman, 2001). Este algoritmo implementa una combinación automática de árboles de clasificación y regresión (Breiman, 2001). Los árboles que se utilizan están completamente crecidos. Como sucede con el bagging, el modelo se obtiene a base de combinar varios modelos que están entrenados en distintos subconjuntos que se han tomado mediante bootstrap. Sólo uno de los subconjuntos de todas las variables disponibles se usa para producir la división de las variables en cada nodo. Esta característica alivia el problema de la correlación entre variables porque se pueden extraer en veces distintas, contribuyendo así en varios niveles al modelo final que se crea (Benito *et al.*, 2006).

En el caso del estudio de especies con baja prevalencia en el área de estudio, la ausencia del taxón en zonas muy dispares de los rangos de los predictores puede dar lugar a patrones espurios de idoneidad durante el entrenamiento del modelo. Para evitarlo, en este trabajo se ha seguido la técnica de Balanced Random Forest (BRF) (Chen *et al.*, 2004). Consiste en equilibrar las proporciones relativas de las clases a predecir, en el subconjunto de datos usados para entrenar el modelo. Aquí, ello implica disminuir los datos con ausencia de la especie en el juego de datos de entrenamiento, hasta que alcancen proporciones iguales a las de datos con presencia.

Las distribuciones predictivas así calculadas consisten en mapas continuos que expresan la probabilidad de presencia en cada celda del taxón en cuestión. Este valor será llamado idoneidad a partir de aquí. Dichos mapas fueron validados usando el procedimiento convencional de convertirlos en mapas binarios a partir de un umbral asociado a un percentil de probabilidad, y entonces contrastándolos frente a las distribuciones observadas mediante los estadísticos kappa (Monsereud & Leemans, 1992) y ROC (p.e. Lusted, 1971).

4.2.2.3 Diversidad genética

Los datos genéticos han sido recopilados de trabajos existentes para las especies *Pinus pinaster* y *Quercus suber* en la Península Ibérica. En el caso de *Pinus pinaster*, los datos se recopilaron de Salvador *et al.* (2000). Para *Quercus suber*, los datos genéticos se extrajeron de Elena-Roselló y Cabrera (1996). Los parámetros de diversidad genética disponibles en ambos trabajos son: la Media del número de alelos por locus (A), media de la heterocigosidad observada (H_o) y esperada (H_e), el porcentaje de loci polimórficos a los niveles 95% (x_{95}) y 99% (x_{99}), diferenciación total (total.dif) y Número efectivo de alelos por locus (ne) (Tabla 4.2). También se extrajeron de estos trabajos la

distancia genética (Cavalli-Sforza y Edwards, 1967) para las distintas poblaciones de *Pinus pinaster* y distancia genética de Nei (Nei, 1978) para *Quercus suber* (Tabla 4.3).

En este trabajo sólo se han tenido en cuenta aquellos puntos estudiados por los autores respectivos cuya localización coincide con la distribución observada de la especie modelada (Figura 4.3).

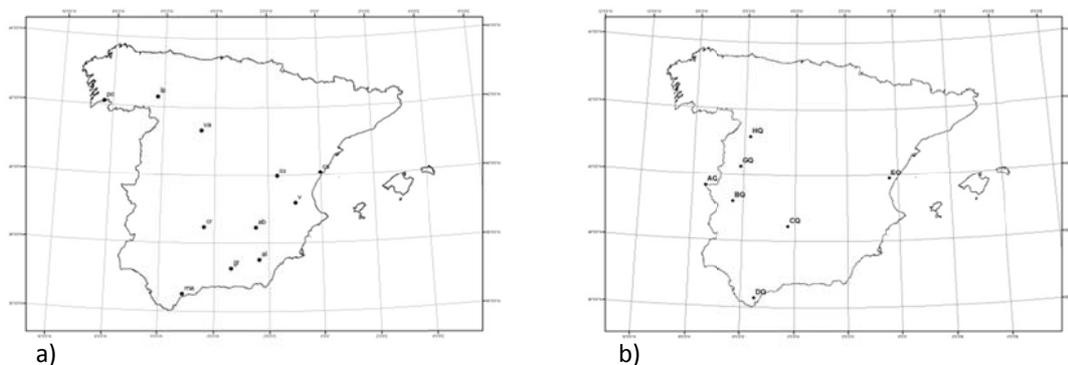


Figura 4.3 Localización de los puntos incluidos en los respectivos estudios de a) *Pinus pinaster* (Salvador *et al.*, 2000) y b) *Quercus suber* (Elena-Roselló y Cabrera, 1996)

4.2.2.4 Aislamiento entre poblaciones

El modelo ALCOR (del Barrio *et al.* 2006; del Barrio y Ruiz 2006) fue usado para obtener estimadores numéricos de aislamiento para las poblaciones de los dos taxones. Este algoritmo valora la conectividad de un taxón dado en un territorio concreto mediante la resistencia que éste opone al movimiento entre sus poblaciones. Perteneció al grupo de los modelos basados en superficies de coste, y por lo tanto un paso crítico es la codificación de la resistencia que la heterogeneidad espacial del paisaje ofrece al movimiento de las especies (del Barrio, 2000). ALCOR aproxima esta resistencia como el inverso de la idoneidad procedente del modelado de la distribución predictiva correspondiente. Esto resulta en una transformación no lineal, por la que un cambio entre valores relativamente altos de idoneidad corresponde a pequeños cambios de resistencia, pero la misma magnitud de cambio da lugar a grandes variaciones de resistencia cuando se produce entre valores de idoneidad relativamente bajos. Ello produce una interpretación consistente del paisaje a la medida de los requisitos ambientales del taxón considerado, eliminando así la componente subjetiva que supone codificar mapas de fricción mediante criterios de expertos (Ray and Burgman, 2006) o lo costoso de codificarlo mediante técnicas empíricas (Palomares *et al.*, 2000; Graham, 2001; Kramer-Schadt, 2004).

La información de entrada requerida por ALCOR es i) la distribución geográfica de la especie a estudiar, que en este trabajo corresponde a las distribuciones observadas de *Pinus pinaster* y *Quercus suber* respectivamente. ii) la resistencia del paisaje en el área de estudio a dicha especie, calculada como se explica más arriba y iii) la escala de dispersión de la especie, definida como la distancia a partir de la cual dos manchas de la distribución observada pueden considerarse como poblaciones distintas a efectos de conectividad. La escala de dispersión sirve para definir unas poblaciones significativas respecto al problema de conectividad analizado, y puede especificarse usando distancias geográficas o distancias de coste. En este trabajo se usó esta última opción, para lo que se calculó una superficie de coste preliminar para cada especie usando toda la distribución observada. Entonces, se exploraron sus particiones sucesivas en un rango de percentiles de coste hasta encontrar un umbral que dejase las poblaciones para las que se disponía de datos de diversidad genética en manchas diferentes. Usando el percentil 0.2% en ambos casos, este ejercicio resultó en 29 poblaciones para *Pinus pinaster*, y 22 poblaciones para *Quercus suber*.

ALCOR está implementado sobre el paquete GIS Idrisi (Eastman, 2003), y usa el procedimiento COSTGROW para calcular costes isotrópicos. El modelo usa descriptores de la complejidad geométrica de la superficie de coste para valorar la conectividad, sobre el supuesto de que, cuanto mayor es dicha complejidad, más determinista es el efecto

que tiene el paisaje sobre el tránsito del taxón a través de él. Dada una especie, el modelo calcula superficies de coste en dos fases. En primer lugar, se calcula una superficie de coste general usando todas las poblaciones, que servirá como referencia para la siguiente fase, y que también puede ser usada para evaluar escenarios. La segunda fase es iterativa, y consiste en calcular superficies de coste suprimiendo una población cada vez. La comparación entre el coste de referencia y el resultante de haber suprimido cierta población, permite estimar la contribución de ésta a la conectividad general.

Este trabajo usa la diferencia descrita para aproximar el aislamiento genético de las poblaciones. En general, al suprimir una población del sistema se produce un incremento local de coste que es proporcional al tamaño y a la situación espacial de dicha población. La nueva superficie de coste será idéntica a la de referencia excepto en el área de influencia de la población suprimida. Por tanto, si se calcula la diferencia entre ambas superficies, el incremento puede visualizarse como una prominencia (Figura 4.4). Nosotros hemos ensayado posibles relaciones entre descriptores de esas prominencias y la diversidad genética documentada de las poblaciones respectivas.

En este trabajo se han utilizado estadísticos sencillos para describir la perturbación (prominencia) producida por cada población en la superficie de coste global. Fueron: la altura media (H_p), el volumen (vol), el área de la base (Sp), el perímetro de la base (PE_p), el área de la población que provoca la prominencia (Ap), la desviación estándar de la prominencia (SD_p); la desviación estándar de toda la superficie de diferencias de coste (SD_t), el Coeficiente de Variación de la prominencia (CV_p) y el Coeficiente de Variación de toda la superficie de diferencias de coste (CV_t).

Las superficies de coste obtenidas en la segunda fase se usaron además para calcular una matriz de distancias de coste mínimo entre los puntos documentados de las poblaciones para las que se disponía de diversidad genética. La matriz se obtuvo mediante rutinas programadas para una interfaz entre el módulo PATHWAY de Idrisi (Eastman, 2003) y R (Gentleman *et al.* 2001).

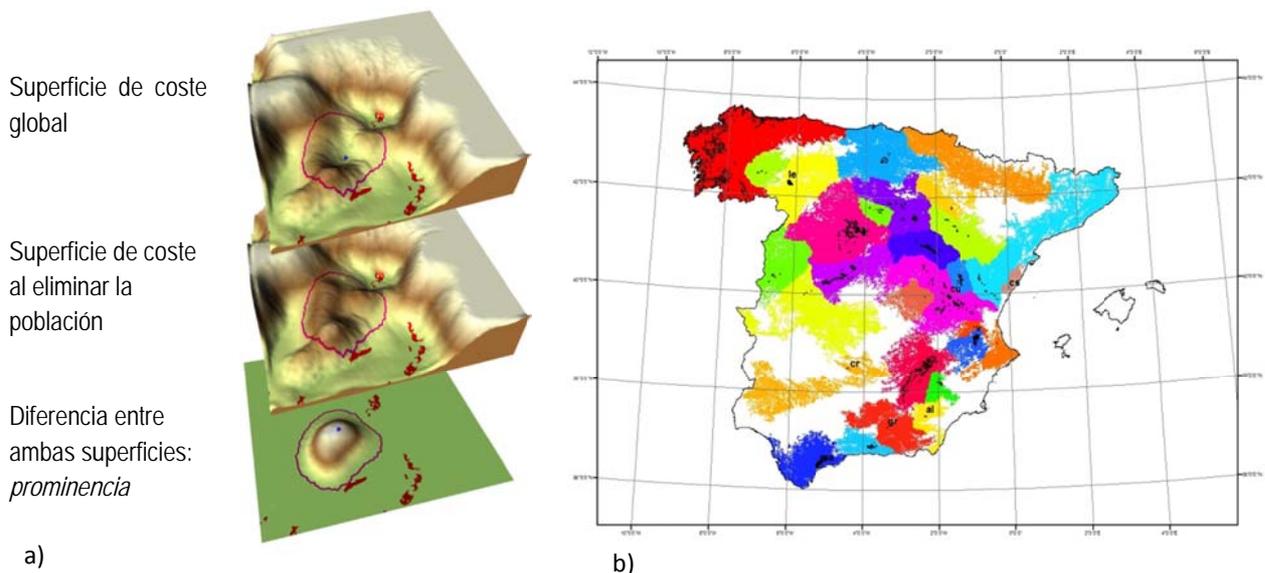


Figura 4.4 Área basal de las prominencias formadas por cada población de *Pinus pinaster* (b) y ejemplo del cálculo de una de ellas (a)

localización	Abr.	A	loci polimórficos		ne	total.dif	He
			95%	99%			
Málaga	MA	1.72	50.00	55.56	1.18	0.192	0.179
Granada	GR	1.94	38.89	31.11	1.127	0.156	0.146
Almería	AL	1.72	44.44	55.56	1.118	0.149	0.139
Albacete	AB	1.94	44.44	66.67	1.152	0.173	0.157
Valencia	V	2.06	44.44	66.67	1.157	0.177	0.168
Cuenca	CU	1.83	38.89	55.56	1.121	0.152	0.141
Valladolid	VA	1.78	27.78	61.11	1.103	0.138	0.129
Castellón	CS	1.94	38.89	61.11	1.134	0.161	0.15
León	LE	1.67	33.33	50.00	1.099	0.135	0.126
Pontevedra	PO	1.72	27.78	55.56	1.081	0.121	0.113
Ciudad Real	CR	1.56	33.33	50.00	1.099	0.135	0.126

Tabla 4.2 Media del número de alelos por locus (A), media de la heterocigosidad observada (Ho) y esperada (He), el porcentaje de loci polimórficos a los niveles 95% (x95) y 99% (x99), diferenciación total (total.dif) y Número efectivo de alelos por locus (ne) de a) *Pinus pinaster* (Salvador et al, 2000) y b) *Quercus suber* (Elena-Roselló y Cabrera, 1996)

a)

localización	A	loci polimórficos		ne	total.dif	He
		95%	99%			
Cedillo	AQ	0.214	1.92	53.8	53.8	0.222
Rincón de Ballesteros	BQ	0.098	1.61	46.1	30.7	0.148
Sierra Madrona	CQ	0.251	2.07	76.7	53.8	0.289
Almoraima	DQ	0.186	1.77	61.5	61.5	0.235
Castellón	EQ	0.189	1.85	69.2	61.5	0.229
Gabriel y Galán	GQ	0.209	1.92	61.5	53.8	0.23
Valdellosa	HQ	0.266	2.15	61.5	61.5	0.282

b)

	MA	GR	AL	AB	CR	V	CS	CU	VA	PO
GR	0.088									
AL	0.095	0.101								
AB	0.091	0.075	0.108							
CR	0.177	0.172	0.167	0.137						
V	0.129	0.103	0.118	0.105	0.150					
CS	0.165	0.131	0.147	0.140	0.167	0.009				
CU	0.136	0.128	0.121	0.116	0.122	0.090	0.133			
VA	0.149	0.131	0.118	0.119	0.134	0.099	0.110	0.108		
PO	0.180	0.153	0.153	0.146	0.133	0.124	0.116	0.141	0.092	
LE	0.179	0.160	0.144	0.137	0.145	0.129	0.137	0.135	0.066	0.120

Tabla 4.3 Distancia genética para las poblaciones de a) *Pinus pinaster* (Salvador et al, 2000) y b) *Quercus suber* (Elena-Roselló y Cabrera, 1996)

a)

	AQ	BQ	CQ	DQ	EQ	GQ
BQ	0.932					
CQ	0.953	0.938				
DQ	0.972	0.955	0.946			
EQ	0.963	0.959	0.941	0.999		
GQ	0.869	0.829	0.913	0.851	0.856	
HQ	0.942	0.842	0.959	0.901	0.9	0.914

b)

4.2.3 RESULTADOS

4.2.3.1 Modelado de especies

Los modelos de Random Forest fueron entrenados con 25.312 datos para *Pinus pinaster* y 11.284 para *Quercus suber*. La obtención final del modelo se alcanzó mediante la agregación de 100 árboles. El número de variables tomadas para la ruptura de cada nodo (mtry) en la construcción de los distintos árboles se fijó finalmente en 4 para todas las ejecuciones.

A continuación se muestra en la Tabla 4.4 los valores de los estadísticos kappa (referidos a los umbrales de corte de los percentiles 70, 80, 90 y 95) y ROC.

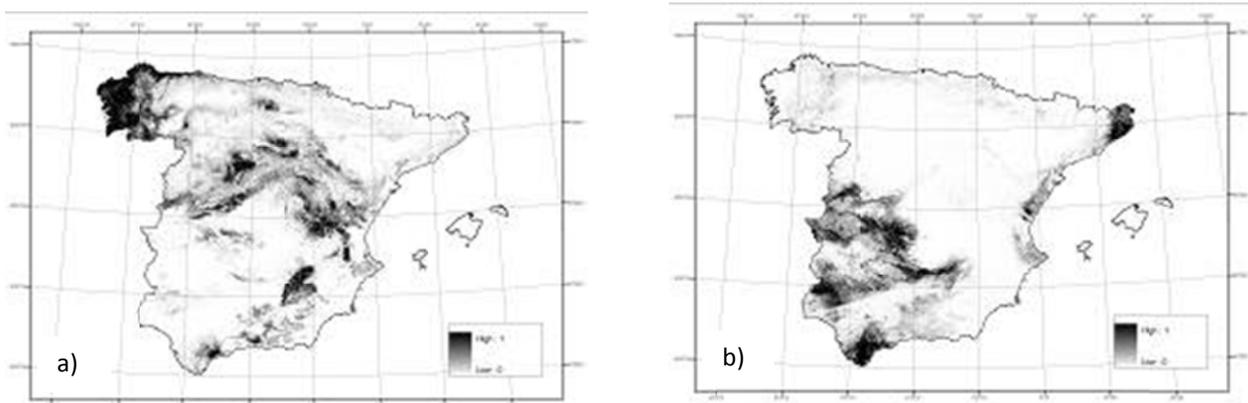


Figura 4.5 Mapas de Idoneidad de a) *Pinus pinaster* y b) Alcornocales de *Quercus suber*

	kappa				ROC
	70	80	90	95	
<i>Pinus pinaster</i>	0.425	0.513	0.602	0.623	0.959
<i>Quercus suber</i>	0.343	0.438	0.569	0.636	0.979

Tabla 4.4 Valores de ROC y Kappa para los percentiles 70, 80, 90 y 95

4.2.3.2 Distancia de coste y distancia genética

La Tabla 4.5 muestra las distancias de coste entre puntos de muestreo genético correspondientes a *Pinus pinaster* y a *Quercus suber*. Aunque las unidades de coste son arbitrarias, las distancias han sido calculadas consistentemente entre ambas especies, y por ello son comparables. En general, las distancias entre puntos de *Pinus pinaster* son moderadamente altas y muestran una variación parsimoniosa y gradual, reflejando la amplia distribución de esta especie en el área de estudio y también su crecimiento en condiciones seminaturales. Por el contrario, las distancias entre puntos de *Quercus suber* muestran variaciones extremas y heterogéneas, que están asociadas a su distribución en grandes grupos de manchas favorecidas por el uso humano de esta especie.

La relación entre distancias genéticas y distancias de coste fue contrastada para ambas especies usando regresiones lineales y tests de Mantel. En el caso de *Pinus pinaster*, la regresión lineal fue significativa (Figura 4.6a). Es interesante observar que Salvador *et al.* (2000) realizaron este mismo análisis utilizando distancias geográficas entre poblaciones. Ellos no encontraron una relación lineal significativa entre la distancia geográfica y la genética cuando todas las poblaciones eran consideradas, y necesitaron excluir del análisis las poblaciones de Pontevedra (po), León (le), Valladolid (va) y Portugal (prt) para obtenerla. Esta última queda fuera del ámbito de estudio en el presente trabajo.

Aun así, la significación usando distancias geográficas era inferior a la obtenida en este trabajo usando distancias de coste ($r = 0.44$, $P < 0.001$). Para *Quercus suber* no se encontró ninguna relación lineal significativa entre la distancia genética y la distancia de coste (Figura 4.6b).

En genética del paisaje (Manel *et al.*, 2003) muchos autores utilizan el test de Mantel (Mantel, 1967) en la comparación entre distancia geográfica (Castric *et al.*, 2001; Mondaca-Fernández *et al.*, 2006) o variables ambientales (Jonsson *et al.*, 2008; Riginos and Nachman, 2001) y la distancia genética. El test de Mantel se basa en el cálculo de un coeficiente generalizado de regresión (R) entre dos matrices. En este trabajo se ha utilizado el paquete VEGAN (Oksanen, 2005) en el entorno de programación R. Dado que los componentes de las matrices de distancias no son independientes, la significación del estadístico se estima mediante permutaciones (999 para $\alpha = 0,05$ según Manly, 1997). El test de Mantel realizado bajo estos supuestos demuestra una fuerte correlación positiva entre distancias genéticas y distancias de coste para *Pinus pinaster* ($R^2 = 0.767$, $P < 0.001$), mientras que no existe correlación en el caso de *Quercus suber*. ($r^2 = 0.231$, $P = 0.329$).

4.2.3.3 Prominencias de coste y diversidad genética

La Figura 4.7 muestra la distribución geográfica de las áreas de influencia de las distintas poblaciones de *Pinus pinaster* y *Quercus suber*, en términos de las bases de las prominencias asociadas a las poblaciones respectivas. Los valores descriptivos de dichas prominencias están en la Tabla 4.6.

Las relaciones entre los descriptores de las prominencias y los indicadores de diversidad genética fueron contrastadas usando el coeficiente de correlación de Pearson. La Tabla 4.7 muestra los resultados de este test para las dos especies. En general, *Pinus pinaster* muestra valores más altos de correlación, y mayor cantidad de correlaciones significativas, que *Quercus suber*.

Se han encontrado diversas correlaciones significativas entre diferentes descriptores de diversidad genética y descriptores de las prominencias producidas en la superficie de coste. Para *Pinus pinaster*, se han encontrado numerosas relaciones marginalmente significativas, siendo la media del número de alelos por locus (A) la medida de diversidad genética que mantiene una fuerte significación con varios de los parámetros descriptores de las prominencias (Tabla 4.7a).

En el caso de *Quercus suber*, también se han encontrado numerosas relaciones marginalmente significativas, concentrándose la mayor parte de ellas en la relación entre "A" y distintos descriptores de las prominencias (Tabla 4.7b).

El único par de variables que se correlaciona significativamente para *Pinus pinaster* y para *Quercus suber* es el volumen de la prominencia (vol) y la media de alelos polimórficos por locus (A). Sin embargo, tanto el sentido como la forma de esta relación cambia entre ambas especies, siendo negativa y potencial en *Pinus pinaster* (Figura 4.8a), y positiva y lineal en *Quercus suber* (Figura 4.8b).

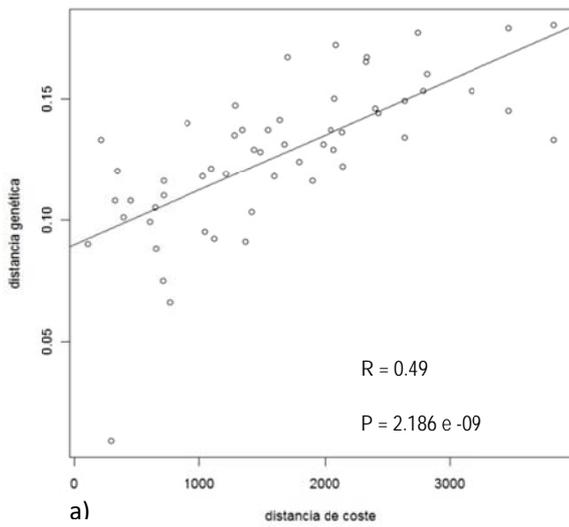
	MA	GR	AL	AB	CR	V	CS	CU	VA	PO
GR	655									
AL	1052	397								
AB	1369	713	324							
CR	2752	2096	1706	1348						
va	2078	1423	1033	651	2082					
CS	2337	1681	1292	909	2340	299				
CU	2146	1490	1101	718	2149	109	213			
VA	2643	1987	1598	1215	2647	606	714	449		
PO	3835	3180	2790	2408	3839	1799	1906	1641	1126	
LE	3477	2821	2432	2049	3481	1440	1548	1283	768	347

a)

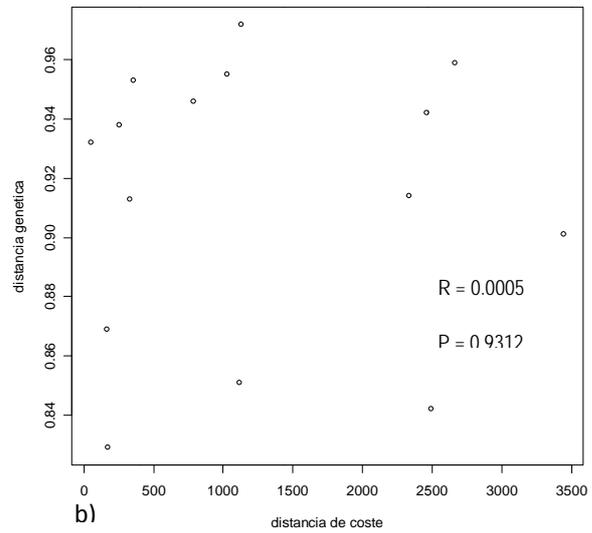
	AQ	BQ	CQ	DQ	EQ	GQ
BQ	51					
CQ	360	254				
DQ	1130	1027	790			
EQ	19892	19927	20096	20880		
GQ	170	174	332	1116	19731	
HQ	2460	2495	2664	3447	18381	2333

b)

Tabla 4.5 Distancias de coste o funcionales obtenidas para a) *Pinus Pinaster* y b) *Quercus suber*



a)



b)

Figura 4.6 Regresión lineal de la distancia de coste frente a la distancia genética para a) *Pinus pinaster* y b) *Quercus suber*



a)



b)

Figura 4.7 Bases de las prominencias formadas por las poblaciones de a) *Pinus pinaster* y b) *Quercus suber*

	Hp	vol	SDt	SDp	Sp	PEp	Ap	CVp	CVt
ma	549.53	6180550	82.53	63.70	11247	3756000	266	11.59	659.65
gr	111.29	1332399	18.75	49.25	11972	3694000	10	44.25	695.30
al	144.88	621392	17.81	125.37	4289	2220000	18	86.54	1415.74
ab	81.66	1227745	14.70	25.25	15035	6568000	1041	30.92	591.60
v	48.35	246507	5.72	29.24	5098	2314000	251	60.47	1146.01
cu	51.92	1075254	11.35	22.19	20711	4426000	830	42.73	521.61
va	110.46	2842946	26.21	40.27	25737	3514000	1016	36.46	455.47
cs	57.30	83086	4.12	50.03	1450	574000	5	87.31	2448.33
le	221.36	3363735	40.90	83.08	15196	4382000	120	37.53	600.74
po	167.81	6281489	49.86	82.37	37432	3434000	3987	49.09	392.14
cr	1495.52	23994120	268.26	227.88	16044	12726000	15	15.24	552.32

	Hp	vol	SDt	SDp	Sp	PEp	Ap	CVp	CVt
AQ	21.65	21259	1.09	11.45	982	188000	7	52.87	2535.17
BQ	62.01	537678	9.31	34.08	8671	1366000	116	54.96	855.47
CQ	127.47	3615125	31.50	44.33	28360	11120000	438	34.77	430.41
DQ	132.39	2984944	30.95	65.25	22546	2776000	1314	49.28	512.18
EQ	66.09	1257196	12.78	6.62	19022	11946000	130	10.01	502.30
GQ	68.18	1188526	14.29	36.06	17431	8896000	178	52.89	593.88
HQ	1556.91	5846181	143.99	567.72	3755	4362000	4	36.46	1216.77

Hp: altura media de la prominencia; vol: volumen de la prominencia

SDt: Desviación estándar de la superficie de coste

SDp: Desviación estándar de la prominencia

Sp: área de la base de la prominencia

PEp: perímetro de la prominencia

Ap: Área de la población que provoca la prominencia

CVp: Coeficiente de Variación de la prominencia

CVt: Coeficiente de Variación de la superficie de coste

Tabla 4.6 Descriptores de las “prominencias” que se forman en la superficie de coste al eliminar cada población de a) *Pinus pinaster* y b) *Quercus suber*

a)	Hp	vol	SDt	SDp	Sp	PEp	Ap	CVp	CVt
A	0.001	0.004	0.001	0.003	-	0.072	-	0.110	0.177
	pot	pot	log	pot	-	Comp	-	S	inv
X95.	-	-	0.097	-	0.008	-	0.085	-	-
			Cub		Exp		Exp		
X99.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ne	0.014	-	0.017	-	0.045	-	-	-	0.116
	Cub		Cub		Exp				S
total.dif	0.015	-	0.017	0.147	0.028	-	0.118	-	-
	Cub		Cub	Log	Exp		Exp		
He	0.013	-	0.012	-	0.024	-	0.108	-	0.072
	Cub		Cub		Exp		Exp		S

b)	Hp	vol	SDt	SDp	Sp	PEp	Ap	CVp	CVt
A	0.136	0.092	0.116	0.151	-	-	-	0.110	-
	lin	lin	lin	lin				Cub	
x99	-	-	-	-	0.077	0.064	-	0.101	0.068
					exp				
x95	-	-	-	-	-	-	-	-	-
he	0.141	0.050	-	-	-	-	-	0.026	-
	log								
ho	-	0.110	-	-	-	-	-	0.114	-

Tabla 4.7 Correlación (Pearson) entre los descriptores de las prominencias producidas en la superficie de coste y los parámetros de diversidad genética para a) *Pinus pinaster* y b) *Quercus suber*

R²=0.636
P=0.004

R²=0.463
P=0.092

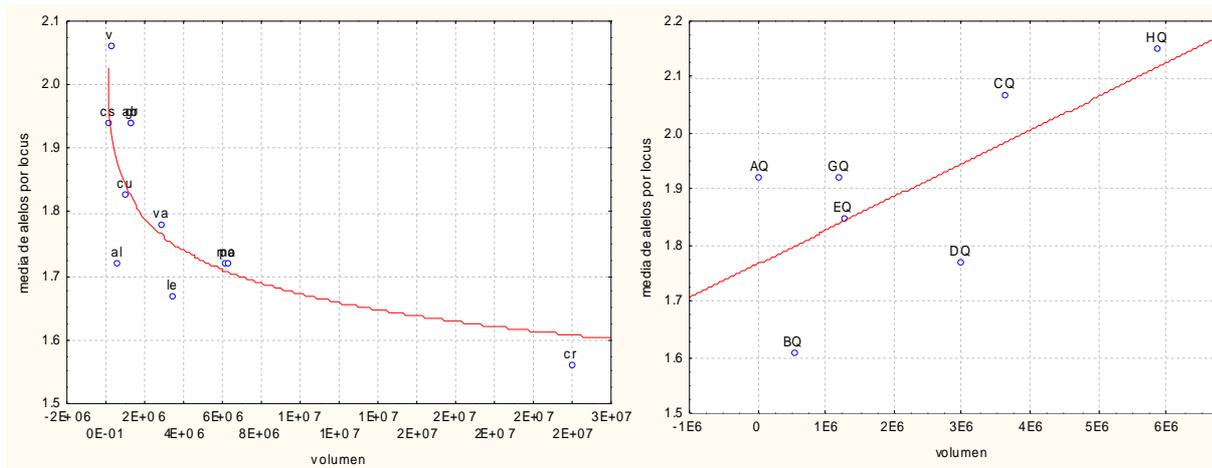


Figura 4.8 Volumen de las prominencias formadas por las poblaciones de *Pinus pinaster* (a) y *Quercus suber* (b) frente al Número medio de alelos por locus

4.2.4 DISCUSIÓN

Los resultados precedentes demuestran la posibilidad de detectar el grado de aislamiento genético de las poblaciones a través de un modelo de conectividad del paisaje basado en superficies de coste, codificando la resistencia que el paisaje opone al movimiento de los taxones mediante técnicas objetivas. De esta forma se alivia el problema de subjetividad que presenta el uso de conocimientos expertos en la codificación de la resistencia usados en los modelos de conectividad basados en superficies de coste.

Por otra parte, los resultados del modelo de conectividad propuesto no sólo relaciona significativamente la distancia genética con la distancia de coste, también denominada distancia efectiva (Ferrerías, 2001), sino que también encuentra relaciones significativas entre la contribución de cada población en la superficie de coste global y la diversidad genética de las mismas.

4.2.4.1 Distancia genética y distancia de coste

Según Elena-Roselló y Cabrera (1996), el aprovechamiento por parte del hombre del *Quercus suber* y las actividades asociadas a éste como el “clareo de montes” o la reforestación, son las principales causas de la pérdida de diversidad genética entre sus poblaciones. La poca variabilidad genética observada entre las distintas poblaciones se debe a una cierta “domesticación” del *Quercus suber*. Estudios posteriores ponen de manifiesto la poca variabilidad genética existente entre las distintas poblaciones de *Quercus suber* en la Península Ibérica (Jiménez *et al.*, 1999).

Esta “domesticación” del *Quercus suber* aparece reflejada en este trabajo, en el que no se han encontrado relación entre la distancia de coste y la distancia genética entre poblaciones. Este resultado sugiere que la distribución espacial de *Quercus suber* y su flujo genético, no responden a patrones ambientales, sino a factores antrópicos, coincidiendo con los resultados obtenidos mediante estudios genéticos en otros trabajos (Elena-Roselló y Cabrera, 1996 y Jiménez *et al.*, 1999).

En el caso de *Pinus pinaster*, sí se ha encontrado una clara relación entre la distancia de coste y la distancia genética de las poblaciones. Salvador *et al.* (2000) no encontró relación lineal entre la distancia genética y la distancia geográfica cuando todas las poblaciones del estudio eran tenidas en cuenta, sin embargo, sí encontró una correlación lineal entre ambas variables al no tener en cuenta en los análisis las poblaciones del “grupo atlántico” (po, prt, le y va). Este hecho puede ser debido a que la distancia euclídea es la medida más simple de distancia y que es poco realista, ya que se asume un espacio homogéneo entre las poblaciones (Foltête *et al.*, 2008).

En el presente trabajo, sí se ha encontrado una clara relación lineal entre la distancia genética y la distancia de coste (no asume un espacio homogéneo entre las poblaciones) teniendo en cuenta todas las poblaciones de *Pinus pinaster* estudiadas en Salvador *et al* (2000).

En un trabajo reciente, se han recopilado resultados de numerosos trabajos previos en los que se estudió la relación entre la distancia de coste y la distancia genética a través del test de Mantel (Wang *et al.*, 2008). Los valores de R y P obtenidos en dichos trabajos oscilan entre $R=0.031$ $P=0.005$ (Coulon *et al.*, 2004) y $R=0.75$ $P=0.036$ (Stevens *et al.*, 2006), este último mediante test de Mantel parcial. En el presente trabajo se ha obtenido para estos mismos análisis $R=0.767$ $p<0.001$, de manera que se mejoran los resultados obtenidos hasta el momento.

4.2.4.2 Prominencias producidas en la superficie de coste y diversidad genética

La superficie de coste es la resistencia acumulada que presenta el paisaje al tránsito de una especie desde un punto a otro. La superficie de coste va a depender directamente de la forma de codificar la fricción que el paisaje ofrece al taxón estudiado y de los criterios que han sido tomados en cuenta en su modelización (Ray & Burgman, 2006). En este trabajo se han utilizado técnicas objetivas en la modelización del hábitat (machine learning) y criterios estructurales (clima, topografía, edafología y usos del suelo). Por otra parte, el flujo efectivo de poblaciones a través del paisaje depende también de parámetros funcionales como la densidad de polinizadores, depredación, competencia, etc., (Murphy & Lovett-Doust, 2004). Por ello, los resultados aquí mostrados deben interpretarse estrictamente como referidos a la contribución estructural del paisaje al potencial de movimiento de poblaciones, y carecen de dimensión temporal explícita.

Las diferencias en la diversidad genética de las poblaciones se explican mediante i) el tamaño histórico y actual de la población, ii) cuellos de botella, iii) forma de reproducción, iv) selección natural, v) tasas de mutación, vi) inmigración y emigración entre poblaciones y vii) la interacción de todos los factores anteriores (Frankham *et al.*, 2002).

Las tasas de emigración e inmigración son difícilmente mesurables o muy costosas mediante técnicas directas como el seguimiento de individuos o polen. Además, algunos de los individuos migrantes pueden no reproducirse en su nuevo entorno. Por lo tanto, el flujo genético en vez de las tasas de migración es más apropiado en este tipo de estimaciones (Frankham *et al.*, 2002).

El flujo genético entre poblaciones fragmentadas depende de la capacidad de dispersión de la especie y del grado de aislamiento que posea, y será mayor en aquellas poblaciones menos aisladas. Las poblaciones aisladas, en términos de superficie de coste, son aquellas que están rodeadas por zonas inhóspitas que presentan una fricción alta, o que están muy alejadas de otras poblaciones (alto coste acumulado de tránsito entre ambas). En el modelo utilizado, estas poblaciones dan lugar a grandes perturbaciones (prominencias) en la superficie de coste global.

En este trabajo, a pesar de que sólo se han tenido en cuenta factores estructurales en la modelización de los hábitat, los resultados reflejan correlaciones significativas entre los cambios introducidos por cada población en la superficie de coste global (prominencias) y la diversidad genética que poseen. Algunas de las correlaciones encontradas no siguen un patrón definido en las dos especies estudiadas. Tal es el caso de las correlaciones generadas entre diferentes descriptores de las prominencias y el porcentaje de loci polimórficos a los niveles 95% y 99%. Esto puede deberse a que este descriptor de diversidad genética es, según algunos autores “imprecisos y arbitrarios” (Dobzhanky, 1980).

El descriptor de diversidad genética mejor correlacionado con los descriptores de las prominencias en los dos taxones estudiados es el número medio de alelos por locus. El número medio de alelos por locus está correlacionado en los dos estudios con la altura media de la superficie de coste global (H_t), la altura media de las prominencias (H_p), el volumen (vol) y la desviación estándar de la superficie de coste global (SD_t). Existen otras correlaciones significativas entre descriptores genéticos y descriptores de las prominencias, pero no siguen un patrón definido como en el caso de los descriptores de las prominencias relacionados con el número medio de alelos por locus, que está

correlacionado en ambos casos (*Pinus pinaster* y *Quercus suber*) con el mismo conjunto de descriptores de las prominencias (Ht, Hp, vol, SDt y SDp).

Las correlaciones obtenidas para *Pinus pinaster* son en todos los casos más significativas que para *Quercus suber*, y ambos siguen distintos patrones. En el caso de *Pinus pinaster*, la diversidad genética (número medio de alelos por locus) decrece a medida que aumentan los descriptores de las prominencias (Ht, Hp, vol, SDt y SDp). En el caso de *Quercus suber* se da el caso contrario (Figura 4.10). En la figura se muestra la representación gráfica del número medio de alelos por locus y el volumen de las prominencias, el resto de descriptores de la joroba correlacionados (Ht, Hp, SDt y SDp), sigue el mismo patrón con distintos ajustes cuadráticos (Tabla 4.7).

Según Elena-Roselló y Cabrera (1996), las poblaciones de *Quercus suber* muestran algunas diferencias genéticas, probablemente asociadas a condiciones locales. Encontró que las poblaciones más ricas genéticamente están asociadas a lugares marginales y viceversa.

En nuestro modelo, las poblaciones situadas en lugares marginales, o lo que es lo mismo, aquellas que se encuentran en zonas de baja idoneidad o rodeadas de zonas hostiles, provocan grandes diferencias en la superficie de coste global al ser eliminadas. Según esto, aquellas poblaciones que dan lugar a grandes prominencias en la superficie de coste (volumen) tendrán mayor diversidad genética en términos de número de alelos polimórficos por locus. Esto se hace patente en la figura b, donde se observa una clara correlación lineal positiva entre ambas variables.

Por el contrario, en el caso de *Pinus pinaster*, se han encontrado evidencias de una relación entre la diversidad genética y la distribución geográfica de la especie (Salvador *et al.*, 2000). En este sentido, las rutas de flujo genético se concentrarán en aquellas zonas que son más idóneas para albergar *Pinus pinaster*. Por lo tanto, aquellas poblaciones situadas en zonas de idoneidad alta, al estar en situadas en las zonas más probables de tránsito y de flujo genético, tendrán una mayor diversidad genética. En nuestro modelo, las poblaciones que se encuentran rodeadas por hábitat favorables darán lugar a alteraciones muy suaves en la superficie de coste global (volumen bajo de la prominencia). Esto queda reflejado en la figura a, donde se observa una correlación potencial negativa entre el número de alelos polimórficos por locus y el volumen de la prominencia creado por cada población en la superficie de coste global.

Si esos resultados fuesen extrapolables, su patrón podría resumirse de la siguiente forma. Cuando existe una relación significativa entre distancia de coste y diversidad genética, las poblaciones más diversas se encuentran en las zonas de alta conectividad, que tienen un alto potencial para el flujo de poblaciones a su través. Sin embargo, cuando la relación anterior es débil o inexistente, el sistema tiene una baja conectividad general y la diversidad genética está asociada al aislamiento. Esta interpretación es un hecho en el caso de las dos especies aquí estudiadas, que siguen tendencias extremas y divergentes. Por esa razón, creemos que será una hipótesis de trabajo para investigaciones más extensas.

5 CONECTIVIDAD DEL PAISAJE PARA HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA PENINSULAR. CONTRIBUCIÓN DE LA RED NATURA 2000

5.1 RESULTADOS

El modelo de conectividad, descrito en el capítulo anterior, fue ejecutado para distintos tipos de Hábitat de Interés Comunitario, perteneciendo éstos a los grupos 4 “Brezales y matorrales de zona templada”, 5 “Matorrales esclerófilos”, 6 “Formaciones herbosas naturales y seminaturales” y 9 “Bosques”. La conectividad de algunos de los tipos de hábitat modelados no ha sido estudiada por dos razones: i) poseer una sola población (por ejemplo el tipo de hábitat 9570 “Bosques de *Tretacelinis Articulata*”), o bien ii) poseer un bajo grado de prevalencia (poca presencia observada), lo que da lugar a una codificación de la fricción inadecuada o no satisfactoria (por ejemplo el tipo de Hábitat 4040 “Brezales secos atlánticos costeros de *Erica vagans*”).

Para facilitar la lectura de este capítulo, los resultados generados para cada tipo de hábitat se muestran en el anejo. Los resultados están ordenados de forma que para cada tipo de hábitat se encuentran los siguientes campos de información:

- I. **Distribución observada:** Contiene la representación cartográfica de las presencias observadas sobre las que se basa el trabajo. Este mapa se obtuvo a partir de la cartografía digital de los hábitat de la Directiva 92/43/CEE (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). También se facilita el número de celdas de 1 km² que ocupa el hábitat y su prevalencia, es decir, el porcentaje de territorio que ocupa con respecto al total del área de estudio.
- II. **Mapa de idoneidad:** Incluye la imagen raster a 1 km de resolución en el que cada celda posee un valor de entre 0 y 1, según el resultado del modelo de distribución predictiva. El valor de cada celda representa (en escala de grises) la probabilidad de presencia del HIC, o lo que es lo mismo, el grado de idoneidad que cada celda presenta para albergar el HIC, siendo los valores próximos a 0 (blanco) los de baja idoneidad, mientras que valores cercanos a 1 (negro) representan un alto grado de idoneidad.
- III. **Superficie de coste y prominencias:** Se indica el número de poblaciones diferentes identificadas en el mapa de distribución observada por el modelo ALCOR, a partir de un umbral de distancia euclídea. También se indican las poblaciones que poseen el mayor o el menor grado de aislamiento en función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste al eliminar cada una de ellas. Se representa cartográficamente un falso relieve de la superficie de coste y el área basal de las perturbaciones que cada población introduce en la misma.
- IV. **Escalas espaciales según la dimensión fractal:** Se indica la “rugosidad” de cada prominencia formada en la superficie de coste utilizando como estimador de la misma la dimensión fractal. Ello sugiere el efecto que produciría la extinción de cada población sobre la conectividad del conjunto del sistema (ver del Barrio *et al.*

2006 y del Barrio, 2000). En función de estos resultados, se indican aquellas poblaciones que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

- V. **Red de corredores y grupos de vecindad:** Se representan cartográficamente todos los caminos de mínimo coste que parten desde cada población a todas la demás. Están resaltados con trazo gris aquellos caminos que parten desde cada población con un menor coste.
Por otra parte, usando las distancias de coste como una matriz de disimilaridad (ver apartado anterior), se representa gráficamente mediante un dendrograma las distancias de coste. Tanto en la representación cartográfica como en el dendrograma se detallan los clusters o grupos formados mediante la técnica Partitioning Around Medoids (PAM).
En este apartado también se indican aquellas poblaciones que tienen una mayor relevancia para el mantenimiento de la conectividad intra-grupos (centroides) y los corredores más importantes para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos.
- VI. **Distribución observada dentro de LIC:** Incluye la representación cartográfica de la distribución observada del hábitat frente a los LIC existentes. Por otra parte, se indica el porcentaje de dicha distribución que se encuentra contemplado por LIC. También se indican aquellos LIC que mayor porcentaje de distribución observada engloban dentro de su área, junto con los porcentajes parciales.
- VII. **Red de corredores en LIC:** Representación cartográfica de la red de corredores frente a los LIC existentes. Se indica la longitud total de la red, el porcentaje que se encuentra dentro de LIC y los LIC por los que discurren mayor porcentaje de caminos de mínimo coste, indicando los porcentajes parciales.
- VIII. **Lugares idóneos para el hábitat:** Representación cartográfica de los lugares más idóneos para albergar al hábitat (ver apartado anterior) frente a los LIC existentes. Se indica la superficie total, el porcentaje que se encuentra dentro de LIC y los LIC que aglutinan el mayor porcentaje de lugares idóneos, indicando los porcentajes parciales.
- IX. **Zonas de alta conectividad:** Representación cartográfica de las zonas de mayor conectividad para el hábitat (ver apartado anterior) frente a los LIC existentes. Se indica la superficie total, el porcentaje que se encuentra dentro de LIC y los LIC que aglutinan el mayor porcentaje de zonas de alta conectividad, indicando los porcentajes parciales.

5.2 DISCUSIÓN

Las fichas que contienen los resultados del análisis de conectividad son, en sí mismas, el producto principal de este estudio. El examen detallado de sus campos de información puede sugerir objetivos de conservación sobre los que apoyar políticas adecuadas. Esto es especialmente cierto para los aspectos extraterritoriales, es decir, para las áreas que no están protegidas y son al mismo tiempo de gran importancia para mantener la coherencia espacial de un hábitat dado.

Sin embargo, el trabajo no sería completo sin realizar un esfuerzo por examinar el conjunto de los datos y las implicaciones que pueda tener para la Red Natura 2000 como sistema. En primer lugar, cabe examinar los datos usando los hábitats modelados como sujeto, con objeto de detectar los mejor y peor situados para los indicadores numéricos. A continuación, los mismos datos se pueden revisar desde el punto de vista de los LIC, para identificar relevancia que tienen los diferentes lugares para la protección de los hábitats.

5.2.1 TIPOS DE HÁBITAT

La primera tabla de cada ficha en el Anejo 1 contiene un resumen numérico de cinco atributos resultantes del proceso global de modelado de cada tipo de hábitat: distribución observada, red total de corredores, red más probable de corredores, lugares idóneos para la presencia potencial y zonas de alta conectividad. Dichos atributos aparecen desglosados en sus totales, y en sus proporciones absolutas y relativas tanto dentro como fuera del espacio de la Red Natura 2000. Con objeto de facilitar un examen comparativo de los resultados de todos los hábitats, la Tabla 5.3 muestra una ordenación de hábitats según los resultados obtenidos para cada uno de esos atributos dentro de la Red Natura 2000.

La primera impresión aparente es que los hábitats no tienen un patrón definido en las diferentes ordenaciones. Es decir, no se ve una tendencia a aparecer reunidos según los diversos grupos (primera cifra del código). Sólo los del grupo 9 se encuentran en pequeños bloques, pero eso se debe a que este grupo se encuentra mejor representado en el subconjunto de hábitats modelados. Si esta impresión fuese cierta, la primera conclusión sería que la Red Natura 2000 no discrimina por grupos o subgrupos funcionales de hábitats.

No obstante, es posible interpretar la situación de algunos hábitats concretos. Por ejemplo, entre los hábitats que tienden a situarse en la mitad superior de la tabla para los atributos que expresan proporciones relativas se encuentran, de modo no excluyente, los siguientes 6160, 6140 y 5120. Es decir, la Red Natura 2000 contiene gran parte del territorio de aplicación de los distintos atributos para esos hábitats. Sin embargo, estos mismos hábitats ocupan posiciones intermedias o bajas para el atributo correspondiente expresado en valores absolutos, lo que sugiere que dicho territorio no es especialmente grande. Por ejemplo, el 6140 es el hábitat que tiene mayor proporción de su red de corredores potenciales dentro LIC (el 62.5%), pero dicha red ocupa sólo 90 celdas y por ello se encuentra en una posición muy baja en la columna adyacente.

Los tres hábitats mencionados son propios de alta montaña. Otros hábitats de montaña, como el 6170 y el 9430 tienden a repetir este patrón, sobre todo al mostrar posiciones más altas al examinar valores relativos que absolutos. En cierto modo es bastante razonable, ya que las comunidades de montaña ocupan territorios relativamente pequeños por su propia naturaleza. Y por ello, es fácil que gran parte de dichos territorios quede incluido en LIC designados para la protección de esos y otros hábitats.

Algunos hábitats, como el 5330, muestran un patrón opuesto: sus valores absolutos son altos, pero aun así representan una pequeña proporción del total disponible. La distribución observada de este hábitat dentro de la Red Natura 2000 tiene un total de 12002 km², y su distribución potencial en el mismo territorio es de 16743 km². Sin embargo, esas cifras representan sólo el 33.9% y el 22.5%, respectivamente, de la extensión de esos atributos en España peninsular. De forma similar, este hábitat está entre los que mejor representadas tienen sus zonas de alta conectividad dentro de la Red Natura 2000, con 31524 km², pero eso representa sólo el 22.5% de su extensión total para este atributo.

El caso del hábitat 5220 es algo más dramático, ya que aparece en los lugares inferiores de la lista para todos los atributos, tanto en sus valores absolutos como en sus proporciones relativas. De manera similar al 5330, los resultados representan las peores ejecuciones de la Red Natura 2000 respecto a su objetivo de mantener la coherencia espacial de los hábitat. Ambos hábitats viven en ambientes que en sentido amplio pueden calificarse de termomediterráneos. Y ambos se encuentran en zonas topoclimáticas que, a diferencia de los hábitat montanos, son objeto de gran competencia por diversos usos del suelo. El 5330 ocupa grandes extensiones y ello explica sus altos valores absolutos, de los cuales sólo una pequeña parte está en territorio protegido. El 5220 es mucho más restringido, pero ni así ha conseguido englobar una fracción sustancial de sus zonas críticas dentro de la Red Natura 2000.

Los ejemplos discutidos más arriba pueden usarse para identificar otros hábitats que deban ser objeto de especial atención al diseñar y ejecutar políticas para el territorio no protegido. Es difícil aventurarse a extraer patrones generales sin realizar un análisis exhaustivo de la Tabla 5.3 y sin caer en explicaciones puramente incidentales, pero

todos esos ejemplos sugieren una hipótesis para trabajos futuros: la capacidad de la Red Natura 2000 para mantener la coherencia espacial de un hábitat está sesgada a favor de hábitats de distribución fragmentada pero restringida, de modo que sus grupos poblacionales se encuentran en una matriz territorial afín al tránsito de sus poblaciones, y al mismo tiempo poco demandada para el uso y explotación del suelo. Esta estructura maximiza la probabilidad de conexión entre grupos poblacionales situados en LIC diferentes, y por tanto favorece una coherencia autocontenida dentro de la Red Natura 2000. A medida que un hábitat se aparte de esas condiciones ideales, es necesario complementar la protección ofrecida por la Red Natura 2000 con criterios que actúen sobre el territorio no protegido. Mientras que esta hipótesis parece obvia en los términos expresados, los resultados presentados en este Proyecto permiten valorar y cuantificar de manera consistente la situación de los hábitat respecto a ella.

5.2.2 LUGARES DE IMPORTANCIA COMUNITARIA

Algunos de los atributos presentados en la ficha de resultados de cada hábitat tienen expresión cartográfica y pueden superponerse al mapa de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) del área de estudio. De ellos, la distribución de lugares de alta idoneidad y la distribución de zonas de alta conectividad son especialmente útiles para examinar con homogeneidad la contribución de los distintos LIC a la conservación del conjunto de los hábitat.

El procedimiento consiste, en ambos casos, en hacer un recuento del número de hábitats que presentan valor para esos atributos dentro de cada LIC.

Este problema se puede aproximar desde un punto de vista clásico, en el que la frecuencia de hábitats, en términos de su distribución potencial o de sus zonas de alta conectividad, se intenta relacionar con la frecuencia o el tamaño de las unidades de muestreo, en este caso los LIC. Dicha relación tiene la forma de una ecuación potencial en muchos casos, en la que la variable relacionada con diversidad se aproxima asintóticamente a su máximo a medida que aumenta el tamaño o la frecuencia de la unidad de muestreo. Las Tablas 5.1 y 5.2 presentan los elementos básicos.

Se han detectado relaciones significativas entre el tamaño y frecuencia de los LIC con el número de hábitats presentes, tanto en el caso de los lugares de alta idoneidad (Figura 5.1) como en el de zonas de alta conectividad (Figura 5.2). Aunque los cuatro tipos de ecuaciones potenciales ajustan bien, hay algunas diferencias entre ellas.

En primer lugar, los ajustes relacionados con lugares de alta idoneidad son mejores que los de alta conectividad. Esto puede explicarse por dos las características de ambos atributos. La idoneidad es una propiedad local de los hábitat, que naturalmente suele ser máxima en las zonas donde existen presencias observadas. Uno de los objetivos perseguidos al designar los LIC fue el de preservar hábitats, y por ello es lógico y predecible que haya una relación clara entre ambas entidades. Que tal relación sea detectada usando distribuciones potenciales sugiere que los LIC tienen una capacidad para albergar más poblaciones de las existentes en la actualidad.

A diferencia del anterior, la conectividad es un atributo extraterritorial respecto a los hábitats. Una zona es conectiva para un hábitat dado por asegurar el tránsito de las poblaciones de éste a su través con un coste mínimo. Pero eso depende de un balance entre la distancia a recorrer y la fricción encontrada a lo largo de ella, y no garantiza una alta afinidad o idoneidad para las necesidades del hábitat en cuestión. La Red Natura 2000 no fue diseñada para albergar este tipo de zonas, y no es de extrañar que el ajuste sea ligeramente peor.

De hecho, es sorprendente en cierto modo que exista un ajuste significativo entre un atributo relacionado con el número de hábitats para el que un LIC tiene zonas conectivas, y otro atributo relacionado con la distribución de los LIC. La Red Natura 2000 no contemplaba la inclusión de zonas conectivas, pero las necesita para su persistencia y es buena noticia que albergue algunos sectores de forma predecible. Dicho esto, debe tenerse en cuenta que la cantidad de nodos que puede permitirse perder una red sin dejar de cumplir su función no es una mera transformación lineal de ésta, y que depende también de la cantidad de caminos redundantes y de la naturaleza específica de cada hábitat como se ha discutido en la sección precedente.

La segunda diferencia importante que se detecta en las figuras 5.1 y 5.2 consiste en que la superficie de los LIC ajusta ligeramente mejor en ambos casos que su frecuencia. También estas relaciones eran predecibles, pero en este caso el tipo de ajuste ha sido ligeramente forzado al seleccionar un ajuste potencial. Lo importante de esa relación es el exponente, que expresa la tasa de cambio por la que la frecuencia de un atributo relacionado con la biodiversidad de hábitats, varía según otro atributo relacionado con la frecuencia del espacio Red Natura 2000. Creemos que dicha tasa de cambio es específica de cada configuración de paisaje y red de conservación. Una vez dotada de un intervalo y un protocolo de medida, podría ser convertida con facilidad en un indicador de estado de la Red Natura 2000, y por ello ha sido incluido en este Proyecto.

Nº de hábitats presentes	Nº de LIC	Tamaño medio (km ²)	Desviación típica (km ²)
16	2	892.50	161.93
15	3	376.33	119.22
14	6	668.17	405.55
13	2	475.50	115.26
12	5	372.40	281.77
11	10	688.80	730.59
10	12	688.67	538.25
9	29	388.14	455.76
8	19	232.11	263.52
7	34	359.53	495.58
6	31	285.90	383.77
5	49	138.10	159.85
4	58	132.72	145.18
3	114	103.33	185.59
2	127	55.76	82.07
1	134	66.58	155.08

Tabla 5.1 Frecuencia y tamaño medio de los LIC que contienen lugares de alta idoneidad para cierto número detipos de hábitat

Nº de hábitats presentes	Nº de LIC	Tamaño medio (km ²)	Desviación típica (km ²)
18	7	446.43	342.67
17	9	319.22	172.00
16	7	345.71	292.69
15	10	210.30	419.30
14	15	528.20	663.97
13	21	393.63	430.53
12	44	99.80	142.43
11	45	215.42	400.00
10	54	212.91	309.03
9	50	233.84	394.73
8	70	148.51	341.94
7	60	65.65	111.47
6	53	67.08	117.31
5	71	75.97	107.32
4	83	73.84	119.41
3	81	60.22	170.16
2	59	57.34	78.37
1	63	71.90	132.32

Tabla 5.2 Frecuencia y tamaño medio de los LIC que contienen lugares de alta conectividad para cierto número de tipos de hábitat

% dist.obs.	km2 dist.obs.	% red T corr.	km red T corr.	% red P corr.	km red P corr.	% lug. idon.	km2 lug. idon.	% alta con.	km2 alta con.
h6160	h5330	h6140	h92a0	h6140	h6420	h6160	h5330	h6140	h4020
h5120	h4030	h6160	h6420	h9180	h92a0	h5120	h4030	h6160	h6420
h9330	h6310	h5120	h4030	h6160	h9330	h9540	h6310	h5120	h5330
h6230	h6170	h9540	h4020	h9560	h6510	h6140	h6170	h91b0	h9240
h9120	h92d0	h9120	h9240	h6170	h4030	h9330	h9530	h6230	h5110
h9540	h4020	h9180	h6210	h6210	h9240	h9530	h6210	h9180	h92a0
h9560	h9530	h9430	h91b0	h5120	h91b0	h6170	h9120	h9320	h6170
h5110	h9330	h6210	h9380	h9530	h9320	h9560	h92d0	h6210	h9380
h6170	h6210	h6230	h9330	h6230	h6170	h9120	h9330	h6170	h5120
h9380	h5120	h6170	h5330	h6510	h9260	h6230	h4020	h9430	h9330
h6140	h6420	h4030	h6110	h9330	h9180	h5110	h5120	h92a0	h6310
h9530	h9240	h6510	h91e0	h9540	h6110	h9380	h6160	h9120	h6210
h6210	h5110	h9530	h6510	h9430	h6210	h9320	h9560	h9380	h9180
h9260	h9560	h9380	h6230	h4030	h91e0	h6210	h5110	h6510	h91b0
h9430	h6160	h9330	h5110	h9240	h6230	h4030	h6420	h9330	h91e0
h5220	h9120	h9560	h6170	h92a0	h5110	h6110	h6140	h9150	h9530
h4030	h6140	h91b0	h92d0	h9120	h9380	h9180	h6230	h4020	h6160
h6110	h92a0	h4020	h6310	h9380	h4020	h9430	h9240	h9540	h6510
h92a0	h6110	h9150	h9180	h9150	h9530	h9150	h9260	h9560	h9560
h9240	h6230	h6310	h9120	h91b0	h9560	h6510	h9380	h9240	h6110
h9150	h91e0	h9240	h9560	h4020	h92d0	h92d0	h9150	h9530	h9260
h6510	h9260	h92a0	h9260	h6110	h9120	h92a0	h9180	h6420	h9120
h92d0	h5220	h9320	h9530	h6420	h6160	h9240	h9430	h6310	h92d0
h4020	h91b0	h6420	h9320	h91e0	h5120	h4020	h6110	h9260	h4030
h91e0	h6510	h5110	h5120	h9260	h5330	h5220	h9540	h6110	h6230
h5330	h9430	h5330	h6160	h92d0	h9150	h5330	h92a0	h92d0	h9150
h6310	h9540	h9260	h9150	h5110	h6140	h9260	h91e0	h4030	h6140
h6420	h9150	h92d0	h9540	h5330	h6310	h6420	h6510	h5110	h9540
h9320	h9320	h5220	h6140	h9320	h9540	h6310	h5220	h5220	h9430
h91b0	h9380	h6110	h5220	h6310	h9430	h91e0	h9320	h91e0	h5220
h9180	h9180	h91e0	h9430	h5220	h5220	h91b0	h91b0	h5330	h9320

Tabla 5.3 Ordenación decreciente de los tipos de hábitat modelados, según los valores obtenidos para cinco atributos básicos: distribución observada (dist. obs.), red total de corredores (red T corr.), red más probable de corredores (red P corr.), lugares idóneos para la presencia potencial (lug.idon.) y zonas de alta conectividad (alta con.). Los prefijos indican proporción relativa (%) y valor absoluto (km o km²) para cada atributo. Los hábitats se identifican por su código de cuatro cifras y han sido coloreados según el grupo al que pertenecen

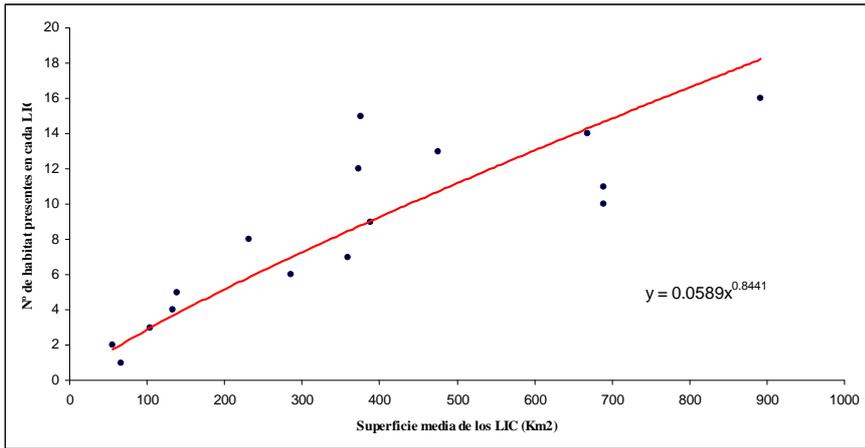
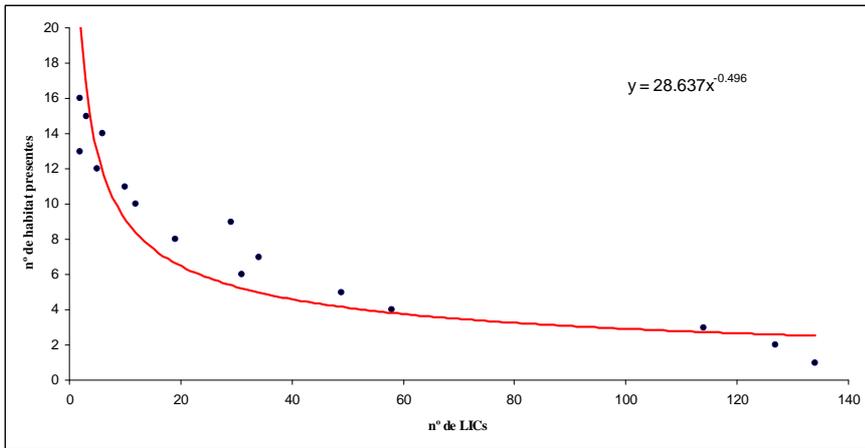
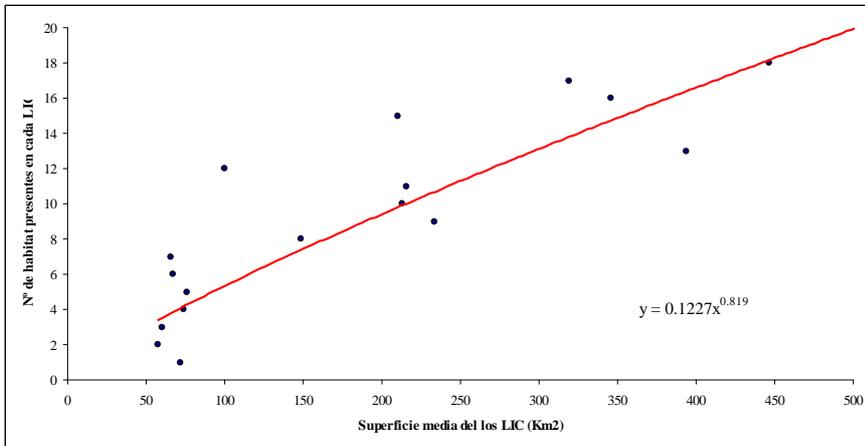


Figura 5.1 Lugares de alta idoneidad. Ajuste potencial entre a) la frecuencia de tipos de hábitat presentes dentro de los LIC y la superficie media de los LIC ($F=76.908$, $df1=1$, $df2=14$, $p<10E-3$) y b) la frecuencia de LIC y la frecuencia de hábitats presentes en ellos ($F=59.934$, $df1=1$, $df2=14$, $p<10E-3$)

a)

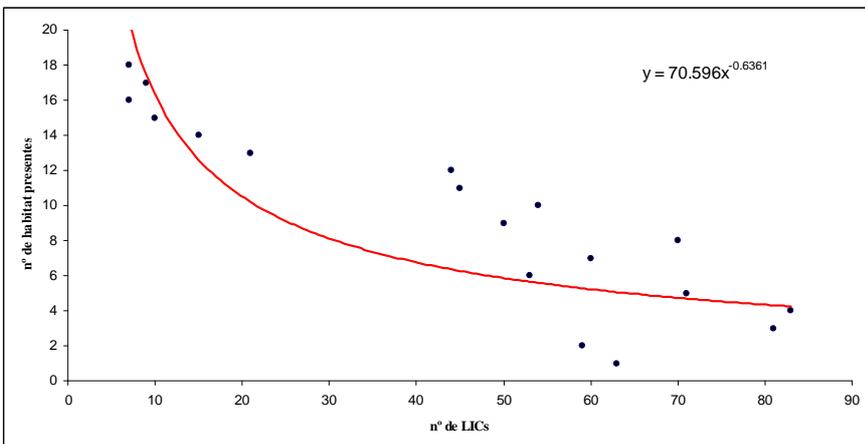


b)



a)

Figura 5.2 Zonas de alta conectividad. Ajuste potencial entre a) la frecuencia de tipos de hábitat presentes dentro de los LIC y la superficie media de los LIC ($F=27.453$, $df1=1$, $df2=16$, $p<10E-3$) y b) la frecuencia de LIC y la frecuencia de hábitats presentes en ellos ($F=15.946$, $df1=1$, $df2=14$, $p<10E-2$)



b)

5.3 CONCLUSIONES

Uno de los objetivos principales que persigue la directiva 92/43/CEE es "...contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitat naturales y de la fauna y flora silvestres...". Art. 2 (92/43/CEE). En este sentido y basándonos en los resultados obtenidos en este trabajo, se puede decir que la Red Natura 2000 en España (peninsular) proporciona una protección razonable de los hábitat tenidos en cuenta.

Por otra parte, existen diferencias en el porcentaje de terreno protegido por la Red Natura 2000 en función del tipo de hábitat de que se trate y el tipo de paisaje que este ocupe. La Red Natura 2000 está diseñada de forma "posibilista", de manera que se ha tendido a proteger las zonas menos alteradas y con menos presión antrópica (zonas montañosas). Los Brezales y matorrales de zona templada y matorrales esclerófilos tienden a ocupar zonas de valle y media o baja montaña. La Red Natura 2000 es menos eficiente protegiendo la presencia de este tipo de formaciones que la de formaciones más montanas.

La Red Natura 2000 en la actualidad no preserva de forma eficiente los tipos de hábitat que ocupan las zonas cálidas de la península, tales como los "Matorrales arborescentes mediterráneos". Este tipo de formaciones tienden a ocupar terrenos o paisajes con una elevada presión antrópica, bien sean estas presiones urbanísticas o presiones por explotación agraria. Un ejemplo de ello es el hábitat 5220 (Matorrales arborescentes de *Ziziphus*). Únicamente el 49% de la distribución de este hábitat está contemplado por la Red Natura 2000, de los cuales más del 90% se encuentran en un solo LIC (Cabo de Gata-Níjar). La red no contempla las zonas de distribución potencial de este hábitat, cuyos terrenos están actualmente ocupados por cultivos intensivos casi en su totalidad.

Otro de los objetivos perseguidos por la directiva 92/43/CEE se refleja en su artículo 10 "Los Estados miembros... para mejorar la coherencia ecológica de la red Natura 2000, se esforzarán por fomentar la gestión de los elementos del paisaje... que resulten esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres". Este objetivo (mucho más ambicioso que el anterior) hace que sea necesaria la protección de "zonas de alta conectividad", cuya localización geográfica no coincide con la presencia observada de los hábitat, sino con los paisajes (antropizados o no) cuyas condiciones edafoclimáticas coincidan con los requerimientos ambientales de los hábitat individuales. A pesar de que la Red Natura 2000 en términos generales no ha sido diseñada persiguiendo albergar este tipo de zonas, se ha encontrado un cierto ajuste entre las zonas conectivas de los tipos de hábitat y la distribución espacial de los LICs. Esto favorece la coherencia de la Red en términos de proteger elementos del paisaje esenciales para la migración e intercambio genético de las especies.

Por todo lo anterior, se puede decir que la Red Natura 2000 protege mejor tanto la distribución como la funcionalidad ecológica de los hábitat más montanos frente a los que ocupan zonas bajas de ladera o de valles, independientemente de su fragmentación.

5.4 CONSIDERACIONES FINALES

Los modelos predictivos presentados en el capítulo 3 de este trabajo han sido calculados con objeto de su uso como principal fuente de datos de entrada para los distintos parámetros de conectividad calculados, así como el uso del algoritmo para medir la conectividad regional ALCOR. Por lo tanto, se ha puesto especial énfasis en el cálculo de los mismos y la selección de un método para producirlos (capítulo 2). Es por ello que los resultados obtenidos en este sentido constituyen un resultado en sí mismo, y pueden ser tenidos en cuenta en estudios cuyo objetivo fundamental sea distinto al perseguido en el presente proyecto, tales como:

Posibilidad de uso de los mapas de idoneidad para otros modelos

El cálculo de la resistencia que opone el paisaje al movimiento de taxones o grupos de éstos constituye una pieza clave a la hora de abordar el estudio de la conectividad a escala de paisaje. En este trabajo se presentan una serie de mapas de idoneidad (inverso de la resistencia) calculados para una serie de hábitats zonales. Estos mapas pueden ser utilizados para abordar el estudio de la conectividad ecológica mediante algoritmos distintos a los empleados en este proyecto, que utilicen la resistencia del paisaje al movimiento como principal fuente de entrada de datos.

Por otra parte, la replicabilidad del método empleado hace posible el uso de la técnica de modelado espacial empleado, no solo referidos a Tipos de Hábitats de Interés Comunitario, sino a cualquier otro taxón. Esto aliviaría en trabajos sucesivos el empleo de criterios de expertos o la simple reclasificación de variables ambientales para calcular la idoneidad que presenta cierto paisaje para albergar especies.

Restauración y gestión de hábitat

Los modelos predictivos presentados son en esencia mapas continuos de probabilidad de presencia de un determinado hábitat, con especial énfasis en reflejar gradientes de idoneidad en zonas de probabilidad de presencia intermedia. Por lo tanto, estos modelos pueden ser útiles en la gestión de hábitats, ya que permiten su uso por ejemplo en la búsqueda de localizaciones potenciales de HIC, localización de zonas no protegidas que son idóneas para HIC concretos, o ayudar a la decisión de especies a emplear en restauraciones en función de su localización.

Por otra parte, uno de los resultados derivados del cálculo de modelos predictivos es la representación gráfica de la importancia de las variables para cada HIC, que constituye una herramienta útil para conocer *a priori* el comportamiento del mismo frente a las condiciones ambientales tenidas en cuenta. Este conocimiento puede ser utilizado en el manejo y gestión de hábitats a la hora de incentivar por ejemplo usos de suelo que se saben *a priori* beneficiosos para la presencia del hábitat o emplear medidas preventivas en sentido contrario.

Cambios en la distribución y dinámica de hábitat en escenarios de cambio climático o cambio global

Los modelos de distribución potencial de han sido objeto de impresionante aumento de atención en los últimos años, situándose esta técnica entre los nuevos enfoques emergentes relacionados con la ecología y la biología de conservación. Uno de los motivos del aumento del uso de este tipo de técnicas es que permiten estimar la distribución de los hábitat bajo condiciones ambientales calculadas en distintos escenarios de cambio climático.

La metodología presentada en este trabajo y el propio archivo de modelos predictivos calculados para cada hábitat permiten calcular el comportamiento de la distribución de los mismos bajo distintos escenarios de cambio climático o cambio global, permitiendo así el estudio de sus consecuencias como por ejemplo variaciones en los rangos de especies y en la composición de las comunidades, desplazamientos altimétricos y/o latitudinales de los hábitat o cambios en el funcionamiento de los ecosistemas.

Estudios de riqueza y diversidad de hábitats

El modelado de grupos de especies (Hábitat de Interés Comunitario en este caso), produce información sobre los patrones espaciales en la distribución de la biodiversidad a nivel de la comunidad colectiva en lugar de, o además de, el nivel de especies individuales (Ferrier & Guisan, 2006).

Es por esto que modelos predictivos presentados en este estudio permiten evaluar espacialmente la riqueza de los sub-grupos y grupos de hábitat que forman la Red Natura 2000 siguiendo su propia nomenclatura (2 dígitos y 1 dígito respectivamente) y conforme a la metodología expuesta en el trabajo de Ferrier y Guisan anteriormente citado.

Los resultados principales de este trabajo suponen una importante base de información a tener en cuenta a la hora de abordar cuestiones fundamentales para alcanzar las prioridades definidas en el Marco de Acción Prioritaria para la Red Natura 2000 en España (2014-2020). Tales como identificar problemas de fragmentación y zonas de alta conectividad, así como evaluar la coherencia global y la conectividad ecológica de la Red Natura 2000 en España.

Del mismo modo, los resultados presentados en este estudio permiten identificar zonas o paisajes (protegidos o no), que por sus condiciones ambientales y situación geográfica permitan mantener la conectividad ecológica de un mayor número de hábitats actuando sobre localizaciones concretas. Esto constituye una herramienta fundamental en la gestión y manejo de la Red Natura 2000.

Por otra parte, el conjunto de resultados formado por la red de corredores y grupos de vecindad permiten identificar aquellas poblaciones que tienen una mayor relevancia para el mantenimiento de la conectividad intra-grupos (centroides) y los corredores más importantes para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos. Del mismo modo, las escalas espaciales según la dimensión fractal permiten conocer el efecto que produciría la extinción de cada población sobre la conectividad del conjunto del sistema, y por lo tanto aquellas poblaciones que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad.

En un ámbito más académico, los resultados de los dendrogramas de distancia de coste pueden ser utilizados en estudios de genética del paisaje (sobre todo en aquellos hábitats que están definidos por pocos sintaxones). Este tipo de estudios persiguen detectar relaciones entre la diversidad genética inter-poblacional de especies, y su grado de aislamiento en el paisaje.

Sin perjuicio de todo lo anterior, el estudio aquí presentado deja algunas dudas sin resolver. Una es la gran dependencia metodológica de los resultados obtenidos. Mientras que la conectividad es un concepto razonable, pero no completamente asentado, y existe consenso general sobre su significado de fondo, hay múltiples aproximaciones técnicas para obtener estimaciones respectivas. Y no es obvio que diferentes aproximaciones produzcan soluciones convergentes ante un problema dado. Eso se agrava aún más por el hecho de carecer de unidades definidas. La conectividad se plantea siempre de forma relativa, elaborando la diferencia entre el tránsito actual y el potencial equivalente más simple. Este enfoque se presta a índices y resultados adimensionales que dificultan todavía más la comparación de métodos. La única alternativa que podemos proponer es hacer explícitos todos los pasos de cada procedimiento, con objeto de facilitar las comparaciones en los orígenes además de en los resultados. Así se ha hecho en este caso.

Otra cuestión pendiente es si sería deseable una conectividad máxima. La respuesta es, probablemente, no. Un paisaje de máxima conectividad tendría importantes implicaciones para la dinámica de las poblaciones afectadas, por ejemplo, facilitando la sincronización de sus fluctuaciones. Este problema nos lleva a la punta de lanza de la investigación científica en este campo: usar los resultados de conectividad como base para modelos de metapoblaciones. Solo con este enfoque será posible realizar una gestión objetiva de la conectividad. Sin embargo, no es realista suponer que habrá técnicas disponibles en los próximos años.

¿Hemos, entonces, de reservar los resultados de éste y otros estudios similares en un cajón, en espera de más desarrollos científicos? No. El principal problema de conectividad, expuesto al inicio de este texto, es que la fragmentación avanza órdenes de magnitud más deprisa que la capacidad de adaptación de las especies (o taxones, o hábitats). Podemos suponer sin demasiado riesgo que, en una sociedad como la europea, la conectividad casi siempre es menor de la requerida originalmente. Los resultados presentados en este estudio contienen suficientes detalles como para favorecerla sin agravar el conflicto entre uso y conservación.

6 REFERENCIAS

- ATECMA. 2007: Identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la Región de Murcia. Documento de síntesis. Gobierno de la Región de Murcia.
http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=9cb17911-df85-4d4e-aa22-fcc3cdc2261e&groupId=14
- Acevedo, P., Cassinello, J., Gortázar, C., 2006. Iberian ibex expansion trend and displacement to suboptimal habitats by the presence of extensive goat livestock in central Spain. *Biodiversity and Conservation* . DOI 10.1007/s10531-006-9032-y.
- Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., Escudero, M.A., Vicente, J., Marco, J., Gortázar, C., 2005. Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography*, 32, 1671–1680.
- Adriaensen F.; Chardon J.P.; De Blust G., Swinnen, E., Villalba S., Gulinck H.; Matthysen E. 2003. The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64, 233–247.
- Alvarez, S. Diaz-Uriarte, R. Osorio, A. Barroso, A. Melchor, L. Paz, M.F. Honrado, E. Rodriguez, R. Urioste, M. Valle, L. Diez, O. Cigudosa, J.C. Dopazo, J. Esteller, M., Benitez, J., 2005. A predictor based on the somatec genomic changes of the BRCA1/BRCA2 tumors with BRCA1 promoter hypemethylation. . *Clinical Cancer Research*
- Araújo, M.B., Williams, P.H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96. 331–345.
- Augustin, N.H., Cummins, R.P., French, D.D., 2001. Exploring vegetation dynamics using logistic regression and multinomial logit model. *J. Appl. Ecol.* 38 (5), 991–1103.
- Beier, P., Noss R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology*, 12 (6): 1241-1252.
- Benito Garzón, M., Blazek,R., Neteler, M., Sánchez de Dios, R., Sainz Ollero, H., Furlanello, C. 2006. Predicting habitat suitability with machine learning models: The potential area of *Pinus sylvestris* L. in the Iberian Peninsula. (In Press)
- Bennet, A.F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN Unión Mundial para la Naturaleza.
- Breiman, L. 1996. Bagging Predictors. *Machine Learning*, 24, 123–140
- Breiman, L., 2001. Random forest. *Mach. Learn.* 45, 5–32.
- Brewer G.J., Sing, C.F. 1970. An introduction to isozyme techniques. Academic Press, London
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., Hirzel, A. H., 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27 (4), 437–448.
- Brzeziecki, B. Kienast, F. Wildi, O., 1993. A simulated map of potential natural forest vegetation of Switzerland. *Journal of Vegetation Science.* 4, 499-508.
- Bureau, A. Dupuis, J. Falls, K. Lunetta, K.L. Hayward, B. Keith, T.P& Van Eerdeweigh., 2005. Identifying SNPs predictive of phenotype using random forests. *Genetic Epidemiology*
- Busby, J.R., 1991. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: Margules, C.R., Austin, M.P. (Eds.), *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO, Melbourne, pp. 64–68.

- CSIC/IRNAS. 2000. Atlas Digital de Comarcas de Suelos escala 1:1000000, <http://www.irnase.csic.es/users/microleis/mimam/atlas.htm>
- Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conserv.* 2, 667–680.
- Castric, V. *et al.* 2001. Landscape structure and hierarchical genetic diversity in the brook charr. *Salvelinus fontinalis*. *Evolution* 55, 1016–1028
- Castric, V.; Bernatchez, L. 2004. Individual assignment test reveals differential restriction to dispersal between two salmonids despite no increase of genetic differences with distance. *Molecular Ecology* 13 (5), 1299–1312.
- Caughley J. G. 1994. Directions in Conservation Biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Cavalli-Sforza, L. L. Anf Edwards, A.W.F. 1967. Phylogenetic analysis models and estimation procedure. *Evolution* 21:550—570
- Ceballos, L. 1966. Mapa Forestal de España (escala 1:400.000). Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Chawla, N. V., Bowyer, K. W., Hall, L. O., Kegelmeyer, W. P., 2002. Smote: Synthetic minority oversampling technique. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 16, 321–357.
- Chefaoui, R. M., Hortal, J., Lobo J. M., 2004. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological Conservation* 122, 327–338
- Chen, C., Liaw, A. and Breiman, L., 2004. Using Random Forest to Learn Imbalanced Data. Technical Report. Berkeley, Department of Statistics, University of California
- Conkle, M.T., Hodgkiss, P.D., Nunnally, L.B., Hunter, S.C. 1982. Starch gel electrophoresis of conifer seeds: a laboratory manual. US Dep Agric For Serv Pac Southwest For Range Exp Stn Gen Tech Rep PSW-64
- Corsi, F. Duprè, E., Boitani, L., 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13, 150-159.
- Coulon A., Morellet N., Goulard M., Cargnelutti B., Angibault J.M., Mark Hewison A. J. 2008. Inferring the effects of landscape structure on roe deer (*Capreolus capreolus*) movements using a step selection function. *Landscape Ecol* 2008 23:603–614.
- Coulon A.; Cosson J. F.; Angibault J. M.; Cargnelutti B.; Galan M.; Morellet N., Petit E., Aulagnier S., Hewison A. J. M. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 13:9, 2841-2850
- Cummings, M.P., Segal, M.R., 2004. Few amino acid positions in rpoB are associated with most of the rifampin resistance in *Mycobacterium*. . *BMC Bioinformatics*.
- de la Calleja, J., Fuentes, O., 2004. Automated classification of galaxy images. *Knowledge-Based Intelligent Information and Engineering Systems*
- del Barrio, G., Ruiz, A. 2006. ALCOR: software para estimar la conectividad ecológica. Registro de la Propiedad Intelectual de Almería, solicitud nº AL 61/06. Almería.
- del Barrio, G., Simón, J.C., Cuadrado, A., Sánchez, E., Ruiz, E., García, R., 2000. Aproximación para estimar la conectividad regional de las redes de conservación. V Congreso Nacional de Medio Ambiente: Comunicaciones Técnicas. Colegio Oficial de Físicos, Madrid, pp. 1–17.
- del Barrio, G., Harrison, P.A., Berry, P.M., Butt, N., Sanjuan M.E, Pearson R.G., Dawson, T. 2006. Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Scienc & Policy* 9, 29 – 147.
- Dettki H., Löfstrand R., Edenius L., 2003. Modeling Habitat Suitability for Moose in Coastal Northern Sweden: Empirical vs Process-oriented Approaches. *Journal of the Human Environment* 32. 549–556
- Dobhansky, T., Ayala, F.J., Stebbins, G.L. and Valentine, J.W. 1980. *Evolución*. Ed Omega. Barcelona. 558 pp.
- EUROPARC-España. 2009. Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Ed. FUNGOBE Madrid
- Eastman, J.R. 2003. IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and Image Processing. Clark Labs, Clark University, Worcester, USA, pp 328.

- Eastman, J. Ronald, Peter A.K. Kyem, James Toledano and Weigen Jin., 1993. Explorations in Geographic Systems Technology Volume 4: GIS and Decision Making. Geneva, Switzerland, UNITAR.
- Elena-Roselló, J.A., Cabrera, E. 1996. Isozyme variation in natural population of Cork-Oak (*Quercus suber* L.): Population structure, differentiation and gene flow. *Silvae Genetica* 45, 229-235.
- Epps, C.W., Wehausen, J. D., Bleich, V.C., Torres, S.G., Brashares, J.S. 2007. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology*, 44, 714-724.
- Fahrig, L., Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian Linx. *Biological Conservation*. 100: 125-136.
- Ferrier, S., Guisan, A. 2006, Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43: 393-404.
- Fischer, H.S., 1990. Simulating the distribution of plants communities in an alpine landscape. *Coenoses* 5, 37-43.
- Foltête, J.C., Berthier, K. and Cosson, J.F. 2008. Cost distance defined by a topological function of landscape. *Ecological modeling*, 210: 104-114.
- Frankham, R., Ballou, J.D., and Briscoe, D.A. 2002. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press. Cambridge. 617 pp.
- Furlanello, C., Neteler, M., Merler, S., Menegon, S., Fontanari, S., Donini, A., Rizzoli, A., Chemini, C., 2003. GIS and the Random Forest Predictor: Integration in R for Tick-borne Disease Risk Assessment, in: K. Hornik, F. Leisch (Ed.), Proceedings of the DSC-03 International Workshop on Distributed Statistical Computing. Vienna, Austria, March 20-22.
- Gallego, F. Cánovas, M. A. Esteve, J. Galián., 2004 .Descriptive biogeography of *Tomicus* (Coleoptera: Scolytidae) species in Spain .*Journal of Biogeography* 31 (12), 2011-2024. 1Área de Biología Animal, Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Veterinaria
- García, P. 2008. Diseñando Redes de Conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales. *Naturalia Cantabrigiae* 4:3-70.
- Gentleman, R., and R. Ihaka. *et al.* 2001. The R project for statistical computing. [Online, <http://www.r-project.org>].
- Gerlach, G. 2000. Fragmentation of Landscape as a Cause for Genetic Subdivision in Bank Voles. *Conservation biology* 14:1066.
- Goh, C.S. Lan, N. Douglas, S.M. Wu, B.L. Echols, N. Smith, A. Milburn, D. Montelione, G.T. Zhao, H.Y., Gerstein, M.,. 2004. Mining the structural genomics pipeline: Identification of protein properties that affect high-throughput experimental analysis. *Journal of Molecular Biology*
- Goodwin, B. J., Fahrig, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity?. *Oikos*, 99: 552-570
- Graham, H. 2001. Factors Influencing Movement Patterns of Keel-Billed Toucans in a Fragmented Tropical Landscape in Southern Mexico. *Conservation Biology* 15 (6), 1789-1798
- Green DM, Swets JA., 1966. Signal detection theory and psychophysics. New York: John Wiley & Sons.
- Guha, R., Jurs, P.C. 2004. Development of linear, ensemble, and nonlinear models for the prediction and interpretation of the biological activity of a set of PDGFR inhibitors. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*
- Guisan, A., Zimmerman, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147-186.
- Guisan, A., Weiss, S.B., Weiss, A.D., 1999. GLM versus CCA spatial modelling of plant species distribution. *Plant Ecol.* 143, 107-122.
- Gunther, E.C Stone, D.J Gerwien, R.W Bento, P., Heyes, M.P.&npsb, 2003. Prediction of clinical drug efficacy by classification of drug induced genomic expression profiles in vitro. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America

- Gurruchaga San Vicente, M., 2005. Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi.. Departamento De Ordenación Del Territorio y Medio Ambiente. Viceconsejería De Ordenación Del Territorio Y Biodiversidad Dirección De Biodiversidad.
- Gurrutxaga, M. & Lozano, P. 2009. La integración de la conectividad ecológica en los instrumentos de ordenación y planificación territorial: una revisión. Boletín de la A.G.E., 49: 45-66.
- Gurrutxaga, 2011. La gestión de la conectividad ecológica del territorio de España: iniciativas y retos. Boletín de la A.G.E., 56: 225-244.
- Hargreaves, G.H., Samani, Z.A. 1982: Estimating potential evapotranspiration. ASCE Journal of Irrigation and Drainage 108 IR3, 225-230.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press. Chicago, USA. 211 pp.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Kuussaari, M., Po˘ry, J. 2005. New insights to butterfly–environment relationships with partitioning methods. Proceedings of the Royal Society London Series B, Biological Sciences, 272, 2203–2210
- Heymann, Y., Steenmans, Ch., Croissille, G., Bossard, M. 2004. Corine land cover: Technical guide. 2004. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Hirtzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? Ecology 83 (7), 2027–2036.
- Hirtzel, A.H., Helfer, V., Metral, F., 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. Ecological Modelling 145, 111–121
- Hutchinson, M. F. 1989. ANUDEM version 1.1. Centre for Environmental Studies, ANU, Canberra
- Hutchinson, M. F. 1995. Interpolating Mean Rainfall Using Thin-Plate Smoothing Splines. International Journal of Geographical Information Systems, 9, 385-403.
- Illoldi-Rangel, P.; Sanchez-Cordero, V.; Peterson, A.T. 2004. Predicting distributions of Mexican mammals using ecological niche modeling. Journal of Mammalogy, 41(6): 1103-1116.
- Iverson, L.R., Prasad, A.M., Schwartz, M.W. 2005. Predicting potential changes in suitable habitat and distribution by 2100 for Tree Species of the Eastern United States. J. Agric. Meteorol. 61(1). 29-37.
- Izmirlian, G., 2004. Application of the random forest classification algorithm to a SELDI-T OF proteomics study in the setting of a cancer prevention trial. Annals of the New York Academy of Sciences
- Jamagne, M., King, D., Le Bas, C., Daroussin, J., Burrill, A., Vossen, P., 1994. Creation and use of a European Soil Geographic Database. In: 15th International Congress of Soil Science, Transactions, Commission V, Symposia, Acapulco, Mexico, Vol. 6a, pp.
- Jimenez_Valverde, A., Lobo, J.M. 2006. The cost of unbalanced species distribution data in geographical model prediction. Diversity and distribution 12, 521-524.
- Jiménez, P., Agúndez, D., Gil, L. 1999. Genetic variation in central and marginal populations of *Quercus suber* L. *Silvae Genetica* 48 (6): 278-284.
- Jongman, R. H. G., I. M. Bowma, and R. O. Butovski (Eds.). 2002. Indicative map of the Pan-European Network- technical background document. ECNC Technical Report Series, Tilburg, The Netherlands / Budapest, Hungary.
- Jonsson M, Bertilsson M, Ehrlén J, Lönn M. 2008. Genetic divergence of climatically marginal populations of *Vicia pisiformis* on the Scandinavian Peninsula. *Hereditas*. 145(1):1-8.
- Junta de Andalucía, 1997, Mapa Topográfico de Andalucía, Escala 1:10000, Provincia de Almería, Almería.
- Kettunen, M, Terry, A., Tucker, G. & Jones A. 2007. Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna - Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp. & Annexes.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser U. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41 (4), 711–723

- Kubat, M., Matwin, S., 1997. Addressing the curse of imbalanced data sets: One-sided sampling. In Proceedings of the 14th International conference on Machine Learning, (pp. 179–186). Morgan Kaufmann.
- Kubat, M., Holte, R., Matwin, S., 1997. Learning when negative examples abound. In ECML-97, 146–153.
- Ledig, F. T. 1992. Human impacts on genetics diversity in forest ecosystems. *Oikos* 63, 87-108.
- Lehmann, A., Overton, J.M.C., Leathwick, J.R., 2003. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecol. Model.* 160, 165–183.
- Lek, S., Guegan, J.F., 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecol. Model.* 120, 65–73.
- Leverette, T. L., Metaxas, A., 2005. Predicting habitat for two species of deep-water coral on the Canadian Atlantic continental shelf and slope. In : Freiwald A, Roberts JM (eds), 2005, Cold-water Corals and Ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 467-479
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and regression by random forest. *The Newsletter of R Project* 2/3, 18–22.
- Ling, C., Li, C., 1998. Data mining for direct marketing problems and solutions. In Proceedings of the Fourth International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining, New York.
- Lomolino, M. V., 2004. Conservation Biogeography. In: *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature*. M.V. Lomolino, L.R. Heaney (Eds), Sinauer Associated, Inc.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, J., R., Rylands, A. B., Malcom C. E., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Poewll, G. V., Schubart, H. O., Hay, M. B. 1986. Edge and other effects of isolation Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E., eds. *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. p.p. 257-285. Sinauer, Sunderland, Massachusetts
- Lunetta, K.L. Hayward, L.B. Segal, J., Van Eerdewegh, P., 2004. Screening large-scale association study data: exploiting interactions using random forests. *BMC Genetics*
- Lusted L. B., 1971. Signal detectability and medical decision-making. *Science* -9. 171:1217.
- Manly B.F.J., 1997. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. Chapman & Hall, London
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalised regression approach. *Cancer Res.* 27, 209–220.
- McPherson, J.M., Jetz, W., Rogers, D.J., 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *J. Appl. Ecol.* 41, 811–823.
- Michels E.; Cottenie K.; Neys L.; De Gelas K.; Coppin P.; De Meester L. 2001. Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modelling of the effective geographical distance. *Molecular Ecology* 10 (8), 1929–1938
- Ministerio De Medio Ambiente. 2005. Los tipos de hábitats de interés comunitario de España: Guía básica. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio De Medio Ambiente.
- Ministerio De Medio Ambiente. 2007. Establecimiento de las bases ecológicas para la gestión de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio De Medio Ambiente.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2005. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Mapa Digital de Suelos. Proyecto LUCDEME. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2002. Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2007.Región de Murcia. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- Mondaca-Fernández, E., Murtaugh, M.P., Morrison, R.B. 2006. Association between genetic sequence homology of Porcine reproductive and respiratory syndrome virus and geographic distance between pig sites. *The Canadian Journal of Veterinary Research.* 70:237–239.
- Monserud, R.A., Leemans, R., 1992. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistics. *Ecol. Model.* 62, 275–293.
- Moore, I. D., Grayson, R. B & Ladson, A. R. 1991. Digital Terrain Modelling: A Review of Hydrological, Geomorphological, and Biological Applications. *Hydrological Processes*, 5(1): 3-30.

- Muona, O., Szmidt, A.E. 1985. A multilocus study of natural populations of *Pinus sylvestris*. *Lec. Notes Biomath.* 60: 226–240.
- Murphy, H. T. and Lovett-Doust, J. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105: 3–14.
- Márquez-Barraso, S., Del Barrio, G., Ruiz, A. 2007. Creación de un archivo de modelos predictivos de la distribución de hábitat de interés comunitario en España peninsular. I Congreso Nacional de Biodiversidad. Segovia
- Múgica, M., De Lucio, J.V., Martínez, C., Sastre, P., Atauri, J.A. Y Montes, C., 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics.* 89: 283-290.
- Nordregio. 2004. Mountain areas in Europe: Analysis of mountain areas in EU Member States, acceding and other European countries. (Nordregio Report 2004:1) 271 pp. ISBN 91-89332-35-0
- Oksanen, J. 2005. Vegan: R functions for vegetation ecologists. Available at: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html>.
- Olivier, F., Wotherspoon, S. J., 2006. Modelling habitat selection using presence-only data: Case study of a colonial hollow nesting bird, the snow petrel. *Ecological Modelling* 195(3-4), 187-204.
- Pal, M. 2005. Random Forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing* 26(1). 217-222.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J., Revilla, E. 2000. Iberian Lynx in a Fragmented Landscape: Predispersal, Dispersal, and Postdispersal. *Habitats Conservation Biology* 14 (3), 809–818
- Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*, 103 (3): 599-605.
- Prasad, A. M., Iverson L. R, and Liaw A. 2006. Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems* 9: 181–199
- Prus-Glowacki, W., Stephan, B. R., Bujas, E., Alia, R., Marciniak. A. 2003. Genetic differentiation of autochthonous populations of *Pinus sylvestris* (Pinaceae) from the Iberian peninsula. *Plant Systematics and Evolution.* 239: 55–66.
- Ray, N., Burgman, M.A. 2006. Subjective uncertainties in habitat suitability maps. *Ecological modelling* 195 : 172–186.
- Riginos, C. and Nachman, M.W. 2001. Population subdivision in marine environments: the contributions of biogeography, geographical distance and discontinuous habitat to genetic differentiation in a blennioid fish, *Axoclinus nigricaudus*. *Mol. Ecol.* 10, 1439–1453.
- Rivas-Martínez, S., Penas, A. 2003. Atlas y Manual de los hábitats de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, M.I.M.A..M., Madrid. 492 pp.
- Rizzoli, A., Merler, S., Furlanello, C., Gench, C. 2002., Geographical information systems and bootstrap aggregation (Bagging) of tree-based classifiers for Lyme disease risk prediction in Trentino, Italian Alps. *Journal of Medical Entomology* 39, 485-492
- Robert J. Whittaker, Miguel B. Araújo, Paul Jepson, Richard J. Ladle, James E. M. Watson, Katherine J. Willis, 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect *Diversity and Distributions* 11 (1), 3–23.
- Rodríguez Freire, M., 2005. Integración de la conectividad funcional en los procesos de ordenación territorial mediante técnicas GIS. Aplicación a la conservación de la biodiversidad asociada a las formaciones de fondosas caducifolias. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela politécnica Superior. Departamento de Ingeniería Agroforestal. Lugo
- Rudin, D., Ekberg, I. 1978. Linkage studies in *Pinus sylvestris* using macrogametophyte allozymes. *Silvae Genet.* 27: 1–11.

- Ruiz, A, Del Barrio, G., Boer, M., Puigdefabregas, J. 2006. 1st archive of climatic surfaces of the Iberian Peninsula: 1970-2000. DeSurvey Proyect, Deliverable 1.5.3.5, EEZA-CSIC, Almería. 35 pp.
- Ruiz, A. *et al.* 2006. Validation of preliminary project results and input for model refinement. DeSurvey Integrated Project No. 003950. Deliverable 1.5.3.8. Almeria. 14 pp.
- Santos, X., Brito, J., Sillero, N., Pleguezuelos, J., Llorente, G., Fahd, S., Parellada, X. 2006. Inferring habitat-suitability areas with ecological modelling techniques and GIS : A contribution to assess the conservation status of *Vipera latastei*. *Biological conservation* . 130, no3, pp. 416-425.
- Sastre, P., de Lucio, J.V. y Martínez, C., 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 2002/2
- Scandalios, L.C. 1969. Genetic control of of multiple molecular forms of enzymes in plants: a review. *Biochemical Genetics*, 3: 37-79.
- Schweiger O.; Frenzel M., Durka W. 2004. Spatial genetic structure in a metapopulation of the land snail *Cepaea nemoralis* (Gastropoda: Helicidae). *Molecular Ecology* 13 (12), 3645–3655
- Segurado, P., Araújo, M.B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distribution. *Journal of Biogeography* 31, 1555-1568.
- Shaw, C.R., Prasad, R. 1970. Starch gel electrophoresis of enzymes—A compilation of recipes. *Biochemical Genetics*, 4: 297-320.
- Shi, T. Seligson, D. Belldegrün, A.S. Palotie, A., Horvath, S., 2005. Tumor classification by tissue microarray profiling: random forest clustering applied to renal cell carcinoma. *Modern Pathology*
- Sork, V.; Nason, J.; Campbell, D. R.; Fernandez, J.F. 1999. Landscape approaches to historical and contemporary gene flow in plants. *Trends in Ecology & Evolution* 14 (6), 219-224.
- Soto García. 2006. Núcleos residuales de pinsapo perdidos en Andalucía en el siglo XX. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de serie, 79-86.
- Spear, F. ; Peterson C. R.; Matocq M. D.; Storfer A. 2005. Landscape genetics of the blotched tiger salamander (*Ambystoma tigrinum melanostictum*). *Molecular Ecology* 14 (8), 2553–2564.
- Stevens, V., M., Verkenne, C., Vandewostijne, S., *et al.* 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology*. 15: 2333-2344.
- Stofer, A.; Murphy, M.A.; Evans, J.S.; Goldberg, C.S; Robinson, S.; Spear, S.F; Dezzani, R.; Delmelle, E.; Vierling, L.; Waits, L.P. 2007. Putting the 'landscape' in lanscape genetics. *Heredity* 98, 128-142.
- Svetnik, V. Liaw, A. Tong, C. Culberson, J.C. Sheridan, R.P.& Feuston, B.P., 2003. Random forest: A classification and regression tool for compound classification and QSAR modeling. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*
- Svetnik, V. Liaw, A. Tong, C., Wang, T., 2004. Application of Breiman's random forest to modeling structure-activity relationships of pharmaceutical molecules. *Multiple Classifier Systems, Proceedings*
- Szmíd, A. E., Yazdani, R. 1984. Electrophoretic studies of genetic polymorphism of shikimate and 6-phosphogluconate dehydrogenases in Scots pine. *Arbor. Kornickie* 29: 63–72.
- Sánchez Palomares O., Sánchez Serrano F., Carretero Carrero M., 1999. Modelos y cartografía de estimaciones climáticas termoplumiométricas para la España peninsular. Instituto Nacional de investigación y tecnología agraria y alimentaria, Madrid
- Tanksley, S.D., Orton, T.J. 1983. Isozymes in plant genetics and breeding, part A. Elsevier Science Publ, Amsterdam.
- Templeton, A. R. 1990. The genetic consequences of habitat fragmentation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 77:13.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- USGS EROS Data center. 2001. GTOPO30 – Global topographic data. – USGS <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.html>
- VIGNIERI, N. 2005. Streams over mountains: influence of riparian connectivity on gene flow in the Pacific jumping mouse (*Zapus trinotatus*). *Molecular Ecology* 14 (7), 1925–1937.

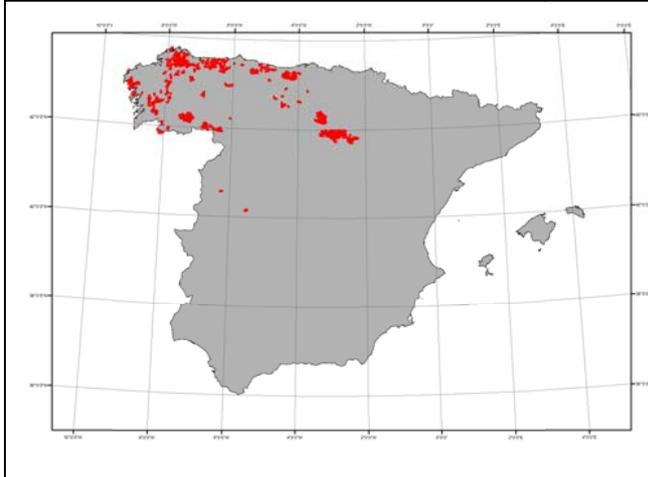
- Vos C.C., Antonisse-de Jong, A. G. ,Goedhart P. W., Smulders, M. J. M. 2001. Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity* 86, 598–608.
- Walker, P.A., Cocks, K.D., 1991., HABITAT: a procedure for modeling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecol. Biogeogr.* 1, 108–118.
- Walker, R.S., Novaro, A. J., Branch, L. C. 2007. Functional connectivity defined through cost-distance and genetic analyses: a case study for the rock-dwelling mountain vizcacha (*Lagidium viscacia*) in Patagonia, Argentina. *Landscape Ecol* 22, 1303–1314
- Wang, Y.,H., Yang, K., C., Bridgman, C.,L., Lin, L.,K. 2008. Habitat suitability to correlate gene flow with landscape connectivity. *Landscape Ecology* 23:989-1000.
- Wei, G. Cosman, P. Berry, C.C. Feng, Z.Y., Schafer, W.R., 2004. Automatic tracking, feature extraction and classification of C-elegans phenotypes. *IEEE Transactions on Biomedical Engineering*
- Werner, M. 2001. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), mission overview, *J. Telecommun. (Frequenz)* 55, 75–79.
- White, G. B. D. P. 1999. Genetic variation within a fragmented population of *swietenia humilis* zucc. *Molecular ecology* 8:1899-1909.
- Wilcove, D. S., McLellan C. H., Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M. E., eds. *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. p.p. 237-256. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Wilcox, B. A., Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy – the effects of fragmentation on stinction. *American Naturalist*, 125. 879-887.
- Yazdani, R., Rudin, D. 1982. Inheritance of fluorescence esterase and beta-galactosidase in haploid and diploid tissues of *Pinus sylvestris* L. *Hereditas* 96: 191–194.
- Young, A. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in ecology & evolution* 11:413.
- Young, A. G., Merriam, H. G. and Warwick, S. I. 1993. The effects of forest fragmentation on genetic variation in *Acer saccharum* Marsh. (sugar maple) populations. *Heredity* 71, 277–289.
- Zaniwski A. E., Lehmann A., McC. Overton J., 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling* 157. 261-/280

ANEJOS

ANEJO 1. RESULTADOS PARA CADA TIPO DE HÁBITAT

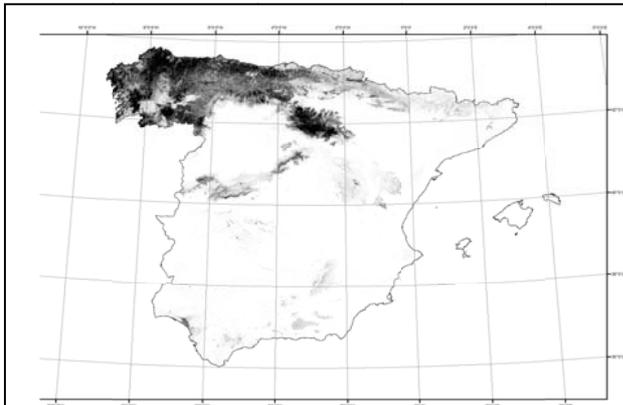
4020 - Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*

Distribución observada



La distribución observada de los brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*, se concentra en el cuadrante Noroeste de la Península. La presencia de este hábitat es de 5678 celdas de 1Km², lo que supone un 1.5% del total del área de estudio.

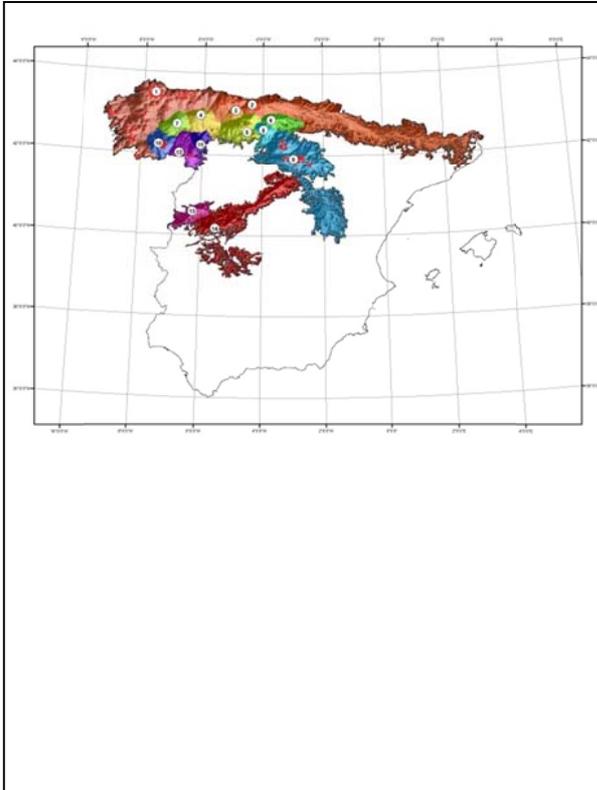
Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en la cornisa cantábrica, Galicia y la Rioja. A pesar de no encontrar manchas de distribución de este hábitat en el Sur de España, se han detectado zonas con cierta aptitud potencial para albergarlo, aunque de forma marginal. Tal es el caso del litoral del golfo de Cádiz, Sierra de Cazorla y Sierra Nevada.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 0.582, considerado "bueno" según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 14 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población (Tabla 2), son las poblaciones de la Sierra de la Demanda (población 9) y la de la Sierra de Gredos (población 14) las que poseen una menor conectividad.

Las poblaciones de Los Picos de Europa (población 3) y los Montes Aquilanos (población 11) son, por su situación geográfica las que tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

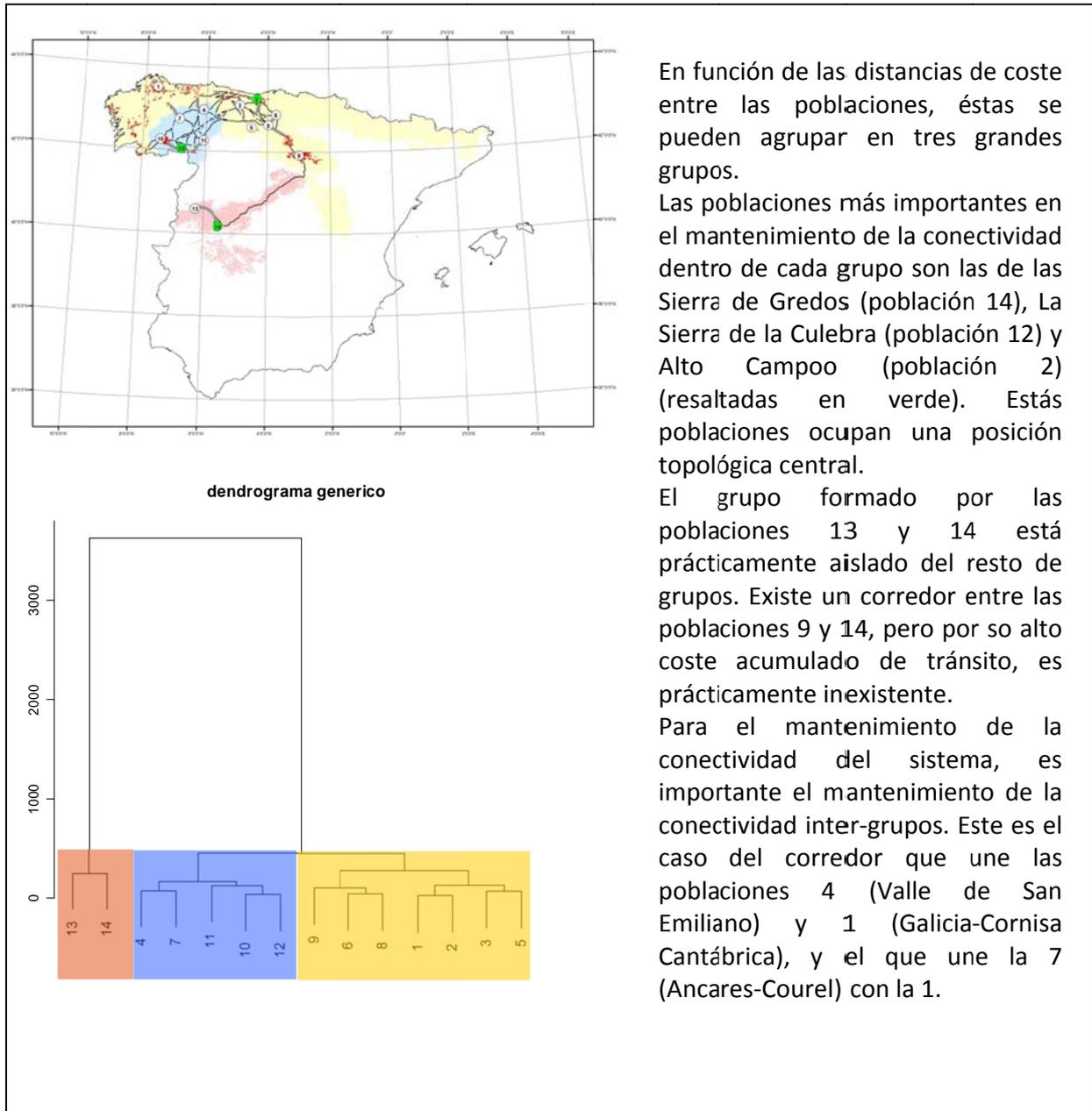
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Poblaciones	Escala (m)	D.Escala
Población 1	230000	2.242
Población 2	190000	2.202
Población 3	50000	2.283
Población 4	210000	2.223
Población 5	150000	2.159
Población 6	130000	2.149
Población 7	110000	2.155
Población 8	250000	2.259
Población 9		
Población 10	130000	2.149
Población 11	130000	2.149
Población 12	230000	2.242
Población 13	70000	2.226
Población 14		

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones 9 y 14.

Según la dimensión fractal, la poblaciones 8 y 1 son las que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en tres grandes grupos.

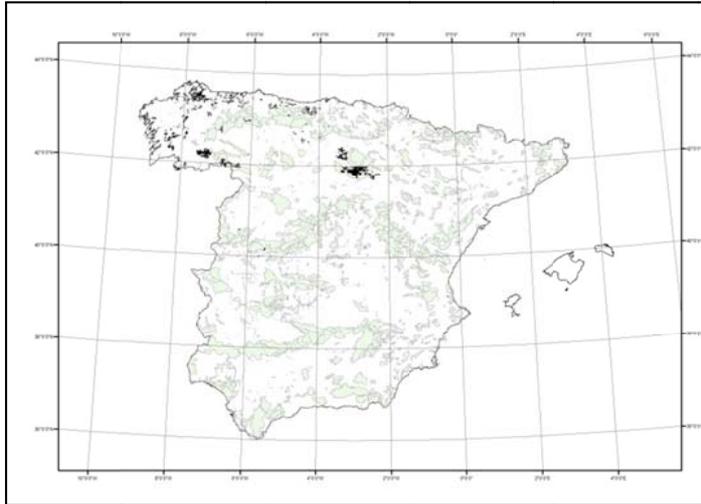
Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de la Sierra de Gredos (población 14), La Sierra de la Culebra (población 12) y Alto Campoo (población 2) (resaltadas en verde). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

El grupo formado por las poblaciones 13 y 14 está prácticamente aislado del resto de grupos. Existe un corredor entre las poblaciones 9 y 14, pero por su alto coste acumulado de tránsito, es prácticamente inexistente.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante el mantenimiento de la conectividad inter-grupos. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 4 (Valle de San Emiliano) y 1 (Galicia-Cornisa Cantábrica), y el que une la 7 (Ancares-Courel) con la 1.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

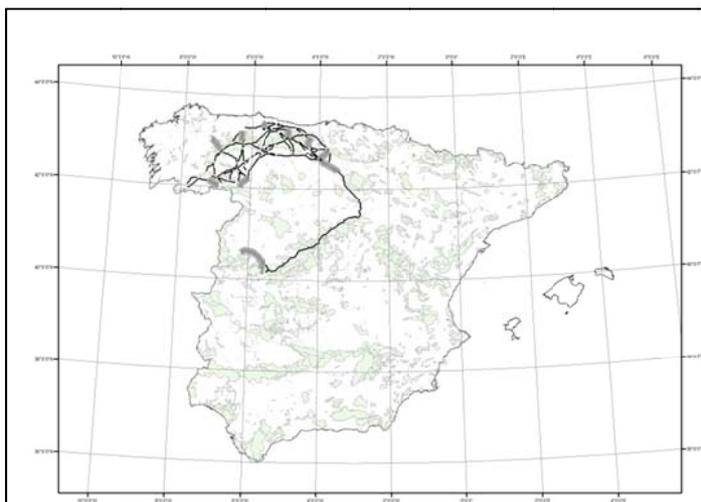
Distribución observada dentro de LIC



La mayor parte de los lugares donde existe el hábitat, no están contemplados por LIC (71%).

Un 33% de los hábitat que están dentro de LIC, se sitúan en los LIC del macizo central (21%) y Sierra de Xistral (12%).

Red de corredores



Red de corredores total

La red de corredores tiene una longitud de 3512 celdas (se puede asemejar a 3512 Km), de los cuales el 34% de ellos se encuentran dentro de LIC.

La mayor parte de los corredores que se encuentran dentro de LIC, están en los picos de Europa (7%) y en Humada-Peña Amaya (8%).

Las poblaciones situadas en el Valle del Jerte y Sierra de Francia, están casi completamente aisladas del resto, aunque existe un corredor (con una alta distancia de coste), que podría unirlos con poblaciones situadas en la Sierra de la Demanda. Éste corredor discurre en su totalidad por los LIC situados en la Sierra de Gredos, Guadarrama y Ayllón.

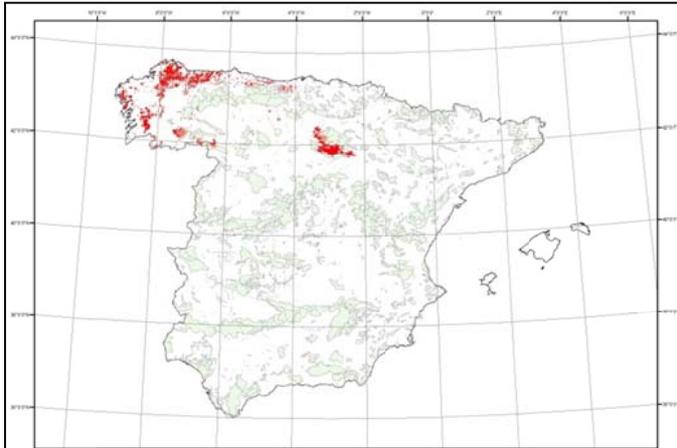
Existe una parte importante de corredores que no están contemplados por LIC (65%). La mayoría de éstos se encuentran bordeando al Norte y al Sur Los LIC situados en los picos de Europa y al Sur de la Sierra de los Ancares.

Red de corredores más probables

Dentro de la red de corredores, se pueden identificar aquellos que tienen una menor distancia de coste dentro de los todos los que parten desde una población dada (identificados con trazos grises).

A pesar de que un porcentaje relativamente bajo (34%) de los corredores están contemplados por LIC al tener en cuenta todos los caminos posibles, éste porcentaje aumenta considerablemente al tener en cuenta sólo los corredores de menor coste que parte desde cada población (41%).

Lugares idóneos para el hábitat



Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 21% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1858 Km².

Los LIC del macizo central, la Sierra de Guadarrama y Sierra de Gata, aglutinan el 40% de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 76% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de las Sierras de la Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros, Ancares-Courel y Picos de Europa en Castilla y León, los que aglutinan un 21% de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC (24%).

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en tres grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son la situada en la Sierra de Gredos (población 14), La Sierra de la Culebra (población 12) y Alto Campoo (población 2).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La mayor parte de la población 12, está situada dentro del LIC de la Sierra de la Culebra, aunque parte de ella se sitúa fuera del mismo. Ésta población, aunque se sitúa en una zona de alta conectividad, está rodeada de zonas no idóneas para albergarlo. La población 12 tiene un grado de aislamiento medio.

La población 2 se sitúa en el borde del LIC Valles Altos Del Nansa Y Saja y Alto Campoo, parte de ella se encuentra dentro del LIC, pero la mayor parte se sitúa en el borde Norte. Esta población está rodeada de zonas idóneas para albergarlo. Cabe destacar que dichas zonas idóneas se sitúan en el borde norte del LIC, y no en su interior. La población 2 tiene un grado medio-alto de aislamiento.

La población 14 se sitúa casi en su totalidad dentro del LIC Sierra De Gredos Y Valle Del Jerte. Está prácticamente aislada del resto de poblaciones, excepto de la 13. Posee un alto grado de aislamiento. Conviene mantener la conectividad intra-grupo de esta población con la 13, de lo contrario quedaría totalmente aislada.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a los corredores de forma muy amplia, no atendiendo a un rango moderado de distancia al borde de los mismos. Esto puede significar que la conexión de una población con otra se efectúa por zonas amplias de características ambientales homogéneas, y no por corredores lineales.

Poblaciones aisladas genéticamente

Las poblaciones más aisladas genéticamente según el modelo, son las poblaciones de la Sierra de la Demanda (población 9) y la de la Sierra de Gredos (población 14).

Observaciones

Sería conveniente mantener la funcionalidad del corredor de una población 13 y 14 para que ambas no queden aisladas genéticamente. La población situada en el borde del LIC Valles Altos Del Nansa y Saja y Alto Campoo es importante para la conectividad de un amplio grupo de poblaciones, su grado de aislamiento es medio y además se sitúa casi en su totalidad fuera de LIC.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	4722	1373	29.07	3349	70.93
Red de corredores total	3512	1215	34.60	2297	65.40
Red de corredores más probables	337	138	40.95	199	59.05
Lugares idóneos para el hábitat	8737	1858	21.27	6879	78.73
Zonas de alta conectividad	65395	15748	24.08	49647	75.90

Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaiones	volumen	poblaciones	volumen
14	5072298	4	159305
9	4231813	10	144569
1	3091886	6	124626
13	959077	7	115922
2	831088	8	82089
5	286389	11	71706
12	196237	3	23894

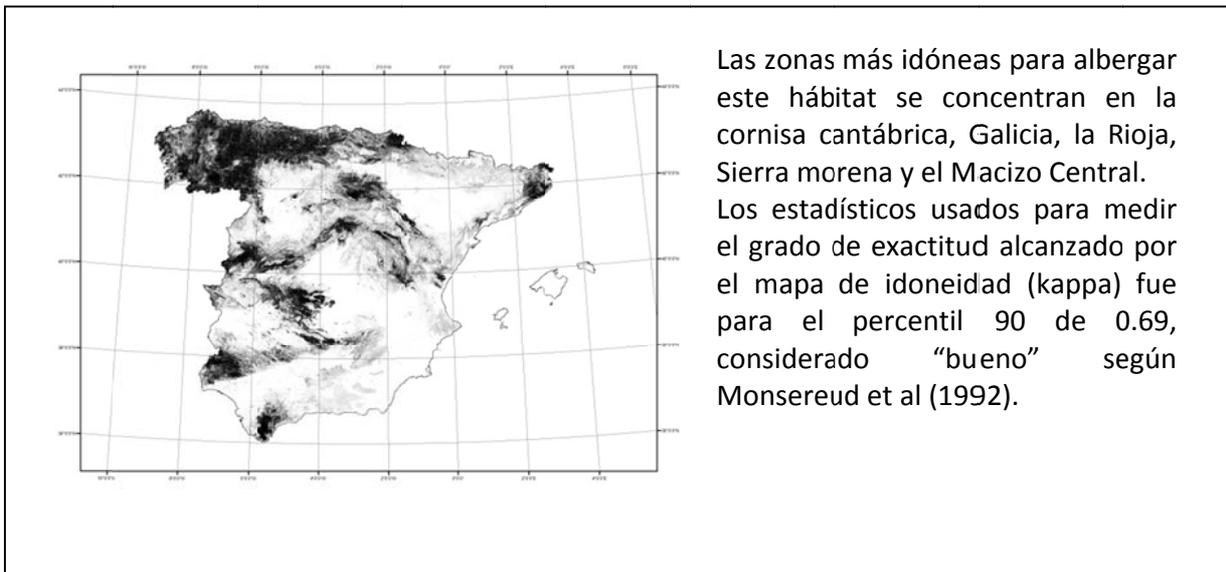
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

4030 - Brezales secos europeos

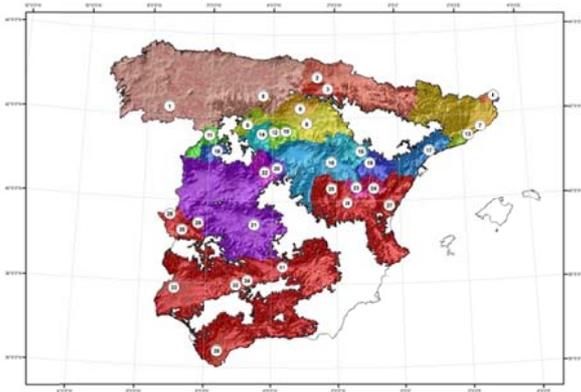
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 35 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones de Los alcornocales de Cádiz (población 35) y Galicia-cornisa cantábrica (población 1) las que poseen una menor conectividad.

Las poblaciones de Hoces de vegacervera (población 12) y La Cuenca del Río Lozoya (población 20) son, por su situación geográfica las que tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

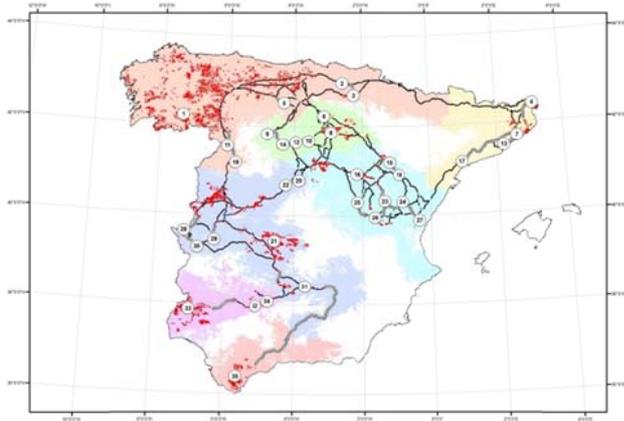
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 2	159666	2.409
Poblacion 20	145782	2.401
Poblacion 31	145782	2.401
Poblacion 17	131898	2.392
Poblacion 23	131898	2.392
Poblacion 4	118014	2.383
Poblacion 1	90246	2.364
Poblacion 8	90246	2.364
Poblacion 13	90246	2.364
Poblacion 29	90246	2.364
Poblacion 6	76362	2.356
Poblacion 16	62478	2.350
Poblacion 26	48594	2.346
Poblacion 19	34710	2.339

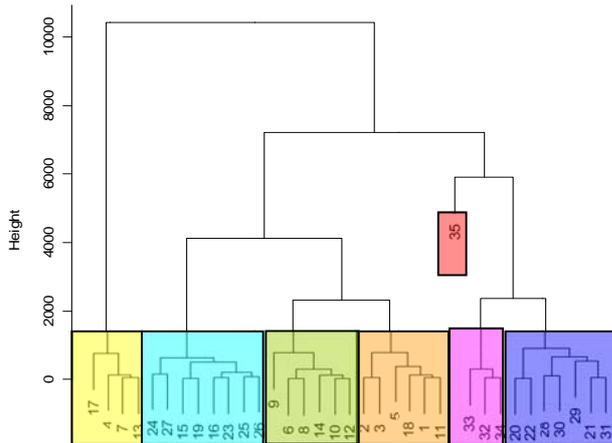
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no se encuentran en la tabla.

Según la dimensión fractal, la poblaciones 2 y 20 son las que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en siete grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Galicia-Cantrabria (población 1), La Sierra del litoral septentrional (población 7), las Hoces del Río Riaza (10), Cuenca del Ebrón (población 23), Los Montes de Toledo (población 21), Sierra de hornachuelos (32) y Los alcornocales (población 35) . Estas poblaciones ocupan una posición topológica central según la técnica PAM.

El grupo formado por la poblaciones 35 está prácticamente aislado del resto de grupos. Existe un corredor entre las poblaciones 35 y 31, pero por su alto coste acumulado de tránsito, es prácticamente inexistente.

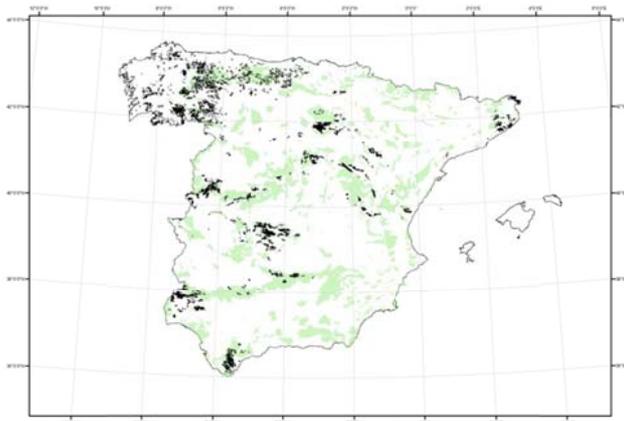
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante el mantenimiento de la conectividad inter-grupos. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 18 y 28, y el que une la 20 con la 16, así como el que une la población 16 v 15 con la 8.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

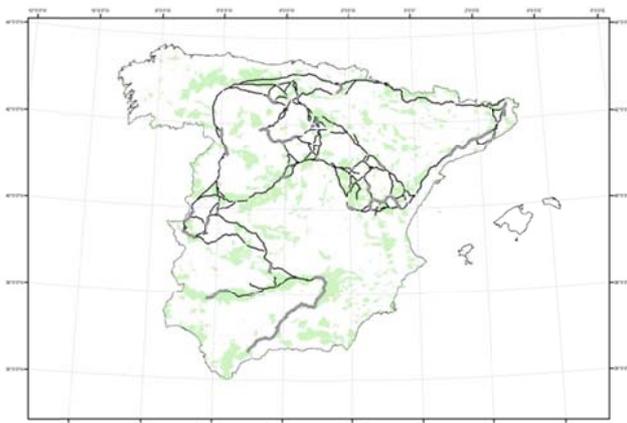
Distribución observada dentro de LIC

La mitad lugares donde existe el hábitat, no están contemplados por LIC (54%).

Un 25% de los hábitat que están dentro de LIC, se sitúan en los LIC de los Montes de Toledo (9.7%) , Los Alcornocales (8.3%), la Sierra de Aracena y Picos de Aroche (3.5%) y Ancares-Courel (3.4%).



Red de corredores



Red de corredores más probables

Dentro de la red de corredores, se pueden identificar aquellos que tienen una menor distancia de coste dentro de los todos los que parten desde una población dada (identificados con trazos grises).

Un 38% de los corredores de menor coste que parte desde cada población están contemplados por LIC.

Red de corredores total

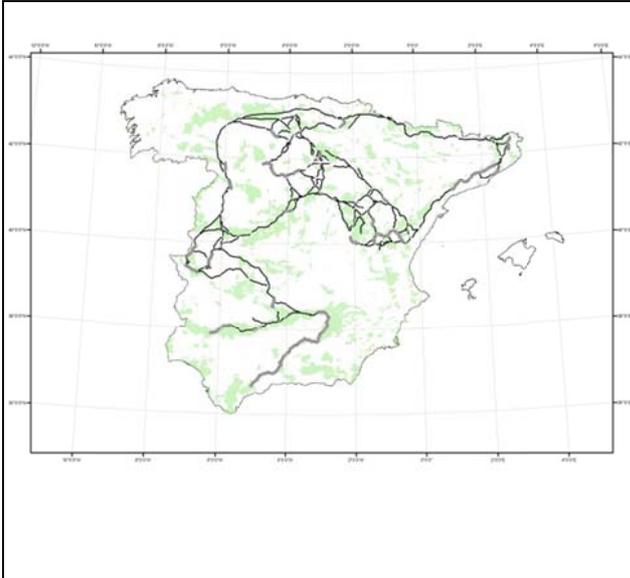
La red de corredores tiene una longitud de 8120 celdas (se puede asemejar a 8120 Km), de los cuales el 38% de ellos se encuentran dentro de LIC.

La mayor parte de los corredores que se encuentran dentro de LIC, están en la Serranía de Cuenca (3.7%), en Los Picos de Europa (2.7%) y en la Sierra de San Pedro (2.7%).

Las poblaciones situadas en Los Alcornocales de Cádiz, está casi completamente aislada del resto, aunque existe un corredor (con una alta distancia de coste), que podría unirlos con poblaciones situadas en la Sierra de Andujar (población 31).

Existe una parte importante de corredores están contemplados por LIC (38%). La mayoría de los corredores que no se encuentran dentro de LIC, están en la zona de Galicia y Cantabria.

Lugares idóneos para el hábitat

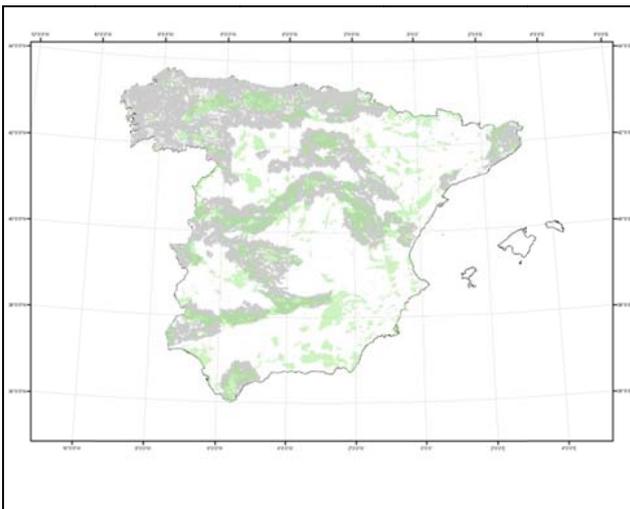


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 44% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 13727 Km².

Los LIC de Los Montes de Toledo Los Alcornocales, Ancares, Sierra de Aracena y los Picos de Europa, aglutinan el 25% de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 73% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierras de Aracena y Picos de Aroche (3%) y La serranía de Cuenca (2.94%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en siete grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son la situada en Galicia-Cantabria (población 1), La Sierra del litoral septentrional (población 7), las Hoces del Río Riaza (10), Cuenca del Ebrón (población 23), Los Montes de Toledo (población 21), Sierra de hornachuelos (32) y Los alcornocales (población 35).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La mayor parte de la población 1, está situada fuera de LIC. Ésta población, aunque se sitúa en una zona de alta conectividad, posee un grado alto de aislamiento. La población 7 tiene un grado de aislamiento medio/alto.

La población 10 está situada fuera de LIC. Esta población está rodeada de zonas no idóneas para albergarlo. La población 10 tiene un grado medio-bajo de aislamiento.

La población 23 se sitúa casi en su totalidad dentro del LIC Cuenca del Río Ebrón. Posee un grado de aislamiento medio-bajo.

La Población 21 es muy extensa, y se encuentra casi en su totalidad dentro del LIC de los Montes de Toledo. Su grado de aislamiento es medio-alto.

La población 32 se encuentra en su totalidad dentro del LIC de la Sierra de Hornachuelos y posee un grado de aislamiento medio y se sitúa en una zona

rodeada de zonas no idóneas para albergarlo.

La población 35 se encuentra totalmente aislada del resto de poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a los corredores de forma muy amplia, no atendiendo a un rango moderado de distancia al borde de los mismos. Esto puede significar que la conexión de una población con otra se efectúa por zonas amplias de características ambientales homogéneas, y no por corredores lineales.

Poblaciones aisladas genéticamente

Las poblaciones más aisladas genéticamente según el modelo, son las poblaciones de Los Alcornocales (población 35) y Galicia y cornisa cantábrica (población 1).

Observaciones

Sería conveniente mantener la funcionalidad del corredor de una la población 31 y 34 para que sus respectivos grupos no queden aislados genéticamente. La población 10 es importante para la conectividad de un amplio grupo de poblaciones, su grado de aislamiento es medio y además se sitúa casi en su totalidad fuera de LIC.

	Total celdas (1 Km ²)	dentro de LIC		fuera de LIC	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	22405	10266	45%	12139	54.17
Red de corredores total	8120	3128	38.52	4992	61.49
Red de corredores más probables	1204	460	38.21	744	61.79
Lugares idóneos para el hábitat	31057	13727	44.19	17332	55.80
Zonas de alta conectividad	184875	49999	27.04	134876	72.96

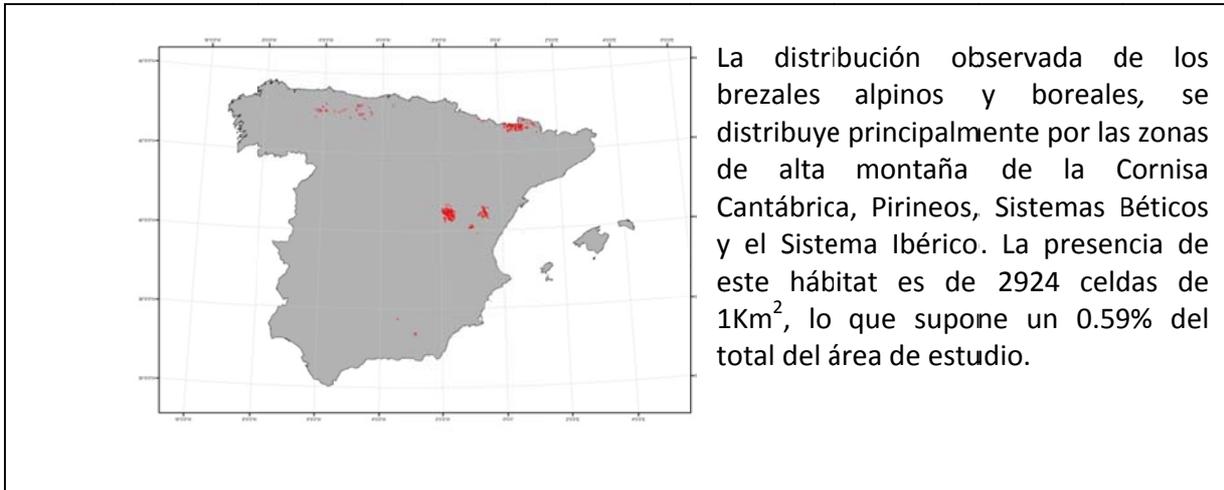
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen	poblaciones	volumen
35	54300136	14	311443
1	14708201	24	287528
21	9060328	19	178764
31	4456564	3	170380
33	3790255	29	165785
17	3057023	30	165137
2	2292263	18	161205
16	1776181	11	134824
7	1284439	6	129943
26	1226338	22	112613
27	1080622	10	86805
9	919469	13	77021
32	847984	4	74713
8	674612	23	70834
25	421646	34	60508
15	326625	5	44373
28	321010	12	43683
		20	39021

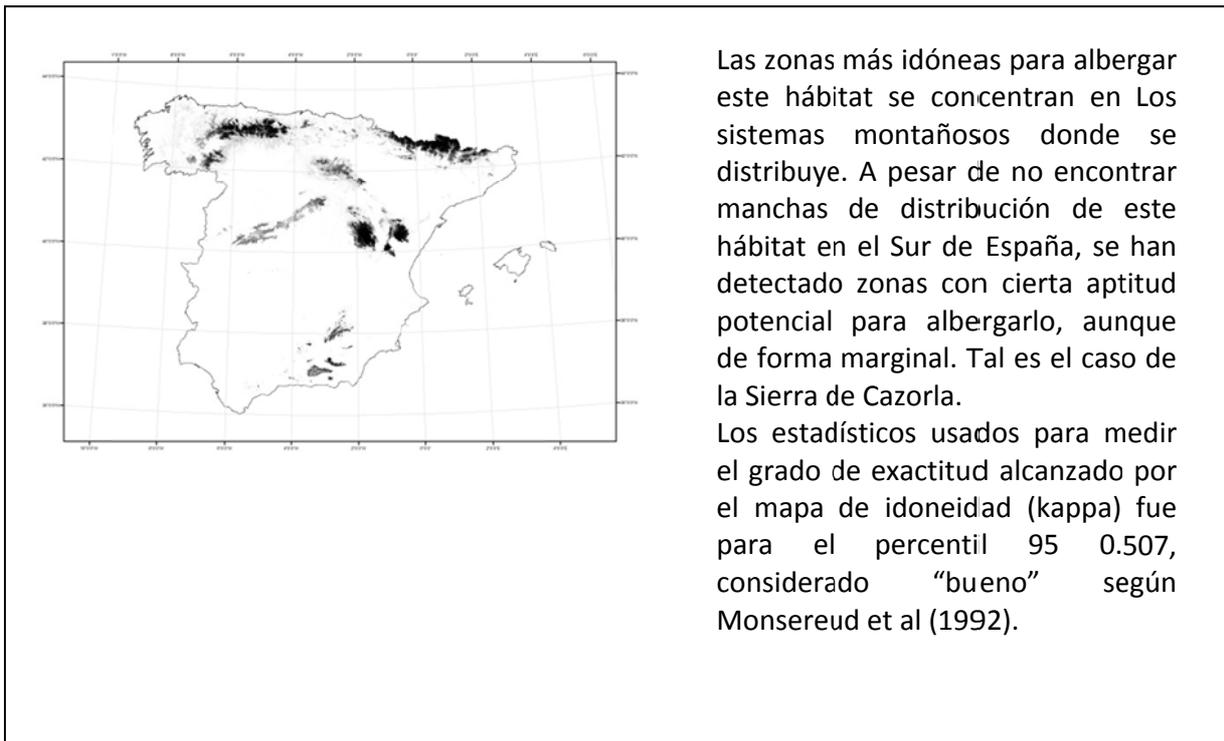
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

4060 - Brezales alpinos y boreales

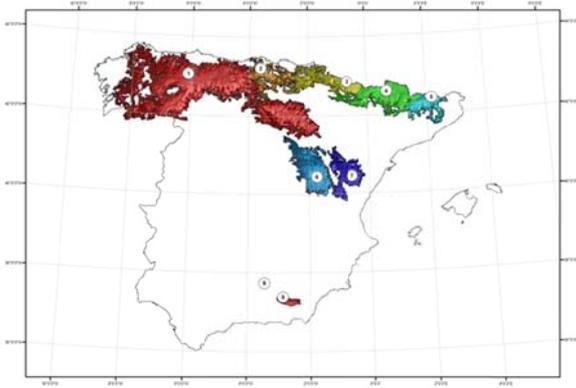
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 9 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población (Tabla 2), son las poblaciones del Alto tajo (población 6), la Sierra del Maestrazgo (población 7), Sierra Mágina (población 8) y la Sierra de Baza (población 9) las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones de Capaleres del Ter (población 5) y Los Valles (población 3) son, por su situación geográfica las que tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

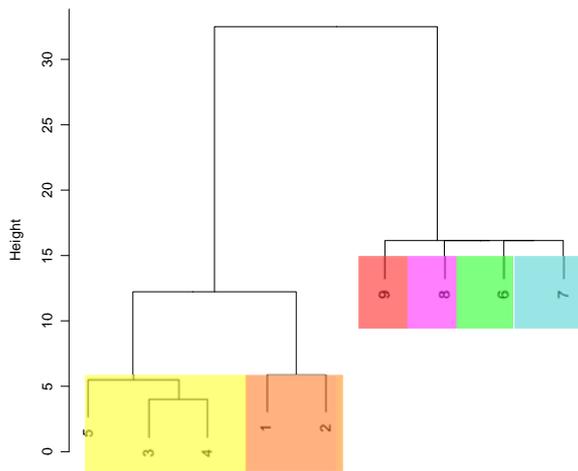
Escalas espaciales según la dimensión fractal

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que las poblaciones es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



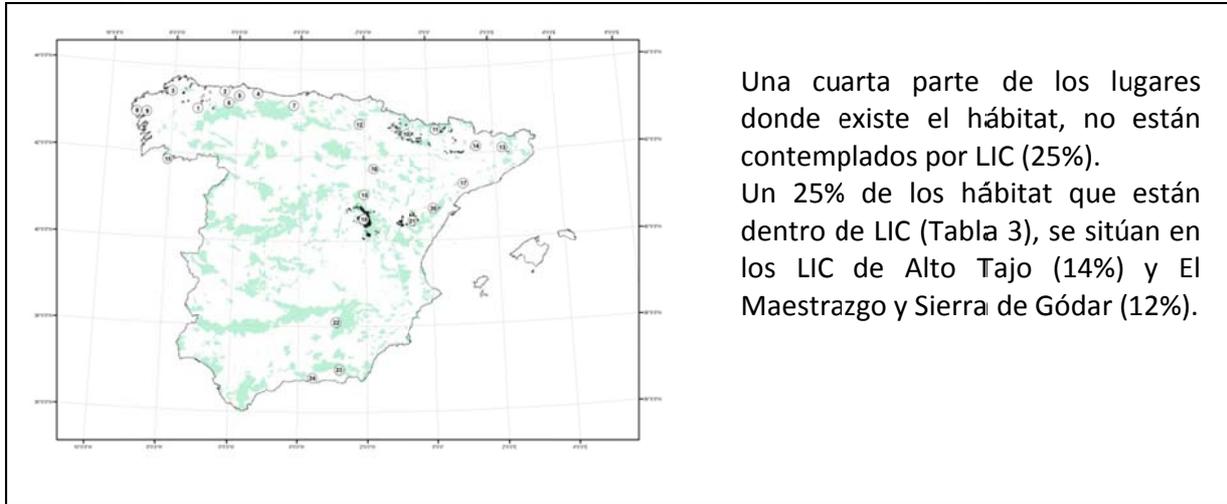
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de La Montaña Oriental (población 2), El Río Sera (población 4), Alto tajo (población 6), la Sierra del Maestrazgo (población 7), Sierra Mágina (población 8) y la Sierra de Baza (población 9). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central

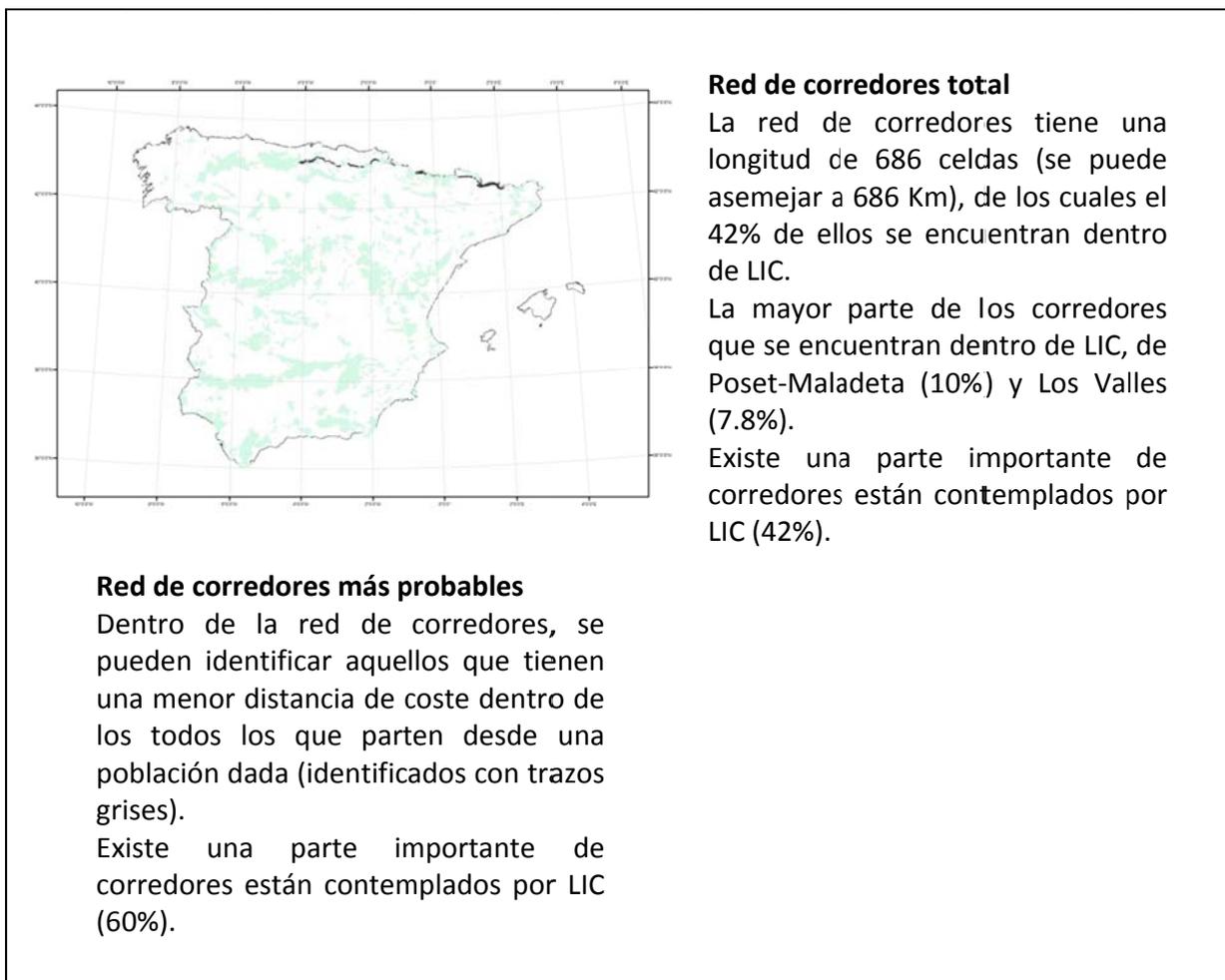
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Esto es importante para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos, y por lo tanto de todo el sistema. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 2 y 3.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

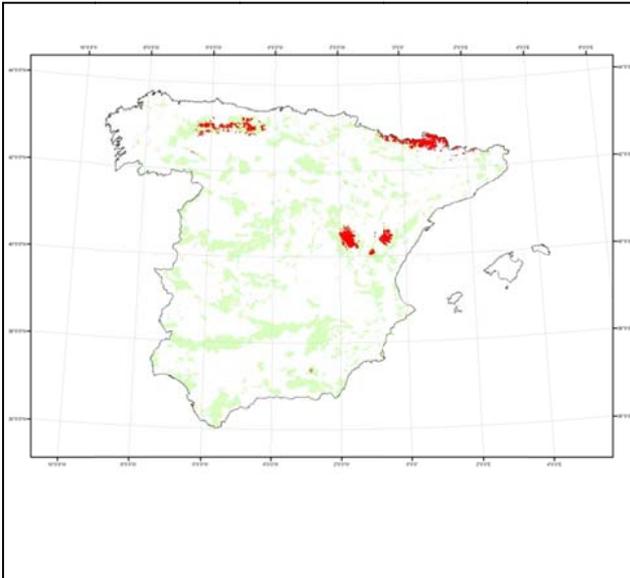
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

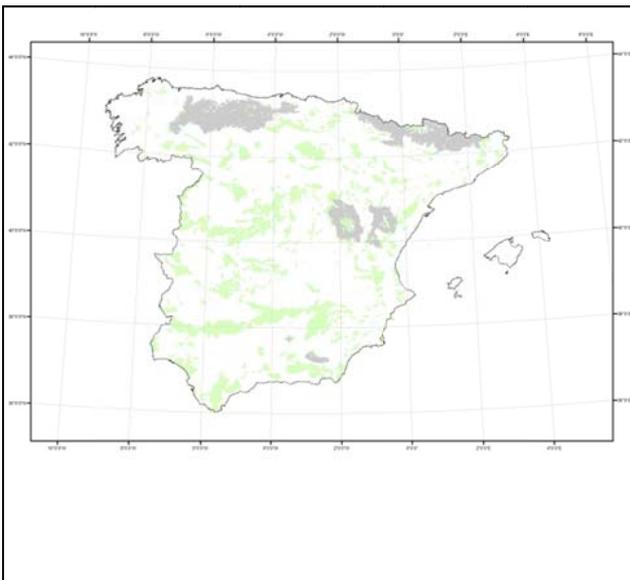


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 68% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 5118 Km².

Los LIC de la Sierra del Maestrazgo, el Alto Tajo y Alt Pallars, aglutinan el 25% de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 60% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierras De Cuenca (7.6%), los Picos de Europa (5.8%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 6 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones del Alto tajo (población 6), la Sierra del Maestrazgo (población 7), Sierra mágina (población 8), la Sierra de Baza (población 9), Poset-Maladeta (población 4) y la Montaña Oriental (población 2)

Estado de conservación de las poblaciones centrales

Las poblaciones 6, 7, 8 y 9, están totalmente aisladas del resto de poblaciones.

Las poblaciones 2 y 3 están en el borde de las zonas de alta conectividad, no existiendo una zona de alta conectividad entre ambas, por lo que es prácticamente imposible su conexión.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a los corredores de las poblaciones de un mismo grupo, no existiendo zonas de alta conectividad entre los distintos grupos formados. Esto es debido a los requerimientos ambientales del hábitat, que al ser de alta montaña, sólo podrá producirse conexión entre las poblaciones que se sitúen en un mismo sistema montañoso.

Poblaciones aisladas genéticamente

Las poblaciones que están aisladas genéticamente según el modelo, son las poblaciones del Alto tajo (población 6), la Sierra del Maestrazgo (población 7), Sierra Mágina (población 8), la Sierra de Baza (población 9).

Observaciones

Dado los requerimientos ambientales específicos de este hábitat, es prácticamente imposible que se produzca flujo genético entre poblaciones que estén situadas en distintos sistemas montañosos. Lo importante por tanto, es mantener la conectividad intra-grupo mediante el mantenimiento de los corredores de las poblaciones situadas en un mismo sistema montañoso, como los corredores que unen las poblaciones 3 y 5 con la 4, o la población 1 con la 2. Por su situación central, la población 4 es importante a la hora de mantener la conectividad ecológica a través de los Pirineos.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	2618	1949	74.44	669	25.55
Red de corredores total	686	292	42.56	394	57.43
Red de corredores más probables	188	60	31.91	128	68.08
Lugares idóneos para el hábitat	7623	5118	68.01	2438	31.98
Zonas de alta conectividad	40909	16795	41.05	24114	58.94

Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	25438050
2	1707657
4	804738
3	502077
5	309811
8	
9	
7	
6	

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

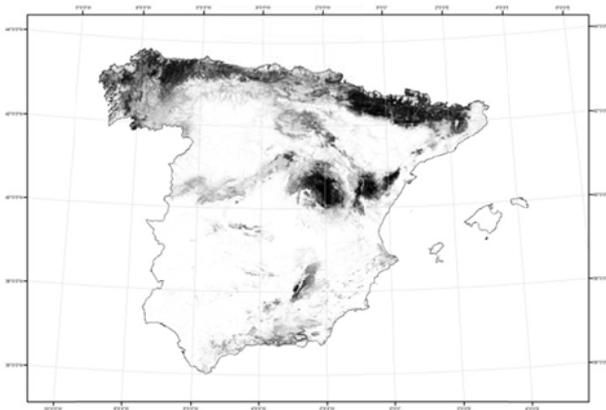
5110 - Formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervivens* en pendientes rocosas (*Berberidion p.p*)

Distribución observada



Las formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervivens* en pendientes rocosas, se distribuye principalmente por el cuadrante noreste de la Península, las sierras mediterráneas situadas en la mitad oriental y algunas poblaciones en la Cordillera Cantábrica. La presencia de este hábitat es de 4414 celdas de 1Km², lo que supone un 0.89% del total del área de estudio.

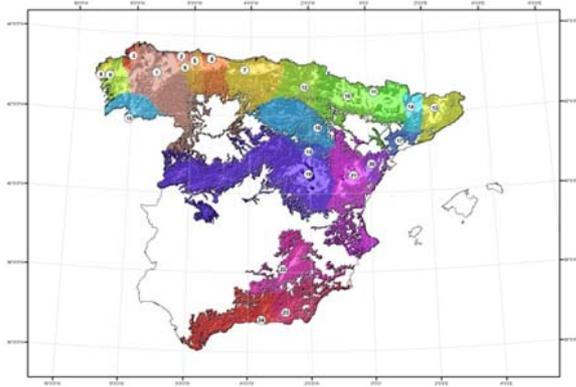
Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en las zonas altas de la Cornisa Cantábrica, la Serranía de Cuenca y la Sierra de Cazorla.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 de 0.547, considerado "bueno" según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 24 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones de la Sierra de Cazorla (población 22) y del Moncayo (población 16), las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones 2 (en el litoral cantábrico) y 18 (en las parameras del norte de la Serranía de Cuenca), las que por su situación geográfica tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

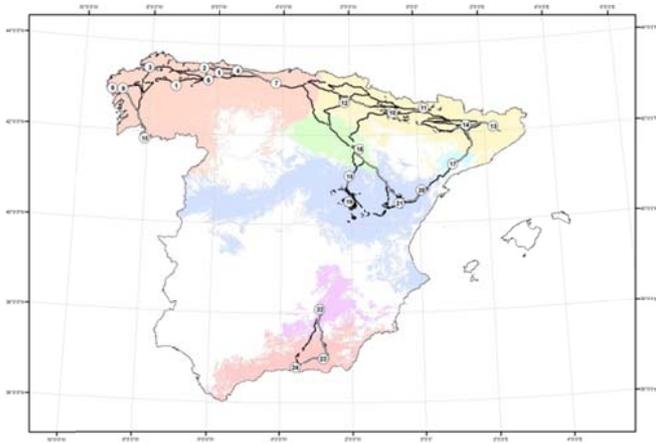
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 23	191735	2.234
Poblacion 13	129885	2.218
Poblacion 9	129885	2.218
Poblacion 15	117515	2.222
Poblacion 3	117515	2.222
Poblacion 18	105145	2.231
Poblacion 24	92775	2.244
Poblacion 4	80405	2.259
Poblacion 19	68035	2.273
Poblacion 11	55665	2.283
Poblacion 2	43295	2.291
Poblacion 22	43295	2.291
Poblacion 12	30925	2.303
Poblacion 8	30925	2.303

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 23 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 13 y 9.

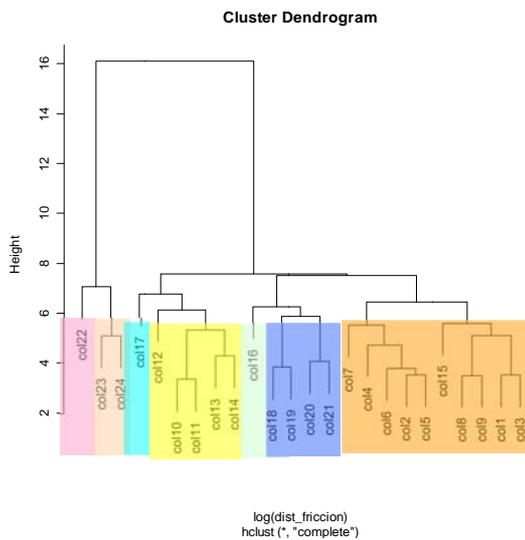
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 7 grandes grupos.

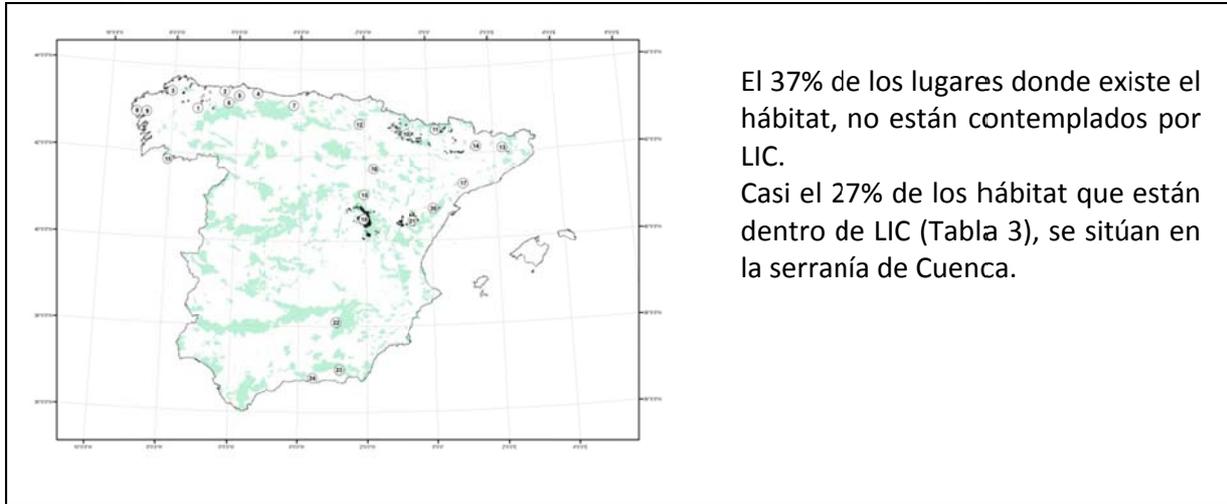
Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Marronda (población 1), Chistau (población 11), Moncayo (población 16), Prades-Montsant (población 17), Sierra de Cuenca (población 19), la Sierra de Cazorla (población 22) y Sierra de Gádor (Población 23). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Esto es importante para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos, y por lo tanto de todo el sistema. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 22 con la 23, la 17 con la 14 y la 16 con la 21.

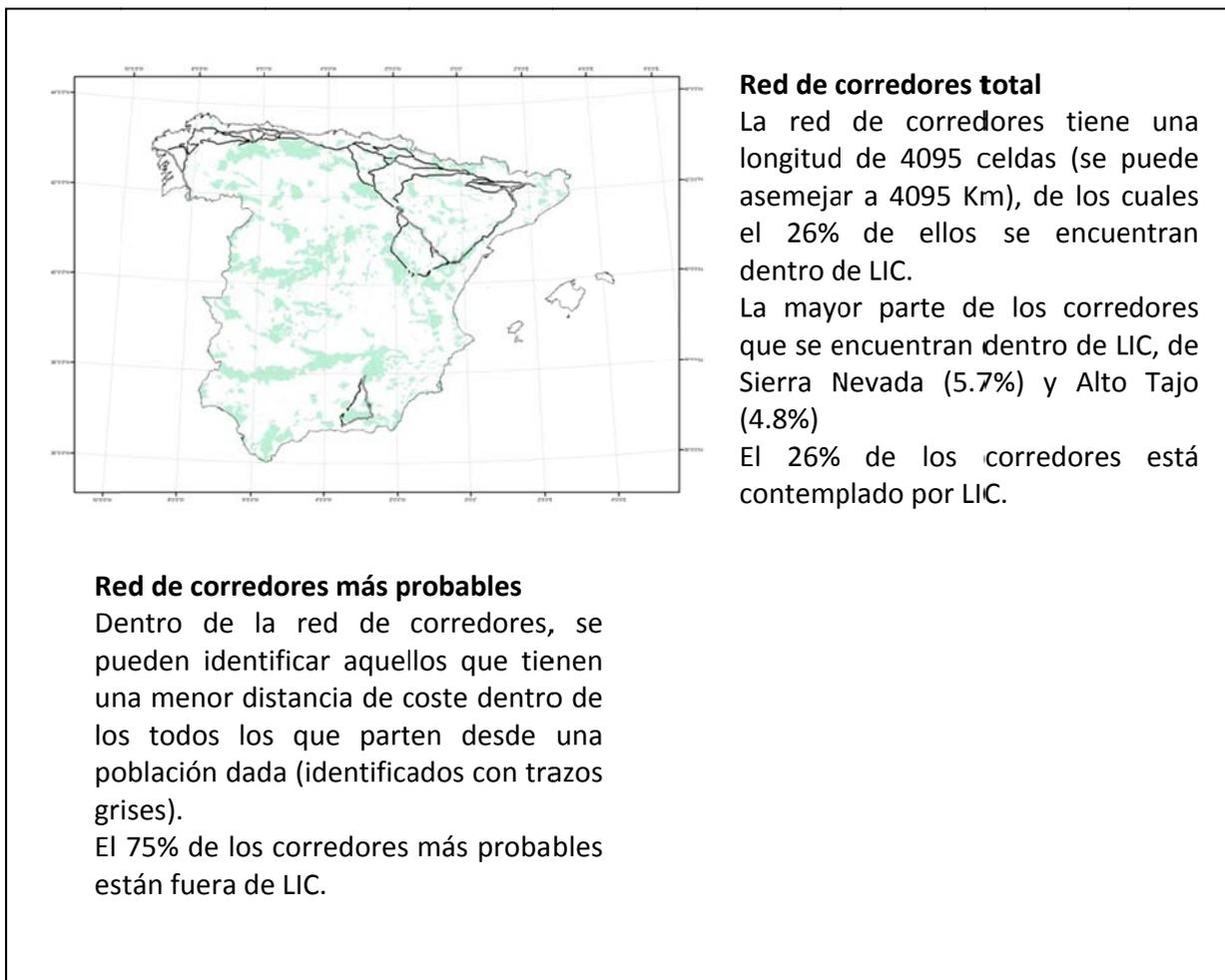


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

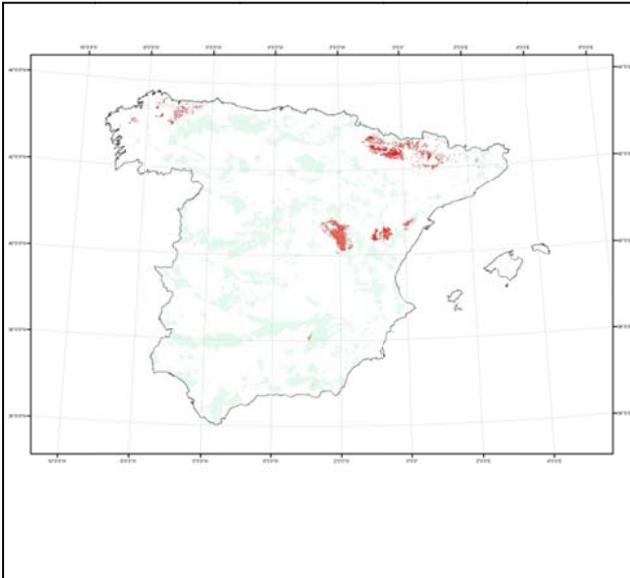
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

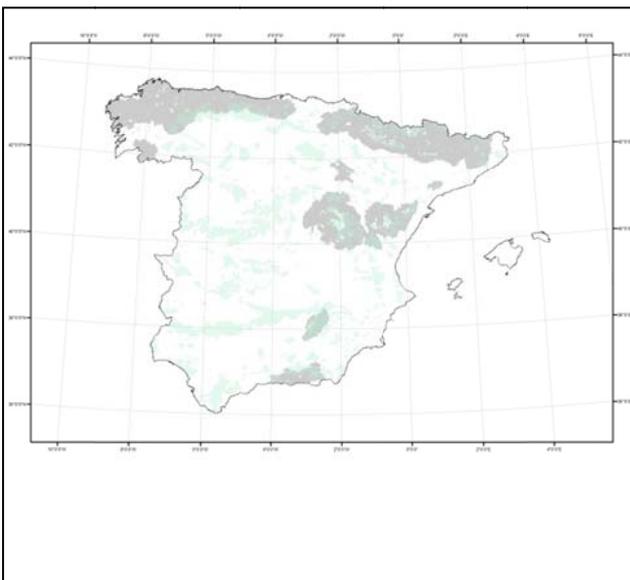


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 52% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 3707 Km².

Los LIC de la Sierra Cuenca (30%), aglutina la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 74% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de Cazorla (6.5%) y Sierras De Cuenca (4.6%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en nueve grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Marronda (población 1), Chistau (población 11), Moncayo (población 16), Prades-Montsant (población 17), Sierra de Cuenca (población 19), la Sierra de Cazorla (población 22) y Sierra de Gádor (Población 23)

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 1 tiene un índice de aislamiento medio-alto, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat.

La población 11 tiene un grado de aislamiento medio debido a la distancia geográfica elevada que guarda con las demás poblaciones.

La población 16 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas no idóneas y guarda una alta distancia de fricción con las poblaciones más cercanas.

La población 17 se encuentra en la misma situación que la población anterior, pero su grado de aislamiento es más bajo.

La población 19 se encuentra en una zona muy idónea para albergar el hábitat, pero al estar rodeada de lugares inhóspitos para el mismo, tiene un alto grado de aislamiento.

La población 22 es la que mayor grado de aislamiento tiene de todas, está casi

aislada del resto, ya que si conexión con las poblaciones 23 ó 24 es muy difícil.

La población 23 tiene un grado de aislamiento medio-alto, al estar rodeada de zonas poco idóneas.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a los corredores de las poblaciones de un mismo grupo, no existiendo zonas de alta conectividad entre los distintos grupos formados. Incluso algunas poblaciones como la 15 se encontraría aislada del resto de poblaciones de su grupo.

Poblaciones aisladas genéticamente

Las poblaciones que están aisladas genéticamente según el modelo, son las poblaciones de la Sierra de Cazorla (población 22) y Moncayo (población 16).

Observaciones

Dado los requerimientos ambientales específicos de este hábitat, es prácticamente imposible que se produzca flujo genético entre poblaciones que estén situadas en distintos grupos. Lo importante por tanto, es mantener la conectividad intra-grupo mediante el mantenimiento de los corredores de las poblaciones situadas en un mismo grupo. Hay que tener en cuenta que gran parte de las poblaciones centrales de los grupos tienen un alto grado de aislamiento, lo que merma la conectividad global de cada grupo.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	3495	2195	62.8	1300	37.19
Red de corredores total	4950	1292	26.10	3654	73.89
Red de corredores más probables	1087	265	24.37	822	75.62
Lugares idóneos para el hábitat	7037	3709	52.70	3328	47.29
Zonas de alta conectividad	102721	26864	26.15	75857	73.84

Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	1905734
2	31866
3	44322
4	349901
5	66247
6	32940
7	2108086
8	23467
9	138037
10	945930
11	452441
12	1013015
13	813151
14	123862
15	818086
16	5408323
17	1168590
18	114677
19	4502880
20	262259
21	1646269
22	17578604
23	1651848
24	2490336

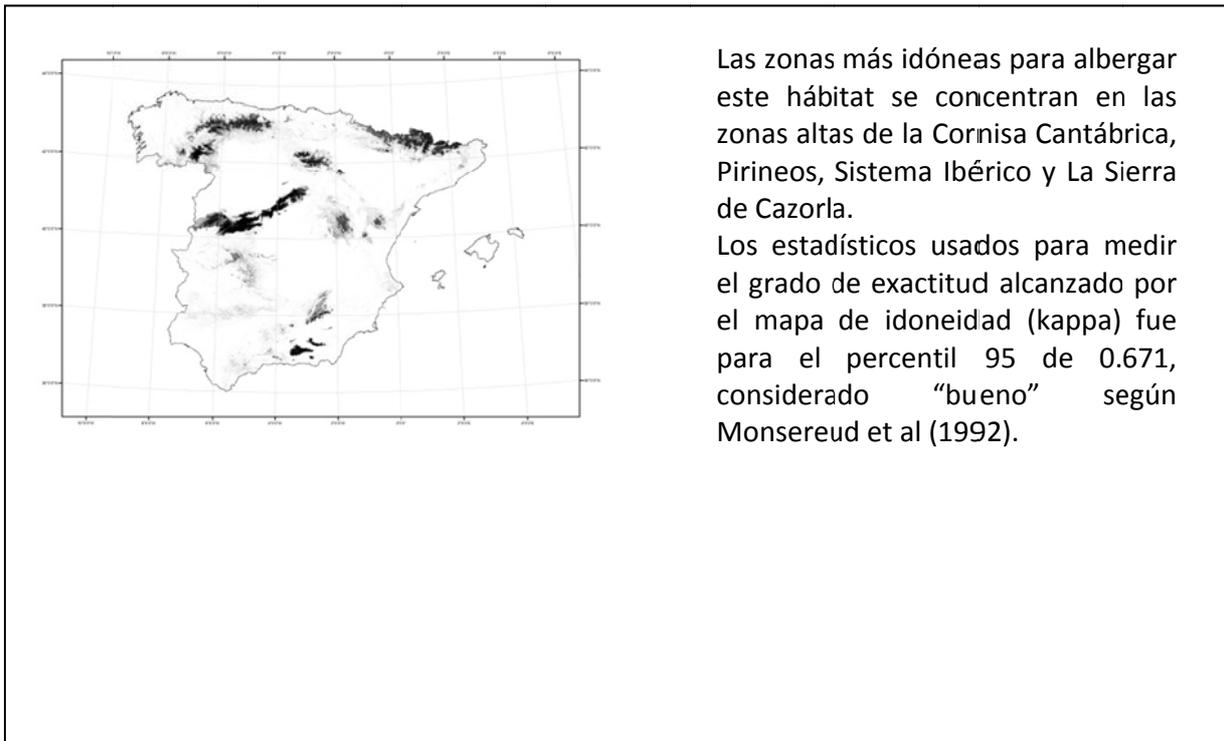
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

5120 - Formaciones montanas de *Citissus purgans*

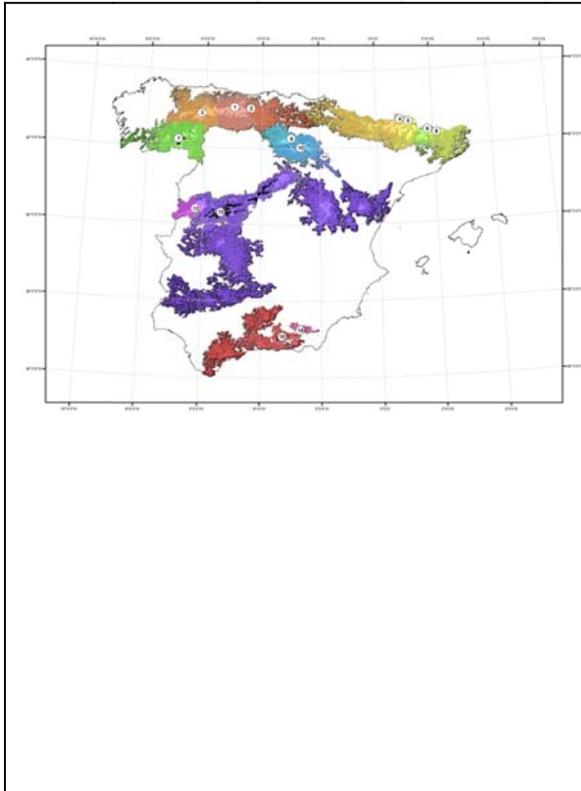
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 15 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones de la Sierra de Filabres (población 14) y de Sierra Nevada (población 15), las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones 6 (en los Pirineos) y 9 (en la Sierra de la Demanda), son las que por su situación geográfica, tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

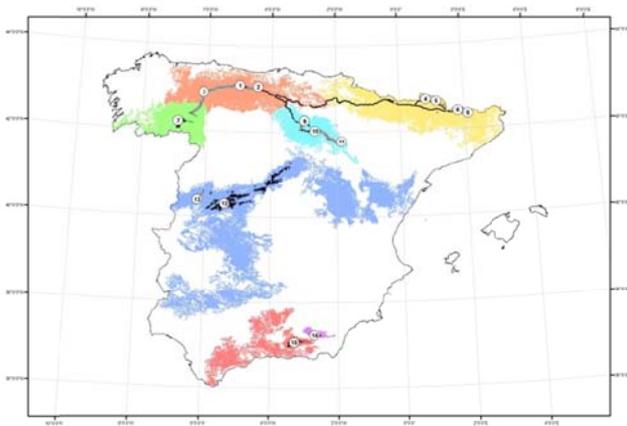
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 2	238328	2.205
Poblacion 4	192200	2.204
Poblacion 3	161448	2.210
Poblacion 6	84568	2.211
Poblacion 1	53816	2.239
Poblacion 11	53816	2.239

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 2 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 4.

Red de corredores y grupos de vecindad

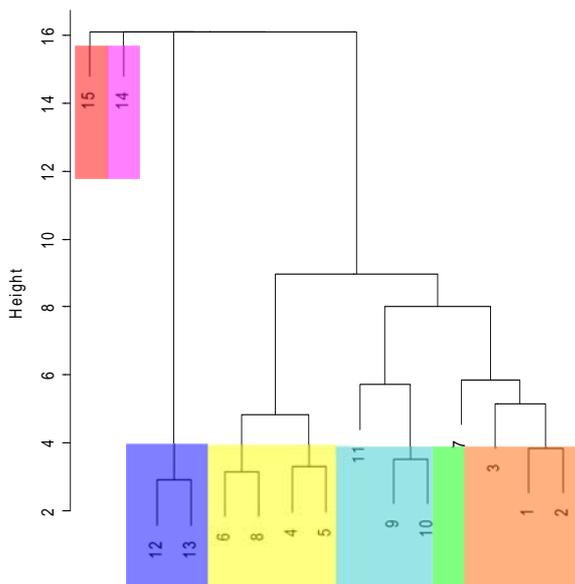


En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 7 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Picos de Europa (población 1), Alt Pallars (población 5), Peña Trevinca (población 10), Las Urdes (población 13), Sierra Nevada (población 15) y la Sierra de Baza (población 14). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Esto es importante para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos, y por lo tanto de todo el sistema. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 7 con la 3 y la 9 con la 2.

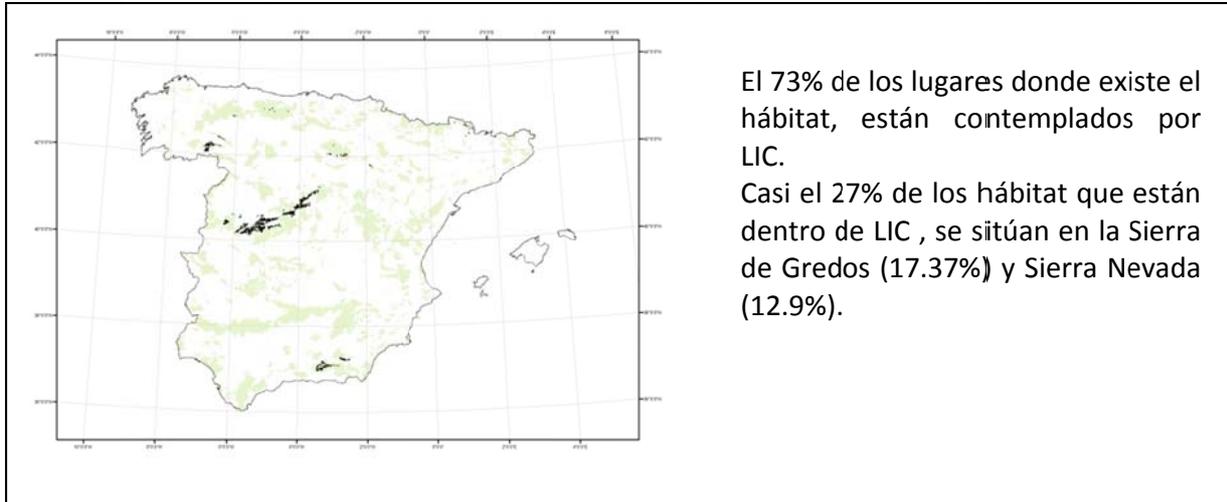
Cluster Dendrogram



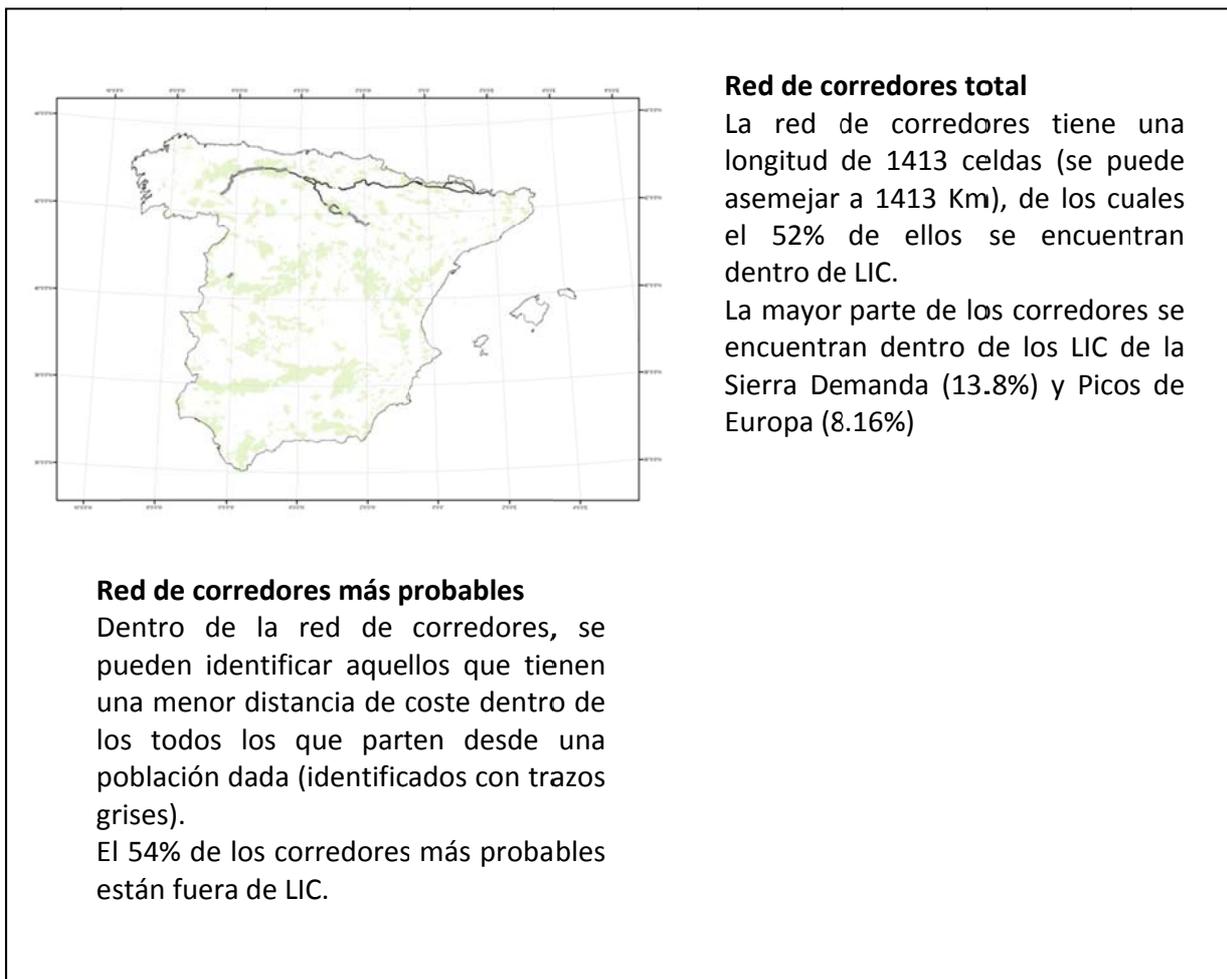
log(dist_friction)
hclust(*, "complete")

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

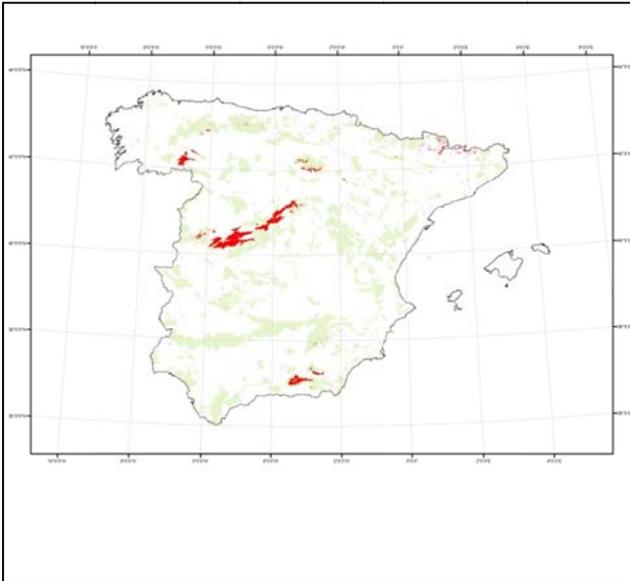
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

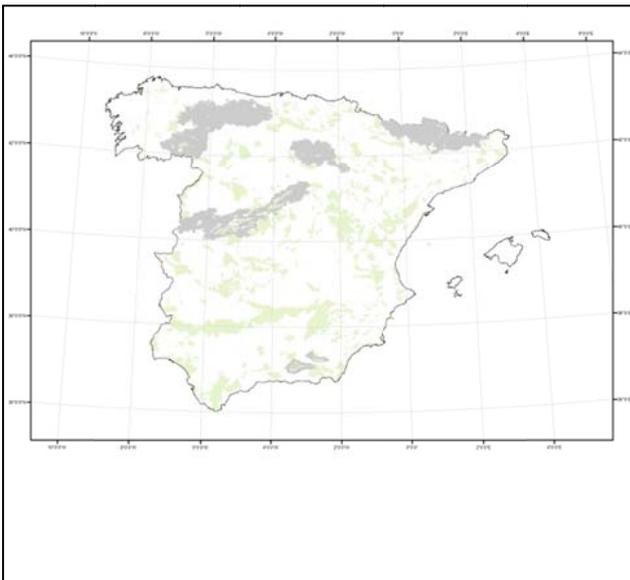


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 69% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 4224 Km².

Los LIC de la Sierra de Gredos (15.4%) y Sierra Nevada (14.08%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 60% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de la Demanda (5.9%) y Sierra Nevada (4.8%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en siete grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Picos de Europa (población 1), Alt Pallars (población 5), Peña Trevinca (población 10), Las Urdes (población 13), Sierra Nevada (población 15) y la Sierra de Baza (población 14).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 1 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat.

La población 5 tiene un grado de aislamiento bajo debido a que se encuentra rodeado de zonas de alta idoneidad.

La población 10 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas idóneas y guarda una baja distancia de fricción con la población más cercana.

La población 17 se encuentra en la misma situación que la población anterior, pero su grado de aislamiento es más bajo.

La población 13 se encuentra en una zona muy idónea para albergar el hábitat, tiene un bajo grado de aislamiento.

La población 15 es la que mayor grado de aislamiento tiene de todas, está aislada del resto, ya que si conexión con las población 14 es muy difícil.

La población 14 también está aislada del resto de poblaciones, al estar rodeada de zonas poco idóneas.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a los corredores de las poblaciones de un mismo grupo, no existiendo zonas de alta conectividad entre los distintos grupos formados. Una excepción, es el pasillo de conectividad que se encuentra entre los grupos correspondientes a las poblaciones 3 y 7.

Poblaciones aisladas genéticamente

Las poblaciones que están aisladas genéticamente según el modelo, son las poblaciones de Sierra Nevada (población 15) y la Sierra de Baza (población 14).

Observaciones

Existe un pasillo de conectividad entre las poblaciones 3 y 7 muy interesante para mantener la conectividad de este hábitat entre las zonas del interior de Galicia y la Cornisa Cantábrica.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	3497	2561	73.23	936	26.76
Red de corredores total	1413	735	52.01	678	47.98
Red de corredores más probables	306	140	45.75	166	54.24
Lugares idóneos para el hábitat	6111	4224	69.12	1887	30.87
Zonas de alta conectividad	54397	22109	40.64	32288	59.35

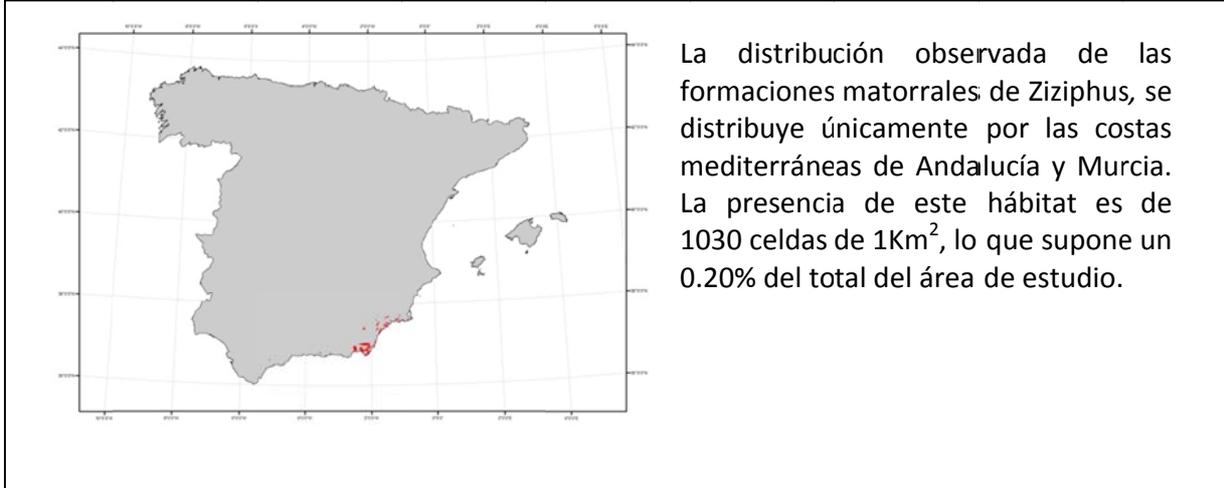
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	424992
2	417315
3	821829
4	492350
5	138098
6	34761
7	3246995
8	204175
9	76721
10	387581
11	420523
12	12184065
13	97512
14	
15	

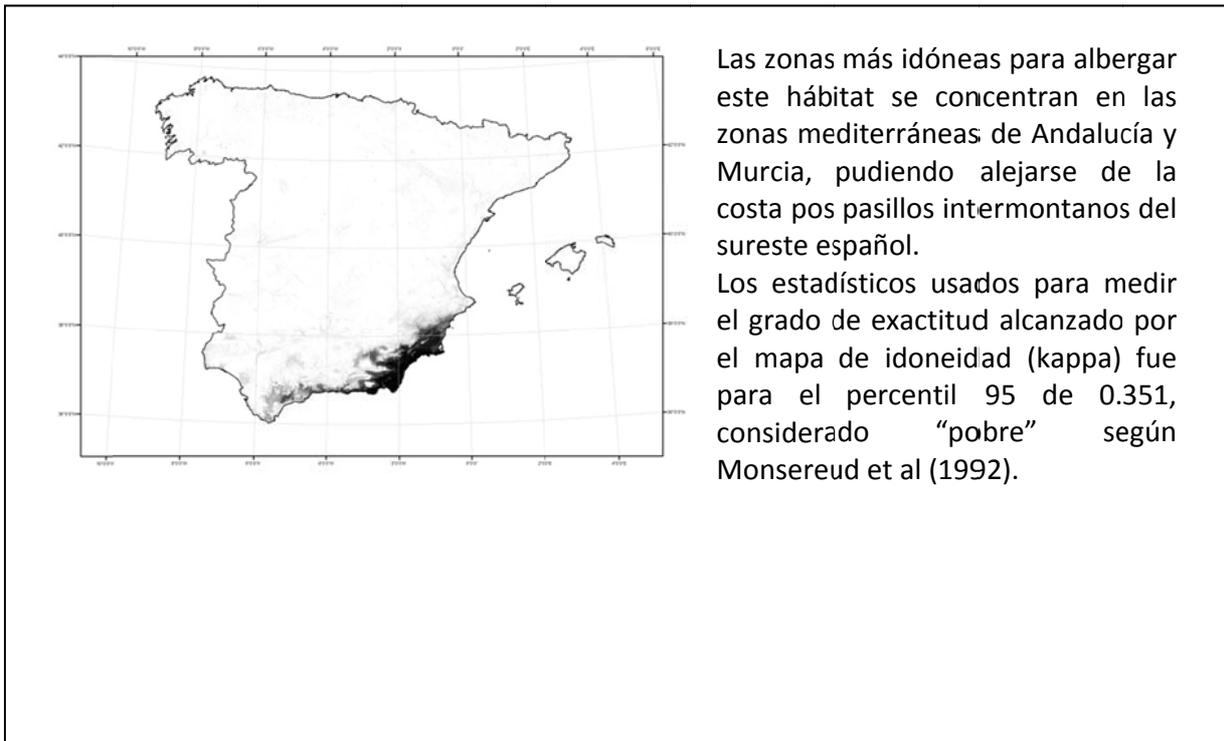
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

5220 - Matorrales arborescentes de *Ziziphus*

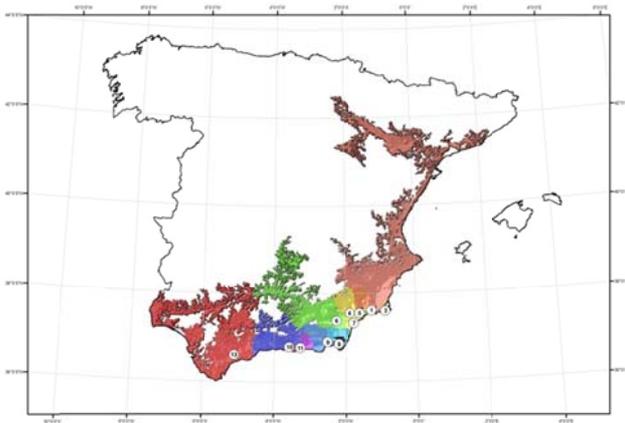
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 3 Km, se formaron 13 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 6 (Norte de la provincia de Almería) y de Sierra Bermeja (población 13), las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones 3 (en la Peña del Águila) y 12 (en la Sierra de Castell de Ferro), las que por su situación geográfica tienen una mayor conexión con las poblaciones advacentes.

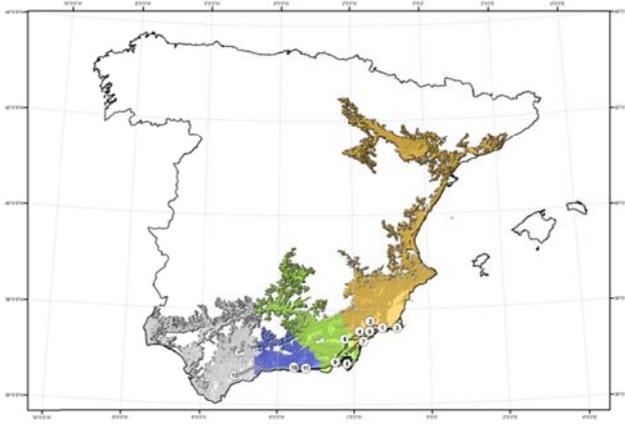
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 10	552541	2.133
Poblacion 6	388825	2.161
Poblacion 1	225109	2.169

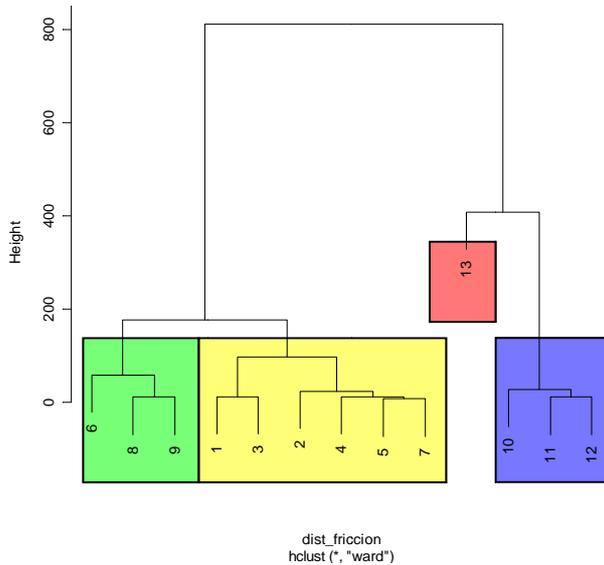
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 10 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



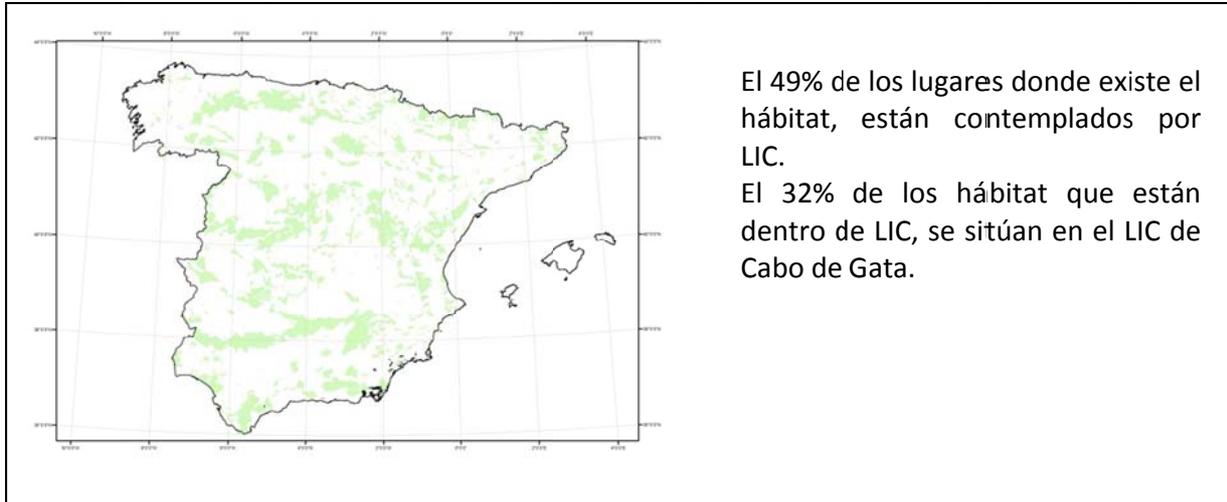
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 4 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de la Sierra de la Almenara (población 5), Cabo de Gata (población 8), Sierra de Castell de Ferro (población 12) y Sierra Bermeja (población 13). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

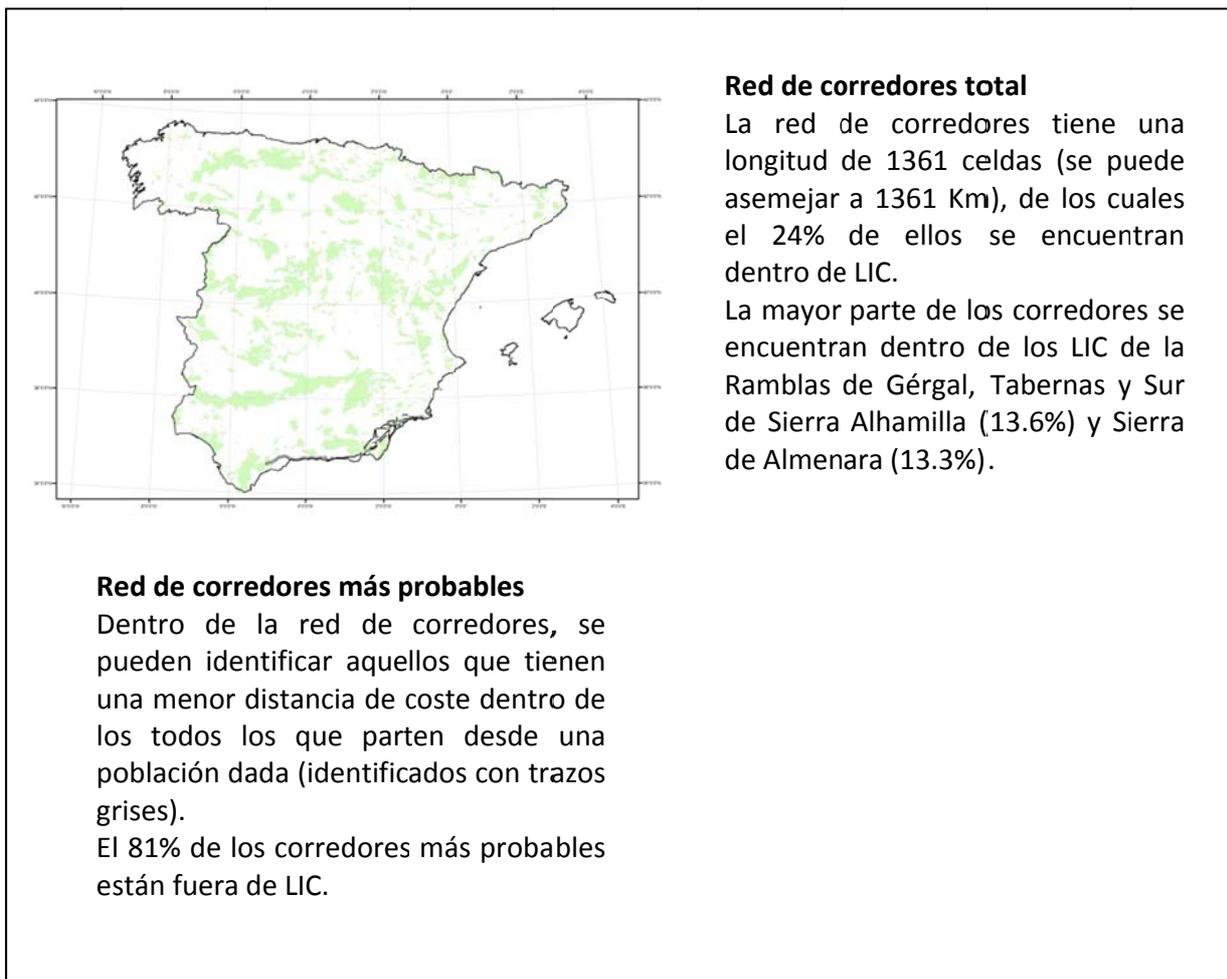
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Esto es importante para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos, y por lo tanto de todo el sistema. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 4 con la 6, la 7 con la 8 y la 10 con la 13.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

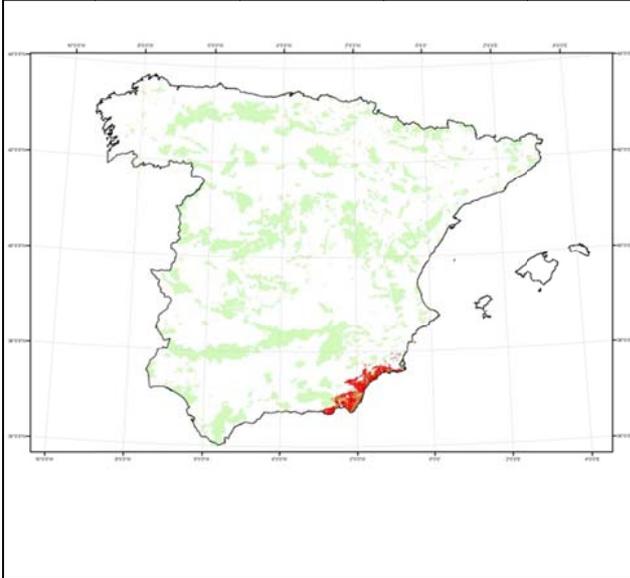
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

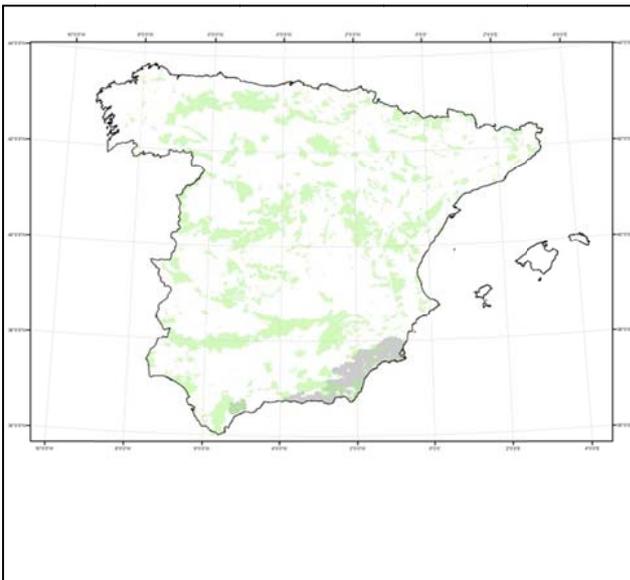


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 33% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1539 Km².

Los LIC de Cabo de Gata (22.9%) y Sierra Cabrera (18.32%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 77% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los lic de la Sierra de Cabrera (10%) y Sierra Bermeja (9.7%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en siete grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Sierra de la Almenara (población 5), Cabo de Gata (población 8), Sierra de Castell de Ferro (población 12) y Sierra Bermeja (población 13).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 5 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat.

La población 8 tiene un grado de aislamiento medio debido a que se encuentra rodeado mar al sur.

La población 12 posee un grado de aislamiento muy bajo, está rodeada de zonas poco idóneas, pero esta situada cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 13 está prácticamente aislada del resto de poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas las poblaciones del sureste, exceptuando la población 13, que está aislada del resto.

Poblaciones aisladas genéticamente

Ninguna población está totalmente aislada según el modelo, aunque por su alta distancia de coste a las demás poblaciones, se podría considerar aislada.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	908	445	49.00	463	50.99
Red de corredores total	1361	337	24.76	1024	75.23
Red de corredores más probables	243	44	18.10	199	81.89
Lugares idóneos para el hábitat	4558	1539	33.76	3019	66.23
Zonas de alta conectividad	13367	3089	23.10	10278	76.89

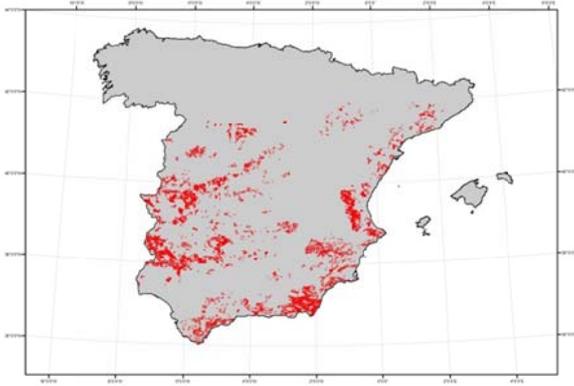
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	352813
2	13082
3	3016
4	44810
5	5120
6	507918
7	5711
8	45972
9	33311
10	146398
11	14503
12	1380
13	4239104

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

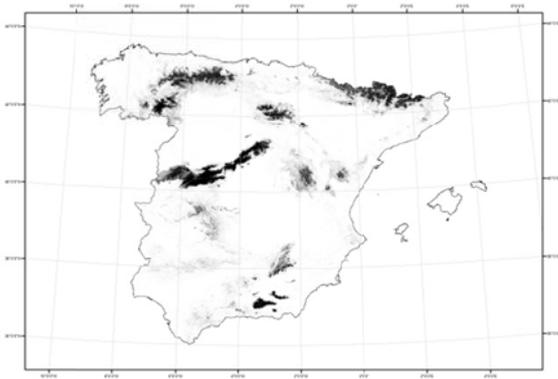
5330 - Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos

Distribución observada



Los matorrales termomediterráneos y pre-estépicos, se distribuyen por las costas mediterráneas y las zonas cálidas de la Península. La presencia de este hábitat es de 38658 celdas de 1Km², lo que supone un 7.82% del total del área de estudio.

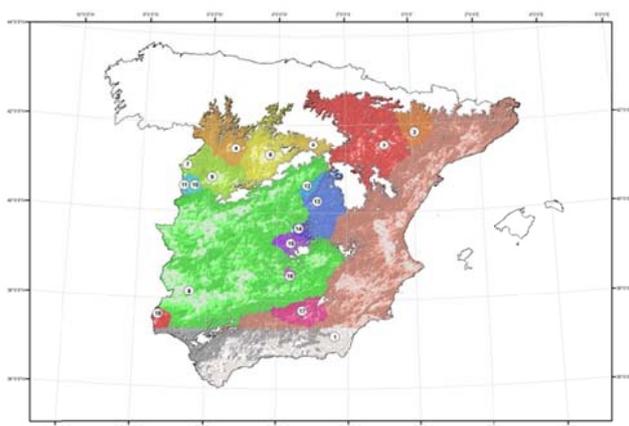
Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en las zonas mediterráneas de Andalucía y Murcia, pudiendo alejarse de la costa por pasillos intermontanos del Sureste español.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 80 de 0.696, considerado “bueno” según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 18 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 1 (Almería) y la población 8 (Extremadura), las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones 16 (al norte de Sierra Morena) y 11 (Campos de Azaba), las que por su situación geográfica tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

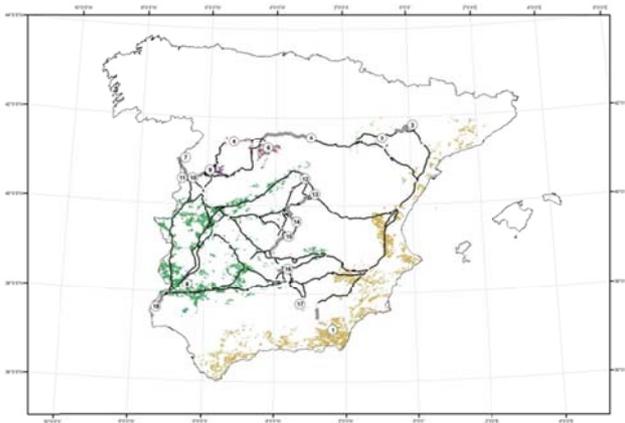
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 1	586989	2.645
Poblacion 3	222651	2.632
Poblacion 8	222651	2.632
Poblacion 9	141687	2.572
Poblacion 13	506025	2.661
Poblacion 14	101205	2.539
Poblacion 15	303615	2.662
Poblacion 17	182169	2.605
Poblacion 18	384579	2.670

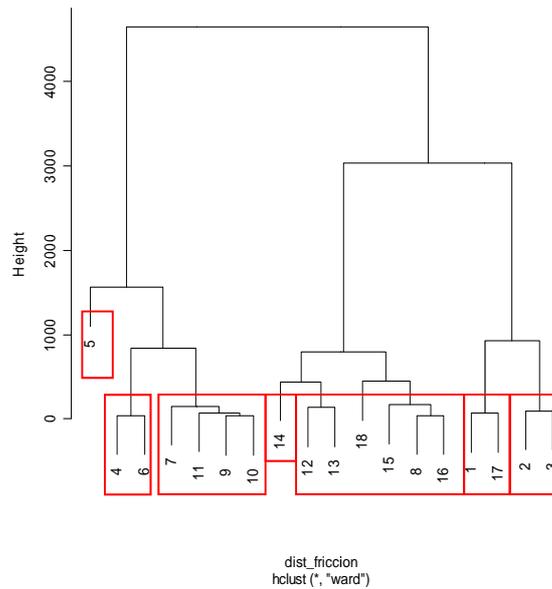
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 1 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 13.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



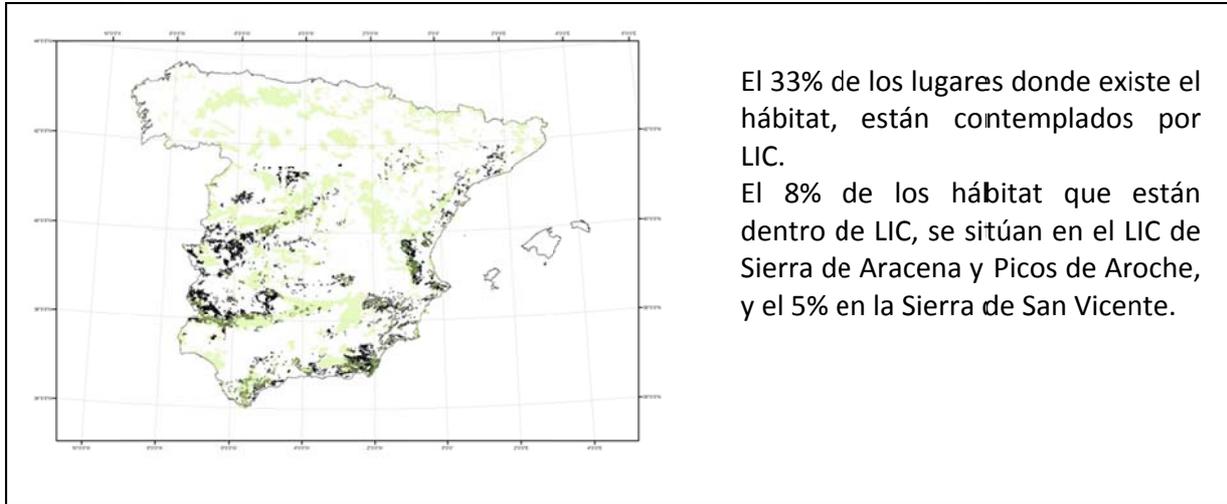
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 7 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de la Sierra Mágina (población 17), El Castellar (población 2), Lagunas de Cantalejo (población 6), sur de los Sabinars de Cabrejas (población 5), Oeste de los Campos de Azaba (población 10), Extremadura (población 8) y al este de los humedales de la Mancha (población 14). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

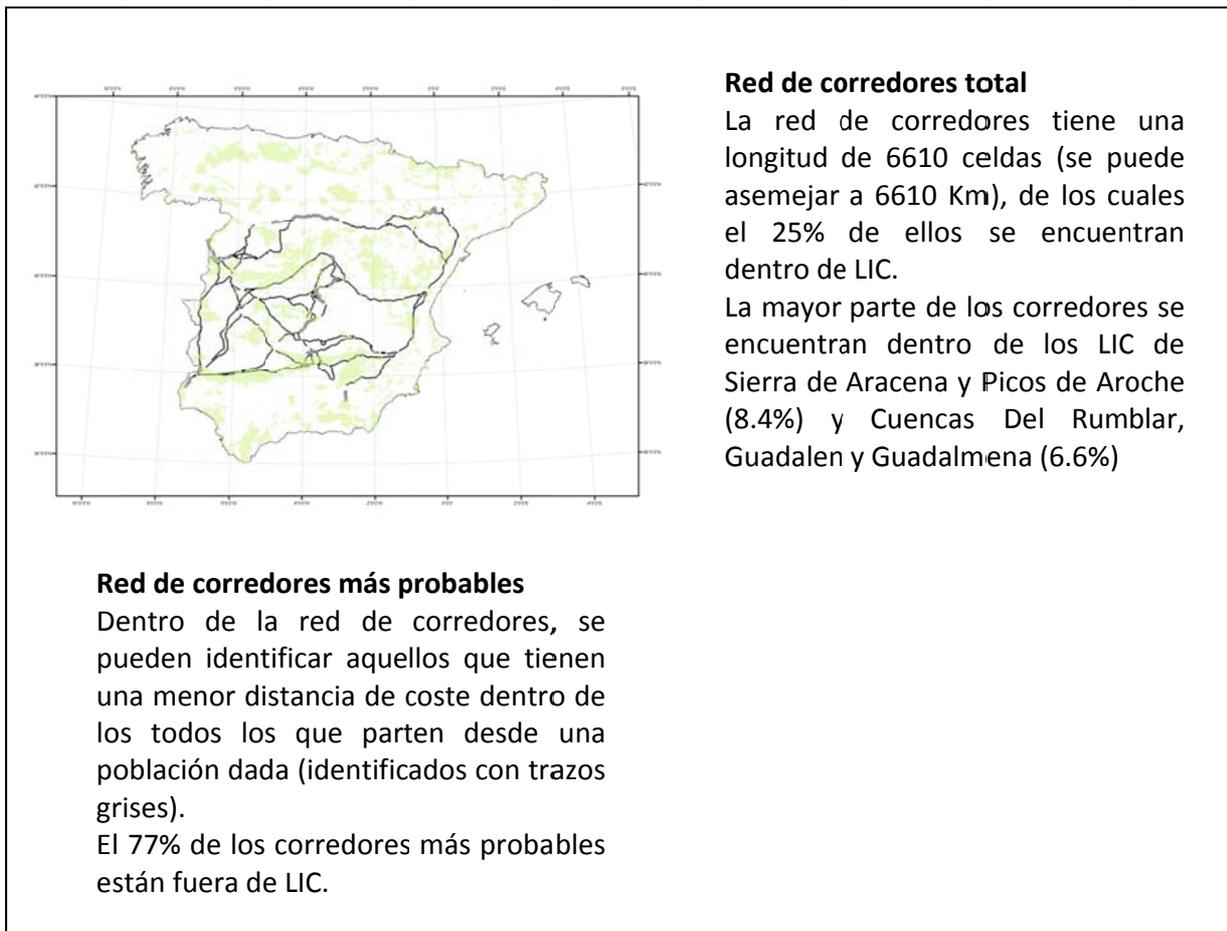
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Esto es importante para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos, y por lo tanto de todo el sistema. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 14 con la 15 y la 4 con la 8 entre otras.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

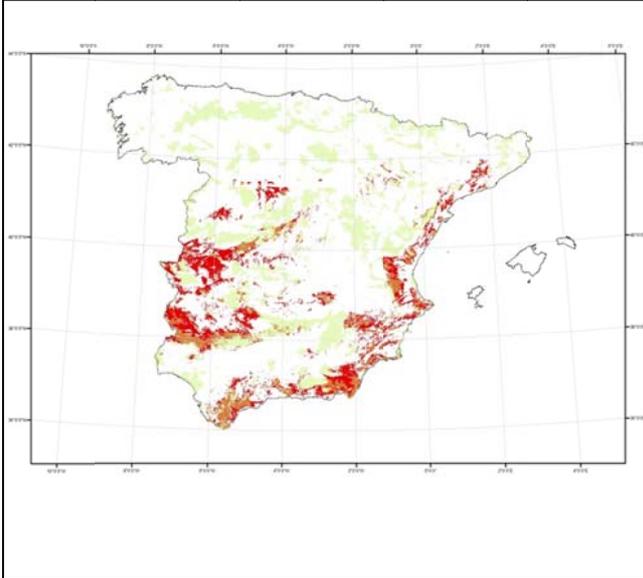
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

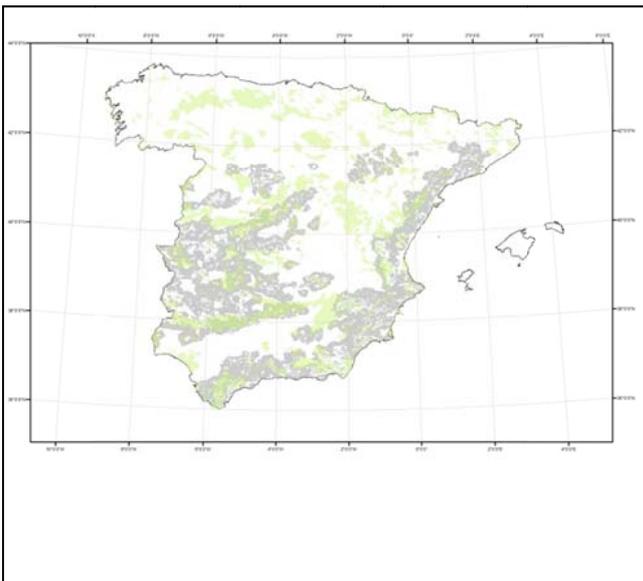


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 80%.

El 32% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 16743 Km².

Los LIC de Sierra de Aracena y Picos de Aroche (8.9%) y los Alcornocales (7.2%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 77% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra Norte (3.95%) y los Alcornocales (3.4%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en siete grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Sierra mágima (población 17), El Castellar (población 2), Lagunas de Cantalejo (población 6), sur de los Sabinars de Cabrejas (población 5), Oeste de los Campos de Azaba (población 10), Extremadura (población 8) y al este de los humedales de la Mancha (población 14).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 17 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas no idóneas para albergar el hábitat.

La población 2 tiene un grado de aislamiento medio-alto debido a que se encuentra rodeado de zonas no idóneas.

La población 6 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de zonas poco idóneas.

La población 5 posee un grado de aislamiento medio-alto. Se encuentra alejada de otras poblaciones y está rodeada de lugares poco idóneos.

La población 10 tiene un grado de aislamiento bajo. Se encuentra muy cerca de dos poblaciones.

La población 8 tiene una extensión muy importante, y tiene un grado de aislamiento alto.

La población 14 tiene un grado de aislamiento medio-bajo.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas las poblaciones de la costa mediterránea por un lado, y por otro las poblaciones de Extremadura y Sierras de interior, exceptuando algunas poblaciones del norte que no está unidas por pasillos de conectividad con las demás poblaciones.

Poblaciones aisladas genéticamente

Ninguna población está totalmente aislada según el modelo.

Observaciones

Muchas de las poblaciones centrales de cada grupo tienen un alto grado de aislamiento, lo que va en detrimento de la conectividad intra-grupo.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	35375	12002	33.92	23373	66.07
Red de corredores total	6610	1683	25.46	4927	74.53
Red de corredores más probables	544	123	22.61	421	77.38
Lugares idóneos para el hábitat	51546	19743	32.48	34803	67.51
Zonas de alta conectividad	139969	31534	22.52	108435	77.47

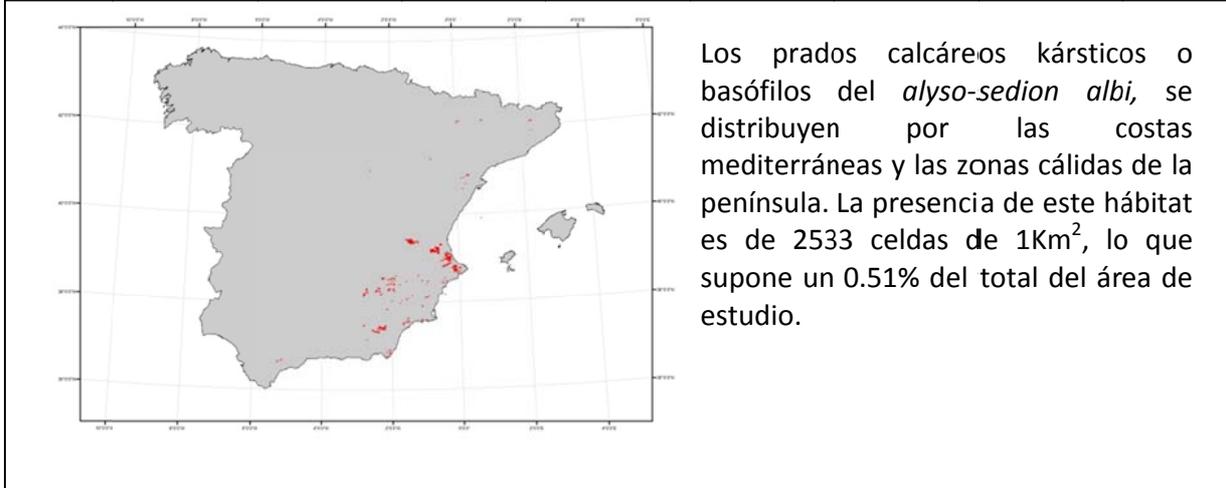
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	36233660
2	9437572
3	677383
4	645190
5	1931340
6	1168551
7	326793
8	22484478
9	737897
10	81996
11	72873
12	115694
13	984999
14	232046
15	272995
16	65690
17	579318
18	230047

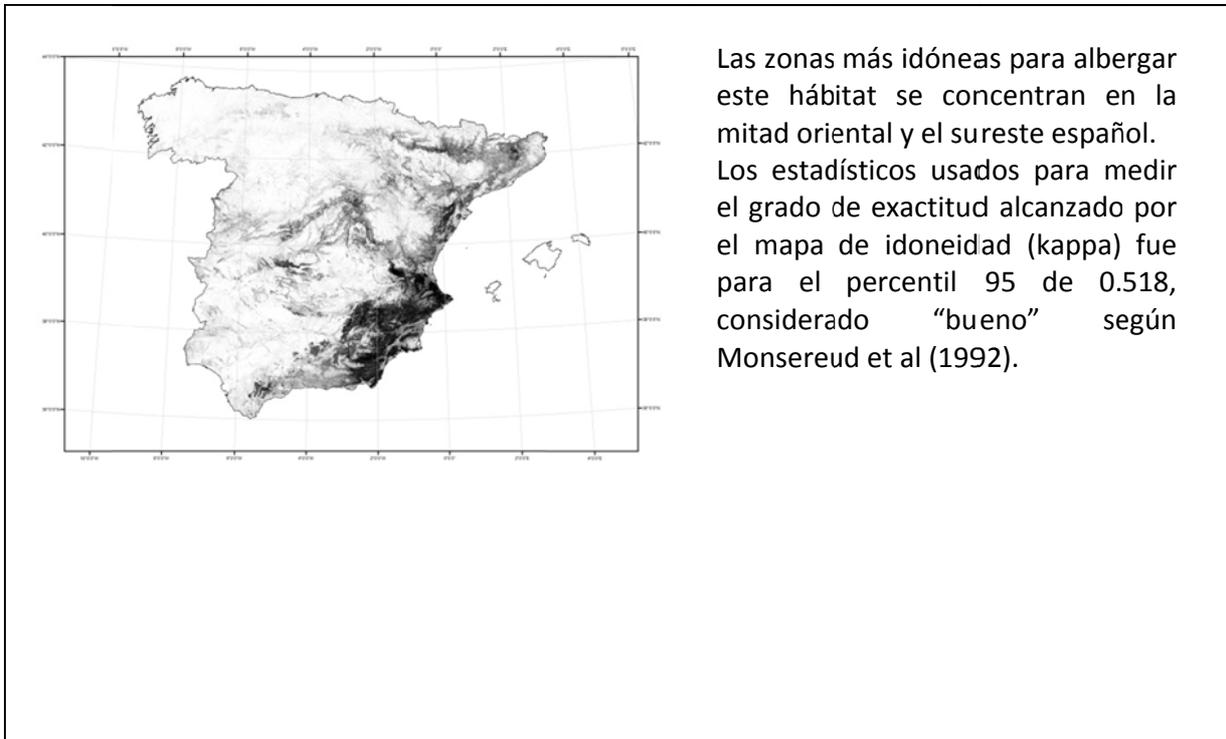
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6110 - Prados calcáreos kársticos o basófilos del *Alyso-Sedion albi*

Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 5 Km, se formaron 25 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 7 (Barranco del dulce) y la población 25 (Valle del río Genal), las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones 16 (Cuerda de la Serrata) y 20 (la Muela y Cabo Tiñoso), las que por su situación geográfica tienen una mayor conexión con las poblaciones advacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 5	151575	2.294
Poblacion 6	108268	2.293
Poblacion 9	281496	2.317
Poblacion 11	368110	2.318
Poblacion 21	627952	2.285

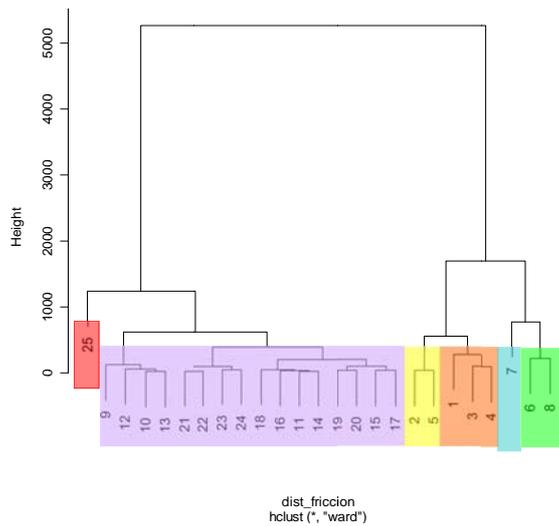
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 21 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 11.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



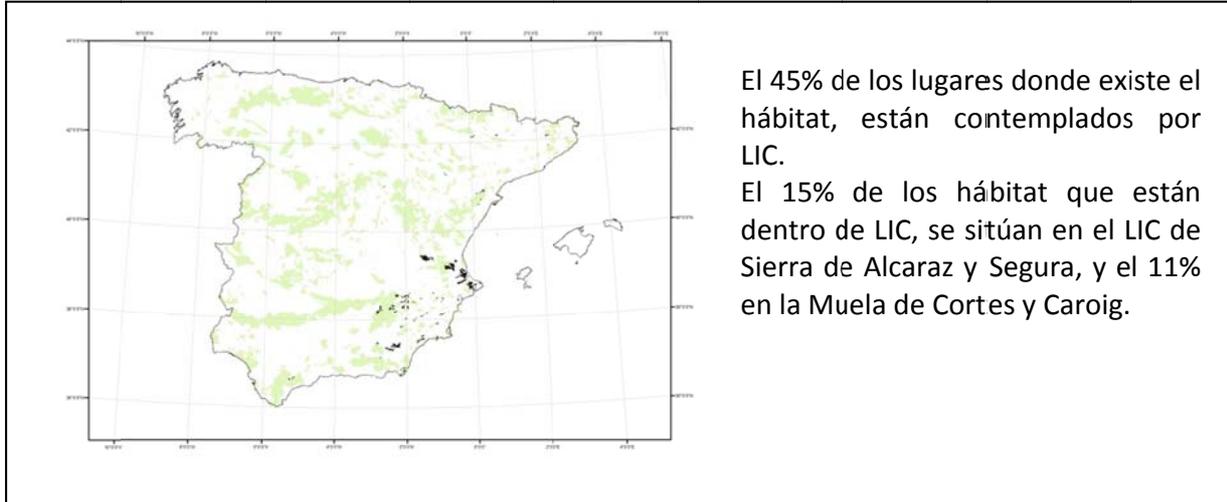
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de la Serra Montsia (población 3), Massis del Montseny (población 5), Sistema prelitoral Meridional (población 8), Barranco del Dulce (población 7), Sierra de Ricote (población 14) y Valle del río Genall (población 25). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

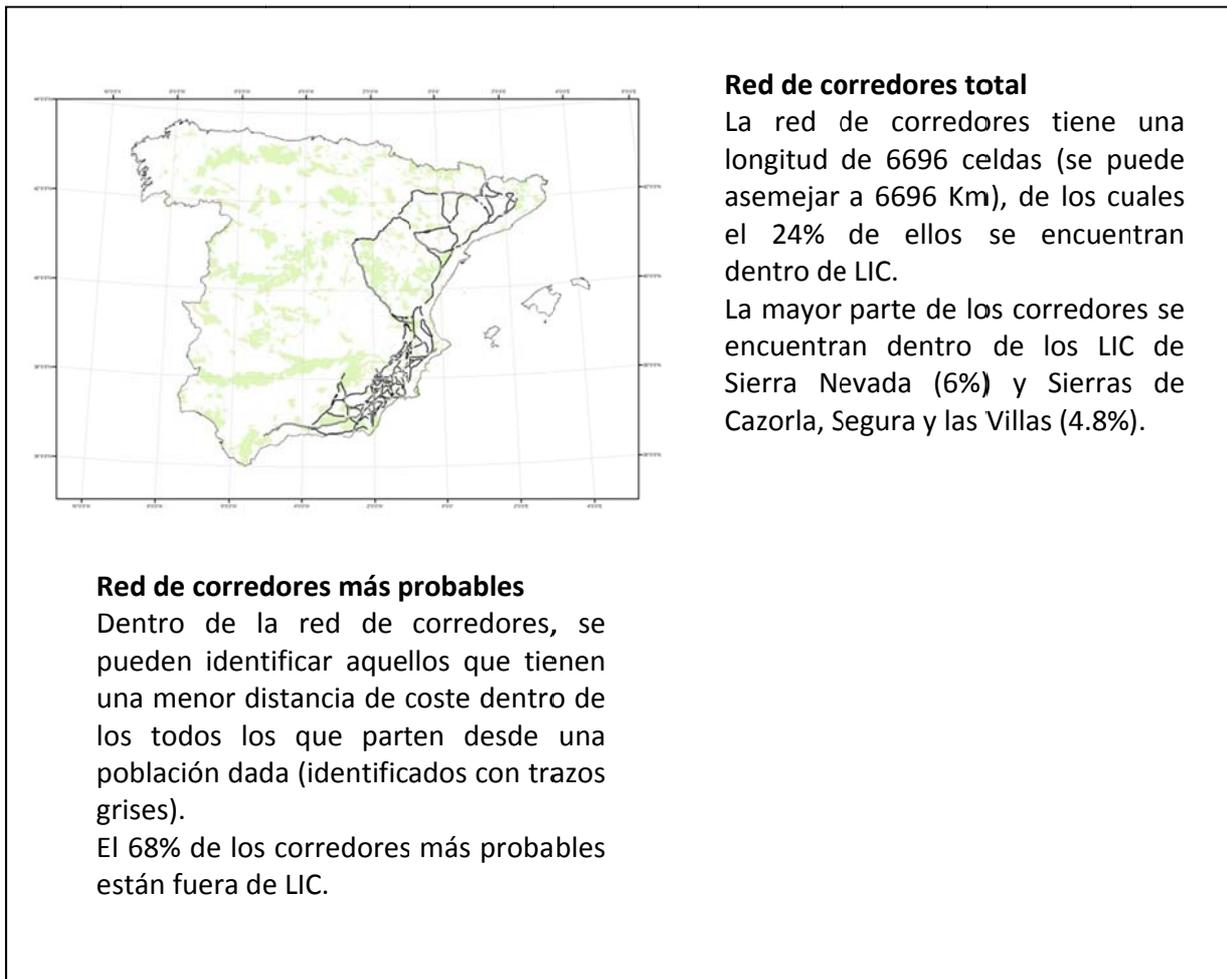
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Esto es importante para el mantenimiento de la conectividad inter-grupos, y por lo tanto de todo el sistema. Este es el caso del corredor que une las poblaciones 1 con la 2. Las demás conexiones inter-grupos son muy improbables.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

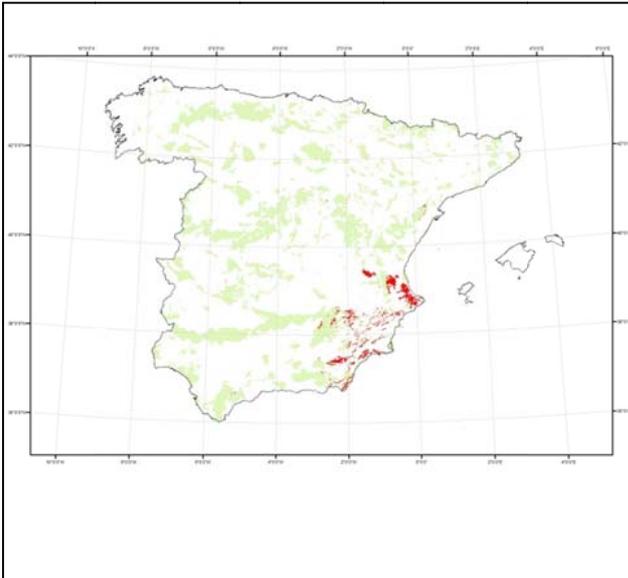
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

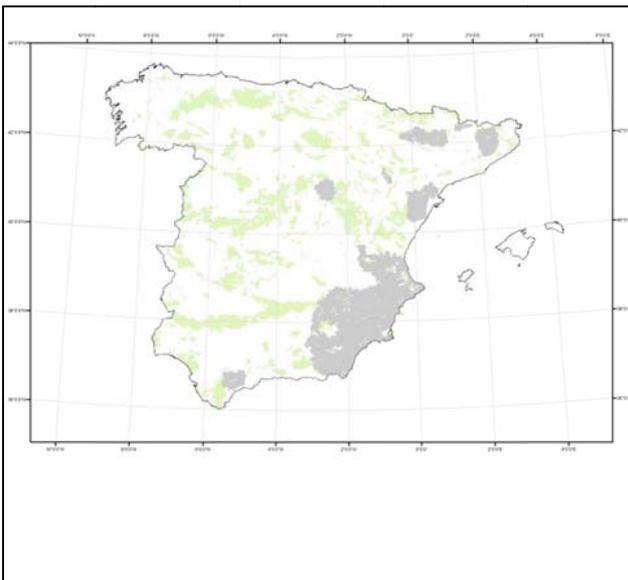


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 42% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1948 Km².

Los LIC de Sierra Alcaraz y Segura (14.7%) y Muela de cortes y Caroig (8.3%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



Casi el 74% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierras de Cazorla Segura y las Villas (11%) y Sierra Alcaraz y Segura (9.8%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en siete grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Serra Montsia (población 3), Massis del Montseny (población 5), Sistema prelitoral Meridional (población 8), Barranco del Dulce (población 7), Sierra de Ricote (población 14) y Valle del río Genal (población 25).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas no idóneas para albergar el hábitat, pero se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 5 tiene un grado de aislamiento medio.

La población 8 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de zonas poco idóneas y alejado de otras poblaciones.

La población 7 posee un grado de aislamiento alto. Se encuentra alejada de otras poblaciones y está rodeada de lugares poco idóneos.

La población 14 tiene un grado de aislamiento medio-bajo. Se encuentra muy cerca de dos poblaciones.

La población 25 posee un grado de aislamiento alto. Se encuentra alejada de otras poblaciones y está rodeada de lugares poco idóneos.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas las poblaciones del sureste por un lado, y por otro las poblaciones de Cadiz, Catalunya y Aragón.

Poblaciones aisladas genéticamente

Ninguna población está totalmente aislada según el modelo.

Observaciones

Muchas de las poblaciones centrales de cada grupo tienen un alto grado de aislamiento, lo que va en detrimento de la conectividad intra-grupo.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	2185	997	45.62	1188	54.37
Red de corredores total	6696	1637	24.44	5059	75.55
Red de corredores más probables	955	299	31.30	656	68.69
Lugares idóneos para el hábitat	4596	1948	42.38	2648	57.61
Zonas de alta conectividad	61010	16084	26.36	44926	73.63

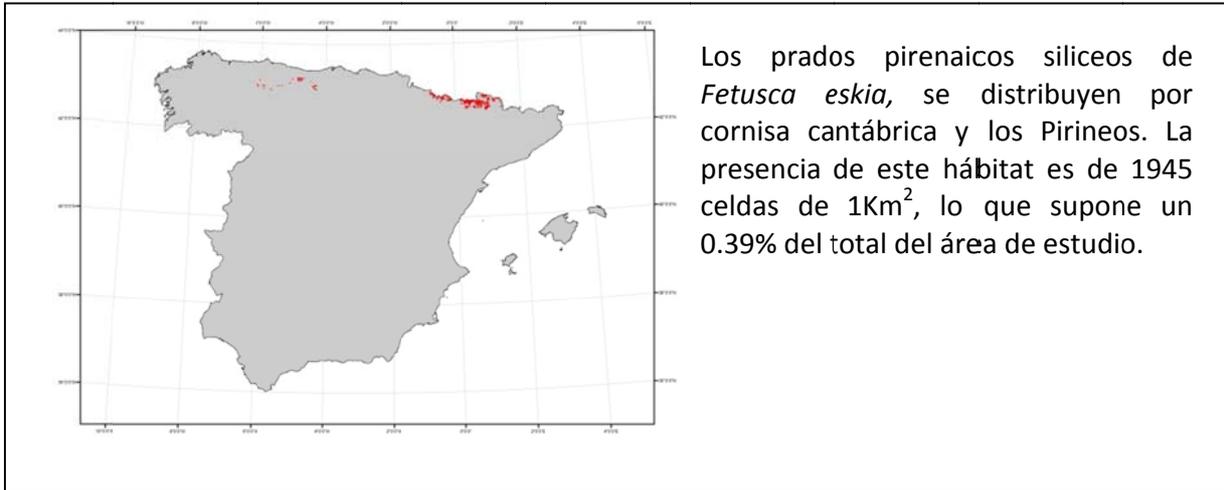
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	236408
2	176805
3	541331
4	5448800
5	179121
6	3807129
7	47676432
8	3600928
9	825880
10	437997
11	3158931
12	89197
13	31729
14	69646
15	26619
16	8016
17	31536
18	35691
19	53135
20	26153
21	237669
22	112207
23	179077
24	60568
25	17907470

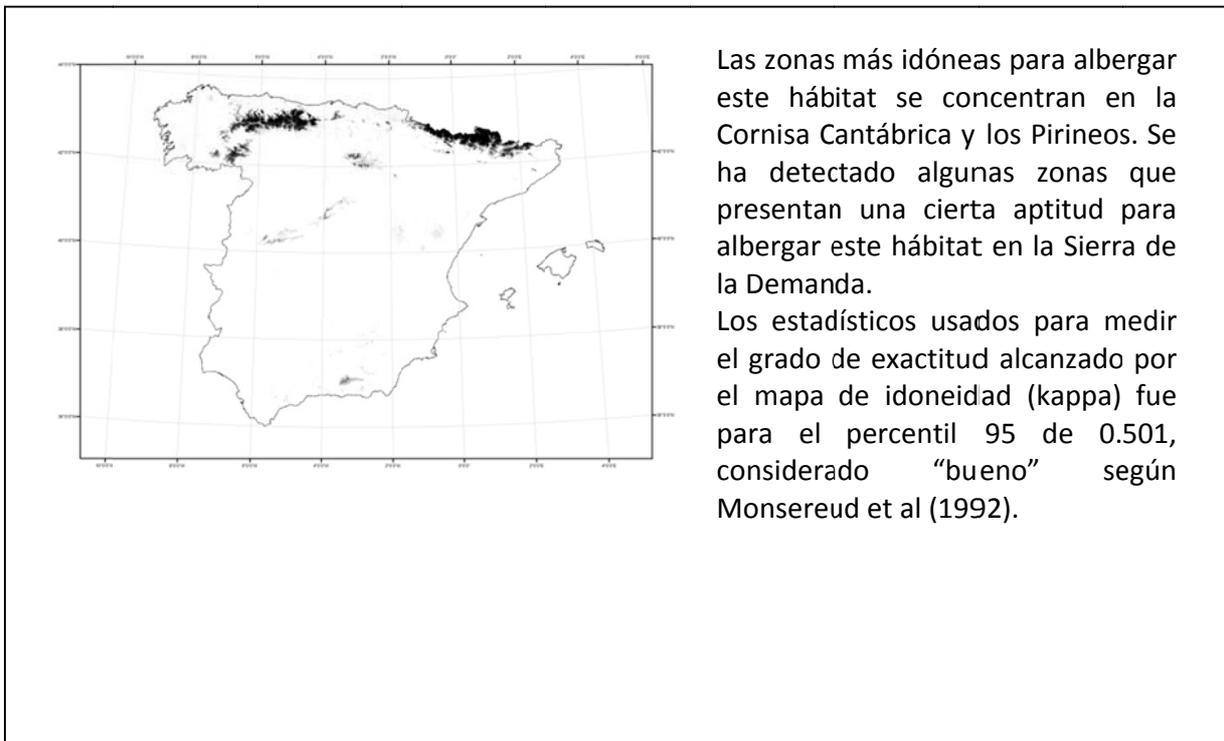
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6140 - Prados pirenaicos silíceos de *Fetisca eskia*

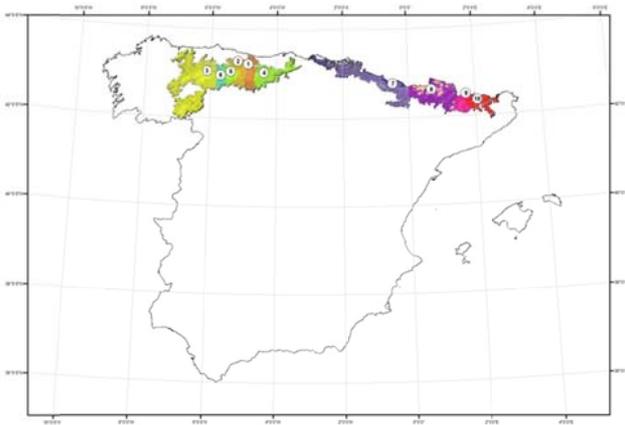
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 5 Km, se formaron 10 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 7 (Monte Pacino) y la población 3 (Somiedo), las que poseen una menor conectividad, estando éstas aisladas del resto.

Las poblaciones 2 (Picos de Europa) y 6 (Montaña Central de León), las que por su situación geográfica tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

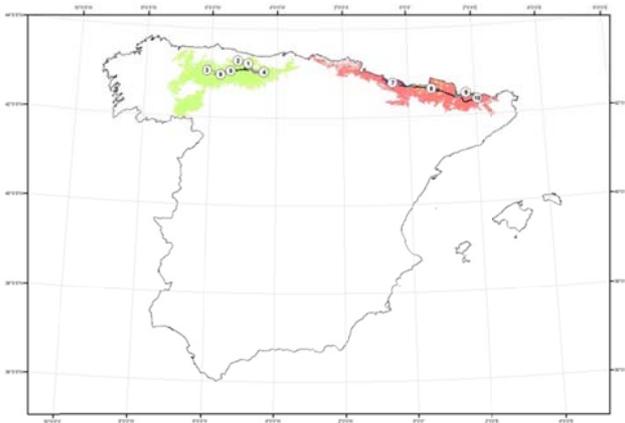
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 1	57977	2.393
Poblacion 2	41412	2.458
Poblacion 9	256757	2.356

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 9 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 1.

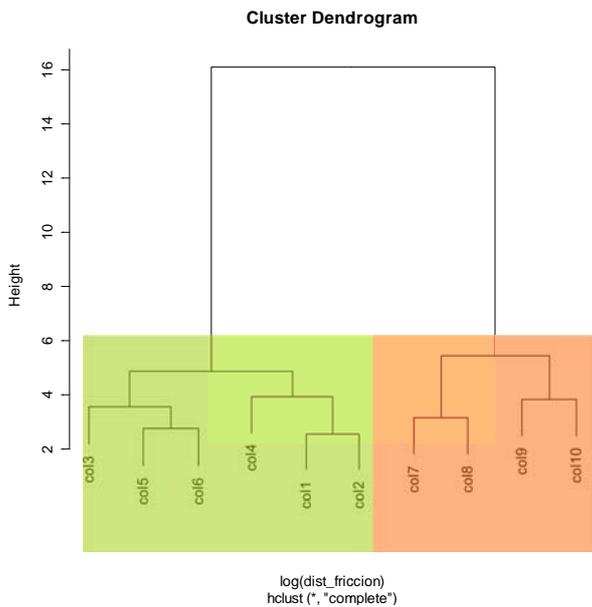
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 2 grandes grupos.

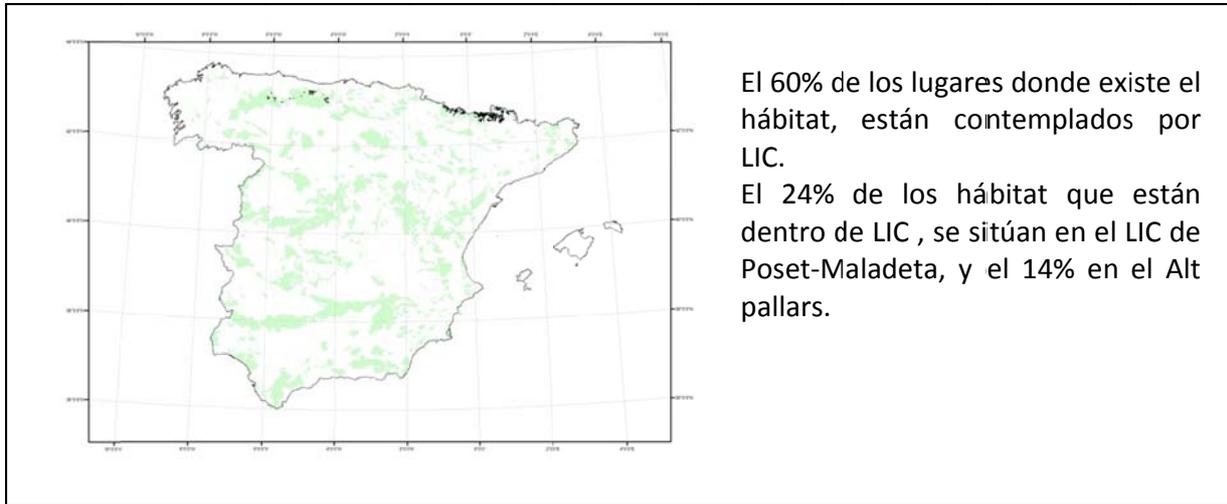
Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de la Montaña Central de León (población 5) y Poset Maladeta (población 8). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Para este hábitat no existen conexiones inter-grupos.

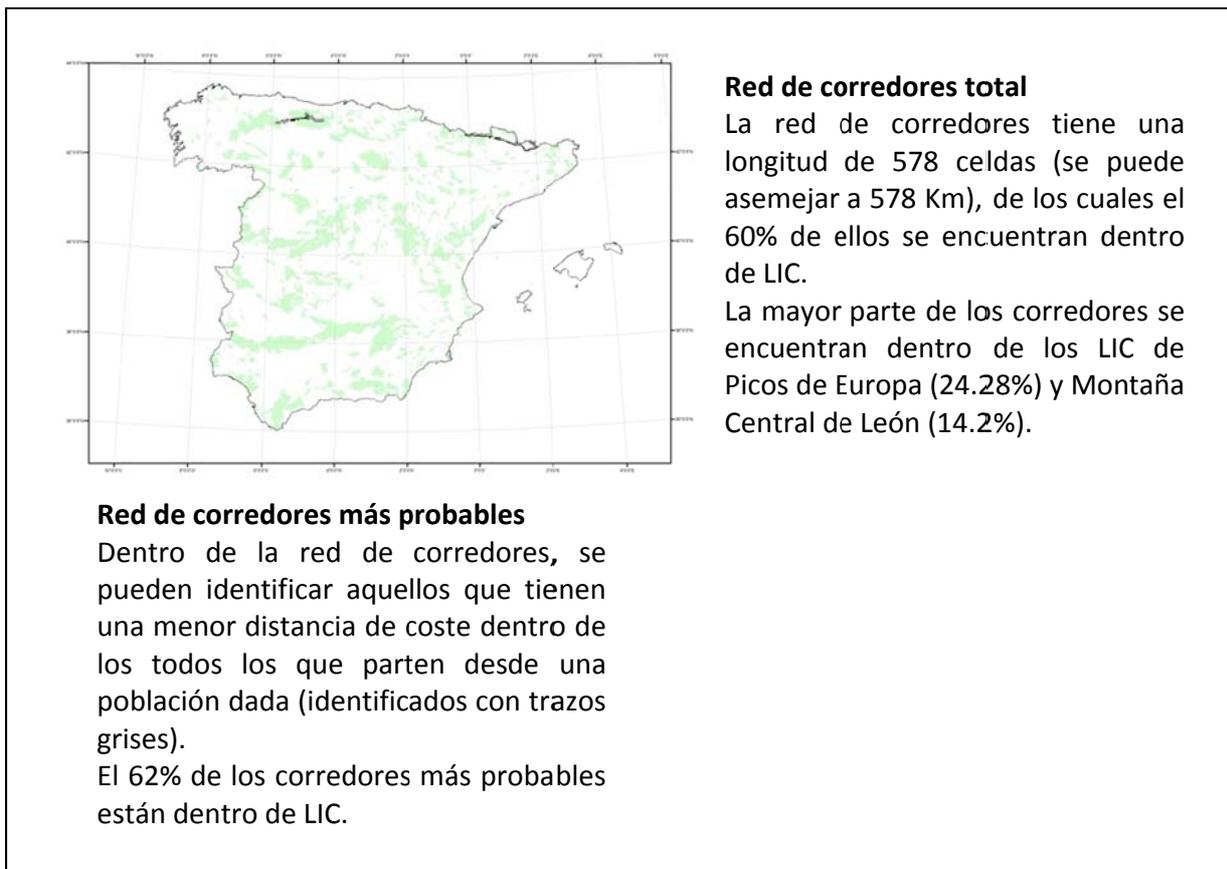


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

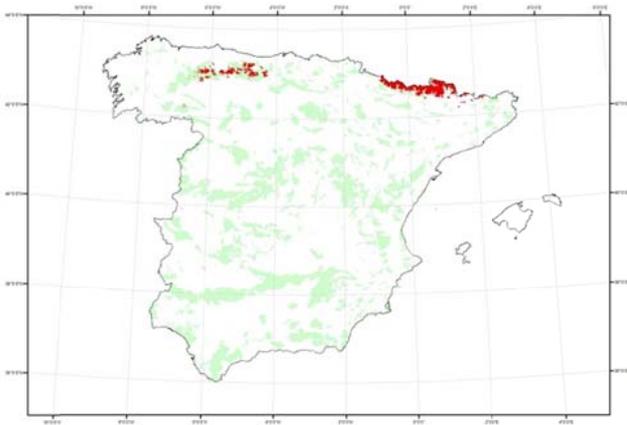
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

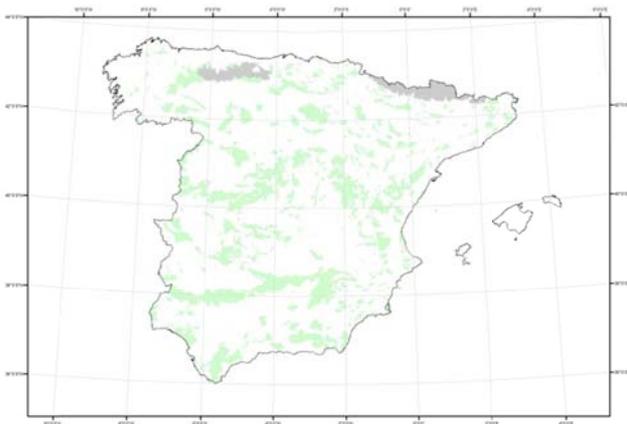


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 63% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 3460 Km².

Los LIC de Alt Pallars (10.4%) y Poset-Maladeta (9.3%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 43% de las zonas de alta conectividad para esta hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de los Picos de Europa (11%) y Valle de San Emiliano (7.6%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en dos grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Montaña Central de León (población 5) y Poset Maladeta (población 8).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 5 tiene un índice de aislamiento medio-bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 8 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de zonas idóneas y alejado de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas las poblaciones del Pirineo por un lado, y por otro las poblaciones de los Picos de Eurpa

Poblaciones aisladas genéticamente

Ninguna población está totalmente aislada según el modelo.

	Total celdas (1 Km ²)	dentro de LIC		fuera de LIC	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	1842	350	60.31	731	39.68
Red de corredores total	578	350	60.55	228	39.44
Red de corredores más probables	144	90	62.5	54	37.5
Lugares idóneos para el hábitat	5487	3460	63.08	2025	36.91
Zonas de alta conectividad	12000	6784	56.53	5216	43.46

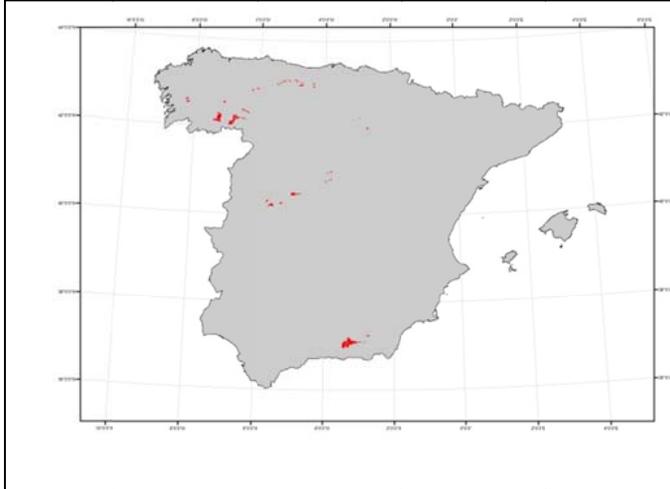
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
7	426885
3	317764
8	311949
4	124613
10	94943
9	25498
1	20999
5	14086
2	12778
6	6979

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

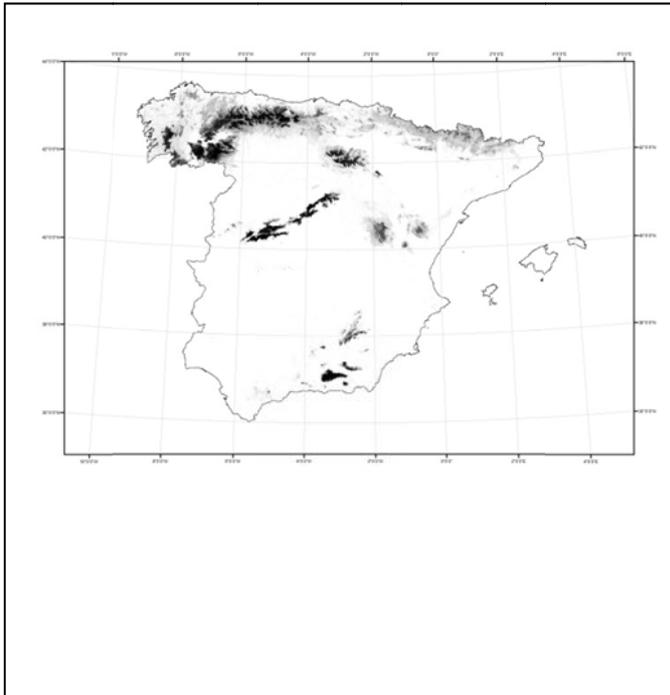
6160 - Prados ibéricos silíceos de *Fetisca indigesta*

Distribución observada



Los prados ibéricos silíceos de *Fetisca indigesta*, se distribuye por las zonas altas del Sistema Central e Ibérico, Sierra Nevada y la Cornisa Cantábrica. La presencia de este hábitat es de 1635 celdas de 1Km², lo que supone un 0.33% del total del área de estudio.

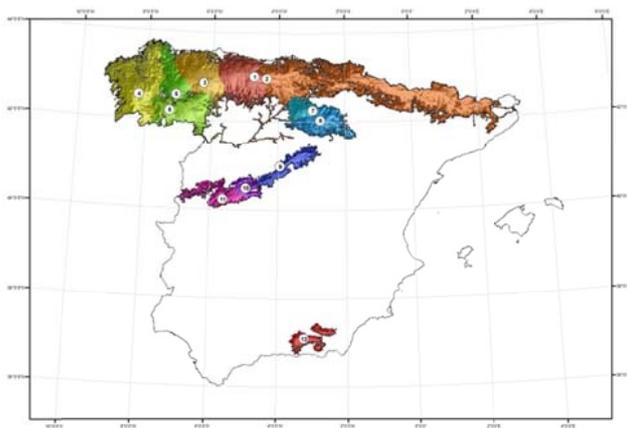
Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en la cornisa cantábrica y el Sistema Central. Se ha detectado algunas zonas que presentan una cierta aptitud para albergar este hábitat en la Sierra de la Demanda y Cazorla.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 de 0.454, considerado "pobre" según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 12 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, es la población 12 (Sierra Nevada), la que posee una menor conectividad, estando ésta aislada del resto.

Las poblaciones 10 (Sierra de la Paramera) y 7 (Sierra de la Demanda), las que por su situación geográfica tienen una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

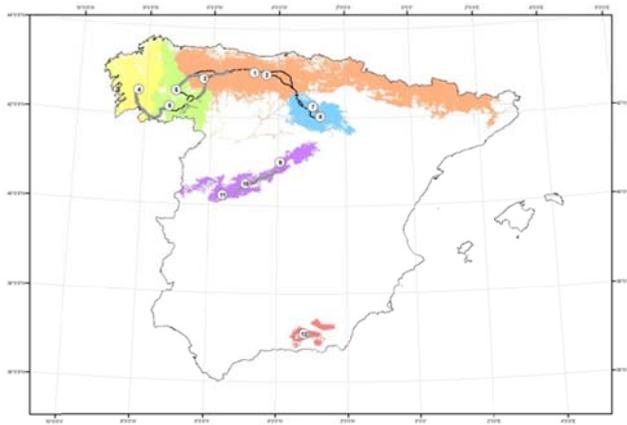
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 5	100776	2.253
Poblacion 10	65208	2.278
Poblacion 9	41496	2.322
Poblacion 8	29640	2.348

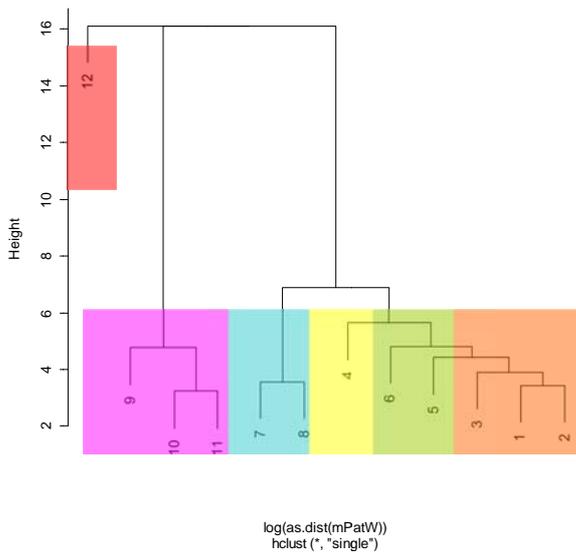
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 5 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 10.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



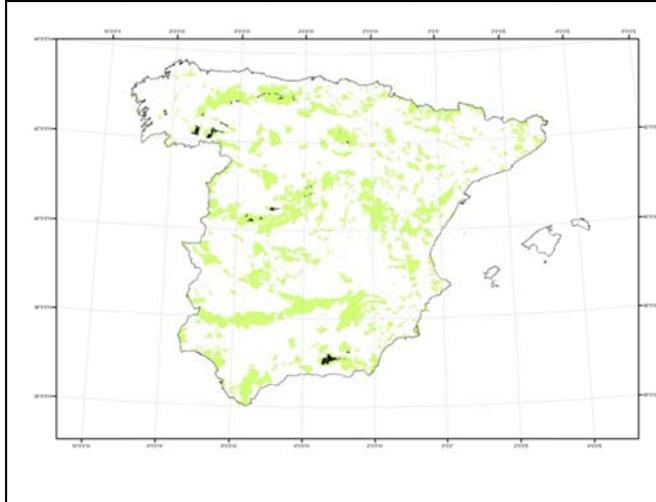
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Los Picos de Europa (población 1), Serrado Candón (población 4), Macizo Central (población 6), Sierra de Urbión (población 8), Sierra de la Paramera (población 10) y Sierra Nevada (población 12). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 5 con la 3 y la 4 con la 6.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

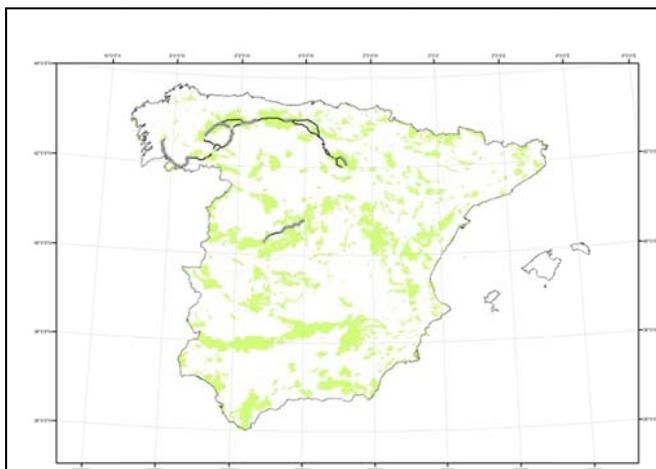
Distribución observada dentro de LIC



El 90% de los lugares donde existe el hábitat, están contemplados por LIC.

El 33% de los hábitat que están dentro de LIC, se sitúan en el LIC de Sierra Nevada.

Red de corredores



Red de corredores total

La red de corredores tiene una longitud de 1200 celdas (se puede asemejar a 1200 Km), de los cuales el 52% de ellos se encuentran dentro de LIC.

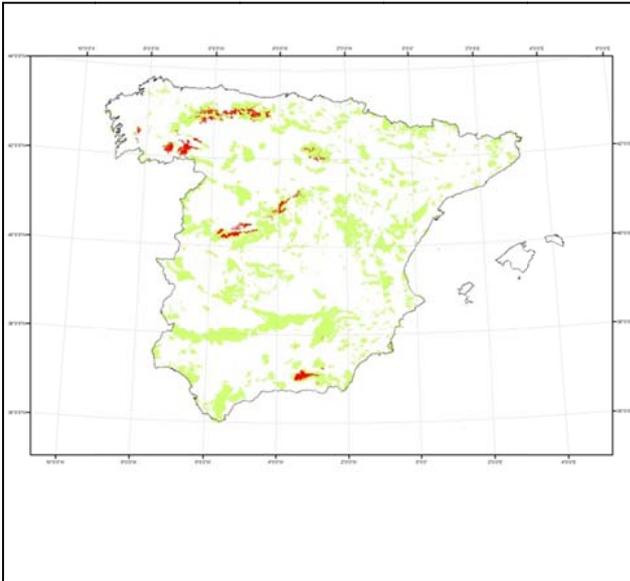
La mayor parte de los corredores se encuentran dentro de los LIC de Valle de San Emiliano (8.8%) y Peña Trevinca (7.7%).

Red de corredores más probables

Dentro de la red de corredores, se pueden identificar aquellos que tienen una menor distancia de coste dentro de los todos los que parten desde una población dada (identificados con trazos grises).

El 48% de los corredores más probables están dentro de LIC.

Lugares idóneos para el hábitat

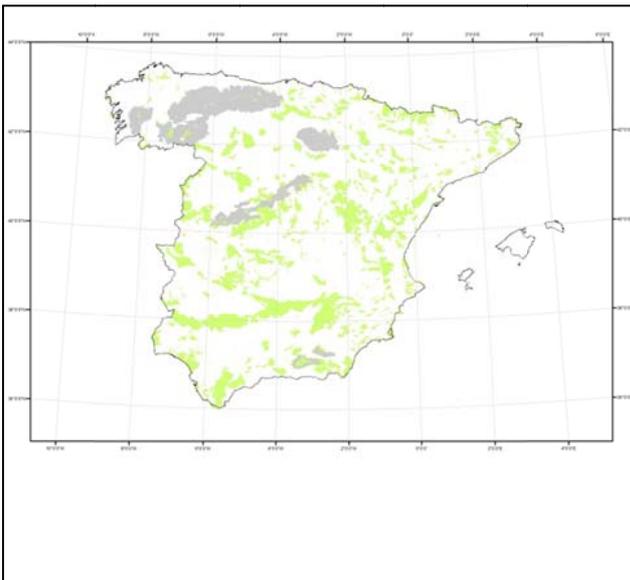


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 81% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 4995 Km².

Los LIC de Sierra Nevada (14.8%) y Sierra de Gredos (8.4%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 54% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de la Demanda (8%) y Picos de Europa (5.6%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en dos grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Los Picos de Europa (población 1), Serra do Candón (población 4), Macizo Central (población 6), Sierra de Urbión (población 8), Sierra de la Paramera (población 10) y Sierra Nevada (población 12).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 1 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 4 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y alejadas de otras poblaciones.

La población 6 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y alejadas de otras poblaciones.

La población 8 tiene un grado de aislamiento bajo.

La población 12 está totalmente aislada del resto de poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas las poblaciones de la cornisa Cantábrica y el Macizo Central, Por otra parte está las poblaciones que engloban al Sistema Ibérico. Las poblaciones de Sierra Nevada están aisladas del resto

Poblaciones aisladas genéticamente

La población 12 está aislada genéticamente del resto.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	1460	1322	90.54	138	9.45
Red de corredores total	1200	632	52.66	658	47.33
Red de corredores más probables	425	206	48.47	219	51.52
Lugares idóneos para el hábitat	4995	4072	81.52	923	18.47
Zonas de alta conectividad	36863	19808	45.59	36863	54.40

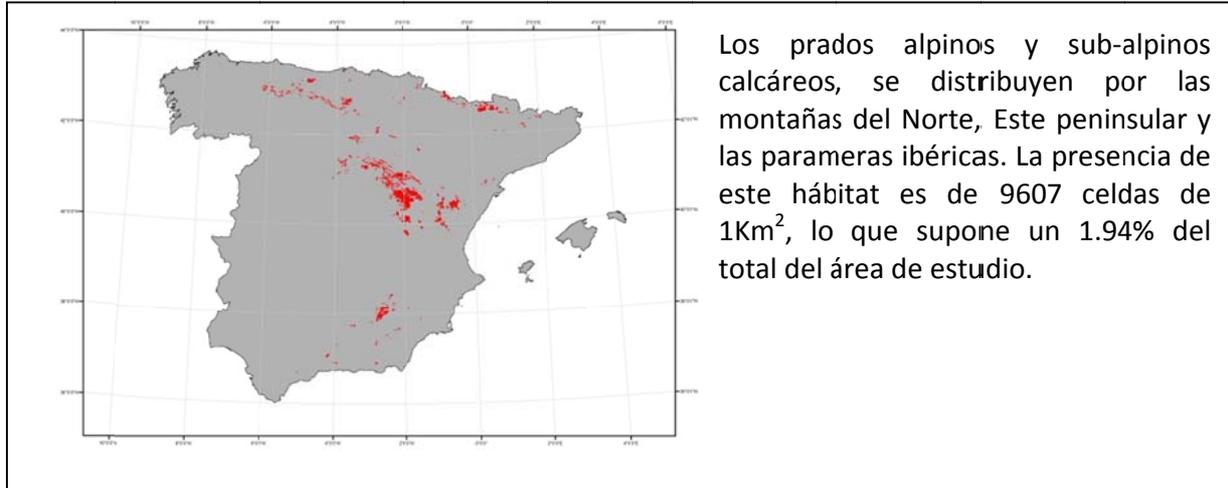
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	472041
2	1375631
3	408084
4	4204601
5	340516
6	1692709
7	115173
8	272726
9	629913
10	56711
11	297294
12	

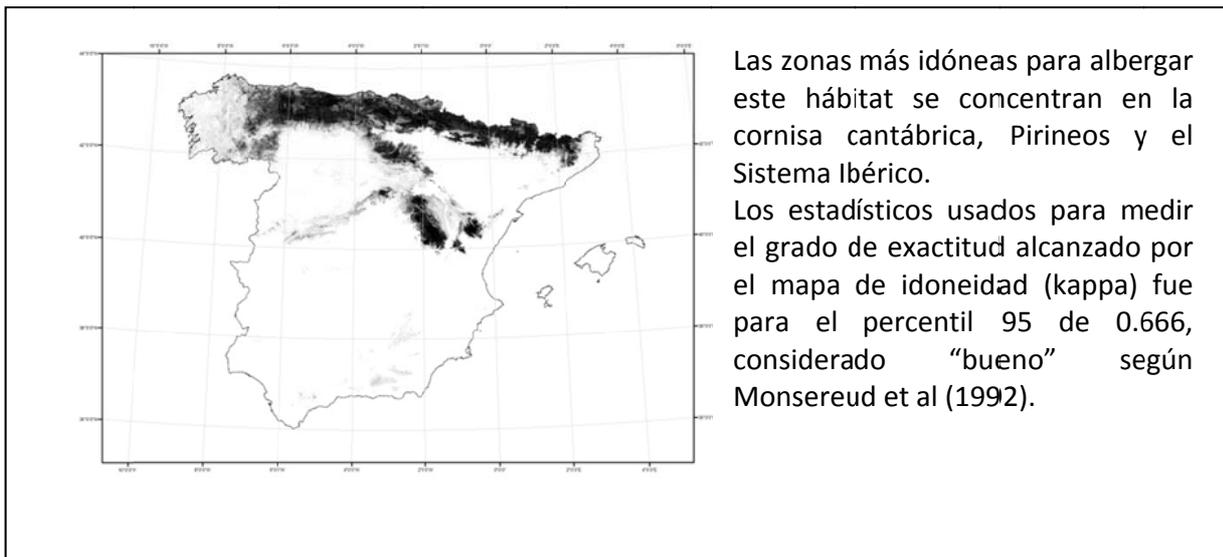
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6170 - Prados alpinos y sub-alpinos calcáreos

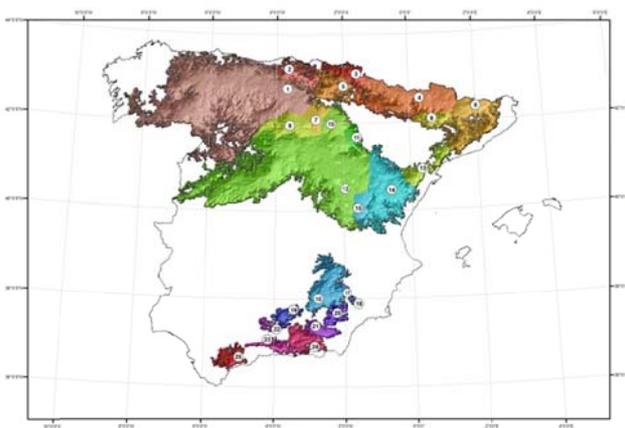
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 25 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 18 (Sierra Espuña) 19 (Sierra Mágina), 25 (Sierra de las Nieves) y 22 (Sierra del Campanario), las que poseen una menor conectividad. Estando estas totalmente aisladas del resto.

La población 17 (Sierra del Gavilán) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

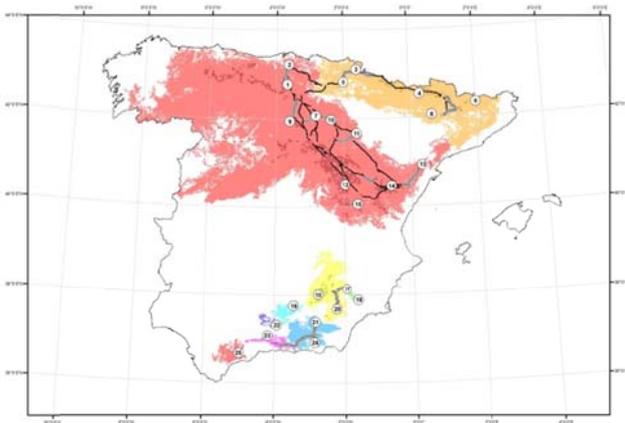
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	Escala (cells)
Poblacion 7	153915	154
Poblacion 16	153915	154
Poblacion 14	153915	154
Poblacion 21	153915	154
Poblacion 19	114195	114
Poblacion 3	104265	104
Poblacion 5	84405	84
Poblacion 8	74475	74
Poblacion 6	64545	65
Poblacion 12	54615	55
Poblacion 22	34755	35
Poblacion 11	24825	25

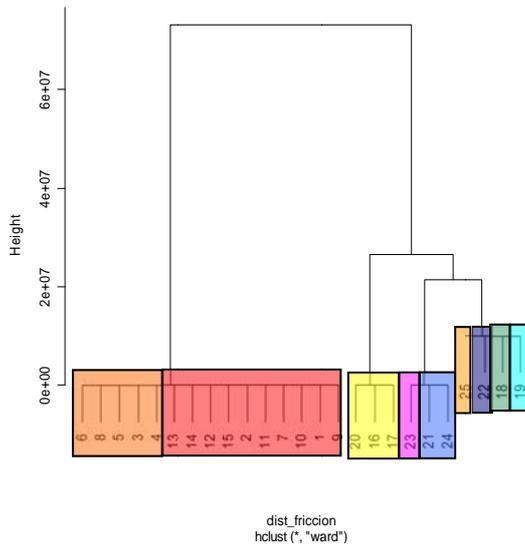
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, las poblaciones 7, 16, 24 y 21 son las que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



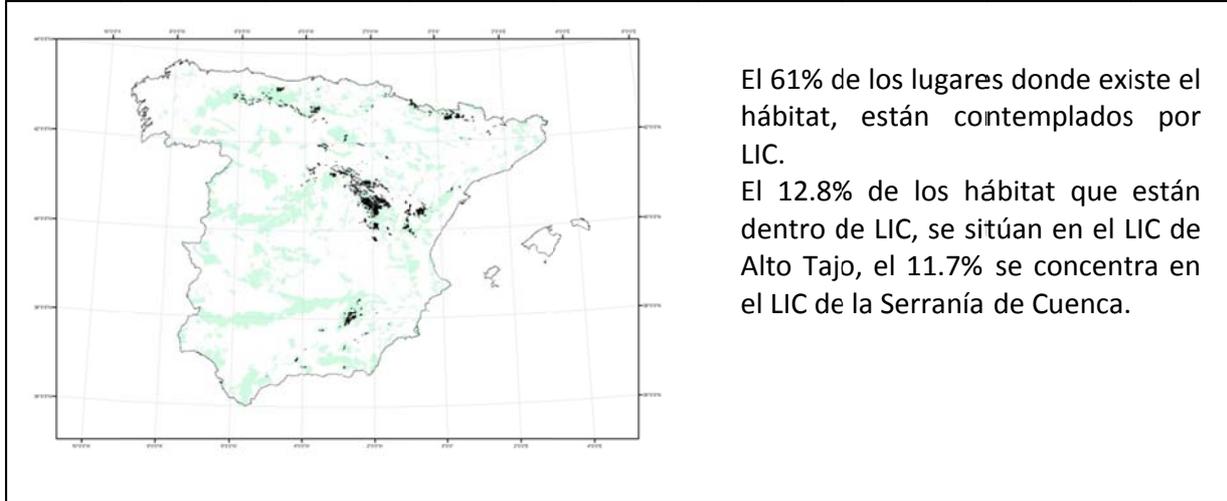
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 9 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de la Serranía de Cuenca (población 12), Macizo de Cotiella (población 4), Sierra de Cazorla, Segura y las Villas (población 16), y Sierra de Gádor (población 24). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

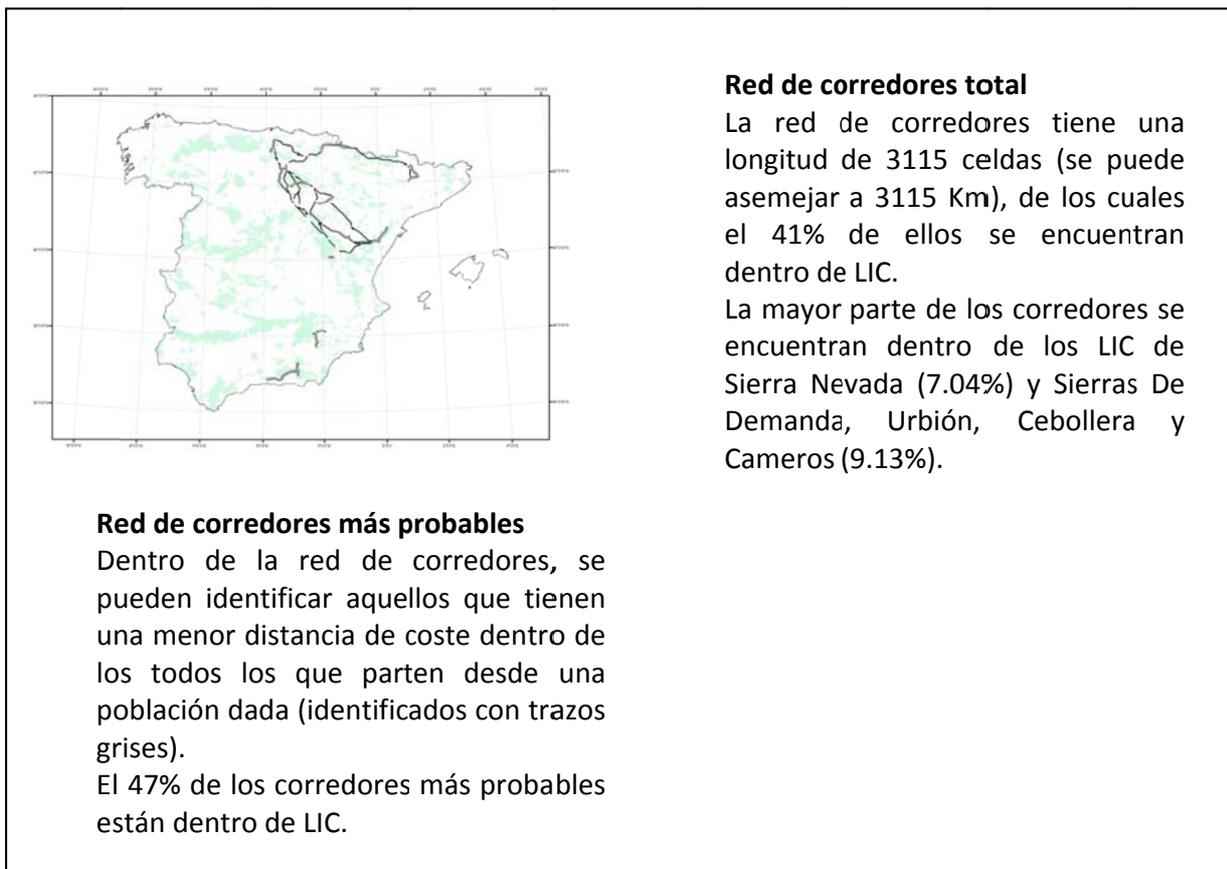
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 22 con la 24 o la 2 con la 5.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

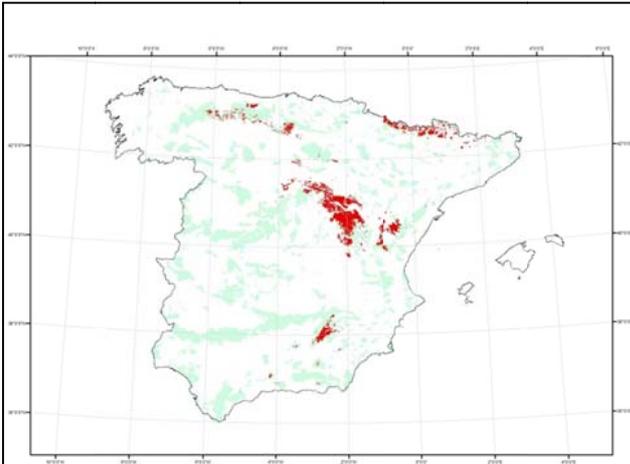
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

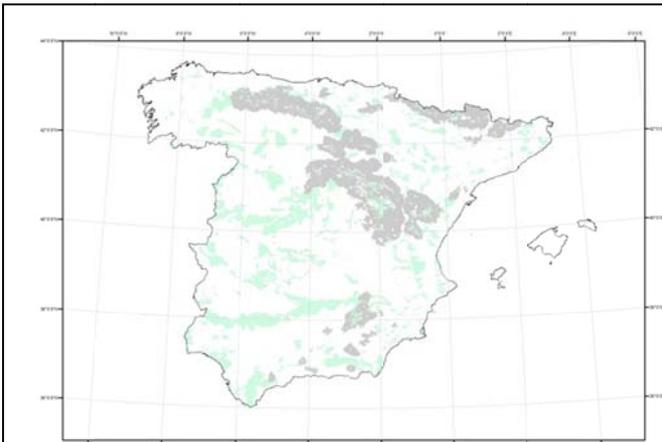


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 58% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 6893 Km².

Los LIC de Alto Tajo (13.49%) y la Serranía de Cuenca (13.25%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 63% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de Cazorla, Segura y las Villas (5.34%) y la Serranía de Cuenca (5.03%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 9 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Serranía de Cuenca (población 12), Macizo de Cotiella (población 4), Sierra de Cazorla, Segura y las Villas (población 16), y Sierra de Gádor (población 24).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 12 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, pero se encuentra algo alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 4 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y alejada de otras poblaciones.

La población 16 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones.

La población 24 tiene un grado de aislamiento medio. Está rodeada de zonas poco idóneas y alejado de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas las poblaciones de la cornisa Cantábrica y por otro lado los Pirineos. Por otra parte está el Sistema Ibérico y la Sierra de la Demanda. El resto de poblaciones no se conectan entre ellas mediante pasillos de alta conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo las poblaciones 18, 19, 22, 23 y 25 están aisladas genéticamente.

Observaciones

La población 4 es importante para la conectividad de su grupo y tiene un grado de aislamiento alto

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	8453	5173	61.19	3280	28.80
Red de corredores total	3115	1292	41.47	1823	58.52
Red de corredores más probables	706	338	47.87	368	52.12
Lugares idóneos para el hábitat	11723	6893	58.79	4830	41.20
Zonas de alta conectividad	67864	24449	36.02	43415	63.97

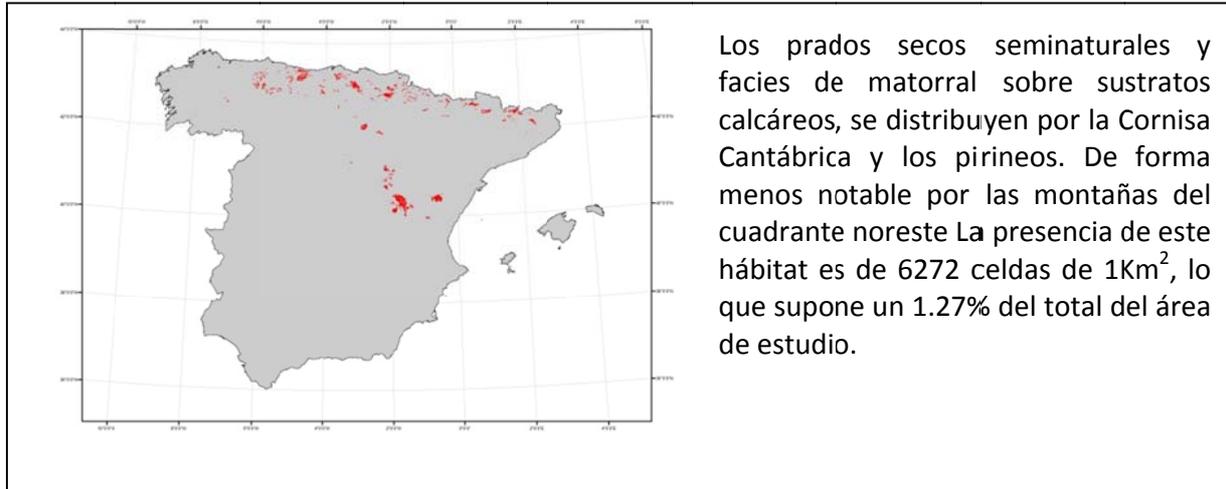
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	14000760
2	291380
3	208011
4	1860116
5	839765
6	1110038
7	79988
8	194818
9	245394
10	133726
11	83351
12	6815345
13	942963
14	1098073
15	66182
16	894780
17	12812
18	
19	
20	519959
21	685131
22	
23	1451464
24	435833
25	

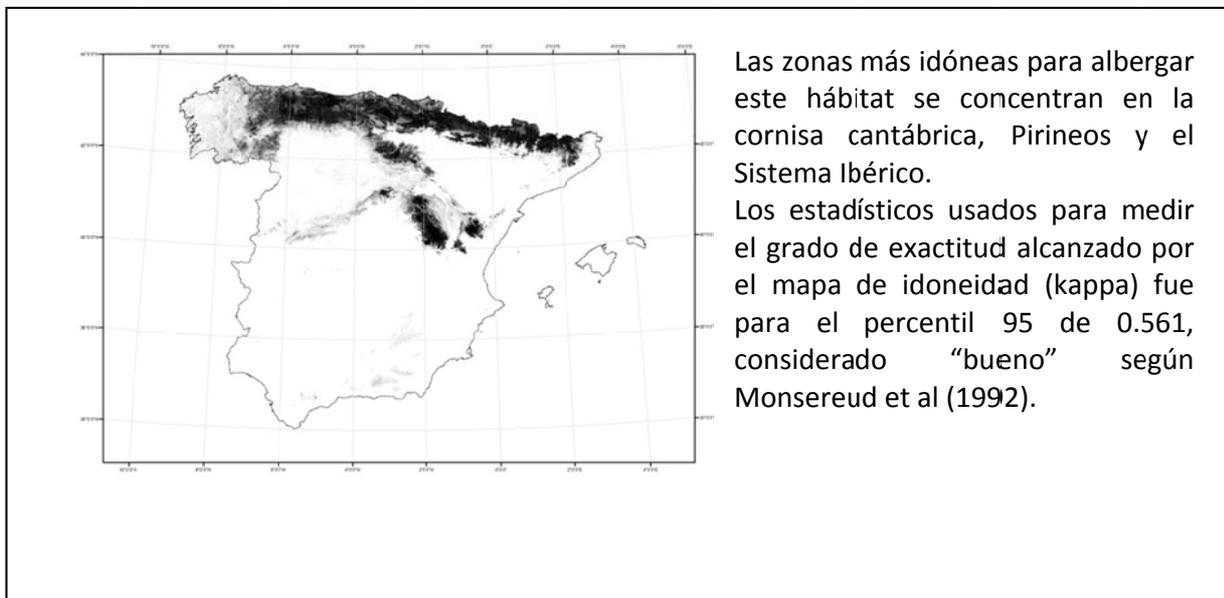
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6210 - Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*) (*parajes con notables orquideas)

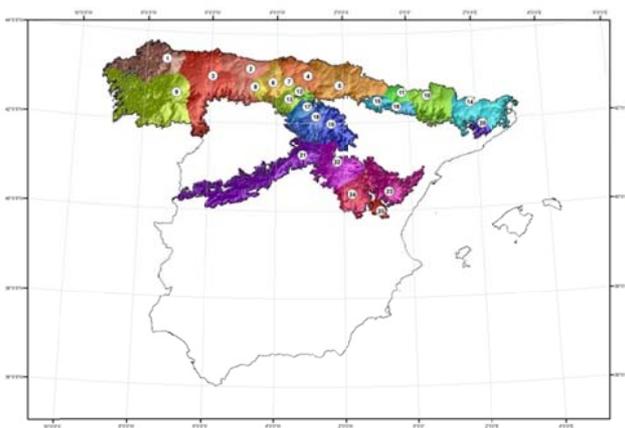
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 25 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 21 (Sierra de Pela) y 9 (Ría de Foz), las que poseen una menor conectividad.

La población 8 (Fuentes de Carrionas) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 18	265600	2.509
Poblacion 19	265600	2.509
Poblacion 25	265600	2.509
Poblacion 13	223104	2.523
Poblacion 22	223104	2.523
Poblacion 8	180608	2.537
Poblacion 10	138112	2.537
Poblacion 15	138112	2.537
Poblacion 3	116864	2.533
Poblacion 5	116864	2.533
Poblacion 6	74368	2.511
Poblacion 20	74368	2.511
Poblacion 24	74368	2.511
Poblacion 2	53120	2.486
Poblacion 12	53120	2.486
Poblacion 16	53120	2.486

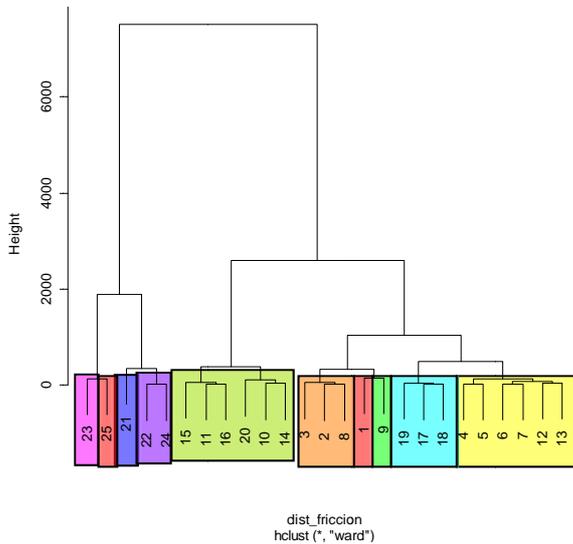
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, las poblaciones 25, 18 y 19 son las que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



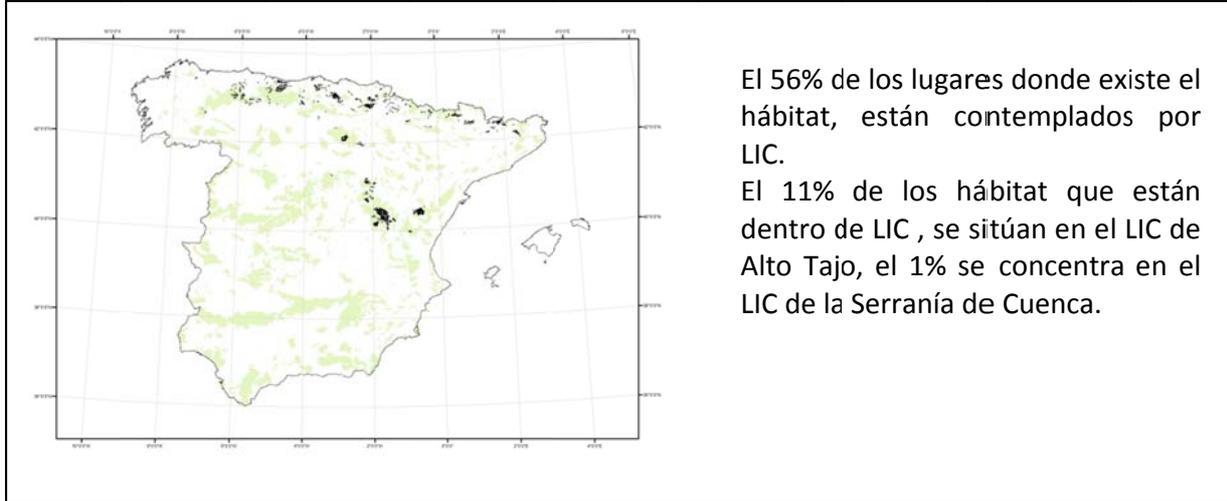
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 11 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Picos de Europa (población 2), Hoces del Alto Ebro (población 7), Sistema Transversal Catalán (población 14), Tendeñera (población 11), Sierra de la Demanda (población 18) y Serranía de Cuenca (población 24). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

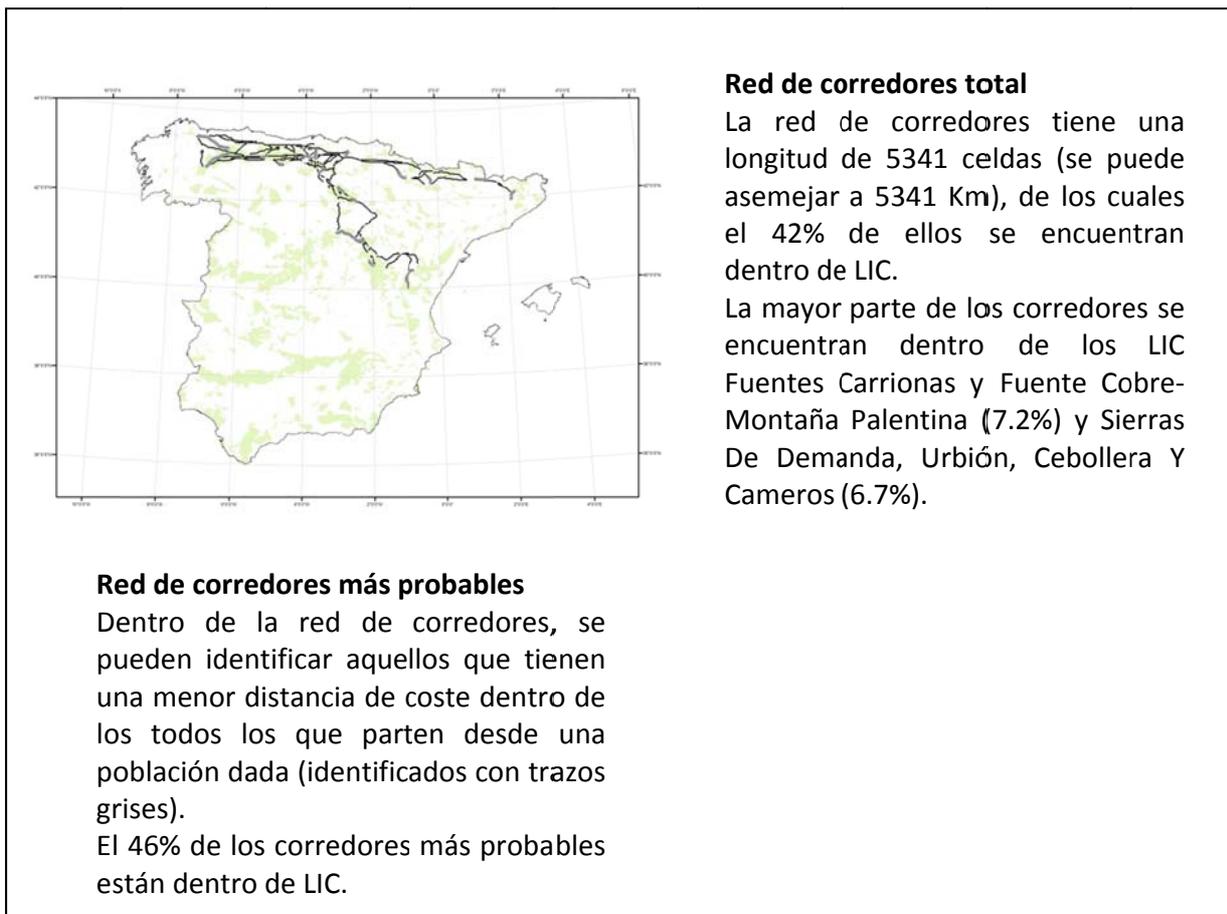
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 1 y 9 con la 3, la 4 con la 5, la 21 con la 22 o la 25 con la 23.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

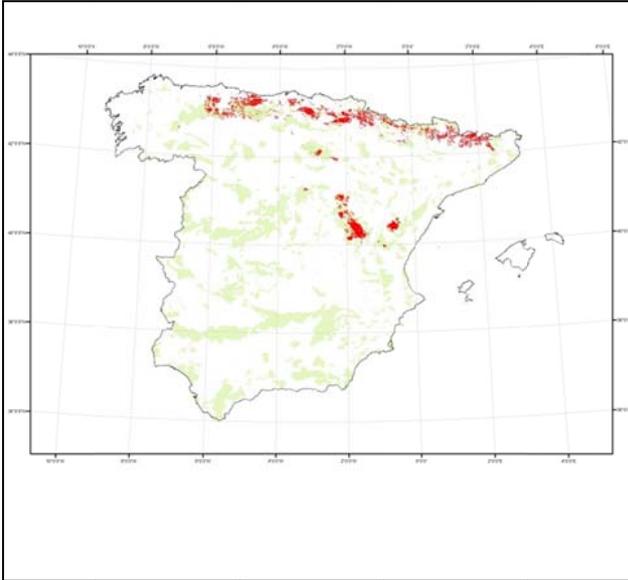
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

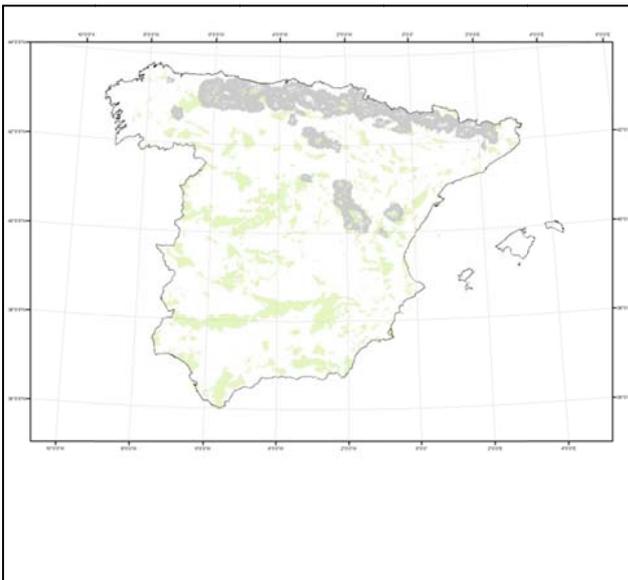


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 46% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 10752 Km².

Los LIC de Alto Tajo (10.1%) y la Serranía de Cuenca (9%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 64% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de la Demanda (5.9%) y la Serranía de Cuenca (6%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 11 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Picos de Europa (población 2), Hoces del Alto Ebro (población 7), Sistema Transversal Catalán (población 14), Tendeñera (población 11), Sierra de la Demanda (población 18) y Serranía de Cuenca (población 24).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 2 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, pero se encuentra algo alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 7 posee un grado de aislamiento bajo, está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones.

La población 14 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de zonas idóneas y alejada de otras poblaciones.

La población 11 tiene un grado de aislamiento bajo. Está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones.

La población 18 tiene un grado de aislamiento medio. Está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones

La población 24 tiene un grado de aislamiento medio. está rodeada de zonas idóneas, pero alejado de otras poblaciones

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad formadas engloban a todas la poblaciones de la cornisa Cantábrica y los Pirineos., Por otra parte está el Sistema Ibérico y la Sierra de la Demanda. El resto de poblaciones no se conectan entre ellas mediante pasillos de alta conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto.

Observaciones

La población 14 es importante para la conectividad de su grupo y tiene un grado de aislamiento alto.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	4953	2780	56.12	2173	43.87
Red de corredores total	5341	2242	41.97	3099	58.02
Red de corredores más probables	620	291	46.93	329	53.06
Lugares idóneos para el hábitat	10752	4989	46.40	5763	53.59
Zonas de alta conectividad	52002	18769	36.09	33233	63.90

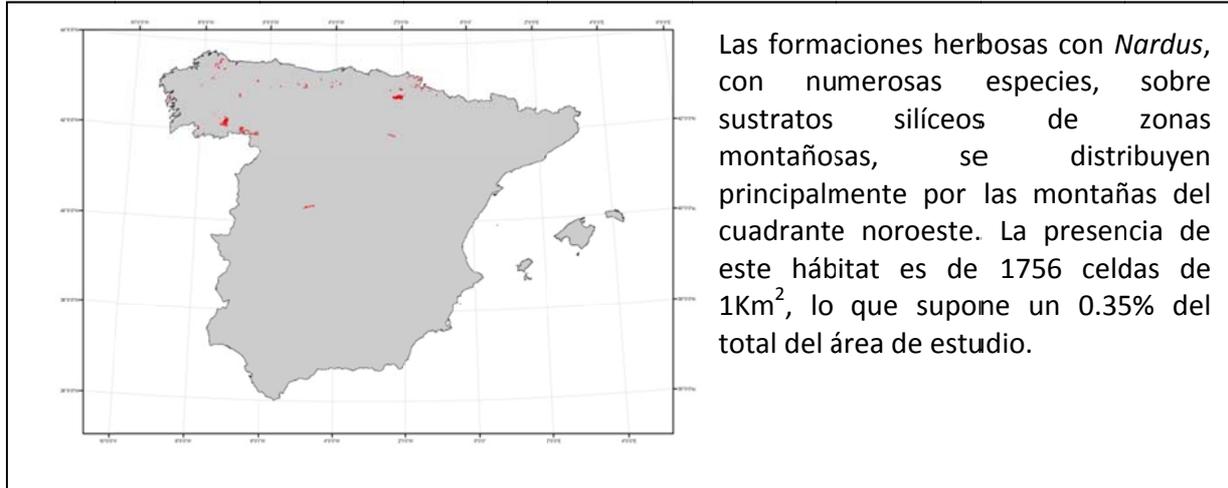
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	1365349
2	234197
3	775859
4	169851
5	759625
6	76954
7	20756
8	20191
9	1733367
10	343114
11	45070
12	24411
13	96003
14	430140
15	67750
16	39589
17	51349
18	125615
19	238314
20	45958
21	4364584
22	471725
23	1163135
24	317044
25	153353

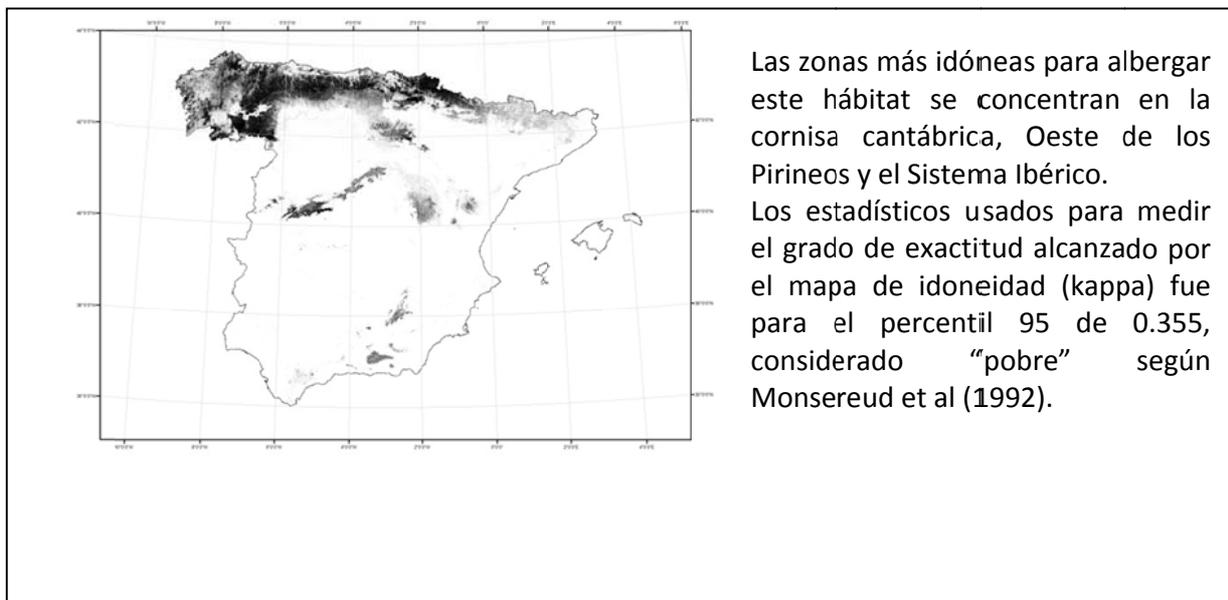
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6230 - Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas

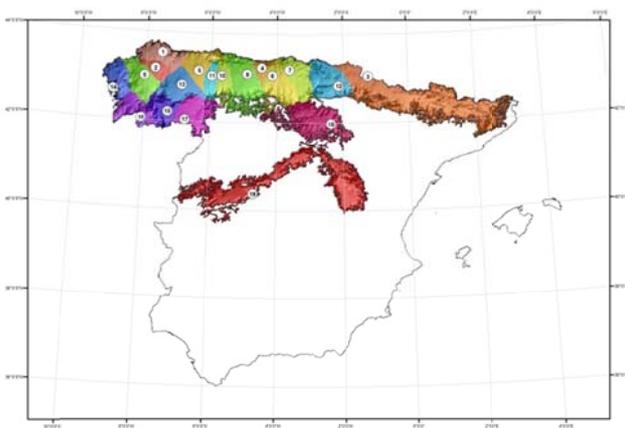
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 19 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 18 (Oncala-Valtajeros) y 19 (Valle de Tixtar), las que poseen una menor conectividad.

Las población 4 (Valles Altos Del Nansa y Saja y Alto Campoo) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

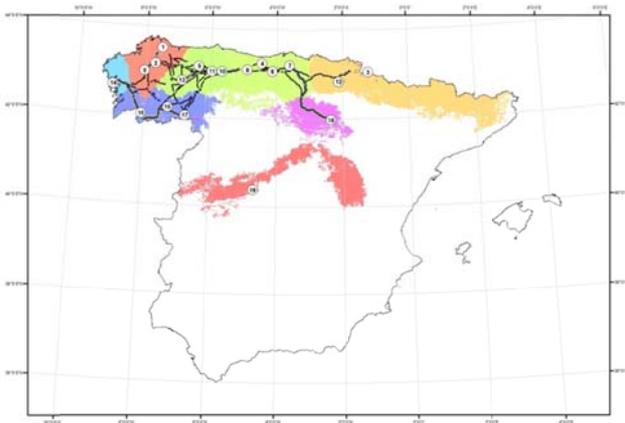
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 1	87178	2.354
Poblacion 3	161902	2.472
Poblacion 4	62270	2.301
Poblacion 6	311350	2.509
Poblacion 8	361166	2.517
Poblacion 9	211718	2.493
Poblacion 12	112086	2.409
Poblacion 13	87178	2.354
Poblacion 14	286442	2.506
Poblacion 15	112086	2.409
Poblacion 16	211718	2.493
Poblacion 17	136994	2.449
Poblacion 18	112086	2.409
Poblacion 19	236626	2.497

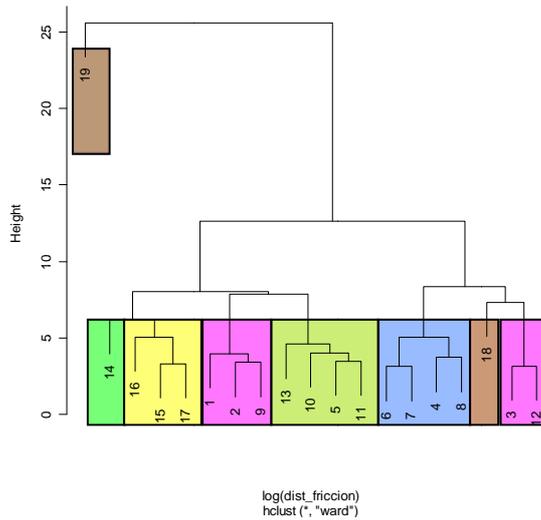
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 8 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 6.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



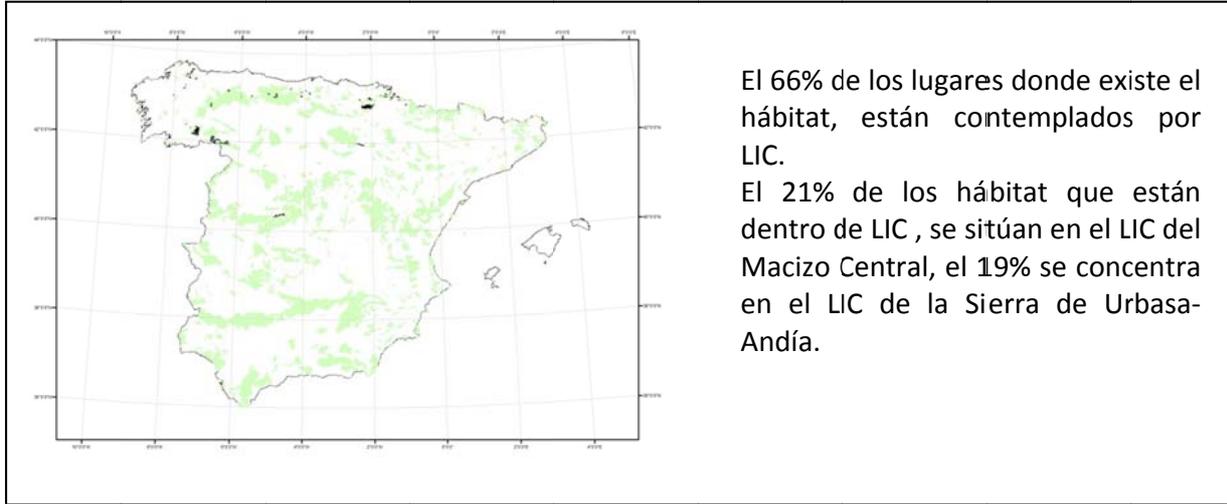
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 8 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Sierra do Careño (población 2), Sierra de Urbasa (población 12), Valles Altos Del Nansa y Saja y Alto Campoo (población 6), Fuentes del Narcea y del Ibias (población 5) y Macizo Central (población 15). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

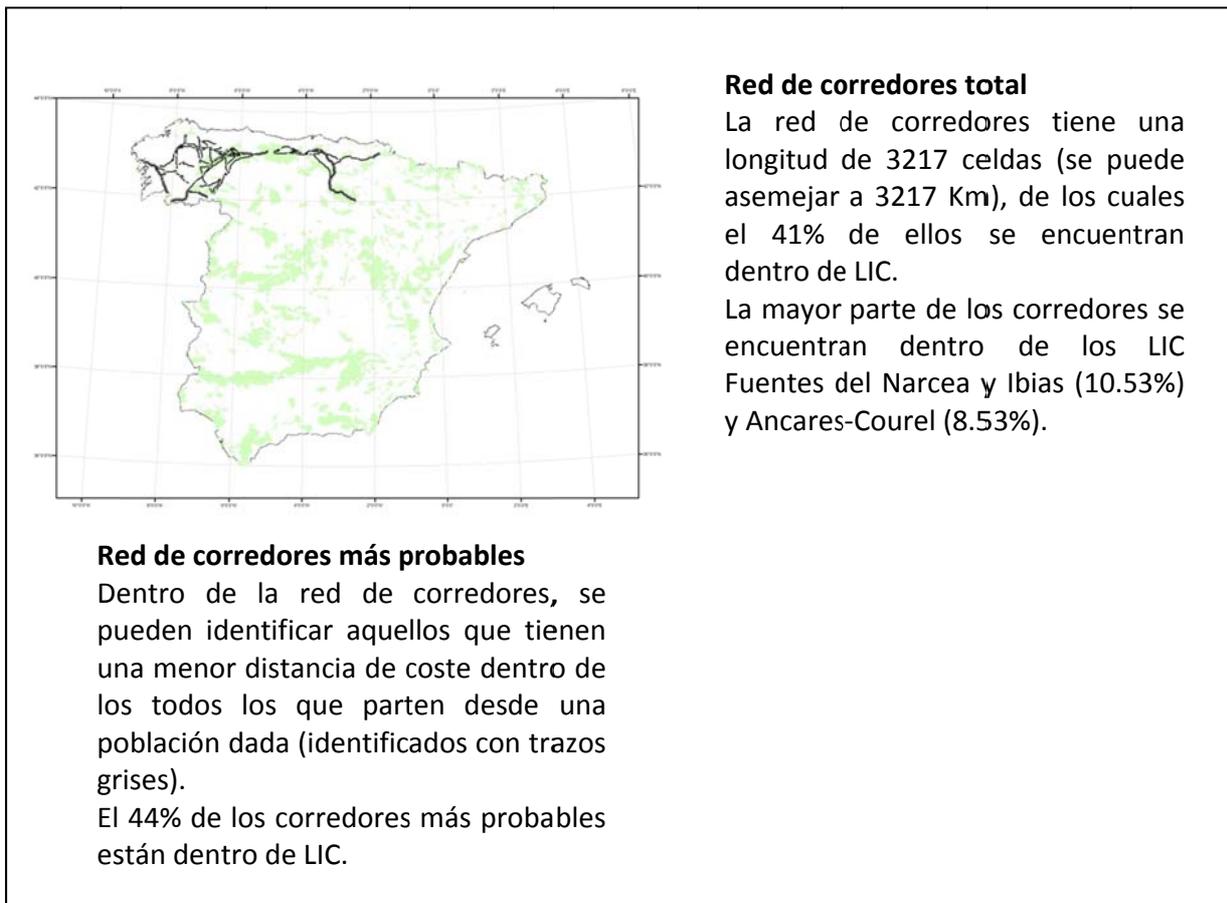
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 14 y 16 o la 7 con la 18.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

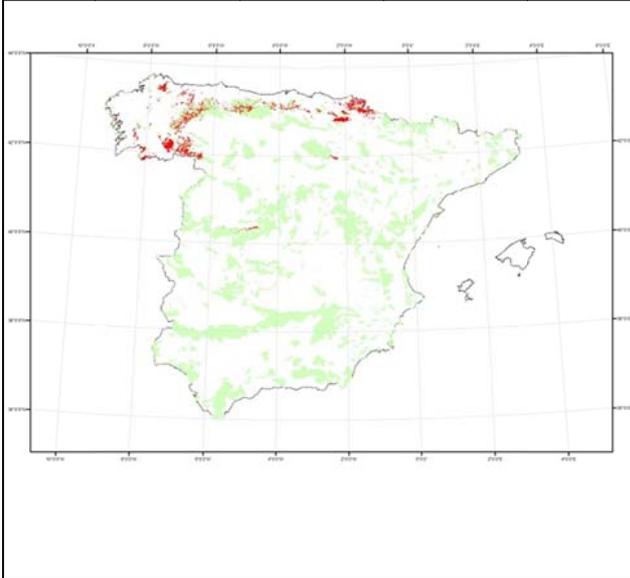
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

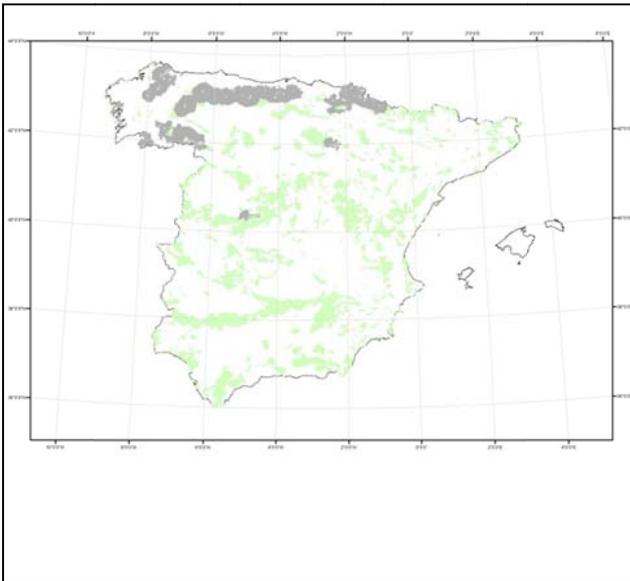


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 54% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 3452 Km².

Los LIC de macizo Central (9.5%) y Picos de Europa (6.8%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 62% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los lic de los Picos de Europa (8.2%) y Ancares-Courel (5.8%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 8 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Sierra do Careño (población 2), Sierra de Urbasa (población 12), Valles Altos Del Nansa y Saja y Alto Campoo (población 6), Fuentes del Narcea y del Ibias (población 5) y Macizo Central (población 15).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 2 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 12 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de poco zonas idóneas y cerca de otras poblaciones.

La población 6 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

La población 5 tiene un grado de aislamiento medio-bajo. Está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones.

La población 15 tiene un grado de aislamiento medio. Está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad engloban los grupos formados, lo que indica que difícilmente habrá conexiones inter-grupos

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, las poblaciones 14, 18 y 19 están totalmente aisladas.

Observaciones

La población 2 es importante para la conectividad de su grupo y tiene un grado de aislamiento medio-alto.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	1492	988	66.21	504	33.78
Red de corredores total	3217	1335	41.49	1882	58.50
Red de corredores más probables	609	268	44.00	341	55.99
Lugares idóneos para el hábitat	6354	3452	54.32	2902	45.67
Zonas de alta conectividad	30698	11523	37.53	19175	62.46

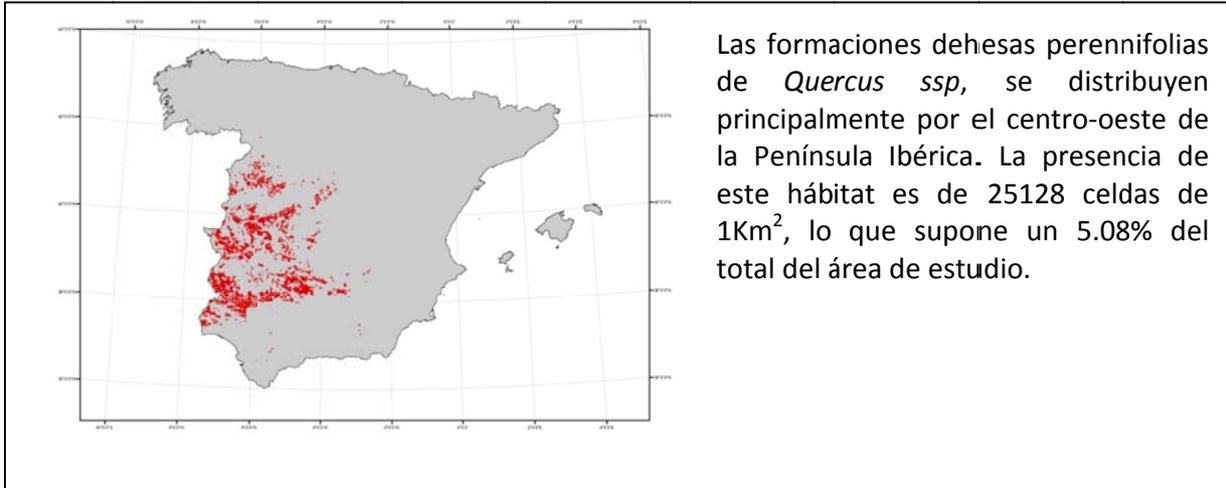
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	153975.188
2	40266.5703
3	2479038.25
4	22111.2852
5	102373.273
6	127522.836
7	101476.641
8	247957.953
9	138814.438
10	47362.6953
11	31523.8418
12	338335.625
13	213815.641
14	510665.781
15	167181.141
16	299037.344
17	293693.719
18	4523748
19	

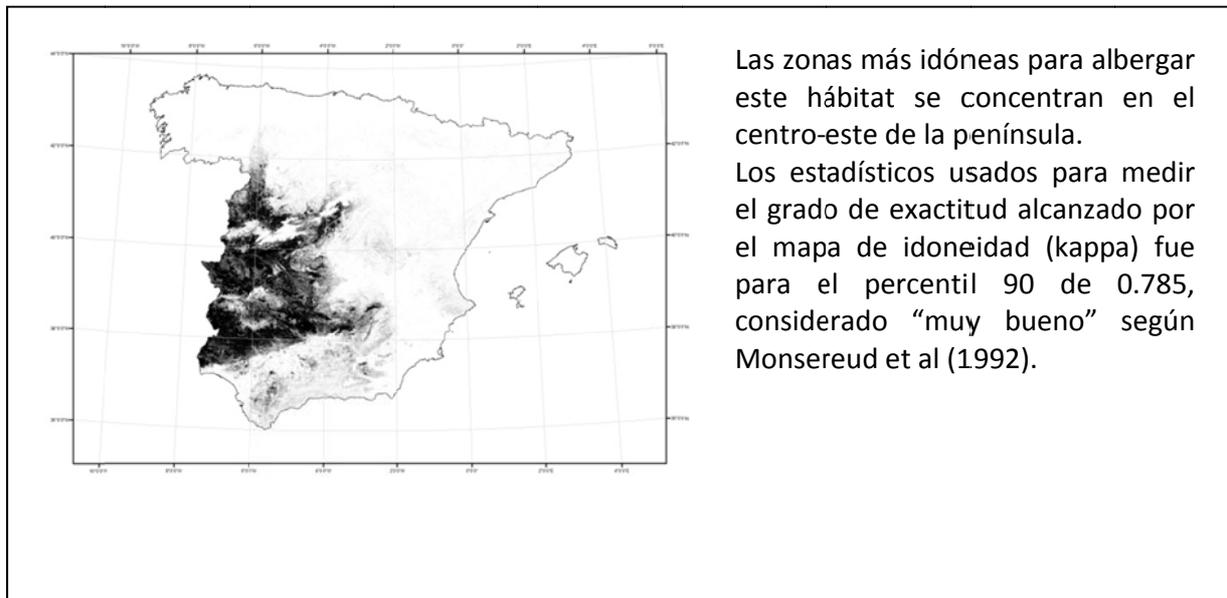
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6310 - Dehesas perennifolias de *Quercus ssp.*

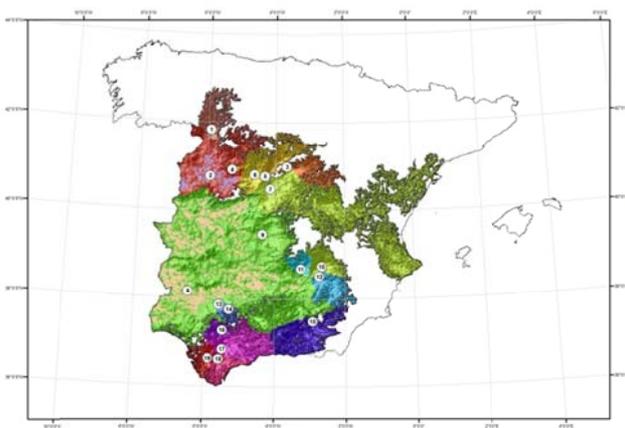
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 19 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 8 (Extremadura-Sierra morena) y 15 (Sierra de baza), las que poseen una menor conectividad.

Las población 4 (Sierra norte) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

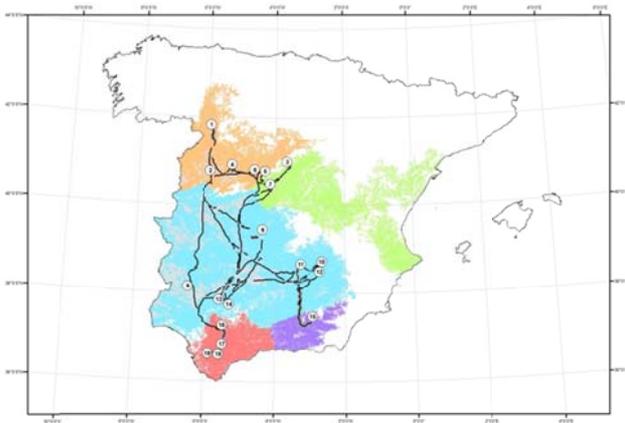
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 18	317579	2.274
Poblacion 15	256112	2.191
Poblacion 2	174156	2.241
Poblacion 5	153667	2.266
Poblacion 19	133178	2.293
Poblacion 14	133178	2.293
Poblacion 12	133178	2.293
Poblacion 11	92200	2.325
Poblacion 9	71711	2.325
Poblacion 8	51222	2.324
Poblacion 6	51222	2.324
Poblacion 4	51222	2.324
Poblacion 17	51222	2.324
Poblacion 7		

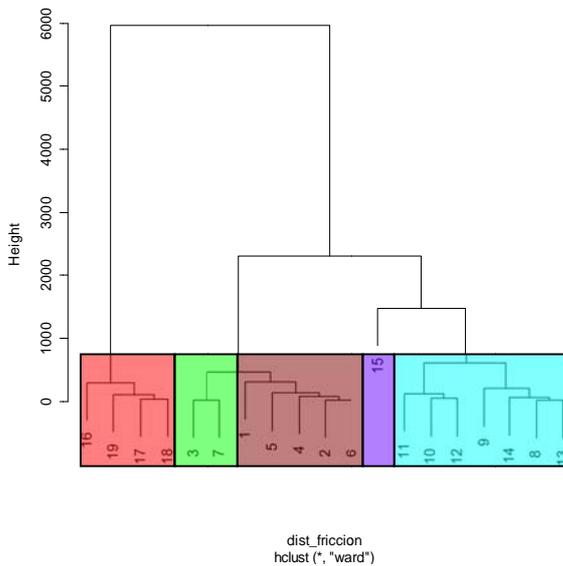
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 18 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 15.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



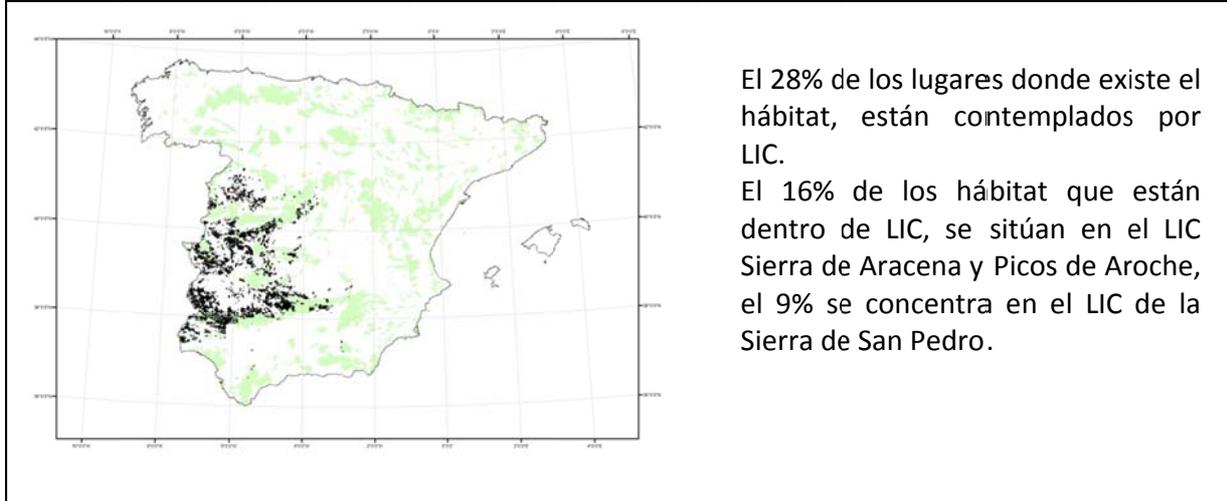
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 5 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Quilamas (población 2), Cuenca del Río Alberche (población 7), Extremadura-Sierra Morena (población 8) y Sierra de Lijar (población 17). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

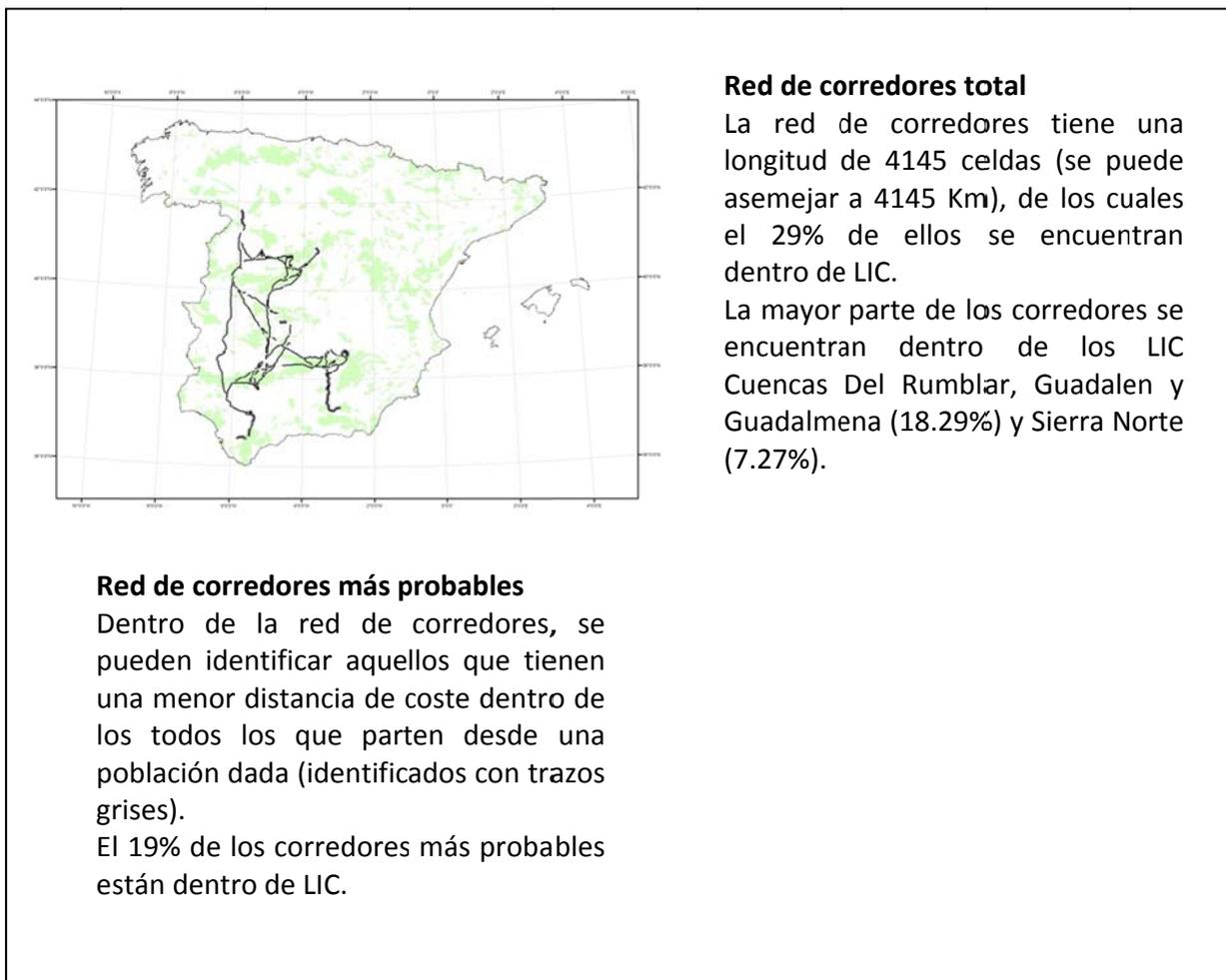
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 2 y 16 con la 8 y la 7 y la 2 con la 8.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

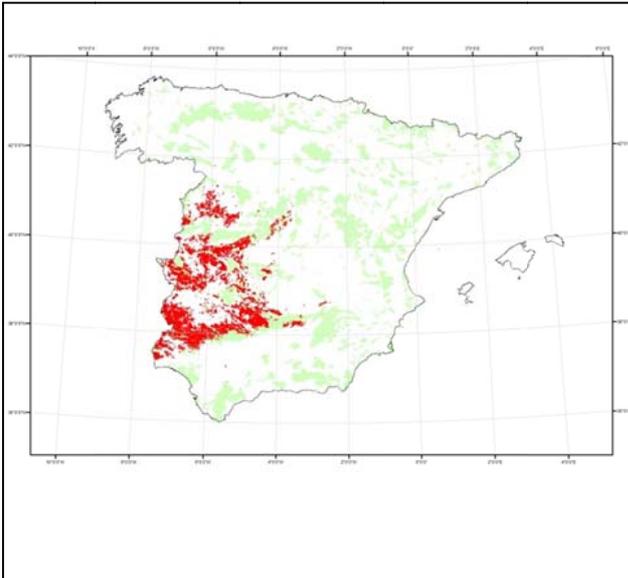
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

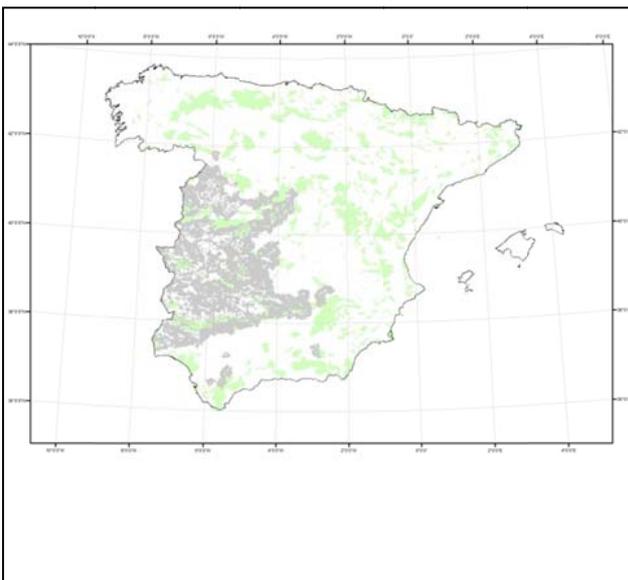


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 90%.

El 27% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 8360 Km².

Los LIC Sierra de Aracena y Picos de Aroche (18.2%) y Sierra Norte (9.37%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 72% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Cuencas Del Rumblar, Guadalen y Guadalmena (5.7%) y Montes de Toledo (5.5%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 5 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Quilamas (población 2), Cuenca del Río Alberche (población 7), Extremadura-Sierra Morena (población 8) y Sierra de Lijar (población 17).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 2 tiene un índice de aislamiento alto, aunque está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones. Esto puede ser debido a la gran extensión de la población, que da lugar a prominencias en la superficie de coste muy grandes, y no se corresponde realmente con el grado de aislamiento de la población.

La población 7 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de zonas poco idóneas y cerca de otras poblaciones. También es algo extensa, por lo que puede estar en la misma situación que la población anterior.

La población 8 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

La población 17 tiene un grado de aislamiento medio. Está rodeada de zonas poco idóneas y cerca de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad engloban los grupos formados, lo que indica que difícilmente habrá conexiones inter-grupos, exceptuando un pasillo de conectividad existente entre las poblaciones 7 y 8, ambos de distintos grupos.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, la población 15 está totalmente aislada.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	23823	6817	28.61	17006	71.38
Red de corredores total	4145	1230	29.67	2915	70.32
Red de corredores más probables	445	85	19.10	360	80.89
Lugares idóneos para el hábitat	30648	8360	27.27	22288	72.72
Zonas de alta conectividad	78749	21445	27.23	57304	72.76

Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	546281
2	2646760
3	34463
4	30497
5	369514
6	135864
7	2487200
8	11239986
9	546211
10	268100
11	116418
12	259333
13	7851
14	41377
15	5182763
16	254837
17	477587
18	169496
19	232124

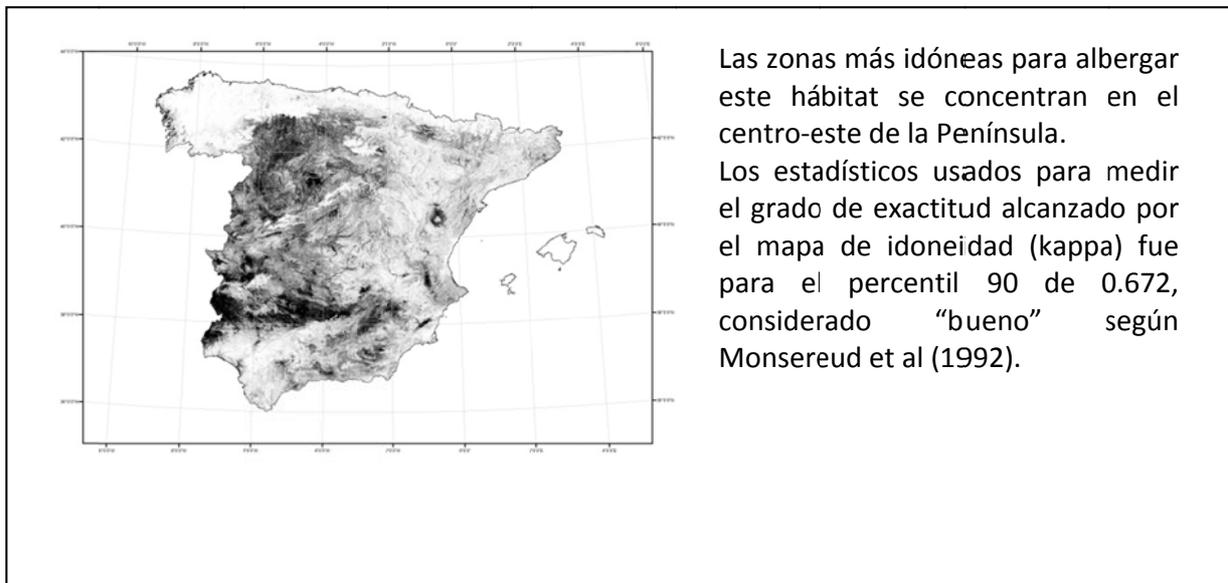
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

6420 - Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion*

Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 37 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 20 (Extremadura-Sierra morena) y 2 (Corubedo), las que poseen una menor conectividad.

La población 13 (Valle del Voltoya) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 26	151900	2.456
Poblacion 11	132300	2.437
Poblacion 14	132300	2.437
Poblacion 9	132300	2.437
Poblacion 25	102900	2.411
Poblacion 37	102900	2.411
Poblacion 7	102900	2.411
Poblacion 19	93100	2.404
Poblacion 27	93100	2.404
Poblacion 29	93100	2.404
Poblacion 13	83300	2.397
Poblacion 6	83300	2.397
Poblacion 33	63700	2.384
Poblacion 2	53900	2.377
Poblacion 8	24500	2.369

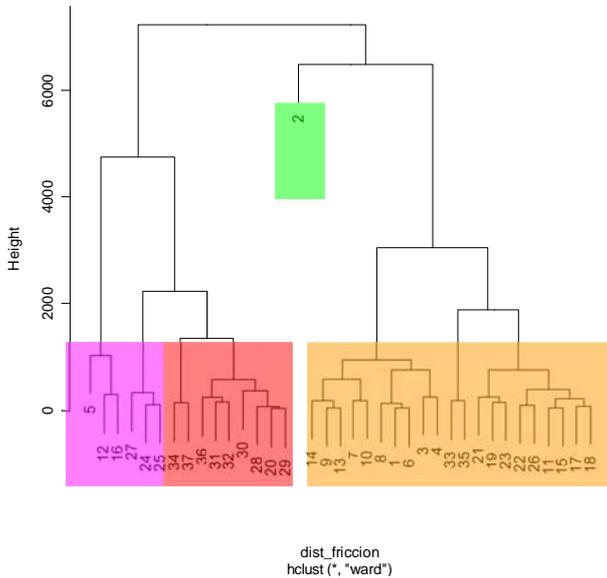
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, las poblaciones 26, 11, 14, 9, 25, 37 y 7 son las que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



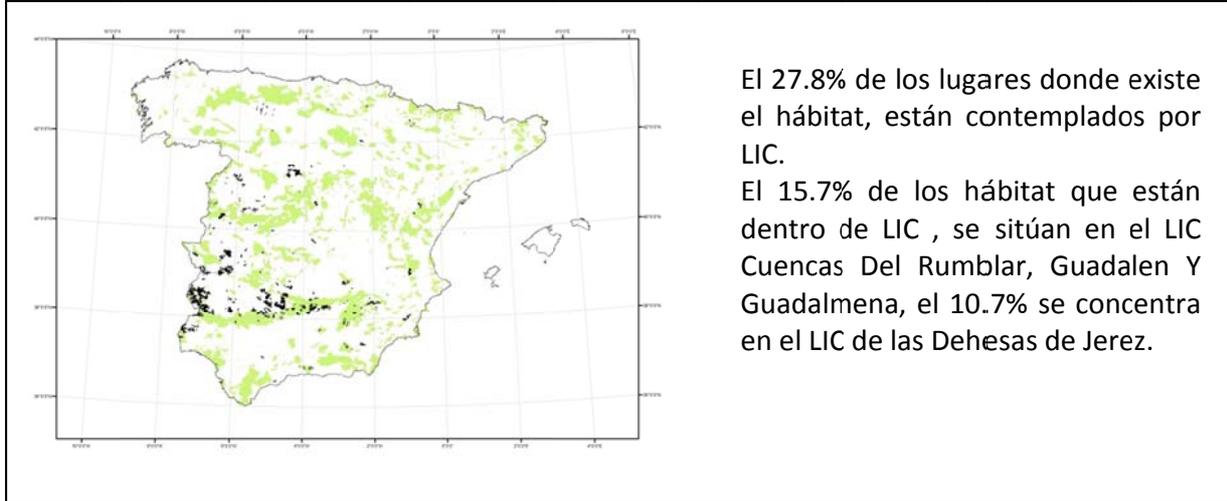
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 4 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Lagunas de Cantalejo (población 9), Muela de Cortes y el Caroig (población 25) y Sierra Morena (población 20). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

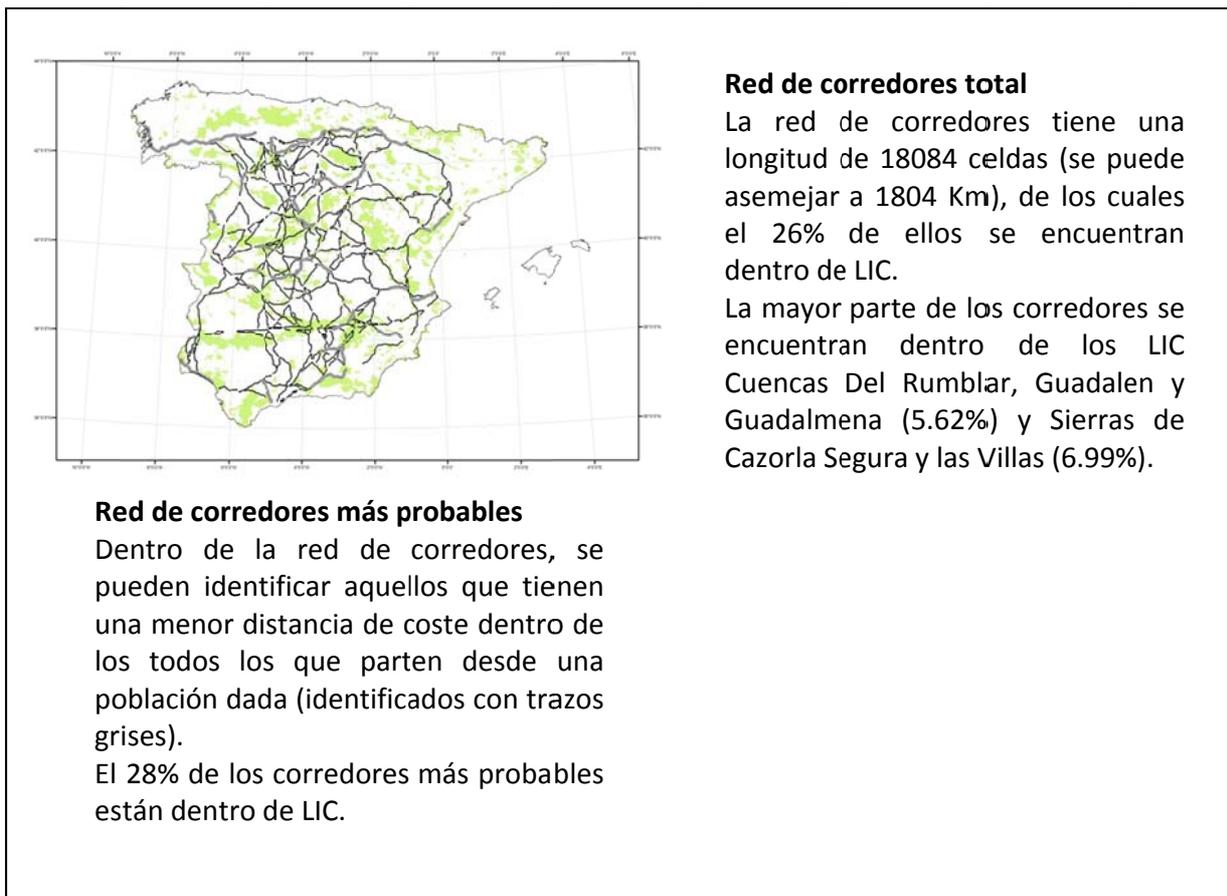
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 15 con la 11 y la 29 con la 24.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

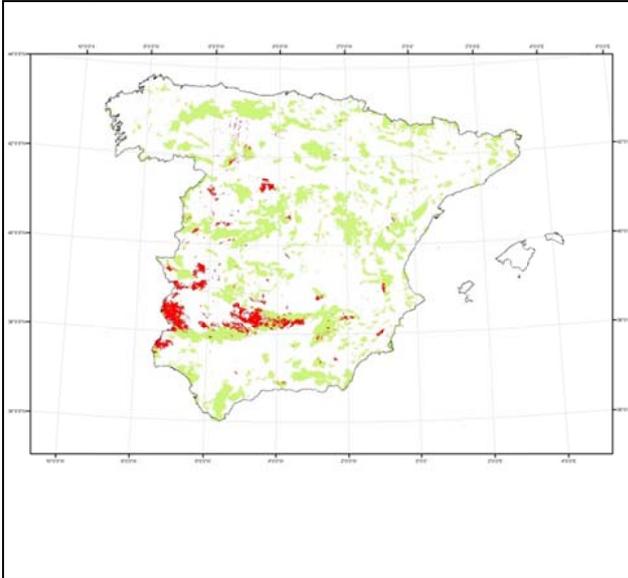
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

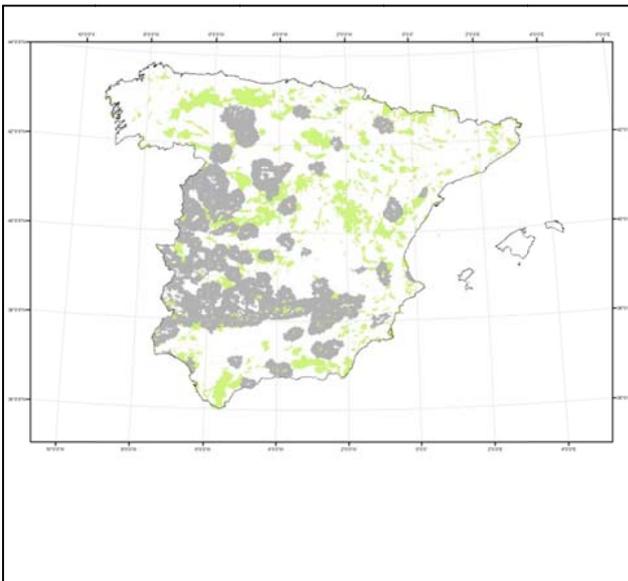


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 90%.

El 28% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 579 Km².

Los LIC Cuencas Del Rumblar, Guadalen y Guadalmena (16.88%) y Dehesas de Jerez (10.51%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 72% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierras De Cazorla, Segura y Las Villas (6.08%) y Sierras De Alcaraz y De Segura y Cañones Del Segura y Del Mundo (4.5%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 5 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Lagunas de Cantalejo (población 9), Muela de Cortes y el Caroig (población 25) y Sierra Morena (población 20).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 9 tiene un índice de aislamiento medio, aunque está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 25 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas idóneas, pero alejada de otras poblaciones.

La población 20 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Las manchas de alta conectividad engloban los grupos formados, lo que indica que difícilmente habrá conexiones inter-grupos, exceptuando un pasillo de conectividad existente entre las poblaciones 15 y 11, ambos de distintos grupos.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, la población 2 está totalmente aislada.

Observaciones

La población 20 tiene una gran extensión, que da lugar a prominencias en la superficie de coste muy grandes, y no se corresponde realmente con el grado de aislamiento de la población.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	8256	2296	27.81	5960	72.18
Red de corredores total	18084	4730	26.15	13354	73.84
Red de corredores más probables	2056	579	28.16	1477	71.83
Lugares idóneos para el hábitat	12920	3577	27.68	9343	72.31
Zonas de alta conectividad	118721	32775	27.60	85946	72.39

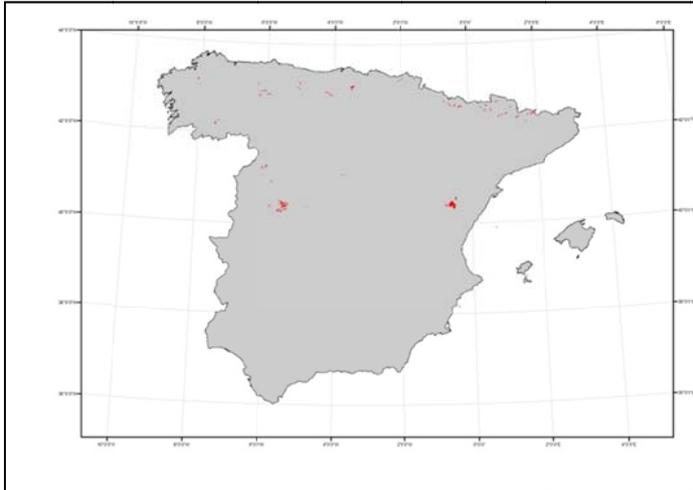
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen	población	volumen
1	1464312	18	350487
2	26932588	19	711084
3	654418	20	11096741
4	2032994	21	1036160
5	11069529	22	190737
6	255851	23	205258
7	1383086	24	706538
8	385474	25	1425285
9	924206	26	80593
10	1656794	27	416363
11	1547545	28	494493
12	5634348	29	1526409
13	71179	30	1026739
14	907667	31	512589
15	494098	32	1725145
16	4648964	33	139521
17	161608	34	1122920
		35	912590
		36	1263652
		37	485518

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

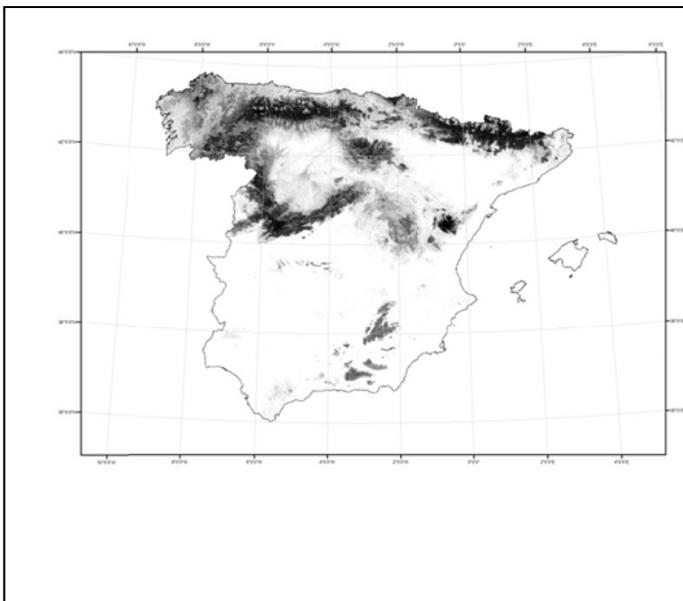
6510 - Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

Distribución observada



Los prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*), se distribuyen por la cornisa cantábrica, los Pirineos y la submeseta norte. La presencia de este hábitat es de 1562 celdas de 1Km², lo que supone un 0.31% del total del área de estudio.

Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en los Pirineos, sistema central y picos de Europa.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 de 0.374, considerado "pobre" según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 17 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 15 (Maestrazgo y Sierra de Gúdar) y 3 (Picos de Europa), las que poseen una menor conectividad.

Las población 9 (Pirineos) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 7	97213	2.384
Poblacion 17	54007	2.363
Poblacion 16	46806	2.359
Poblacion 9	46806	2.359
Poblacion 8	32404	2.351
Poblacion 14	18002	2.351
Poblacion 6	18002	2.351

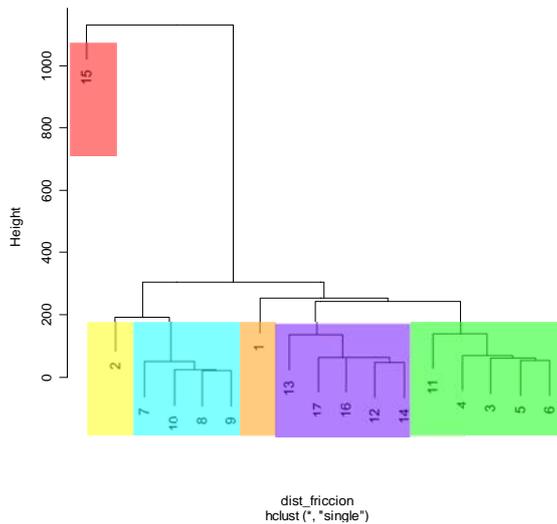
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 7 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 17.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



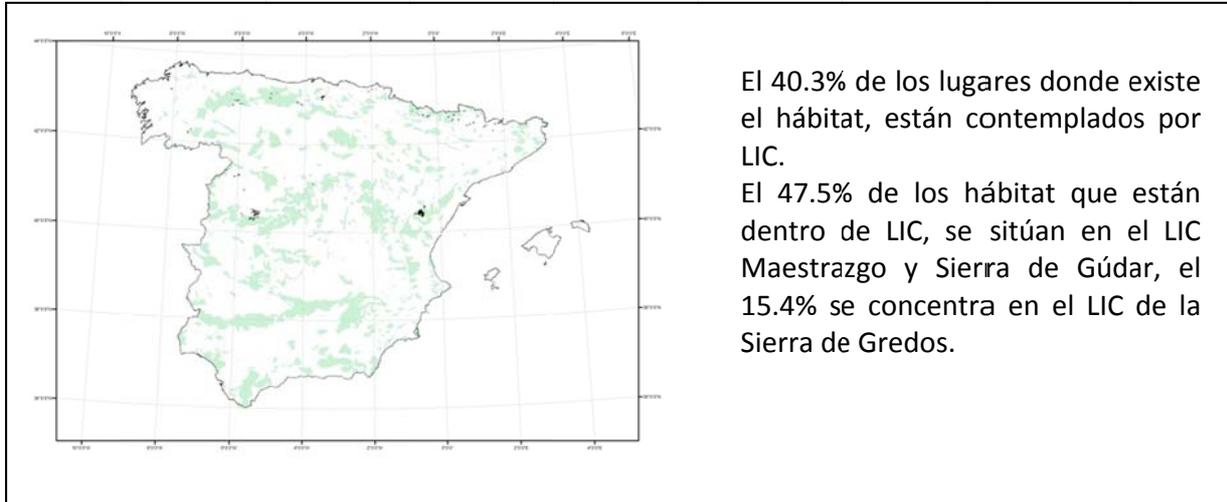
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Picos de Europa (población 2), Poset-Maladeta (población 8) y Fuentes Carrionas Y Fuente Cobre-Montaña Palentina (población 6). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

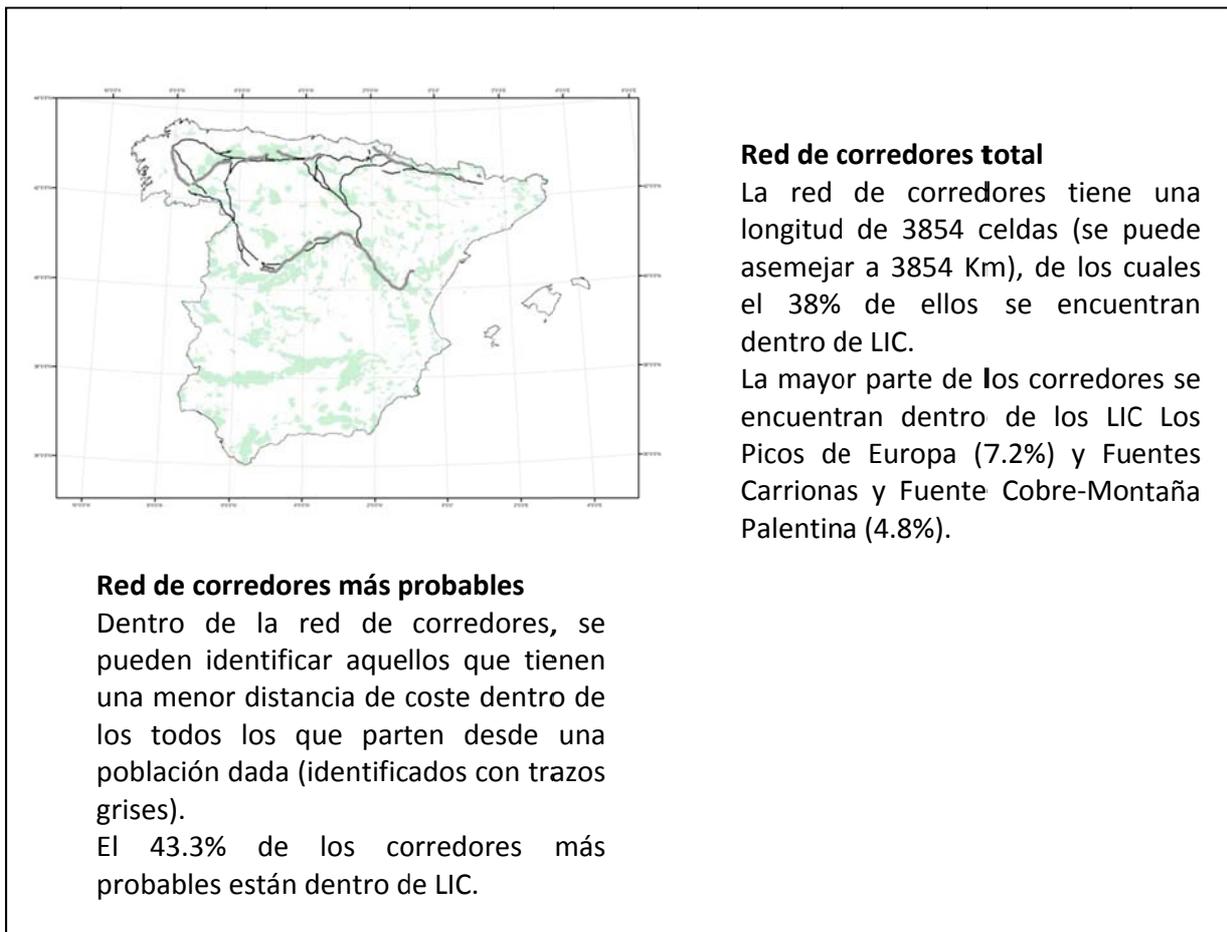
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 1 con la 11 y la 2 con la 7.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

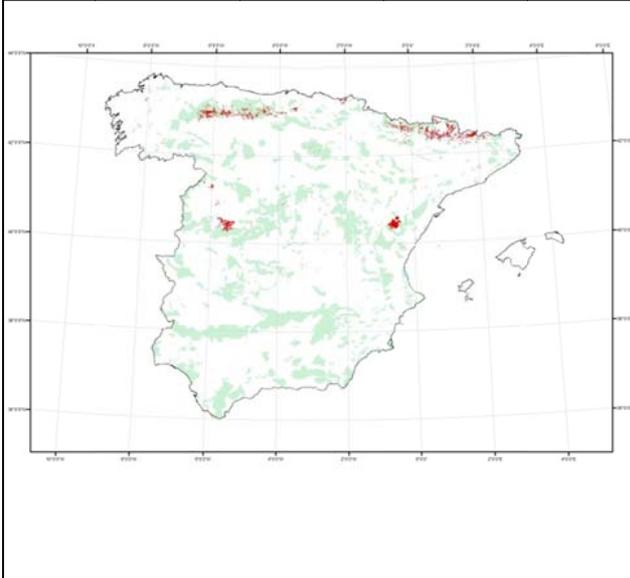
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

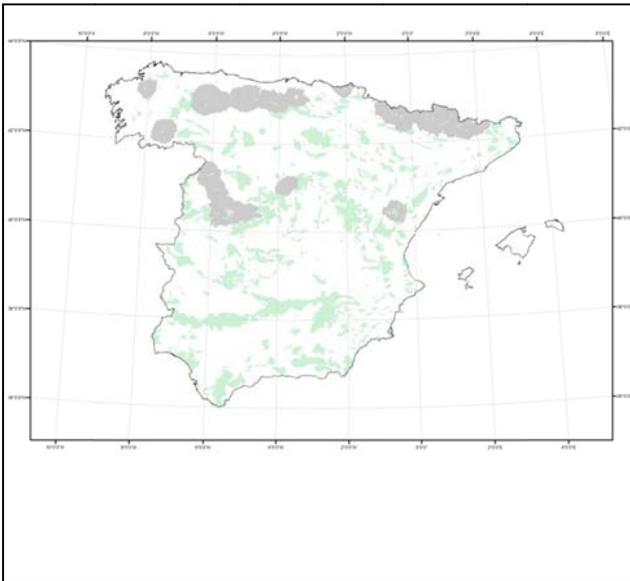


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 38% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1 Km².

Los LIC Maestrazgo y Sierra de Gúdar (20.4%) y Valle de San Emiliano (10.9%), aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 67% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Picos de Europa (6.01%) y Sierra de Gredos (4.86%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Zonas de alta conectividad

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 6 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Europa (población 2), Poset-Maladeta (población 8) y Fuentes Carrionas Y Fuente Cobre-Montaña Palentina (población 6).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 2 tiene un índice de aislamiento medio-alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones. La población 8 posee un grado de aislamiento bajo, está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones. La población 6 posee un grado de aislamiento medio-bajo, está rodeada de zonas idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

Las manchas de alta conectividad engloban los grupos formados, lo que indica que difícilmente habrá conexiones inter-grupos.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, la población 2 está totalmente aislada.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	897	362	40.35	535	59.64
Red de corredores total	3854	1470	38.14	2384	61.85
Red de corredores más probables	1072	465	43.37	607	56.62
Lugares idóneos para el hábitat	4149	1602	38.61	2547	61.38
Zonas de alta conectividad	51335	16456	32.05	38479	67.94

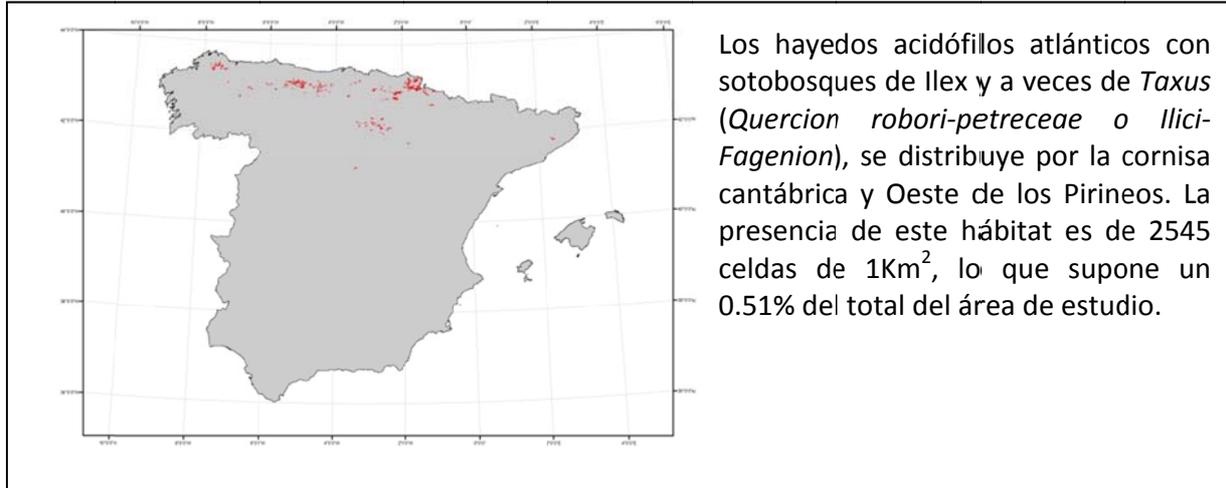
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
15	17118544
13	4996413
1	3096820.5
11	1318429
4	1262067.13
2	1055326.25
10	877261.125
7	738269.313
12	711950.188
16	491318.469
5	459877.563
6	449570.094
3	377429.25
17	144233.453
8	105677.789
14	93571.2031
9	57720.3359

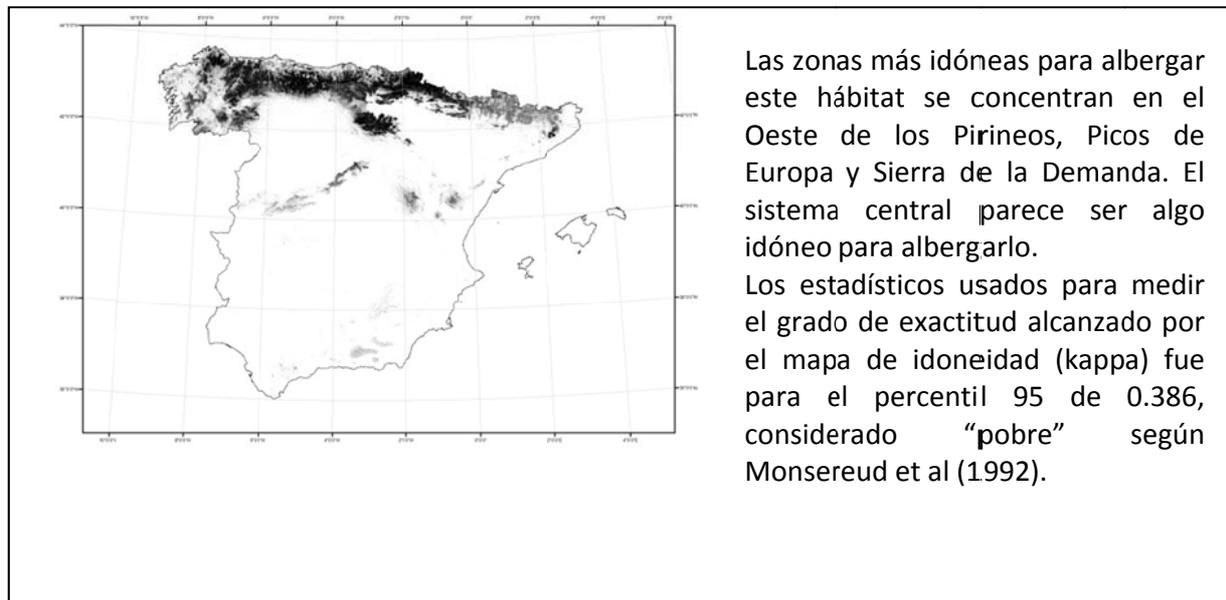
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9120 - Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosques de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion robori-petreceae* o *Ilici-fagenion*)

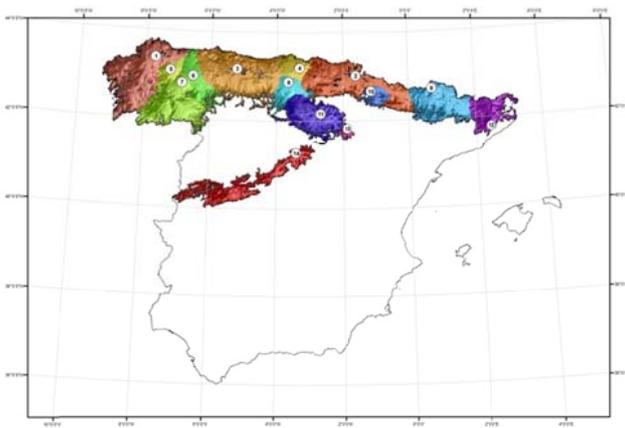
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 14 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 12 (Massys de Montseny) y 14 (Sierra de Ayllón), las que poseen una menor conectividad, estando la población 14 totalmente aislada del resto.

La población 10 (Sierra de Leyre) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

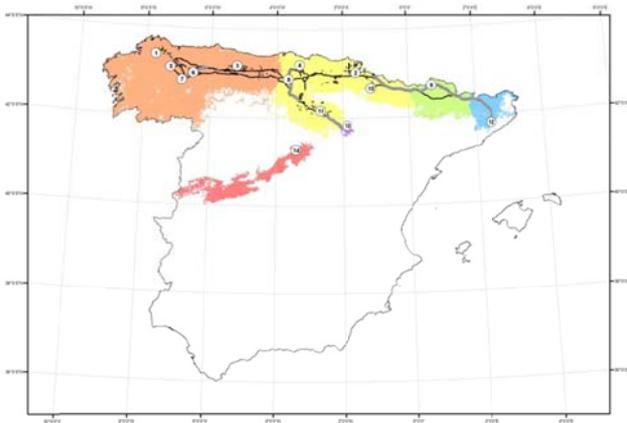
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 1	209575	2.312
Poblacion 3	60844	2.344
Poblacion 6	87886	2.329
Poblacion 7	33802	2.340
Poblacion 8	33802	2.340
Poblacion 10	87886	2.329
Poblacion 13	141970	2.271
Poblacion 14	114928	2.305

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 1 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 3.

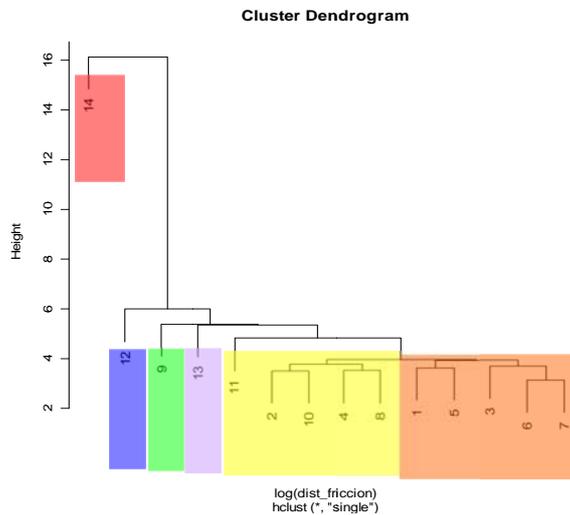
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

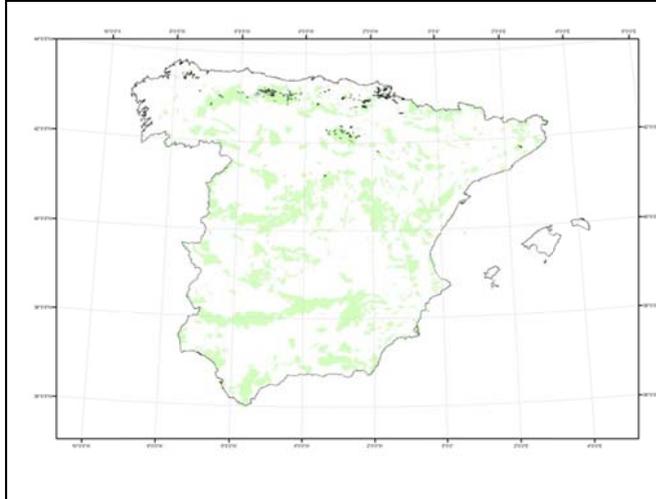
Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Belate (población 2) y Fuentes del Nardea y Ibias (población 6). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 2 y 12 con la 9 y la 11 con la 13.



EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

Distribución observada dentro de LIC



El 66% de los lugares donde existe el hábitat, están contemplados por LIC.

El 13.5% de los hábitat que están dentro de LIC , se sitúan en el LIC Sierras De Demanda, Urbión, Cebollera Y Cameros, el 9.07% se concentra en el LIC de Bellate.

Red de corredores



Red de corredores total

La red de corredores tiene una longitud de 2524 celdas (se puede asemejar a 2524 Km), de los cuales el 45% de ellos se encuentran dentro de LIC.

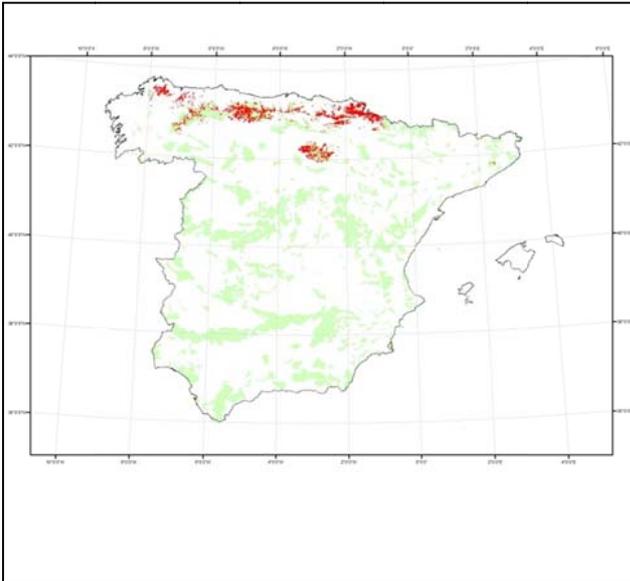
La mayor parte de los corredores se encuentran dentro de los LIC Fuentes del Narcea y Ibias (9.67%) y Picos de Europa (9.23%).

Red de corredores más probables

Dentro de la red de corredores, se pueden identificar aquellos que tienen una menor distancia de coste dentro de los todos los que parten desde una población dada (identificados con trazos grises).

El 34.8% de los corredores más probables están dentro de LIC.

Lugares idóneos para el hábitat

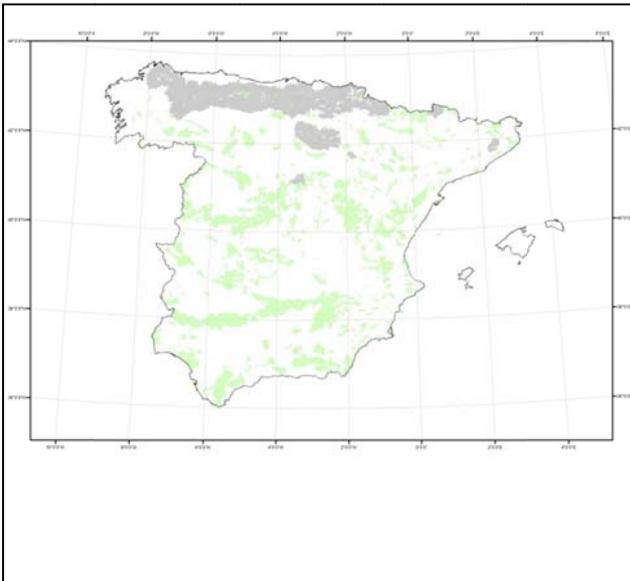


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 56% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 4788 Km².

Los LIC Picos de Europa (12%) y Sierra de la Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros (11%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 33% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Picos de Europa (6.08%) y Sierra de la Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros (7.9%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 6 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Belate (población 2) y Fuentes del Nardea y Ibias (población 6).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 2 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 6 posee un grado de aislamiento medio-bajo, está rodeada de zonas idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Existe un importante pasillo de alta conectividad entre los grupos de las poblaciones 3 y 8. El resto de grupos no se conectan mediante pasillos de conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, la población 14 está totalmente aislada.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	1883	1245	66.11	638	33.88
Red de corredores total	2524	1137	45.04	1387	54.95
Red de corredores más probables	612	213	34.80	399	65.19
Lugares idóneos para el hábitat	8492	4788	65.38	3704	43.61
Zonas de alta conectividad	45723	15340	33.54	30383	66.45

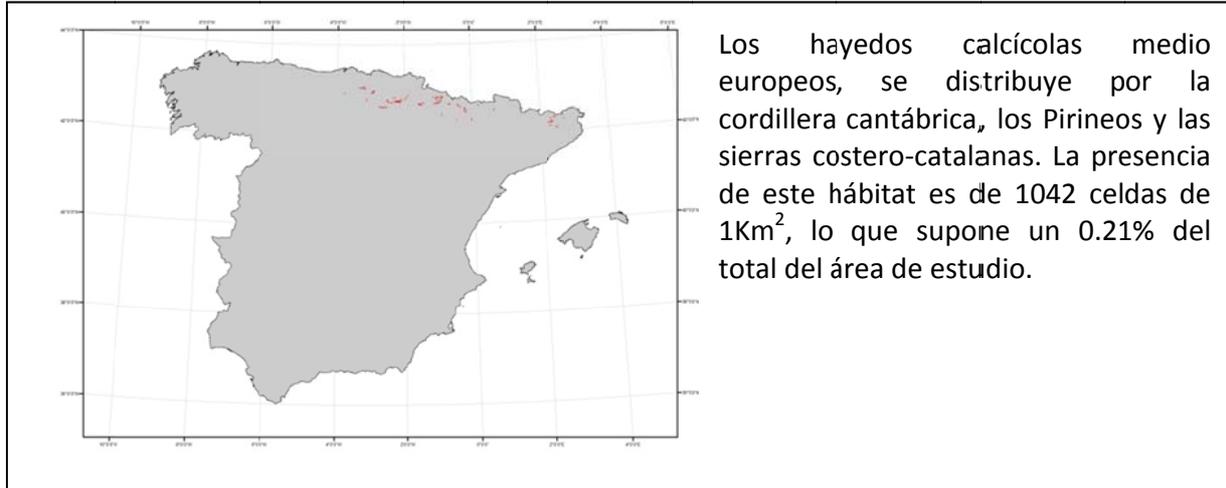
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	1312726.12
2	1028777.62
3	1526753
4	108008.9
5	63603.73
6	86542.23
7	421064.34
8	94352.94
9	1623070.88
10	49952.7
11	1706980.38
12	1850597.88
13	133242.86
14	

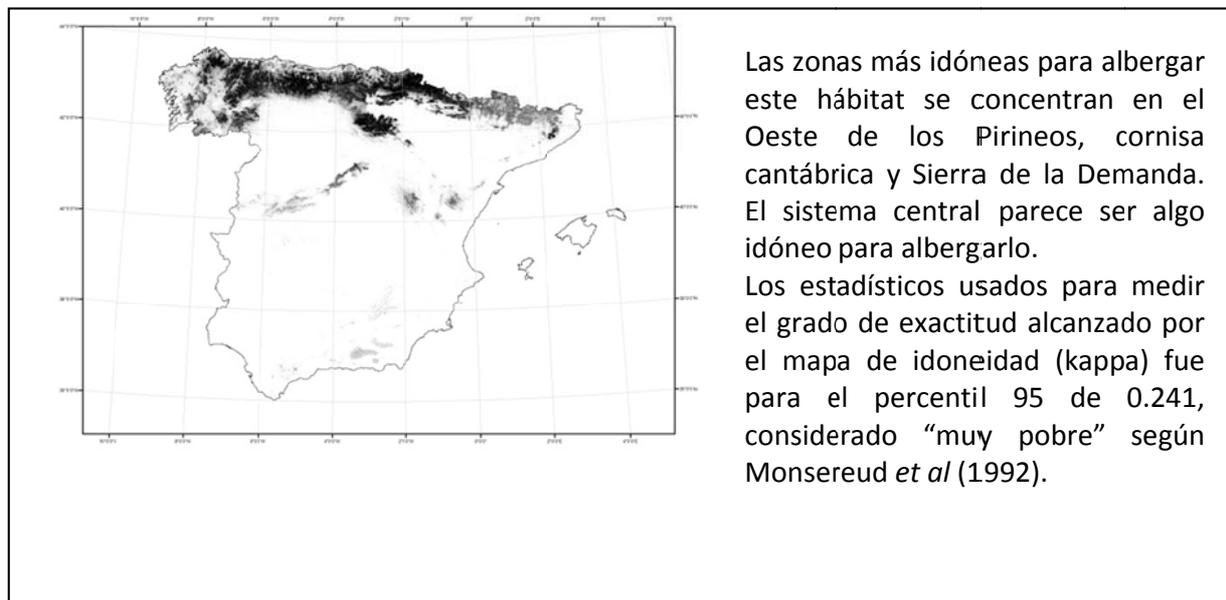
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9150 - Hayedos calcícolas medio europeos del *Cephalanthero-Fagion*

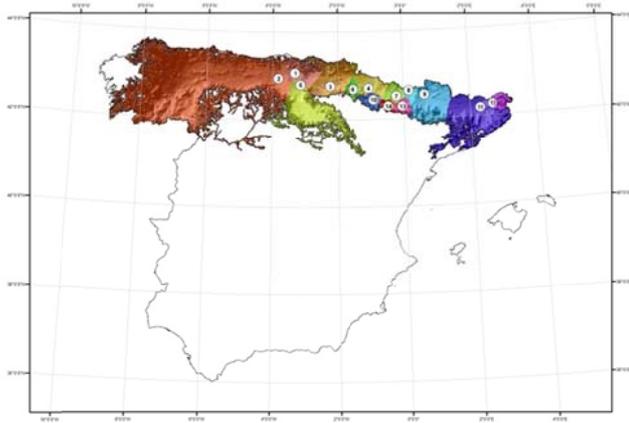
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 14 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 2 (Hoces del alto Ebro) y 11 (Sistema transversal catalán), las que poseen una menor conectividad.

La población 14 (Sierra de Santo Domingo y Cabañera) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

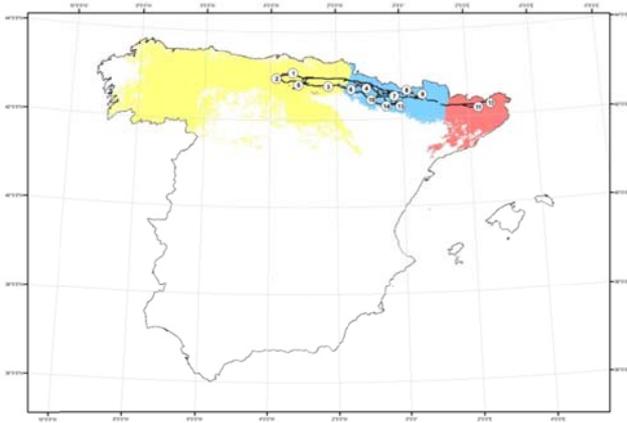
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 1	148397	2.100
Poblacion 2	529988	2.144
Poblacion 7	190796	2.101
Poblacion 8	487589	2.146
Poblacion 12	360392	2.145

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 12 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 8.

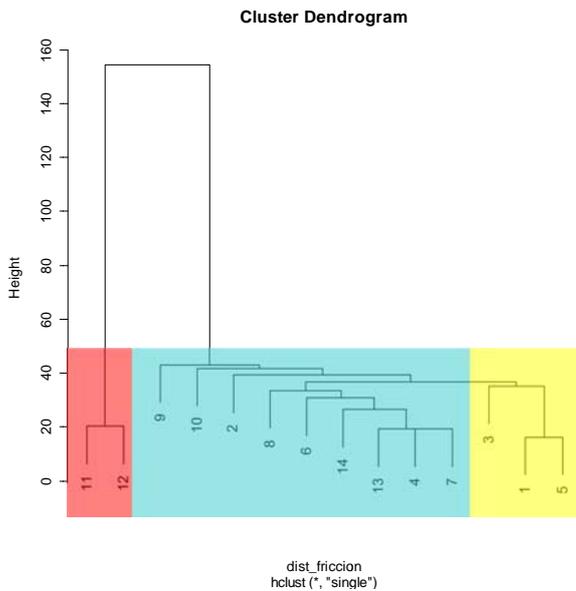
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 3 grandes grupos.

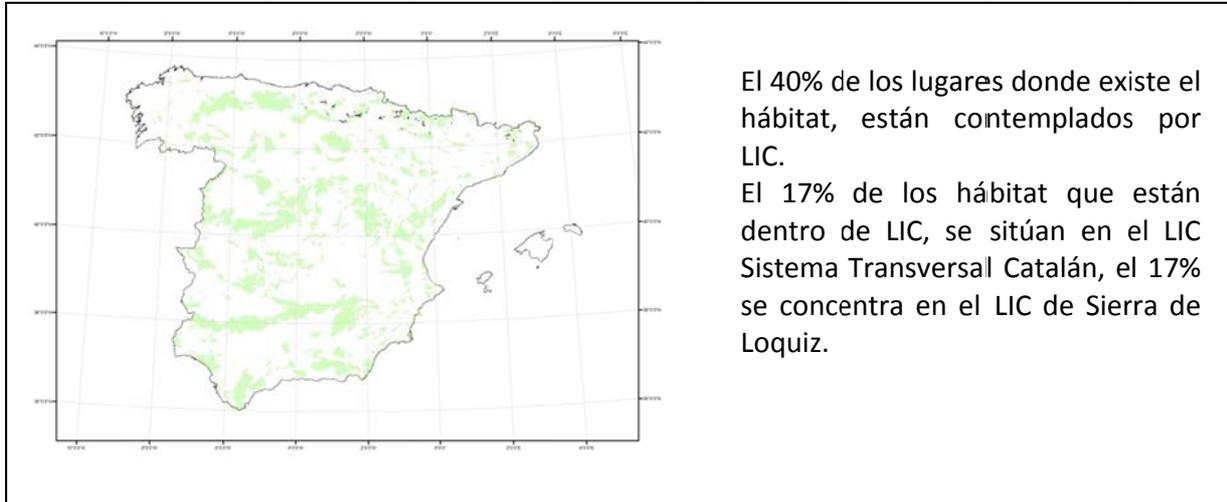
Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las del Monte Santiago (población 1), Sobrepuerto (población 7) y Alta Garrotxa (población 12). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen la población 3 con la 6.

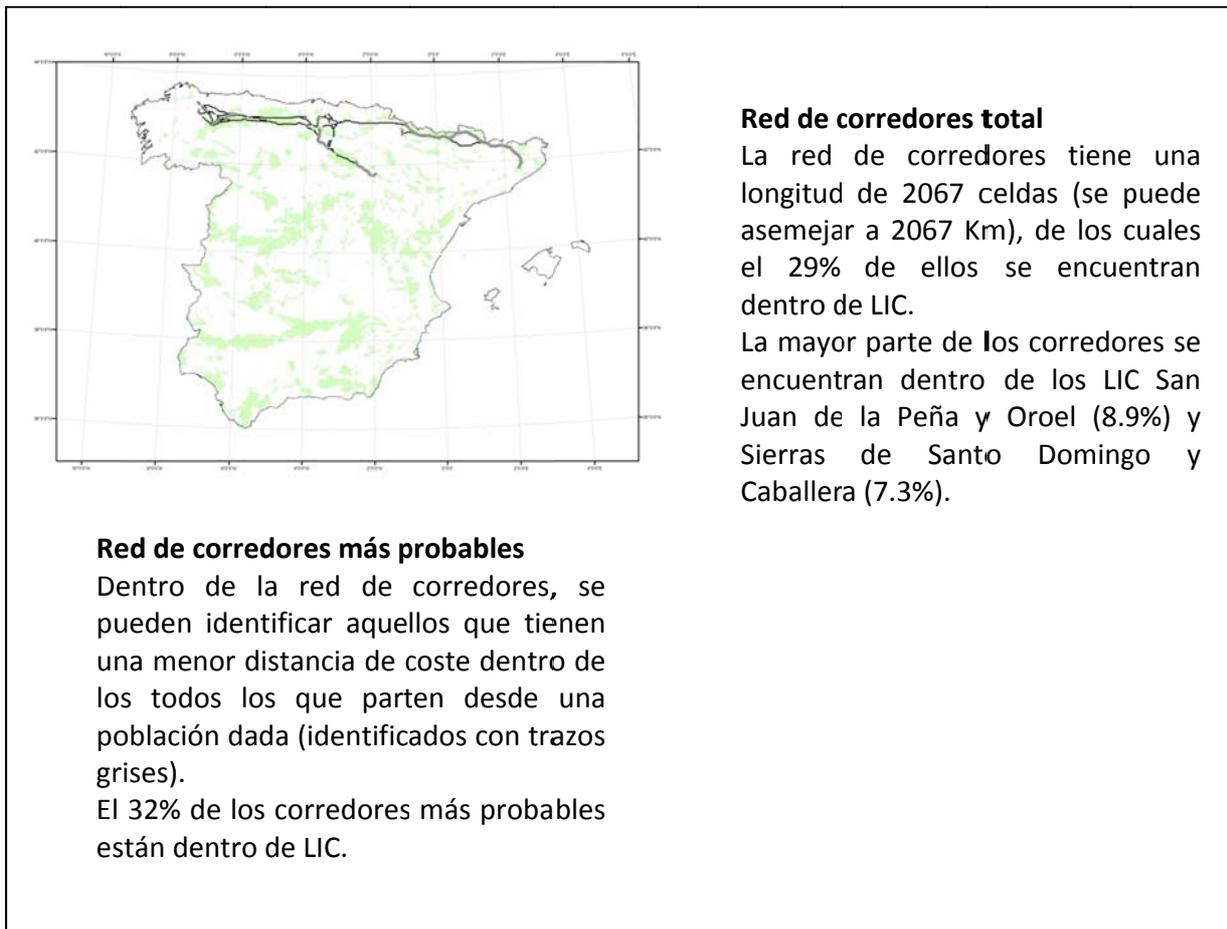


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

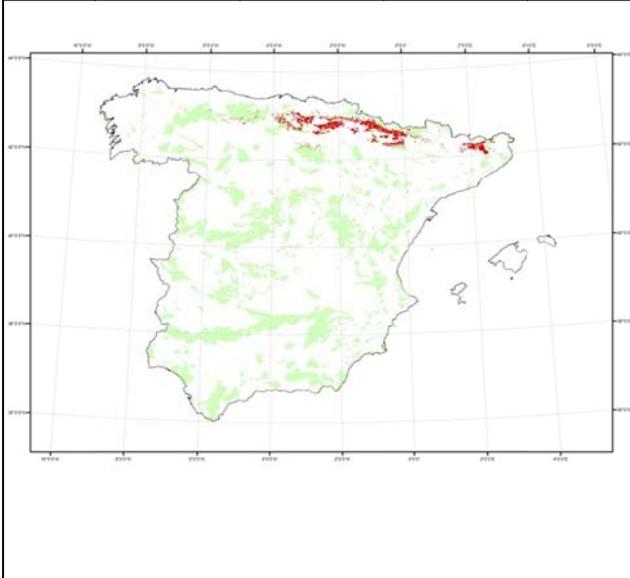
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat



Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 38% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 2326 Km².

Los LIC Sierra de Urbasa/Andía (8.7%) y el Sistema Transversal Catalán (8.38%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 68% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los lic de Hoces del Alto Ebro y Rudón (5.98%) Y Montes Obarenes (5.85%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 3 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones del Monte Santiago (población 1), Sobrepuerto (población 7) y Alta Garrotxa (población 12).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 1 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 7 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

La población 12 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas poco idóneas y alejada de otras poblaciones

Zonas de alta conectividad

Existe un importante pasillo de alta conectividad entre los grupos de las poblaciones 3 y 6. El resto de grupos no se conectan mediante asilos de conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada.

Observaciones

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	561	228	40.64	333	59.35
Red de corredores total	2067	616	28.80	1451	70.19
Red de corredores más probables	289	95	32.87	194	67.12
Lugares idóneos para el hábitat	6020	2326	38.63	3694	61.36
Zonas de alta conectividad	21372	6786	31.75	14586	64.24

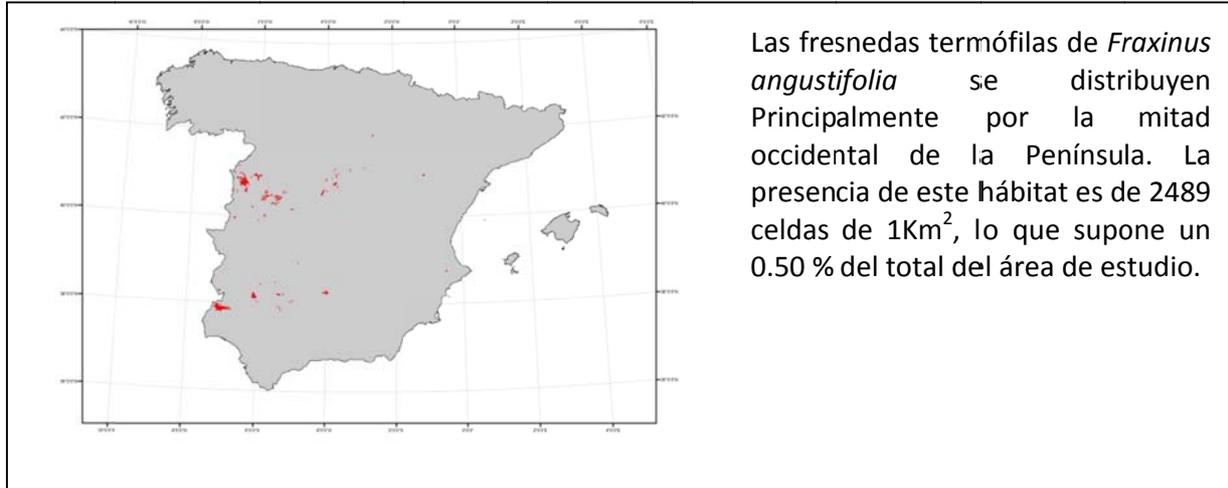
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	94110.1172
2	2462019
3	248995.766
4	83571.8125
5	288427.375
6	36054.2578
7	31660.5273
8	19486.5039
9	272392.125
10	52902.3438
11	516752
12	26339.9043
13	21508.666
14	18163.8242

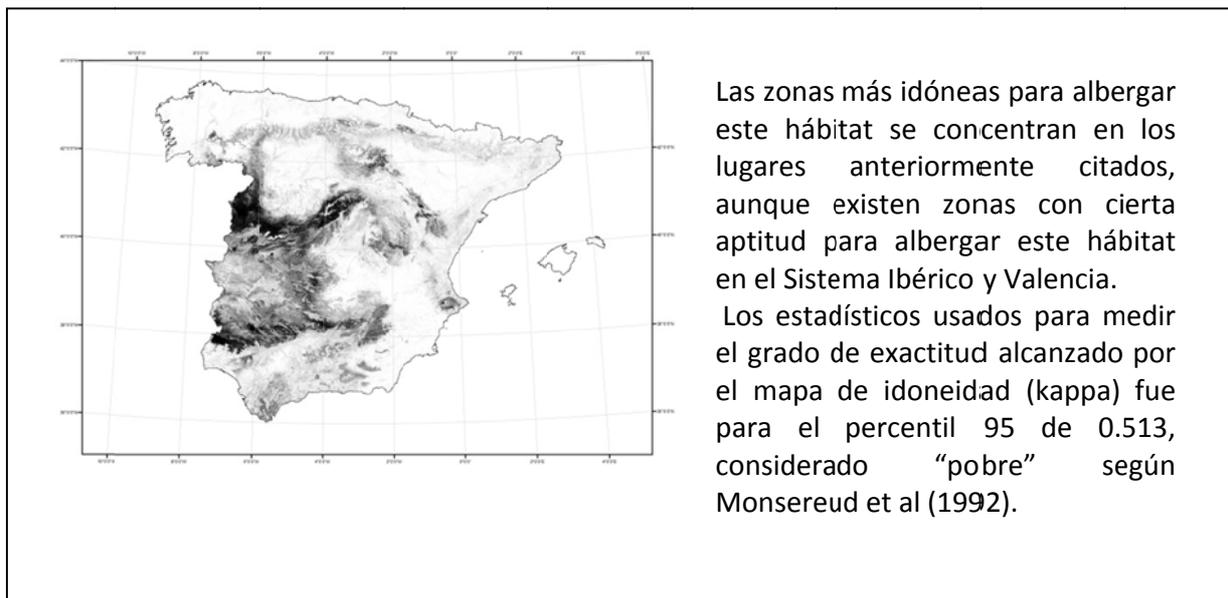
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

91B0 - Fresnedas termófilas de *Fraxinus angustifolia*

Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 23 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 2 (Sierra de Urbión) y 7 (Sierra de Fonfrá), las que poseen una menor conectividad, estando ésta totalmente aislada del resto de poblaciones.

La población 20 (Guadiato Bembezar) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 2	133672	2.364
Poblacion 3	133672	2.364
Poblacion 7	99176	2.268
Poblacion 9	64680	2.236
Poblacion 10	47432	2.233
Poblacion 15	107800	2.279
Poblacion 19	56056	2.233
Poblacion 20	38808	2.235
Poblacion 21	30184	2.238

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, las poblaciones 2 y 3 son las que tienen una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

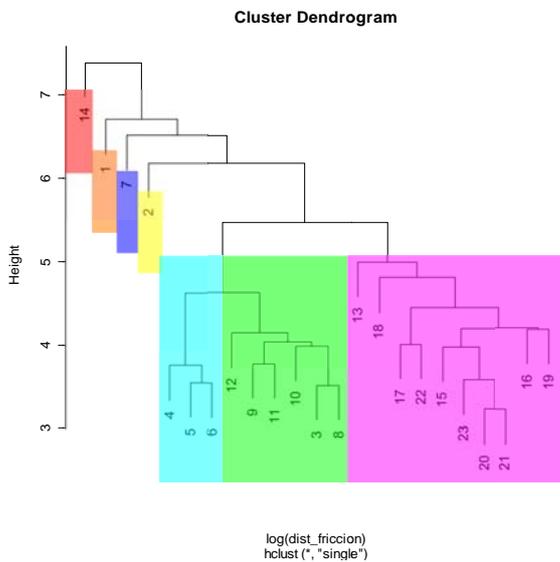
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 7 grandes grupos.

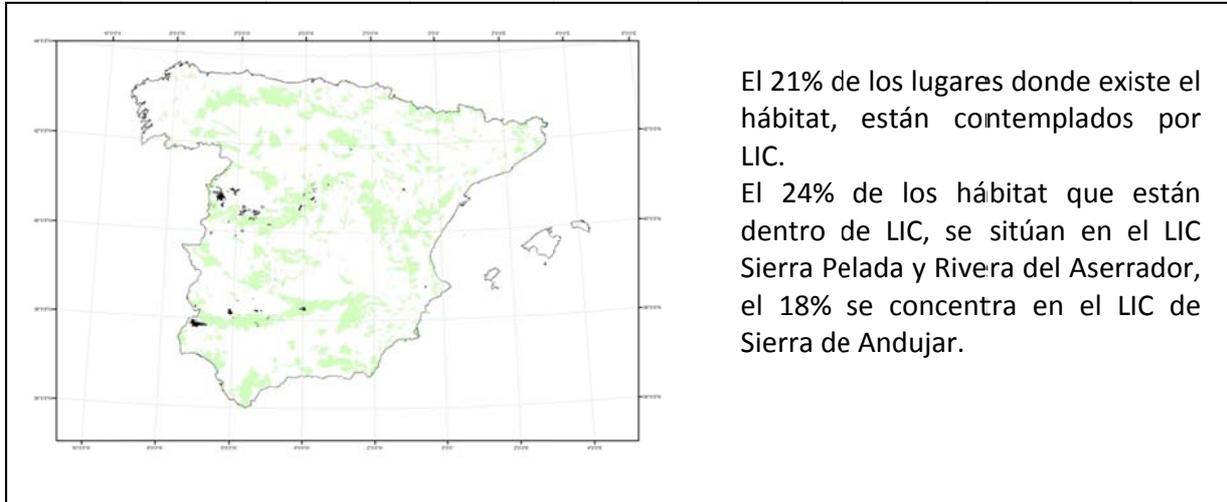
La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones de la Sierra de Ayllón (población 6), Sierra de Gredos (población 8) y Guadiato Bembezar (población 20). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 4 con la 2 y la 5 con la 10.

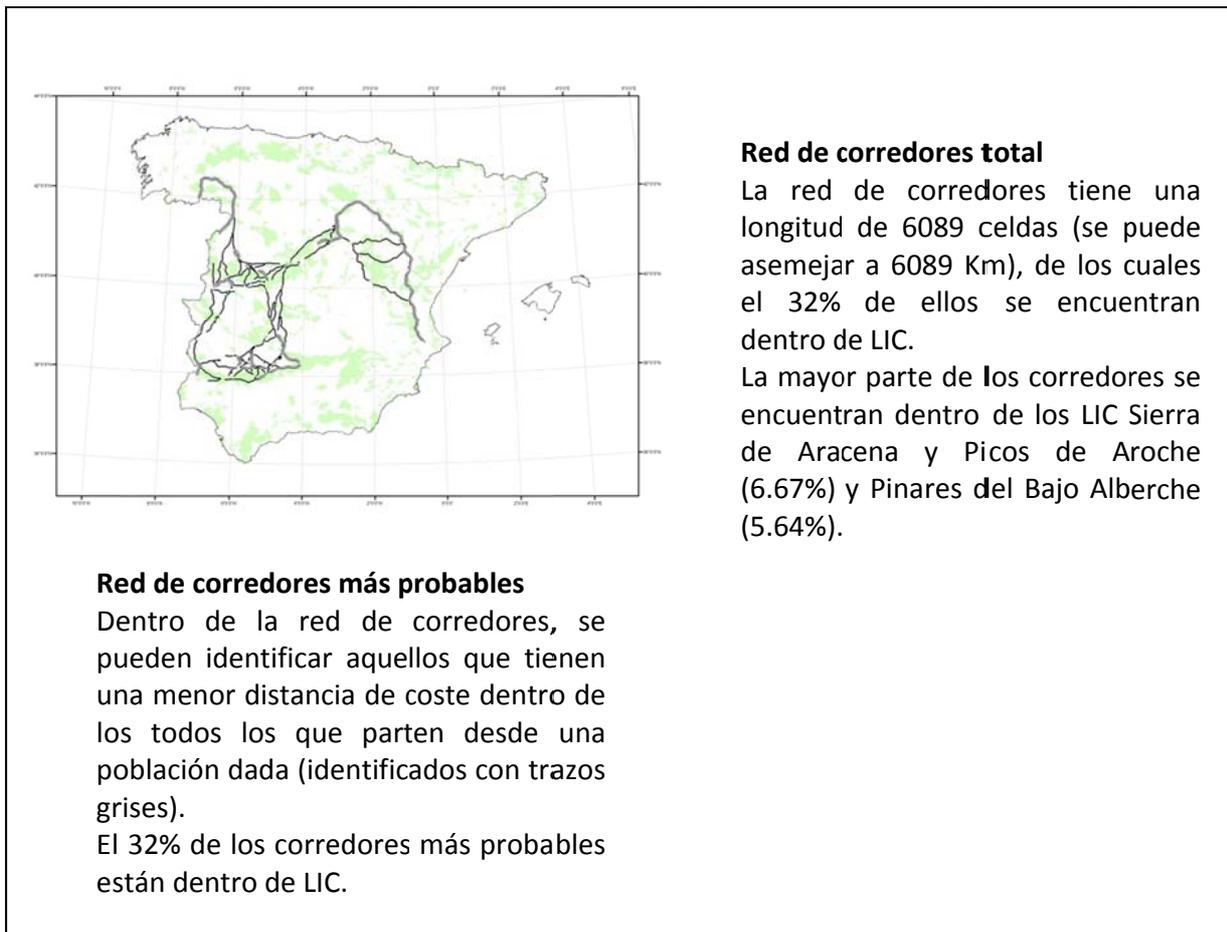


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

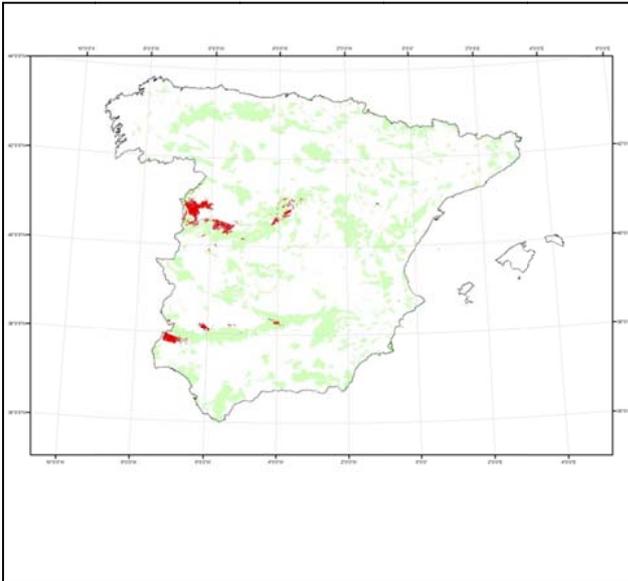
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

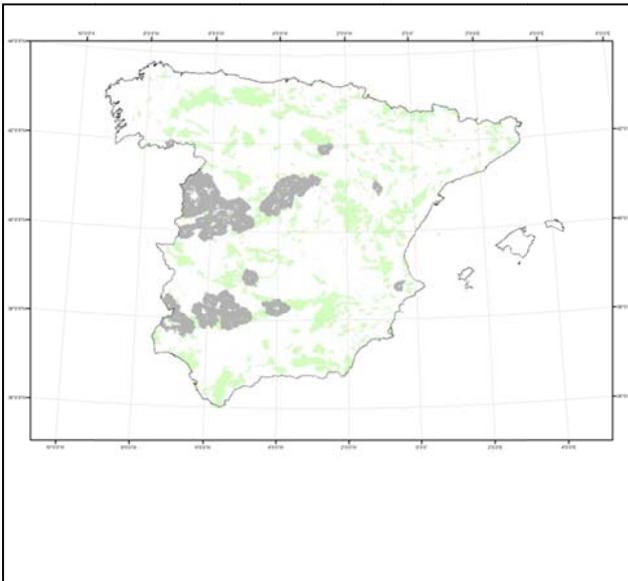


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 19% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 900 Km².

Los LIC de la Sierra Pelada y Rivera del Aserrador (13%) y Sierra de Gredos (14.02%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 61% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de Arcena y Picos de Aroche (8.33%) y Sierra Norte (7.35%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 7 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Sierra de Ayllón (población 6), Sierra de Gredos (población 8) y Guadiato Bembezar (población 20).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 6 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 8 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 20 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Ninguno de los grupos formados se conecta mediante pasillos de conectividad.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	2501	1582	63.25	919	36.74
Red de corredores total	3348	1086	32.43	2266	67.56
Red de corredores más probables	475	230	48.42	245	43.13
Lugares idóneos para el hábitat	6547	3723	56.86	2824	43.13
Zonas de alta conectividad	56783	16453	28.97	40330	71.024

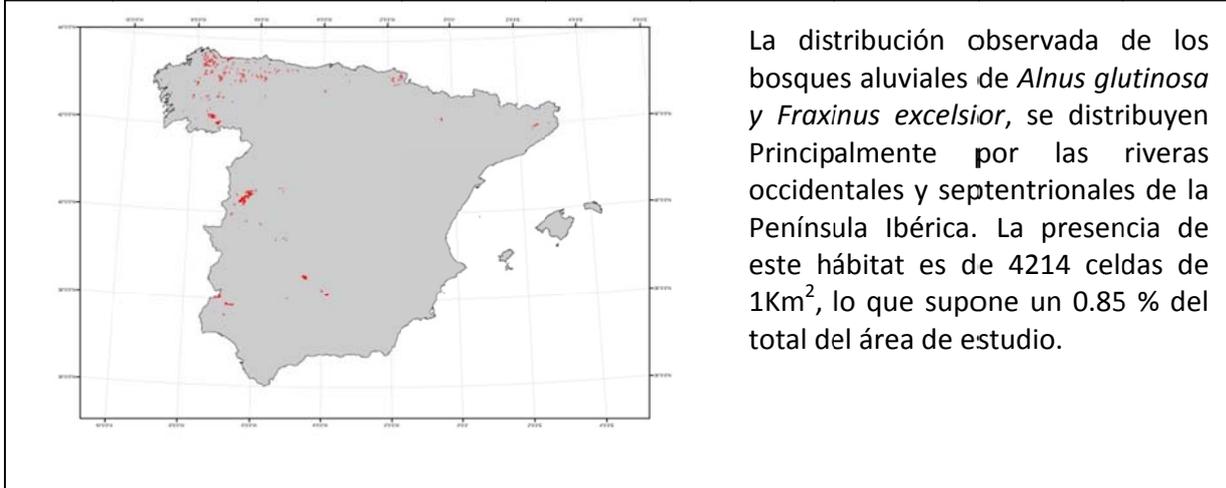
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	3257053
2	1356089
3	2740391
4	7779119
5	473273
6	556901
7	679754
8	1520960
9	28925
10	2093341
11	6783283
12	17149534

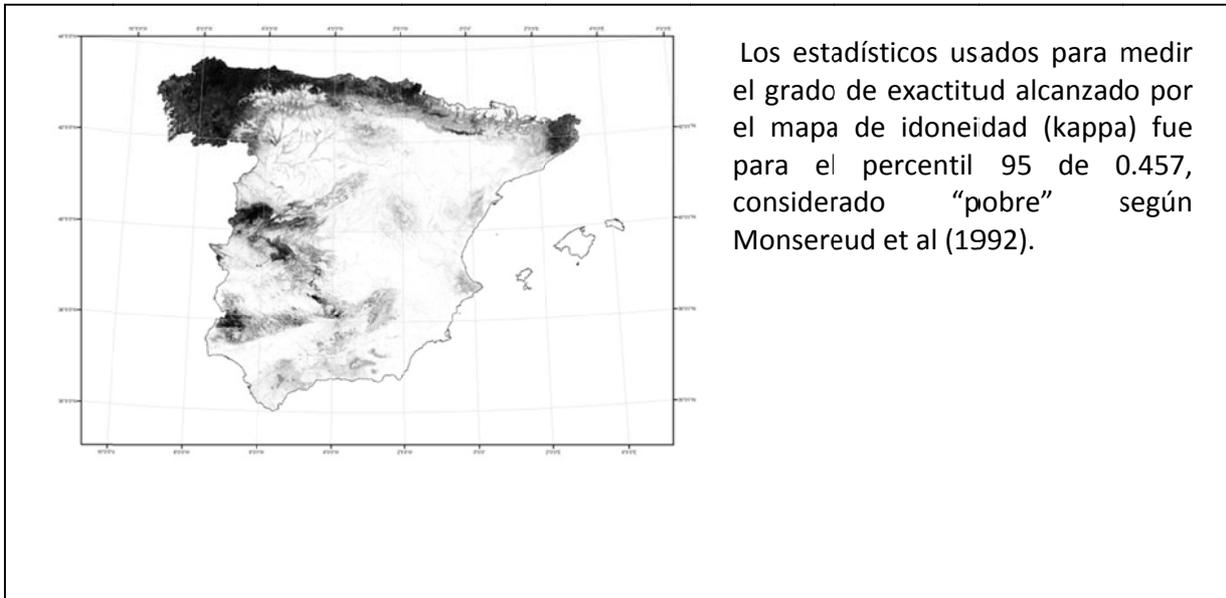
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

91E0 - Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)

Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 28 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 25 (Sierra de Andujar) y 18 (Sierra de la Paramera y Serrota), las que poseen una menor conectividad.

La población 17 (Baixa Limia) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

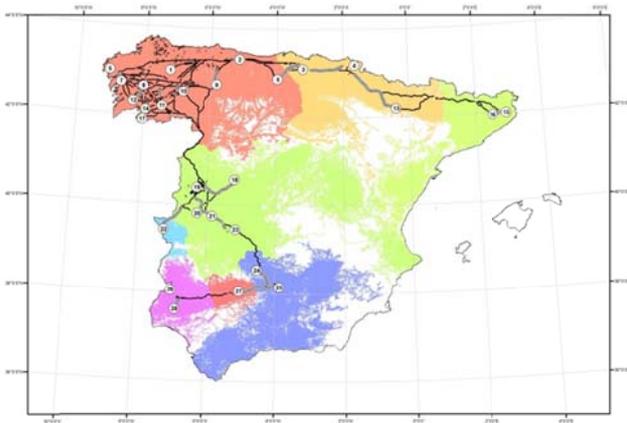
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 1	73452	2.272
Poblacion 2	73452	2.272
Poblacion 3	132214	2.241
Poblacion 5	132214	2.241
Poblacion 6	249738	2.250
Poblacion 7	73452	2.272
Poblacion 10	102833	2.252
Poblacion 12	132214	2.241
Poblacion 22	161595	2.237
Poblacion 23	161595	2.237
Poblacion 25	249738	2.250
Poblacion 27	367262	2.265
Poblacion 28	132214	2.241

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 27 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 6.

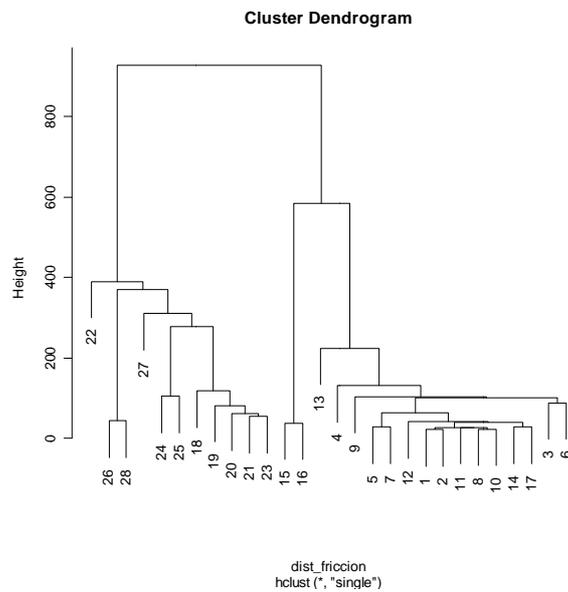
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

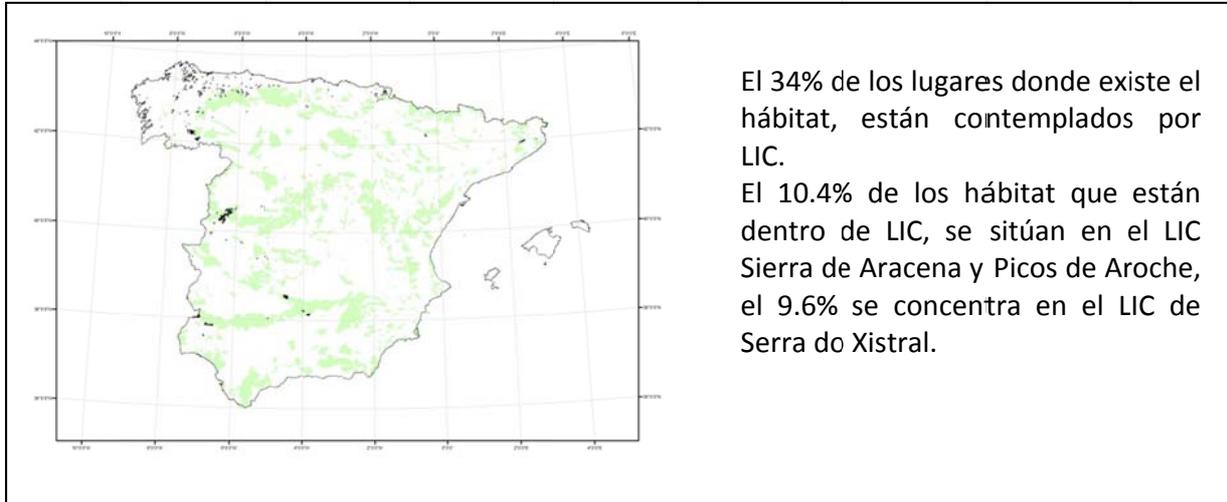
La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones del norte de Galicia (población 1), Belate (población 4), Les Guilleries (población 16), Monfragüe (población 21), Sierra de Andujar (población 25) y Sierra de Aracena y Picos de Aroche (población 26). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 6 con la 3, la 20 con la 22 y la 25 con la 27.

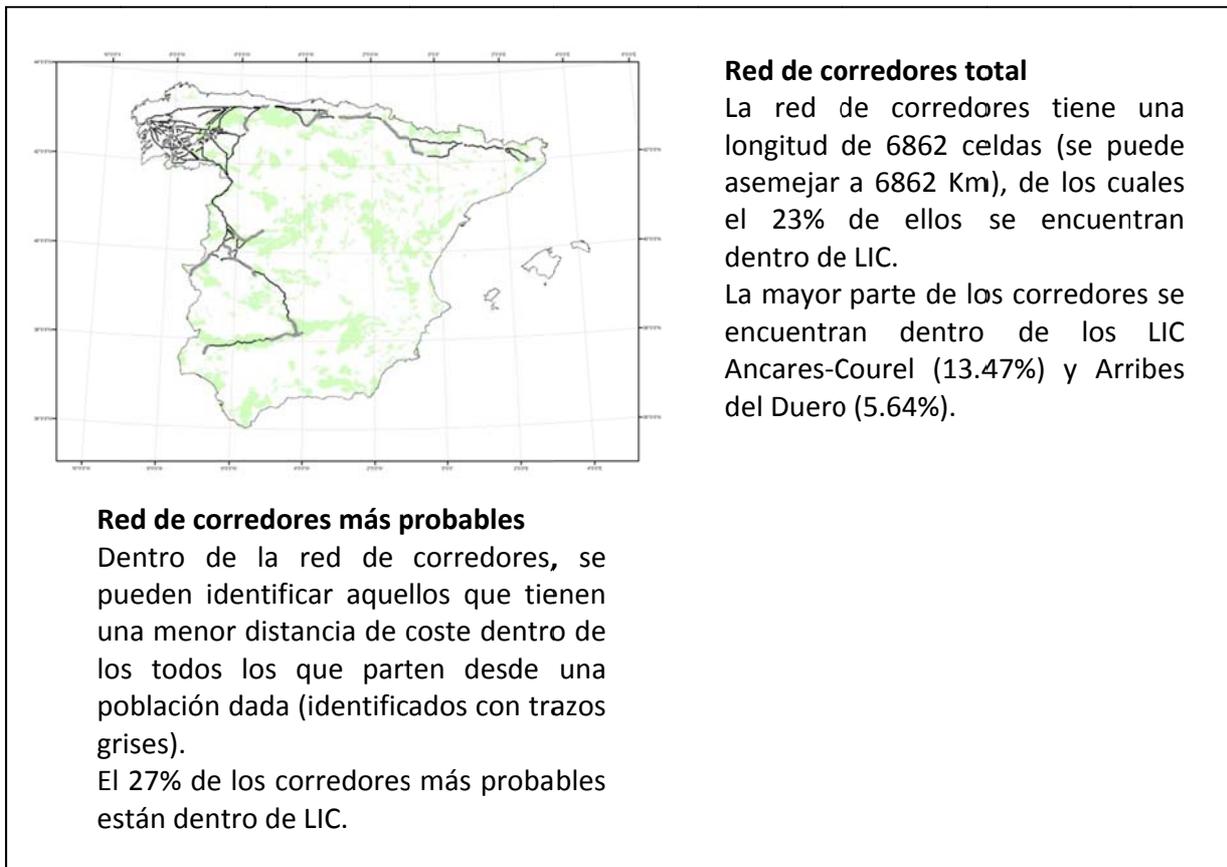


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

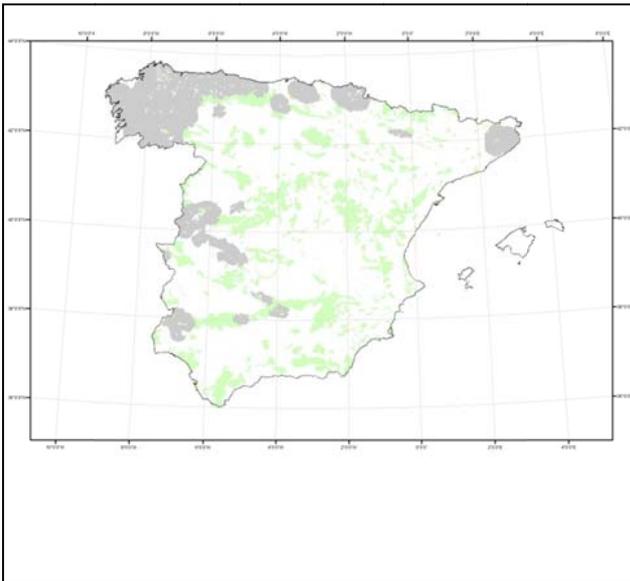


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 22% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1716 Km².

Los LIC de Ancares-Courel (12.23%) y Serra do Xistral (11.13%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 77% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de Arcena y Picos de Aroche (7.71%) y Ancares-Courel (5.6%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 6 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones del norte de Galicia (población 1), Belate (población 4), Les Guilleries (población 16), Monfragüe (población 21), Sierra de Andujar (población 25) y Sierra de Aracena y Picos de Aroche (población 26)

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 1 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones. El gran volumen de la joroba que crea puede ser debido a la gran superficie que abarca la población.

La población 4 tiene un índice de aislamiento medio-alto, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejado geográficamente de otras poblaciones.

La población 16 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 21 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 25 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones

La población 26 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Ninguno de los grupos formados se conecta mediante pasillos de conectividad.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	2586	894	34.57	1692	65.42
Red de corredores total	6842	1581	23.10	5361	76.89
Red de corredores más probables	993	276	27.79	717	72.20
Lugares idóneos para el hábitat	7629	1716	22.49	5913	77.50
Zonas de alta conectividad	78225	17670	22.58	60555	77.41

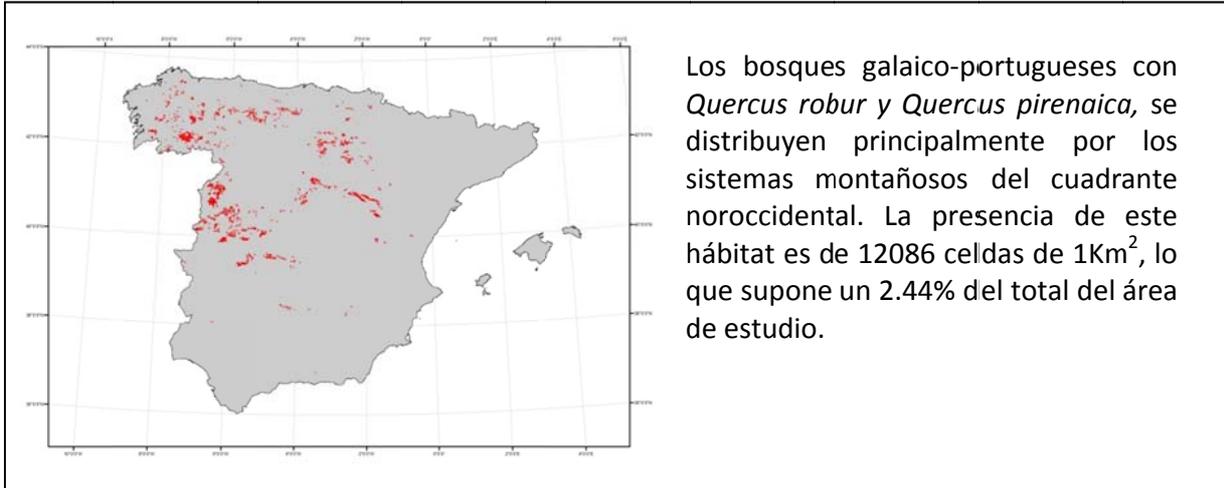
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

poblaciones	volumen
1	1263066.25
2	183688.516
3	1203044.13
4	1530364.25
5	91056.8594
6	1032981.31
7	36239.4766
8	101039.5
9	447693.063
10	114852.781
11	312907.125
12	78819.8672
13	2398958.25
14	14792.8506
15	53656.7539
16	1774602.13
17	12591.4844
18	6899839.5
19	1639516.25
20	137151.813
21	79697.1016
22	1602444.25
23	1712343.63
24	469148.156
25	7828412.5
26	724386.813
27	1832690.63
28	191100.609

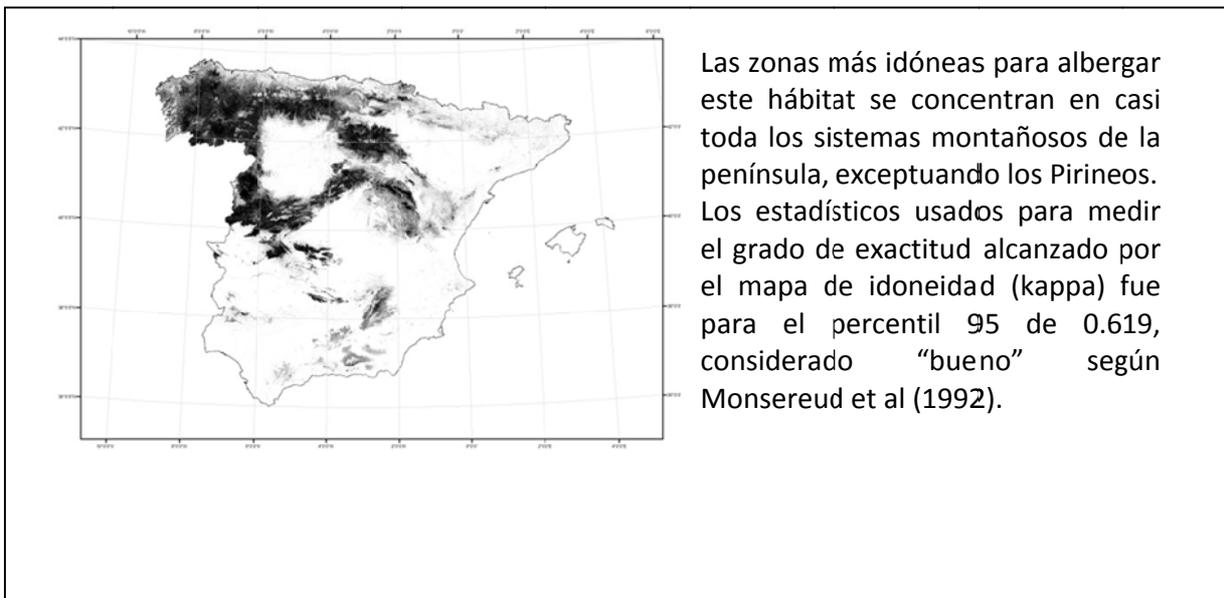
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9230 - Bosques galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pirenaica*

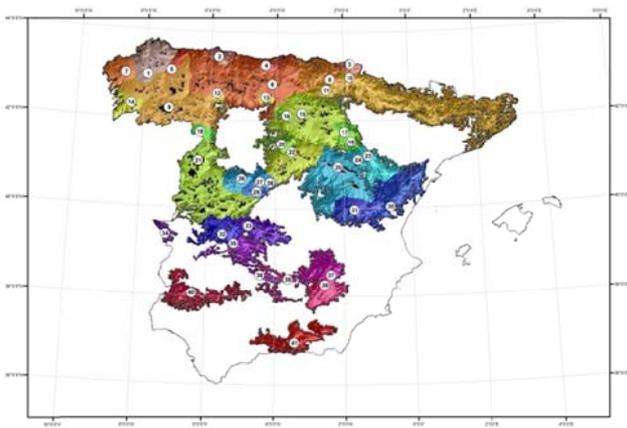
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 41 poblaciones.

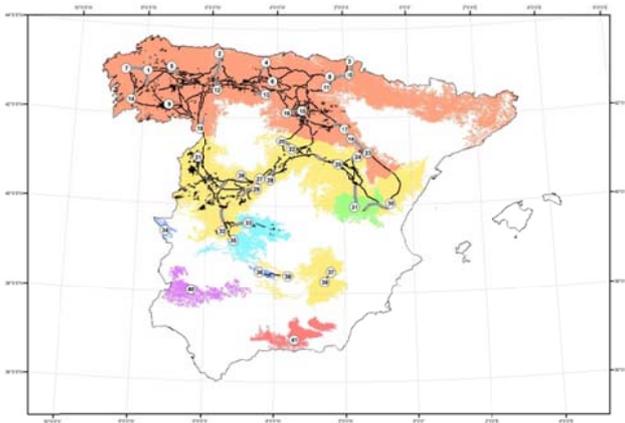
En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 34 (Cedillo y Río Tajo Internacional), 41 (Sierra Nevada) y 40 (Sierra de Aracena y Picos de Aroche), las que poseen una menor conectividad, estando éstas totalmente aisladas del resto de poblaciones.

La población 28 (Cuenca de Río Guadarrama) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que las poblaciones son relevantes para el mantenimiento de la conectividad del sistema

Red de corredores y grupos de vecindad

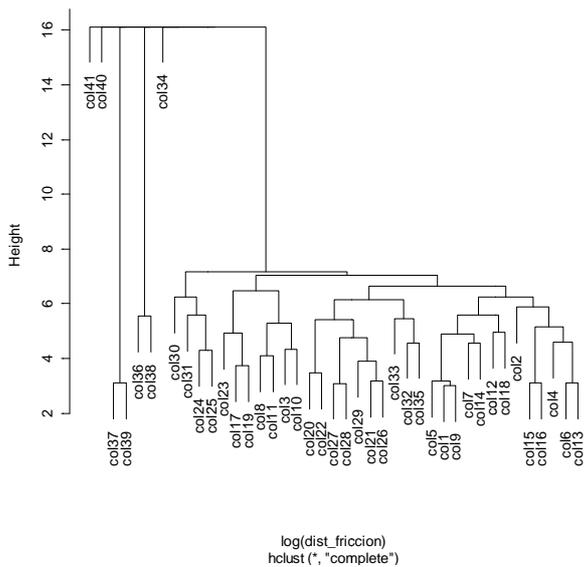


En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 7 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las fuentes Carrionas y fuente cobre-montaña palentina (población 6), Sierra de Ayllón (población 22), Despeñaperros (población 38) y Sierra de Cazorla, Segura y las Villas (población 39). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

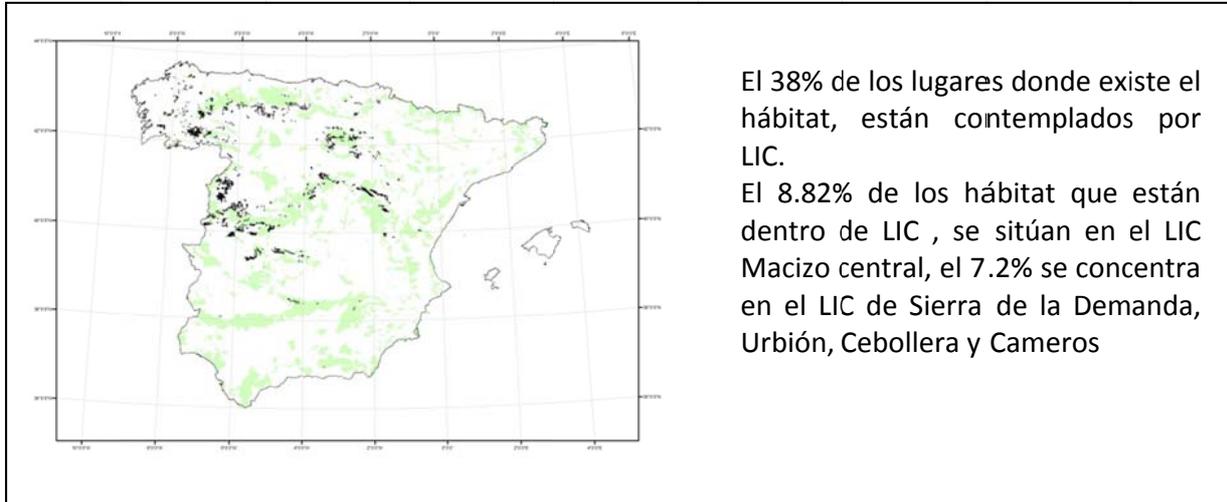
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen la población 18 con la 21, la 23 con la 24, la 30 con la 31 y la 32 con la 35.

Cluster Dendrogram

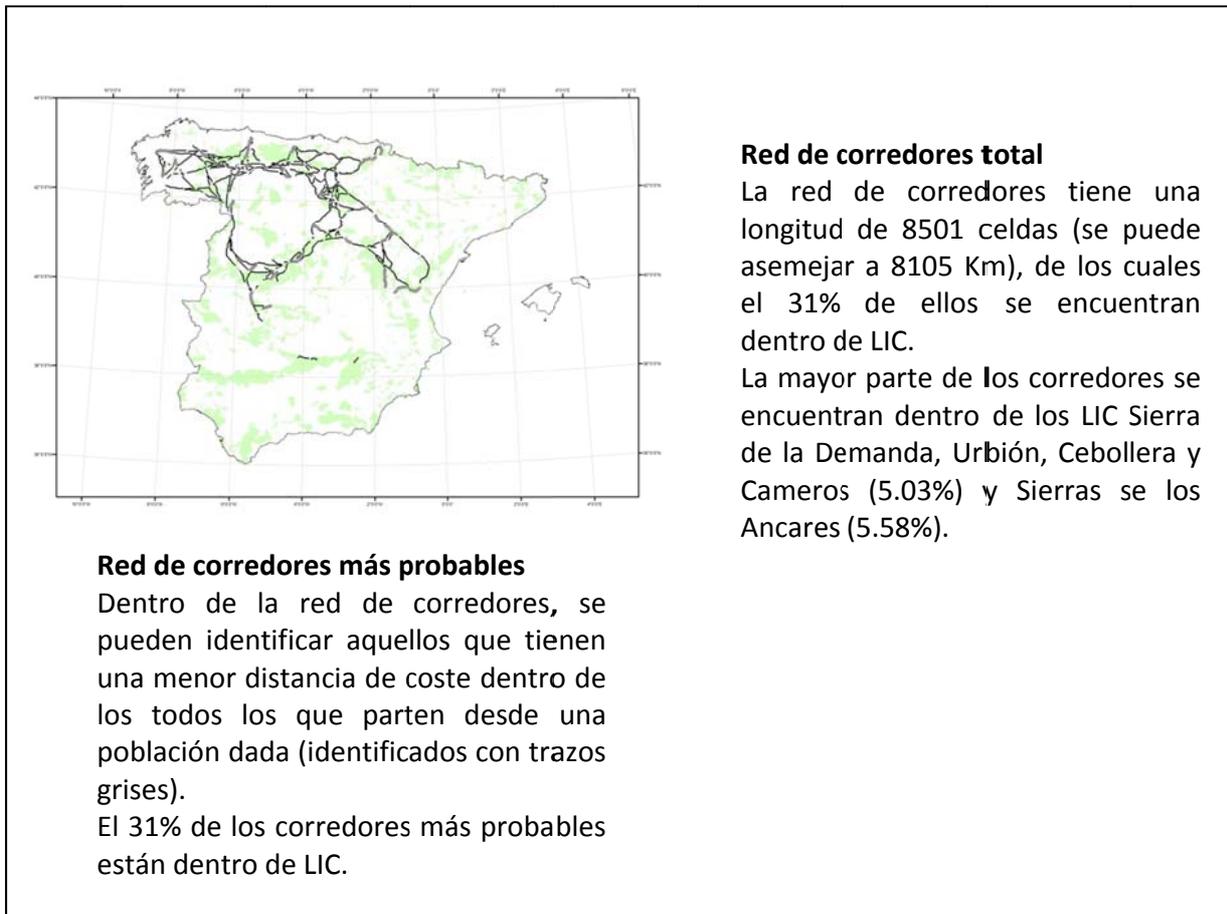


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

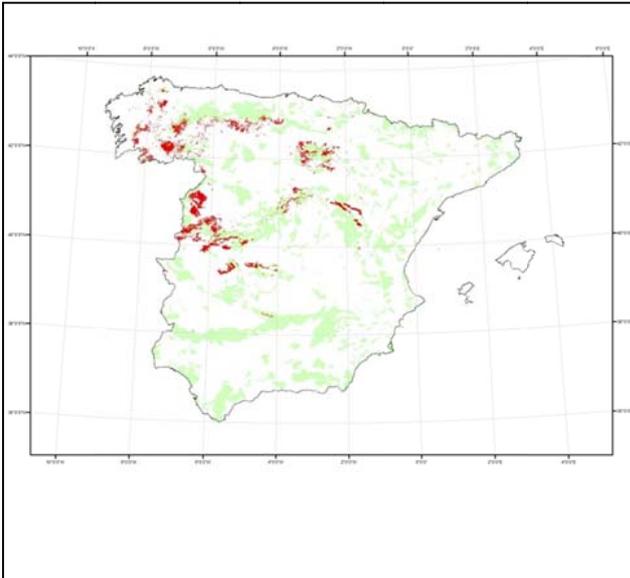
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

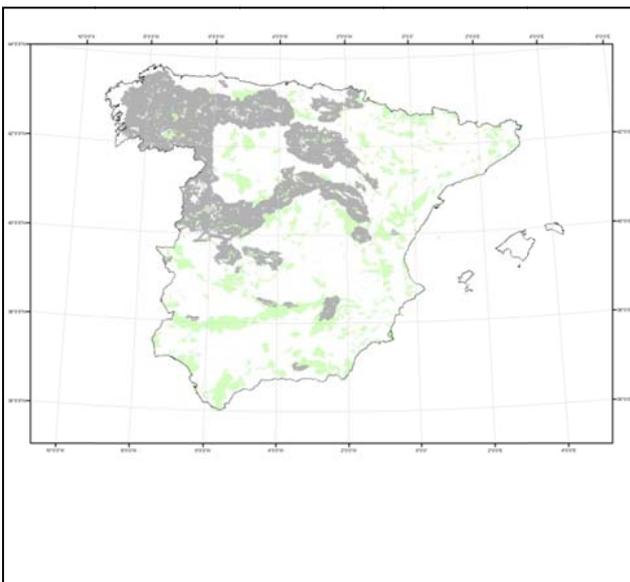


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 35% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 4378 Km².

Los LIC Macizo central (8.1%) y el Rebollar (7.7%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 70% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Montes de Toledo (3.68%) y Sierra de la Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros (3.30%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 7 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Fuentes Carrionas y fuente cobre-montaña palentina (población 6), Sierra de Ayllón (población 22), Despeñaperros (población 38) y Sierra de Cazorla, Segura y las Villas (población 39).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 6 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 22 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y poco alejada de otras poblaciones.

La población 38 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y poco alejada de otras poblaciones. Su extensión es muy pequeña, por lo que puede ser debido a esto su alto índice de aislamiento.

La población 39 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y poco alejada de otras poblaciones. Su extensión es muy pequeña, por lo que puede ser debido a esto su alto índice de aislamiento.

Zonas de alta conectividad

Existe un importante pasillo de alta conectividad entre los grupos de las poblaciones 18 y 21. El resto de grupos no se conectan mediante pasillos de conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, las poblaciones 34, 40 y 41 están totalmente aisladas del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	9507	3694	38.85	5813	61.14
Red de corredores total	8501	2650	31.17	5851	68.82
Red de corredores más probables	788	248	31.47	540	68.52
Lugares idóneos para el hábitat	12491	4378	35.04	8113	64.95
Zonas de alta conectividad	112537	33648	29.89	78889	70.10

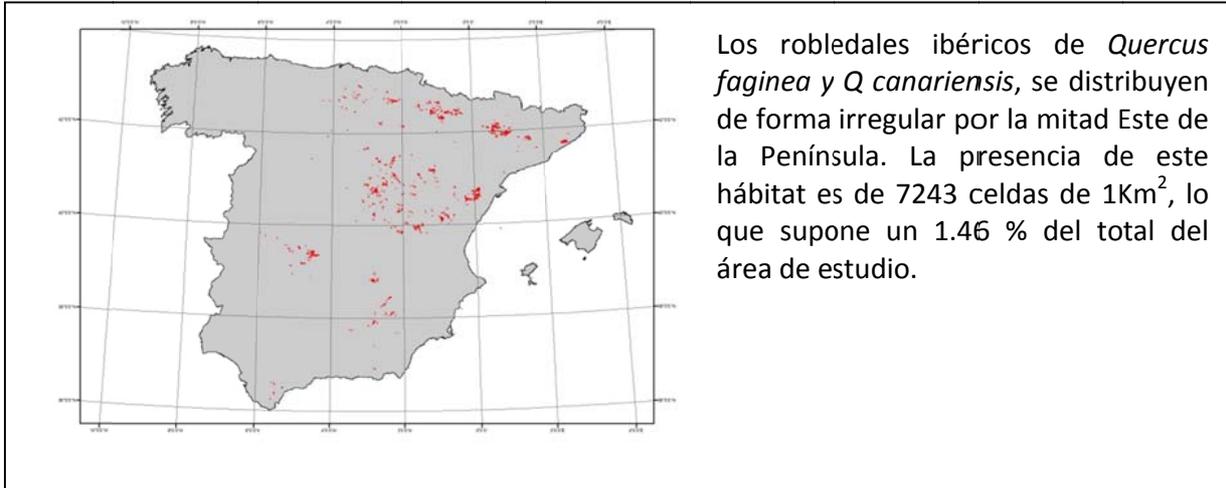
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen	población	volumen
1	362351.531	23	431096.438
2	170945.547	24	85383.1172
3	68807.6953	25	1070806.38
4	28557.7969	26	125792.25
5	27457.6172	27	27827.5684
6	1108680	28	11957.1797
7	182008.438	29	37400.8828
8	446693.75	30	2369964.75
9	951671.563	31	676823.125
10	2322671.5	32	383294.063
11	148448.078	33	1034872.75
12	22733.6914	34	
13	24437.6973	35	571699.625
14	81794.7109	36	256102.359
15	722926.813	37	96834.6484
16	20185.7871	38	446430.469
17	104154.164	39	151344.969
18	39141.582	40	
19	30086.9453	41	
20	71006.25		
21	1874661		
22	511196.875		

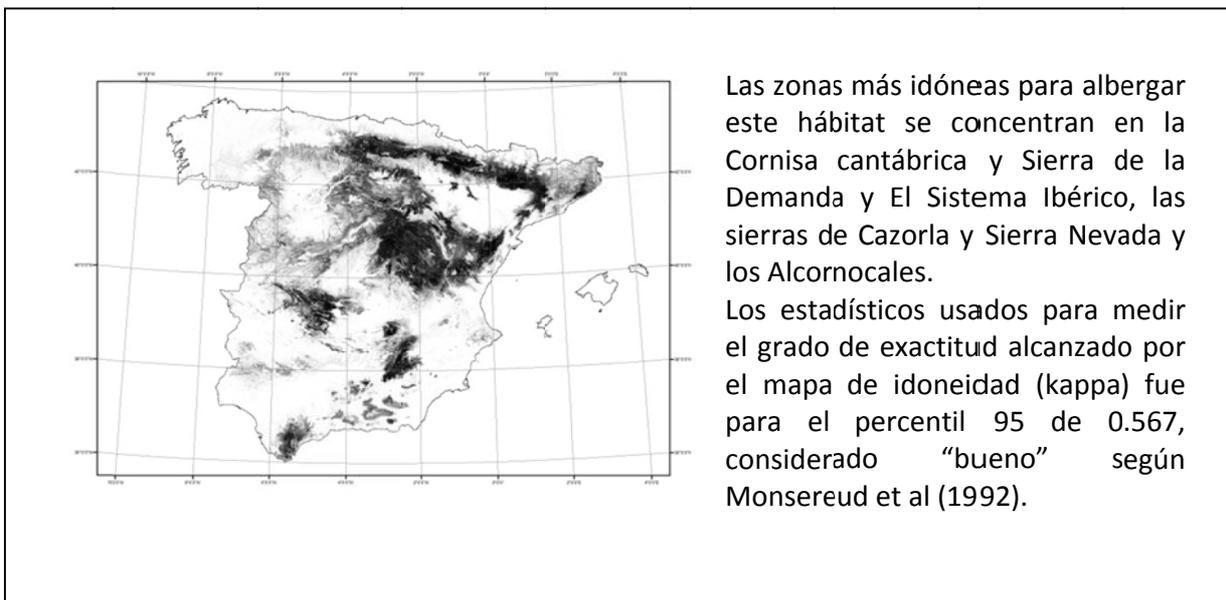
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9240 - Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Q. canariensis*

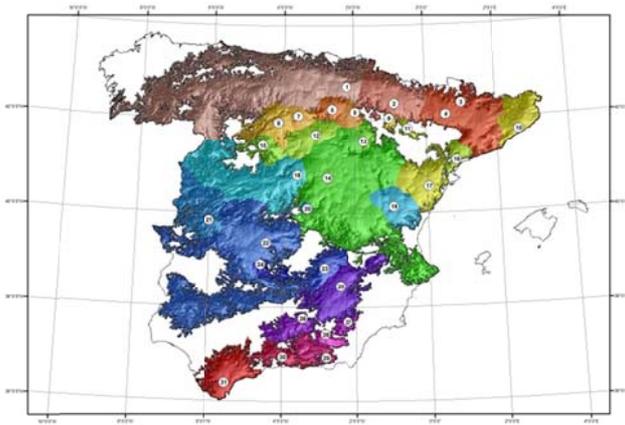
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 31 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 31 (los Alcornocales) y 1 (Sierra de Loquiz), las que poseen una menor conectividad, estando éstas totalmente aisladas del resto de poblaciones.

La población 20 (Valle del Tajo) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

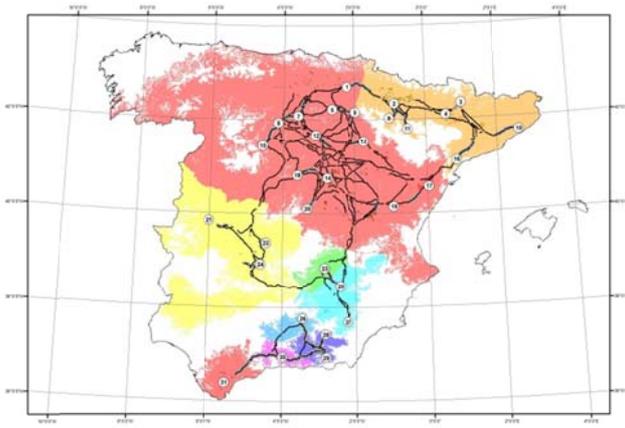
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 10	215155	2.469
Poblacion 13	187393	2.452
Poblacion 30	173512	2.443
Poblacion 26	159631	2.433
Poblacion 6	145750	2.422
Poblacion 28	145750	2.422
Poblacion 25	145750	2.422
Poblacion 5	104107	2.377
Poblacion 31	104107	2.377
Poblacion 27	104107	2.377
Poblacion 24	90226	2.356
Poblacion 12	90226	2.356
Poblacion 29	76345	2.330
Poblacion 7	62464	2.298
Poblacion 2	48583	2.259

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 10 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 13.

Red de corredores y grupos de vecindad

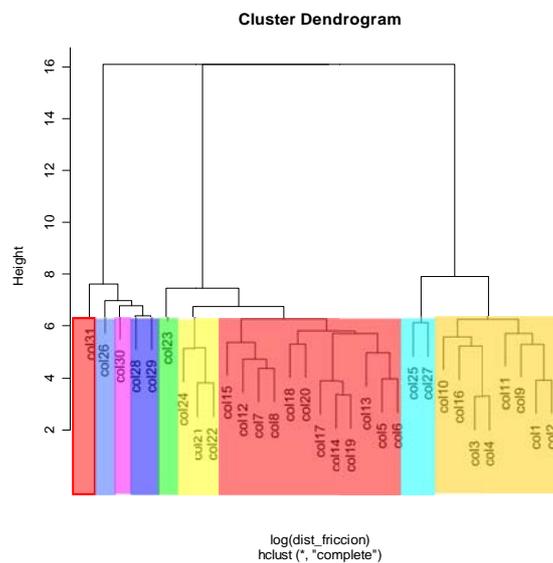


En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 9 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones 4 (Sierra de Mongay), 14 (Quejigales de Barriopedro), 22 (Montes de Toledo), 27 (Sierra de María-los Velez) y 29 (Sierra de Gádor)

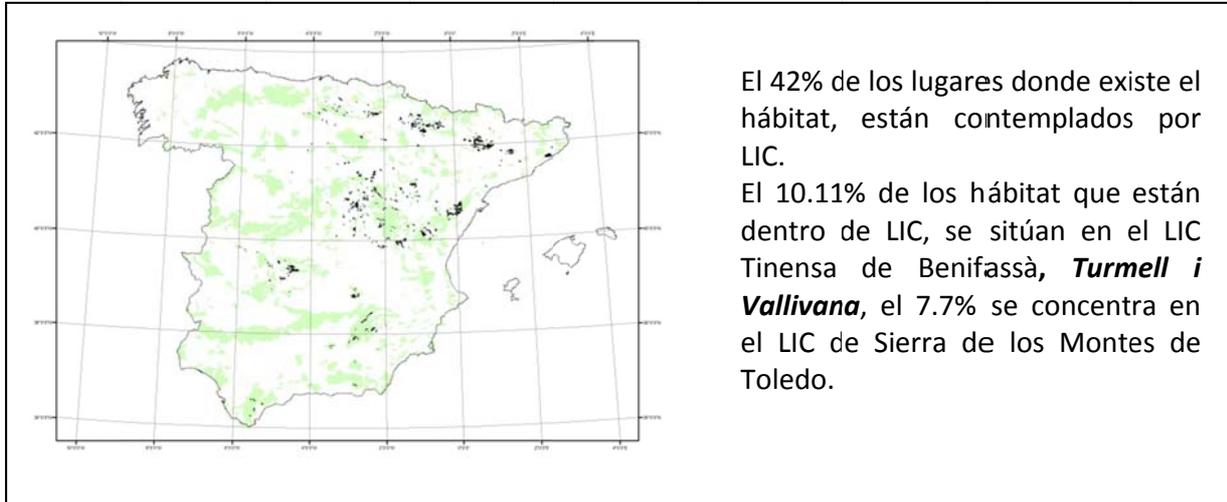
Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. Tal es el caso de los corredores que unen las poblaciones 1 con la 2 y la 16 con la 17.

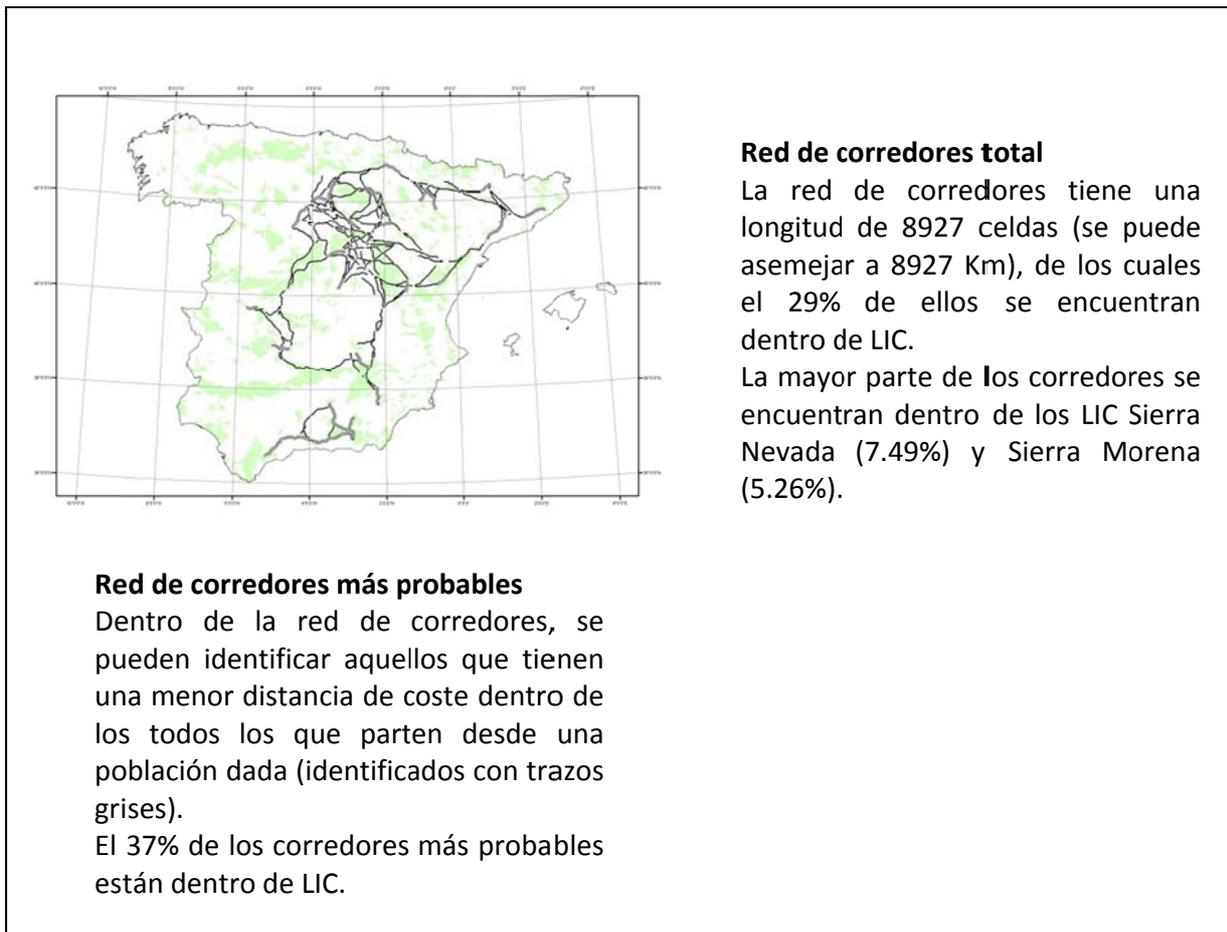


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

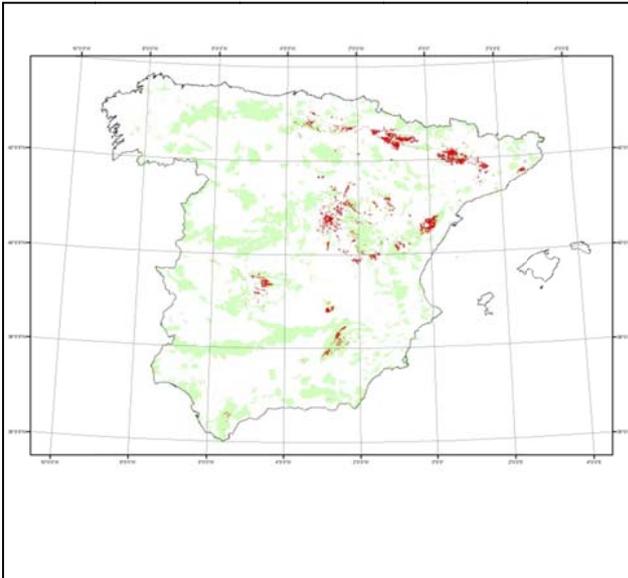
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

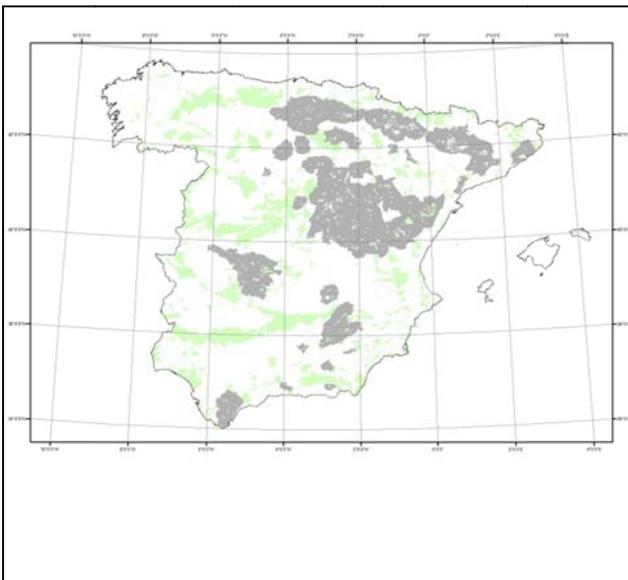


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 35% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 2686 Km².

Son los LIC Tinensa de Benifassà, **Turmell i Vallivana** (11.42%) y Sierras de Cazorla Segura y las Villas (10.75%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 71% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierras de Cazorla Segura y las Villas (6.48%) y Serranía de Cuenca (5.95%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 3 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las 4 (Sierra de Mongay), 14 (Quejigales de Barriopedro), 22 (Montes de Toledo), 27 (Sierra de María-los Velez) y 29 (Sierra de Gádor)

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 4 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejado geográficamente de otras poblaciones.

La población 14 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y alejadas de otras poblaciones.

La población 22 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas idóneas y poco alejadas de otras poblaciones.

La población 27 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y alejada de otras poblaciones.

La población 29 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y alejada de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Existe un importante pasillo de alta conectividad entre los grupos de las poblaciones 1 y 2. El resto de grupos no se conectan mediante pasillos de conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna de las poblaciones está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	5357	2263	42.24	3094	57.75
Red de corredores total	8927	2603	29.15	6324	70.84
Red de corredores más probables	1188	445	37.45	743	62.54
Lugares idóneos para el hábitat	7658	2686	35.07	4972	64.92
Zonas de alta conectividad	102165	29367	28.74	72798	71.25

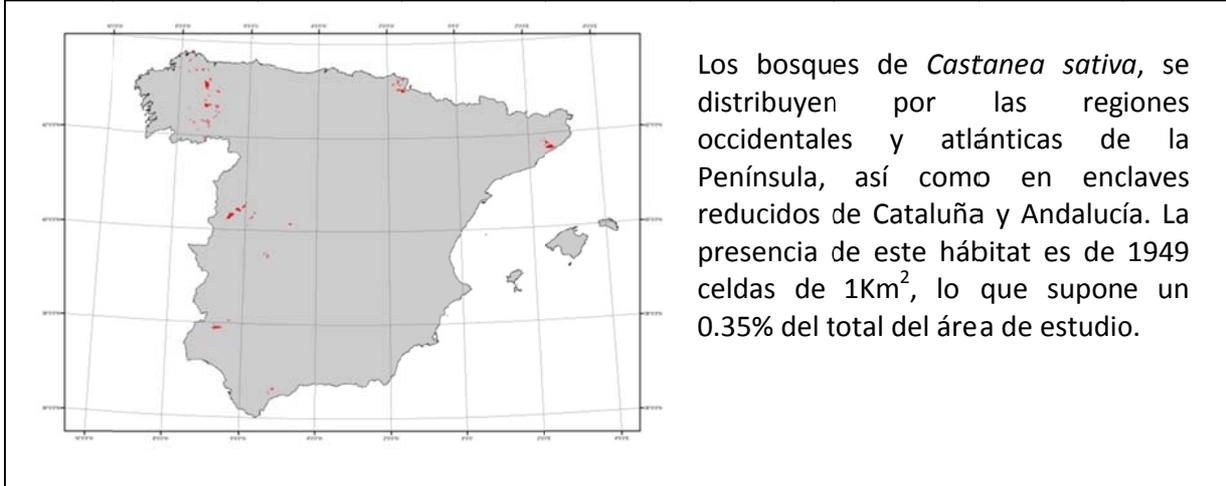
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen	población	volumen
1	8005549.5	17	637993.375
2	957378.313	18	1583271.63
3	38099.4727	19	342025.625
4	1086181	20	18215.4141
5	137375.703	21	628047.125
6	88142.4297	22	1940974.88
7	87228.5156	23	631706
8	392150.844	24	84677.3906
9	86649.7578	25	1830573.88
10	1033645.94	26	3735704.5
11	202037.938	27	789906.938
12	220278.297	28	1122373.38
13	48476.5938	29	706270.125
14	4187424.5	30	2933964
15	362023.063	31	11952006
16	161579.719		

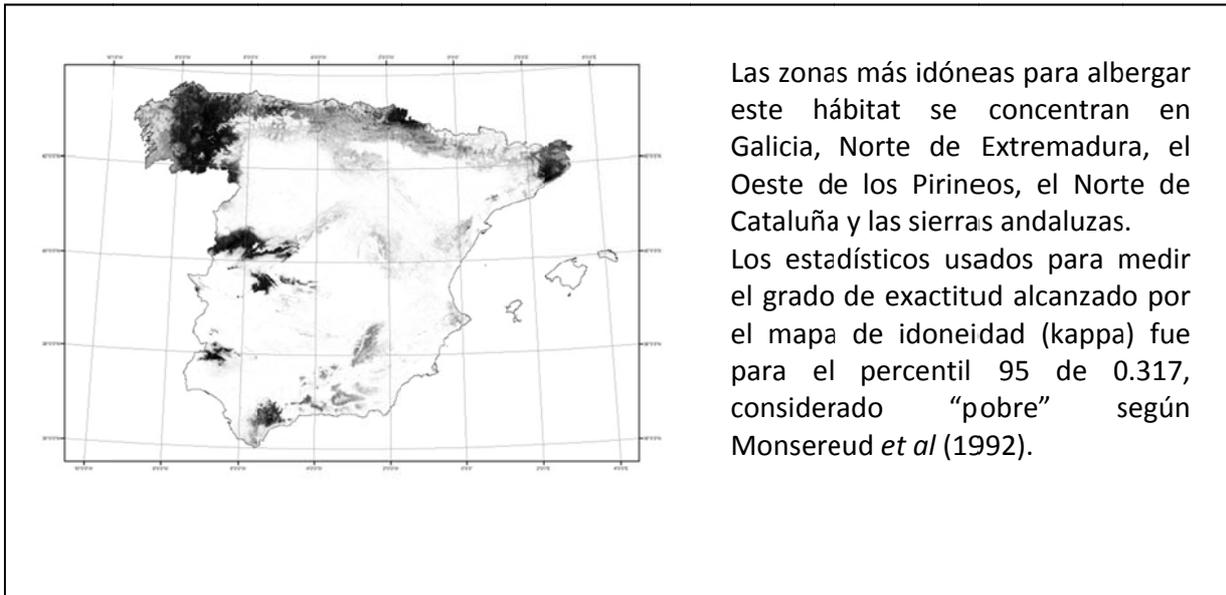
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9260 - Bosques de *Castanea sativa*

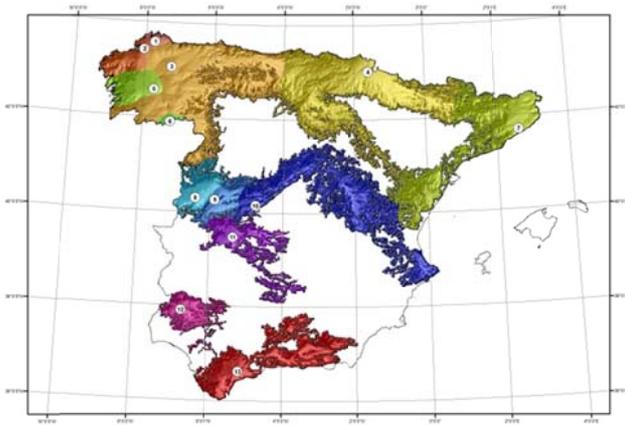
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 13 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 13 (Lagunas de Campillos) y 12 (Sierra de Aracena y Picos de Aroche), las que poseen una menor conectividad, estando éstas totalmente aisladas del resto de poblaciones.

La población 6 (Peña Maseira) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

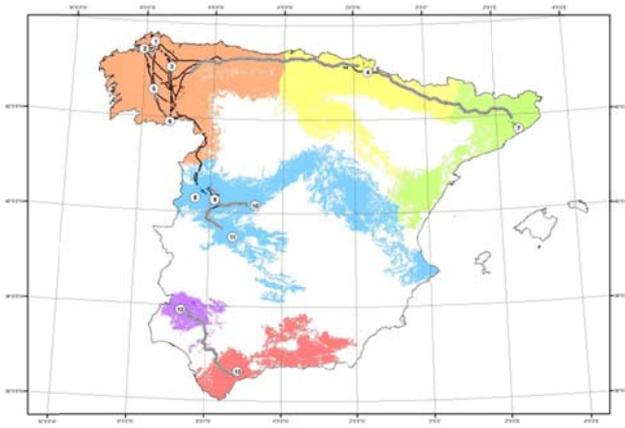
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 6	394645	2.208
Poblacion 11	326011	2.183
Poblacion 8	326011	2.183
Poblacion 2	188743	2.135
Poblacion 5	188743	2.135

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 6 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 11.

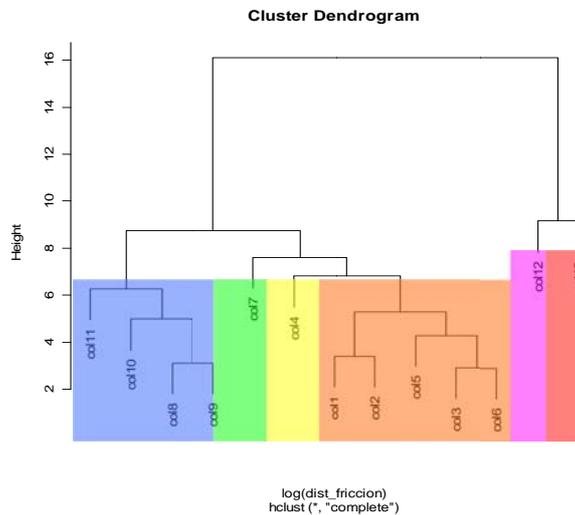
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las de Marrondas (población 3) y Valle del Jerte (población 9). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen poblaciones de distintos grupos, tienen un coste de tránsito muy elevado, por lo que prácticamente son nulos.

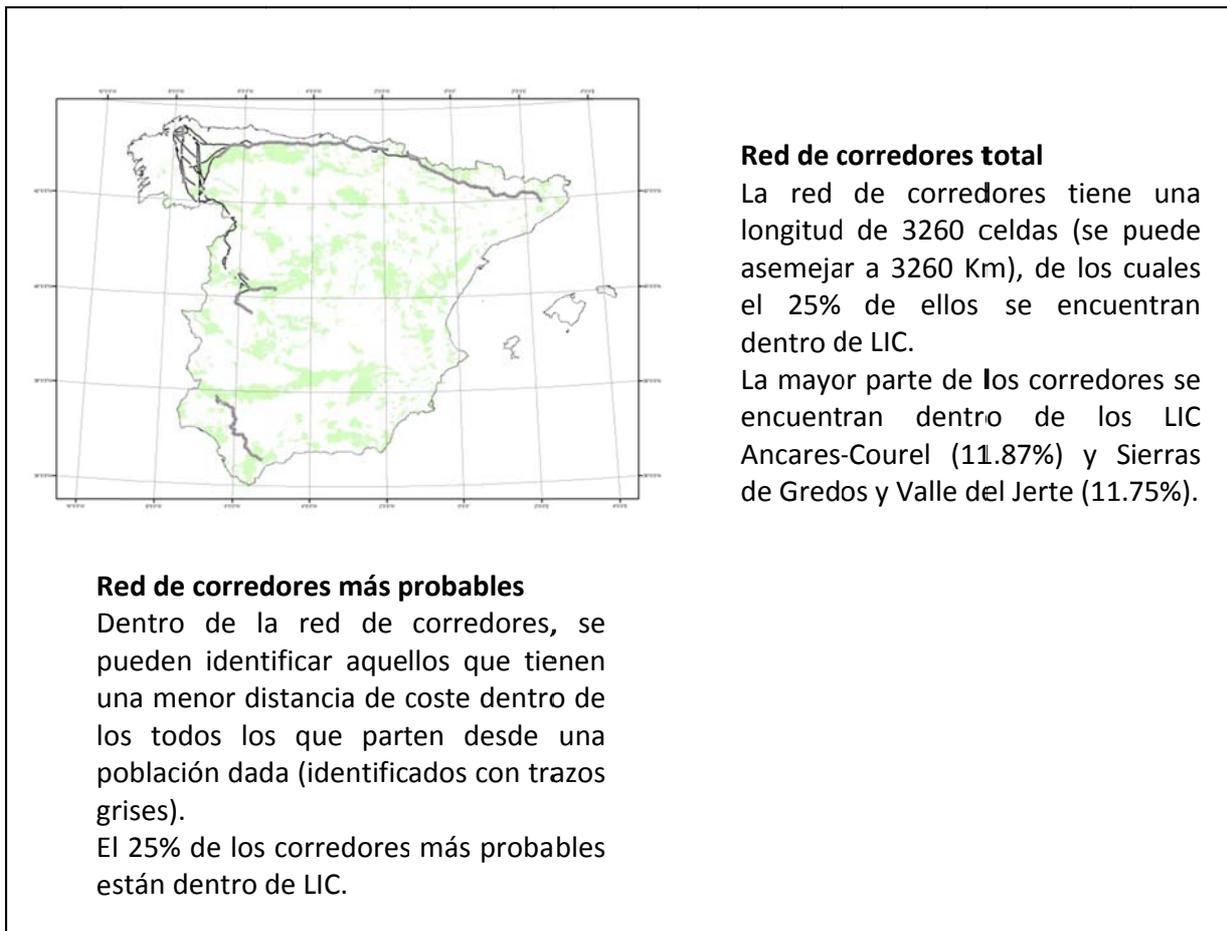


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

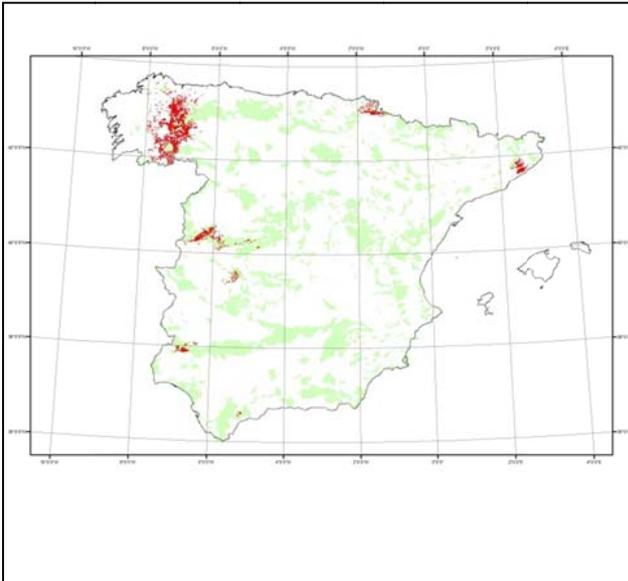
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

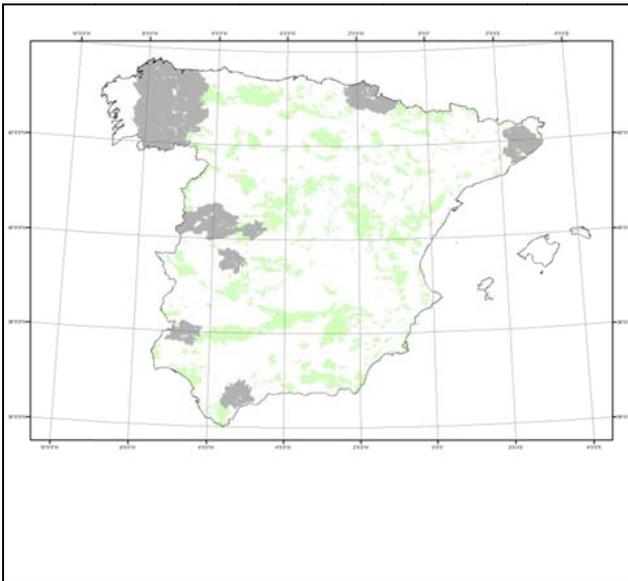


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 31% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 2421 Km².

Los LIC Ancares-Courel (22%) y Sierra Aracena y picos de Aroche (9%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 72% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierra Aracena y picos de Aroche (7.86%) y Ancares-Courel (6.02%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 6 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de Marrondas (población 3) y Valle del Jerte (población 9).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 9 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y algo alejada de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los distintos grupos no se conectan mediante pasillos de conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna de las poblaciones está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	1281	638	49.80	643	50.19
Red de corredores total	3260	825	25.30	2435	74.69
Red de corredores más probables	1289	333	25.83	956	74.16
Lugares idóneos para el hábitat	7610	2421	31.81	5189	68.18
Zonas de alta conectividad	57146	15448	27.03	41698	72.96

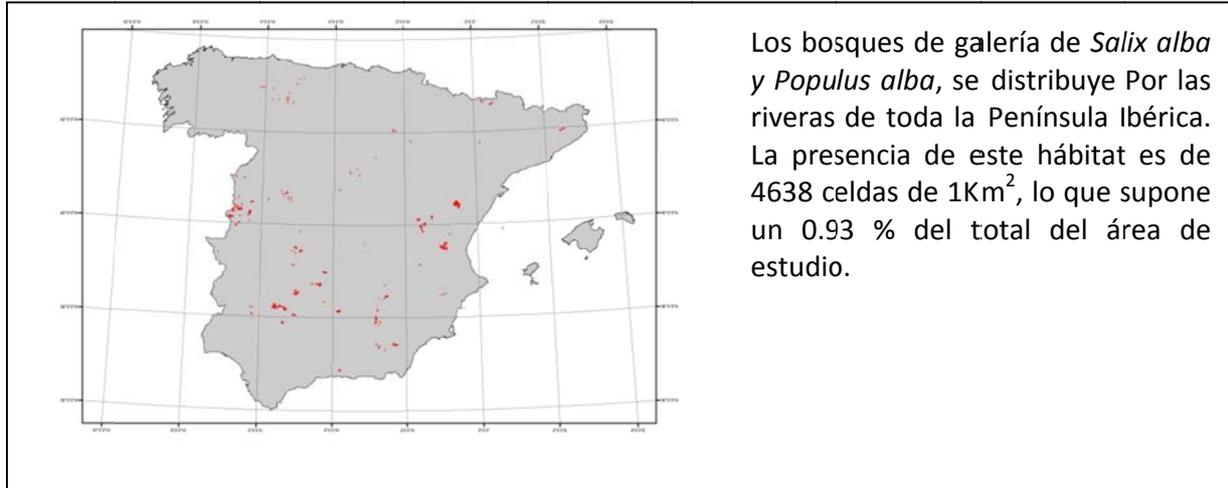
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	23915.5801
2	82067.6797
3	2605151.25
4	24290224
5	120146.273
6	9188.78418
7	33338086
8	327860.344
9	207247.516
10	2387129.5
11	6023386
12	85939120
13	256048160

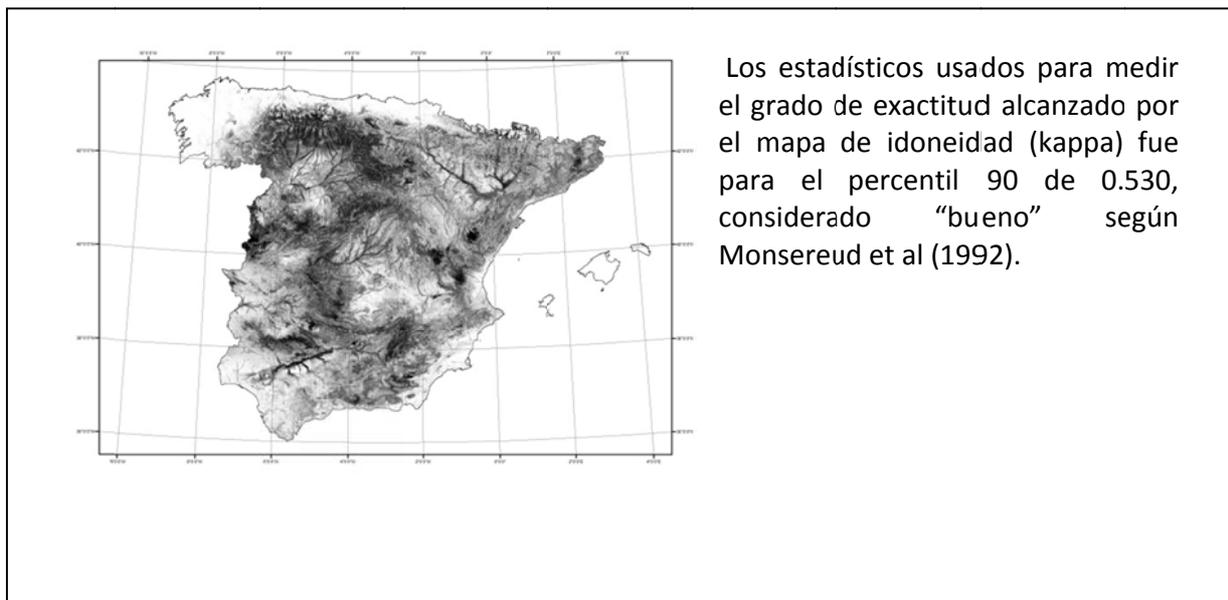
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

92A0 - Bosques de galería de *Salix alba* y *Populus alba*

Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 39 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 8 (Ríos Cinca y Alcanadre) y 5 (Les Gavarres), las que poseen una menor conectividad.

La población 15 (Río Alagón) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 23	486127	2.689
Poblacion 17	452601	2.690
Poblacion 21	419075	2.690
Poblacion 25	385549	2.689
Poblacion 16	352023	2.687
Poblacion 28	352023	2.687
Poblacion 12	318497	2.683
Poblacion 26	284971	2.675
Poblacion 1	217919	2.639
Poblacion 13	217919	2.639
Poblacion 18	217919	2.639
Poblacion 24	184393	2.607
Poblacion 19	150867	2.567
Poblacion 20	150867	2.567
Poblacion 36	150867	2.567
Poblacion 9	83815	2.474
Poblacion 11	83815	2.474
Poblacion 29	83815	2.474

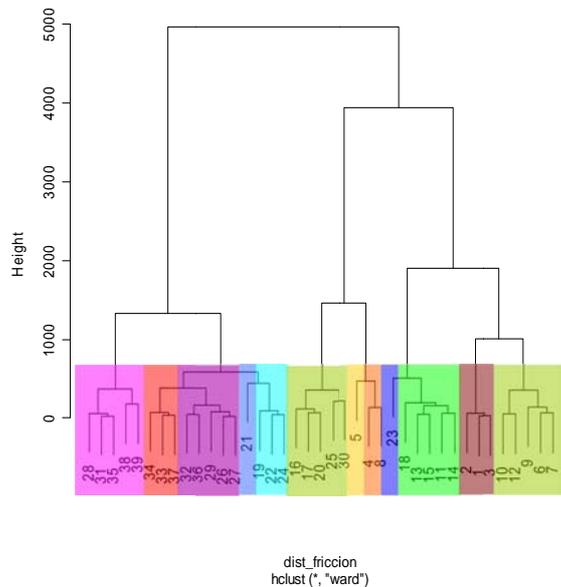
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 23 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 17.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



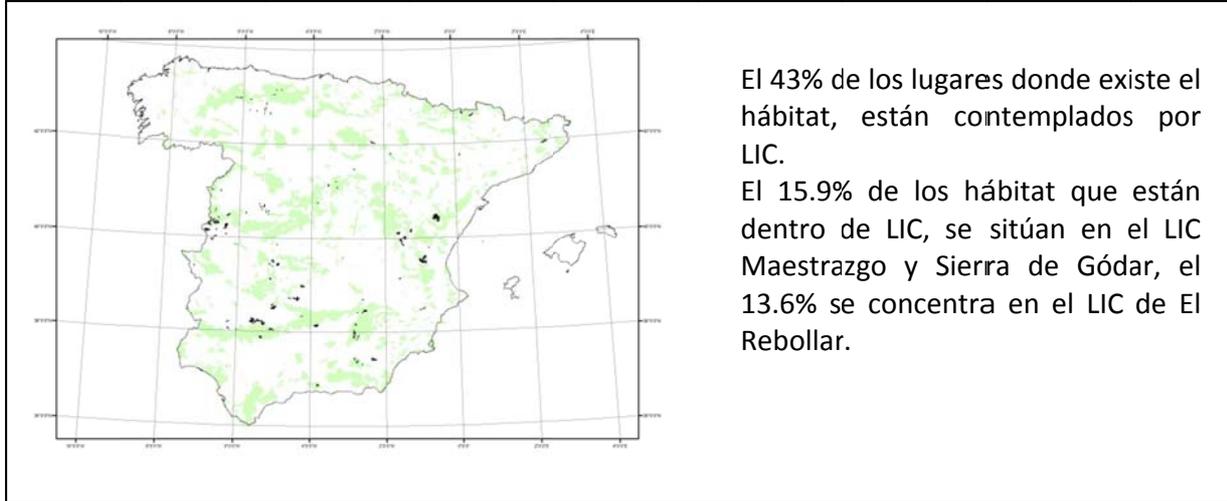
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 12 grandes grupos.

La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones de la Ribera de la subcuenca del río Elva (población 3), Ríos Cinca y Alcanadre (población 8), Riveras del Río Duero (población 9), El Rebollar (población 14), Sierra Del Negrete (población 20), ríos de la cuenca media del Guadiana y laderas vertientes (población 22), Ríos Quejigal, Valdezogues y Alcudia (población 27), Sierras de Cazorla Segura y las Villas (población 35) y Río Bembezar (población 33). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

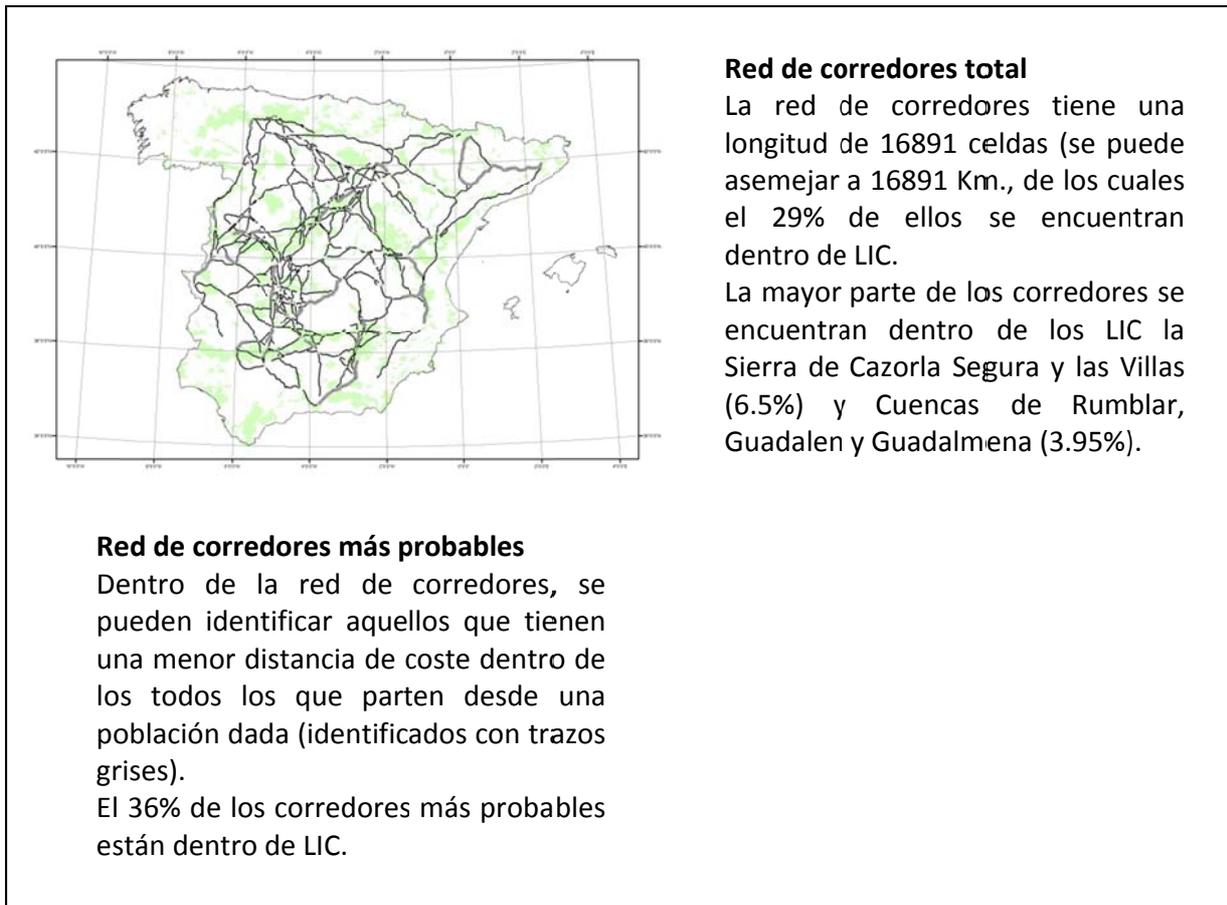
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 14 con la 23, la 29 y 26 con la 24 y la 25 con la 28.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

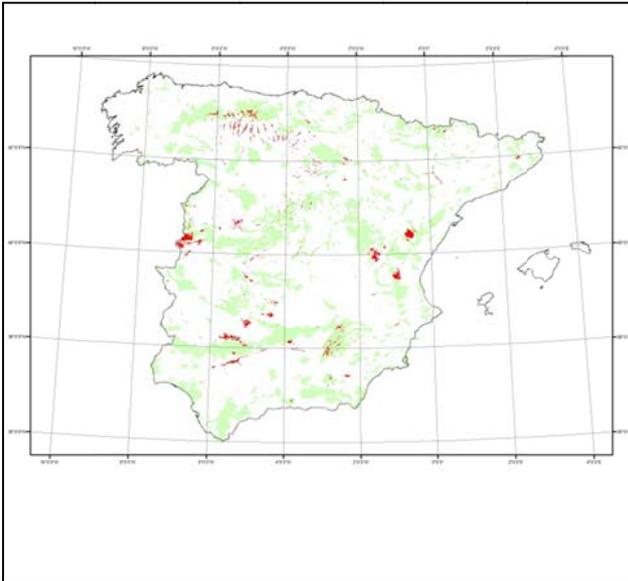
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

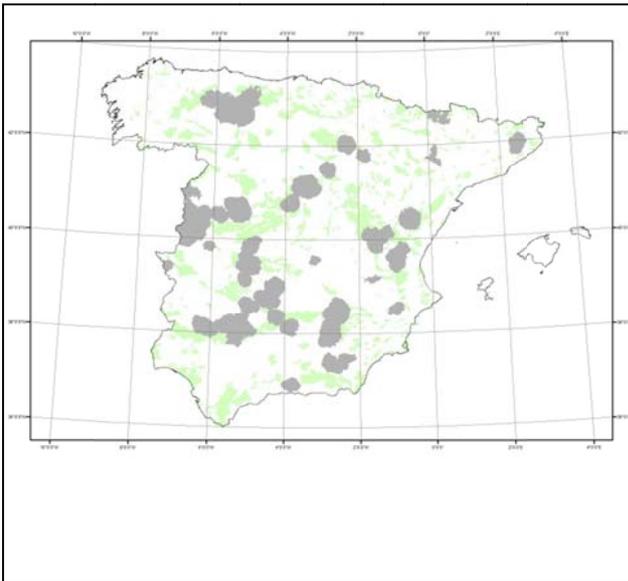


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 90%.

El 35% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1986 Km².

Los LIC de Maestrazgo y Sierra de Gódar (3.15%) El Rebollar (1.9%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 65% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra de Cazorla y Segura y las Villas (7.99%) y Guadiato-Bembézar (4.05%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 4 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Ribera de la subcuenca del río Elva (población 3), Ríos Cinca y Alcanadre (población 8), Riveras del Río Duero (población 9), El Rebollar (población 14), Sierra Del Negrete (población 20), ríos de la cuenca media del Guadiana y laderas vertientes (población 22), Ríos Quejigal, Valdeazogues y Alcudia (población 27), Sierras de Cazorla Segura y las Villas (población 35) y Río Bembazar (población 33).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 8 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra muy alejado geográficamente de otras poblaciones.

La población 9 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 14 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y

se encuentra poco alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 20 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones

La población 22 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 27 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 35 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 33 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los grupos a los que pertenecen las poblaciones 29 y 27 se conectan mediante pasillos de conectividad. No existen pasillos de Conectividad entre los demás grupos formados.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	2383	1041	43.68	1342	56.31
Red de corredores total	16891	4925	29.15	11966	70.84
Red de corredores más probables	1477	532	36.01	945	63.98
Lugares idóneos para el hábitat	5365	1896	35.34	3469	64.65
Zonas de alta conectividad	73457	25706	34.99	47751	65.01

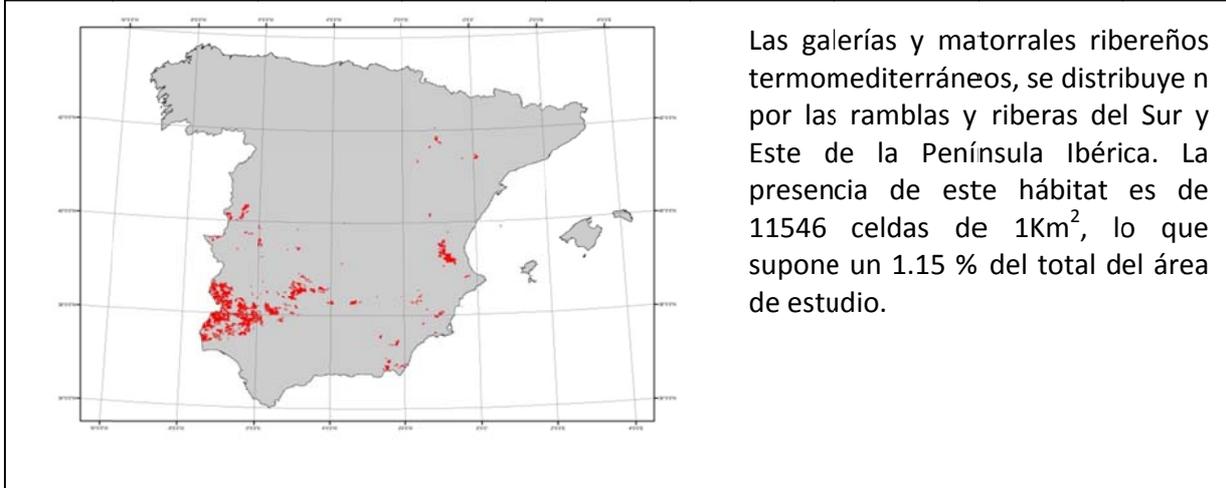
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen	población	volumen
5	4234503.5	9	335949.5
8	2009822.63	1	328926.438
39	1780591.25	33	282598.031
30	1724137.25	19	273484.344
17	1477845.5	35	244278.234
16	1382562.25	26	233965.672
4	1350820	22	231396.531
38	1321660.13	18	210822.313
21	976571.563	11	201484.813
34	974611.938	31	189914.797
6	968187.813	24	152757.594
7	841717.438	29	136435.078
3	841513.813	28	131984.609
23	775757.313	27	84755.9453
2	653775.5	32	74776.1563
13	633165.5	15	54225.4219
20	589075.938		
14	581372.938		
10	579056.125		
25	538426.875		
12	453939.625		
37	363241.219		
36	340206.281		

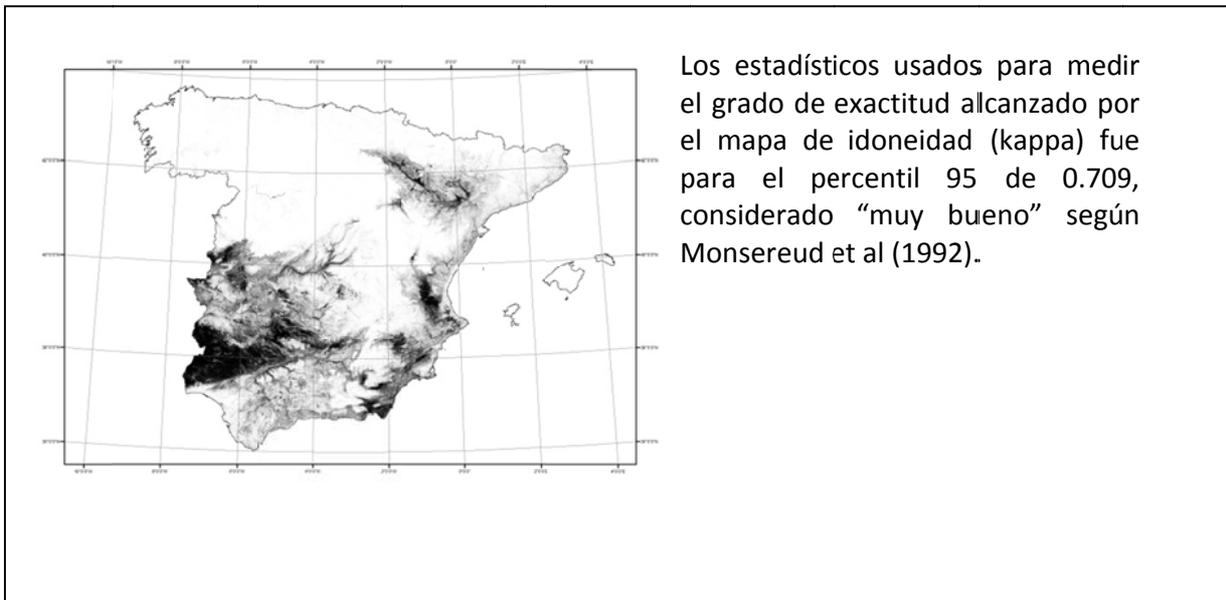
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

92D0 - Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamariceta* y *Securinegion tinctoriae*)

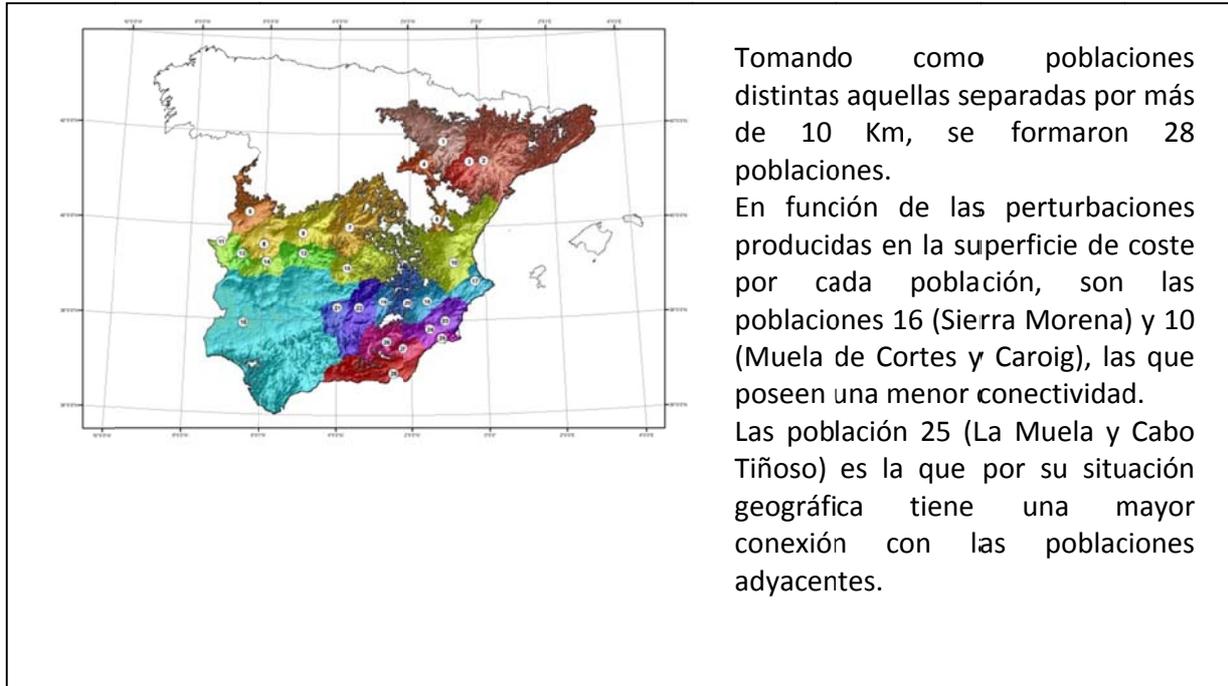
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



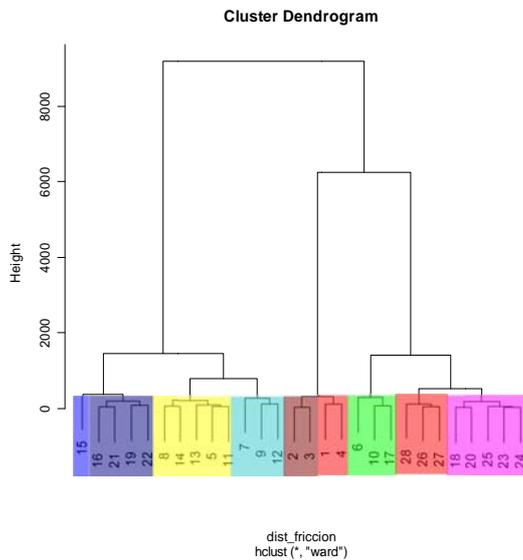
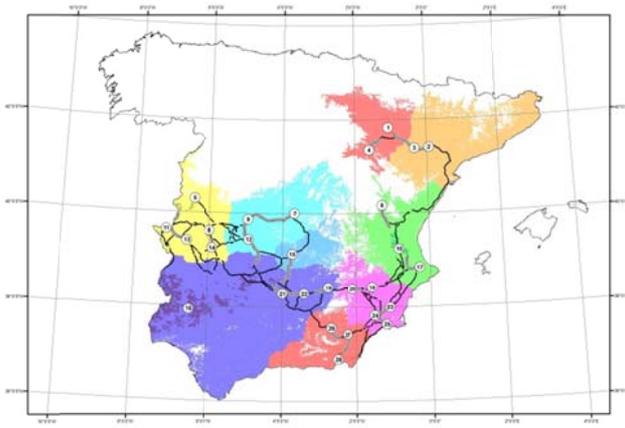
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 14	179466	2.433
Poblacion 9	167089	2.425
Poblacion 13	142335	2.409
Poblacion 1	129958	2.401
Poblacion 4	117581	2.393
Poblacion 24	117581	2.393
Poblacion 12	105204	2.385
Poblacion 17	92827	2.377
Poblacion 8	80450	2.369
Poblacion 23	68073	2.363
Poblacion 25	68073	2.363
Poblacion 22	43319	2.350
Poblacion 28	43319	2.350
Poblacion 3	30942	2.343
Poblacion 11	30942	2.343

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 14 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 9.

Red de corredores y grupos de vecindad



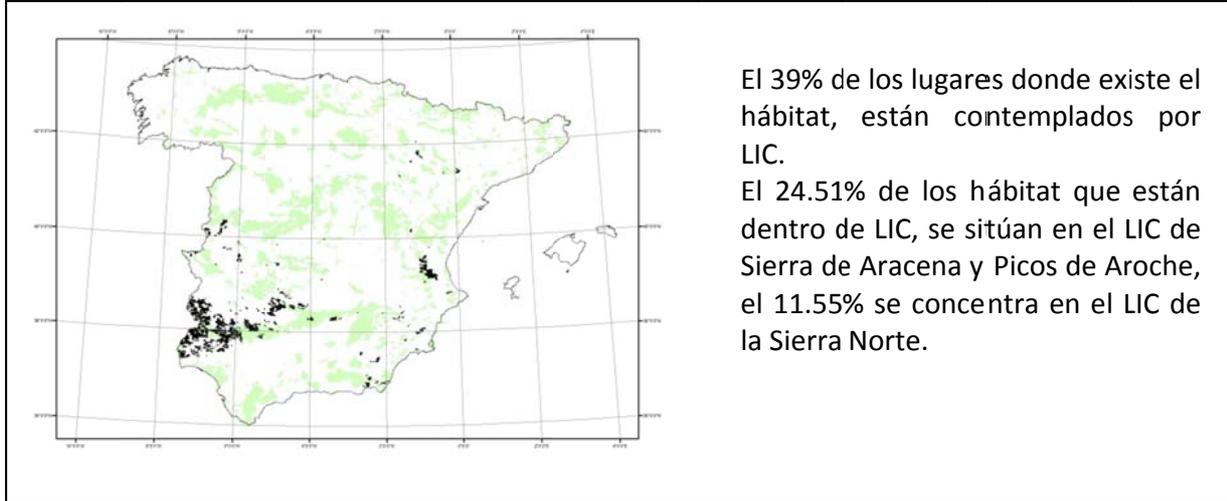
En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 9 grandes grupos.

La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones de El Castellar (población 1), Serreta Negra (población 2), Río Almonte (población 8), Muelas de Cortes y Caroig (población 10), Río Tajo en Castrejón, Islas de Malpica de Tajo y Azutón (población 9), Cuencas de Rumblar, Guadalén y Guadalmena (población 22), Sierra de Callosa de Segura (población 23) y Al norte de la Sierra de los Filabres (población 27). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

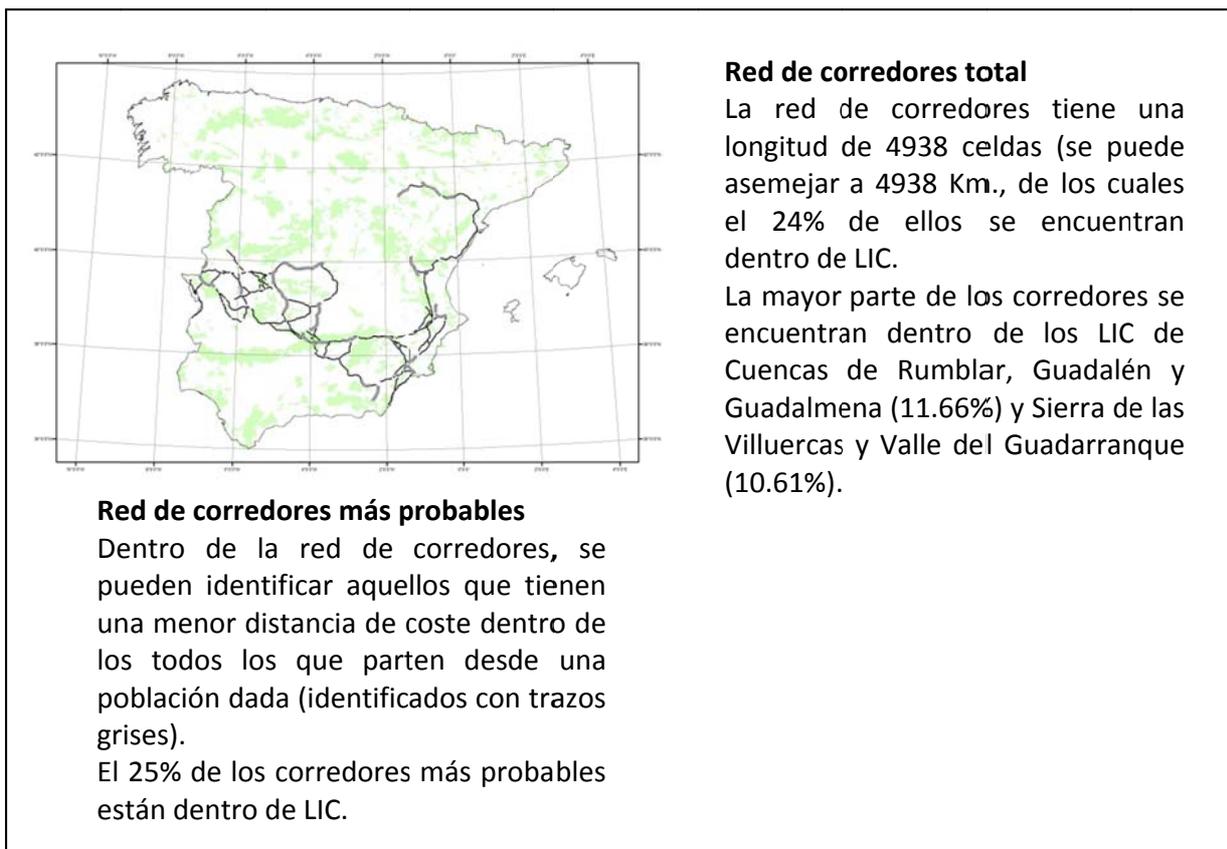
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 14, 13 y 12 con la 16, la 15 con la 21, la población 19 con la 20 y la 24 con la 27.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

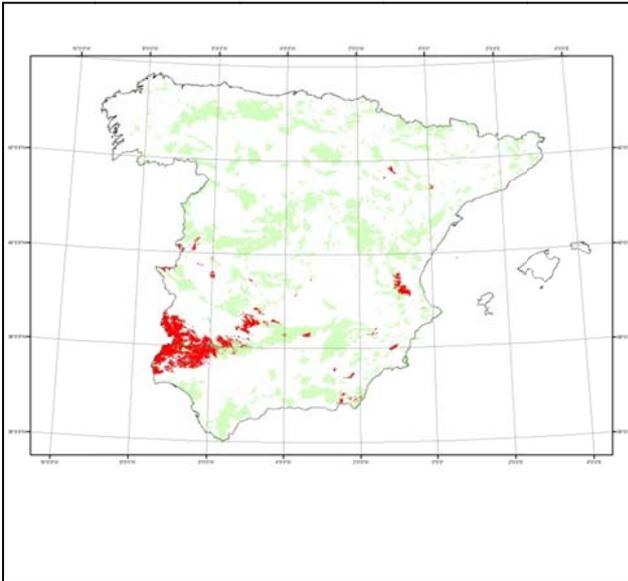
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

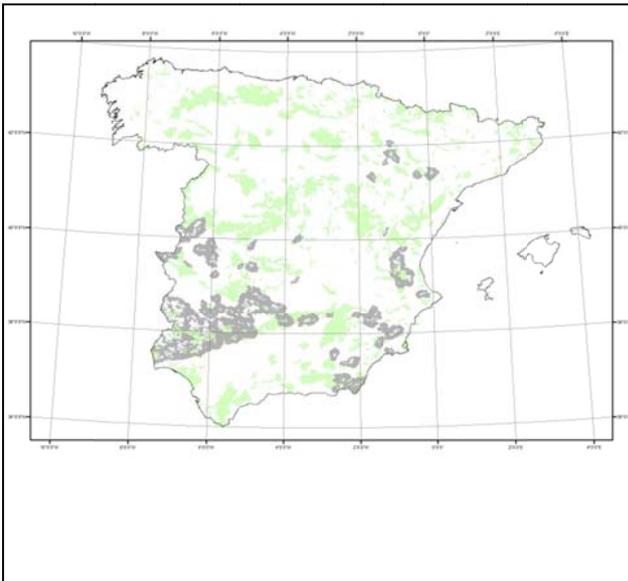


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 90%.

El 37% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 4759 Km².

Los LIC de Sierra de Aracena y Picos de Aroche (30.42%) y Sierra Norte (14.24%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 73% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Sierra Norte (9.98%) y Guadiato-Bembezár (8.14%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 4 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de El Castellar (población 1), Serreta Negra (población 2), Río Almonte (población 8), Muelas de Cortes y Caroig (población 10), Río Tajo en Castrejón, Isalas de Malpica de Tajo y Azutón (población 9), Cuencas de Rumblar, Guadalén y Guadalmena (población 22), Sierra de Callosa de Segura (población 23) y Al norte de la Sierra de los Filabres (población 27).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 1 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 2 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 8 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 10 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y

se encuentra poco alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 9 tiene un índice de aislamiento medio-alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 22 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 23 tiene un índice de aislamiento medio-bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 27 tiene un índice de aislamiento bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

No existen pasillos de Conectividad entre los grupos formados.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	10382	4092	39.41	6290	60.58
Red de corredores total	4938	1234	24.98	3704	75.01
Red de corredores más probables	887	223	25.14	664	75.84
Lugares idóneos para el hábitat	12853	4759	37.02	8094	62.97
Zonas de alta conectividad	44049	11547	26.21	32502	73.78

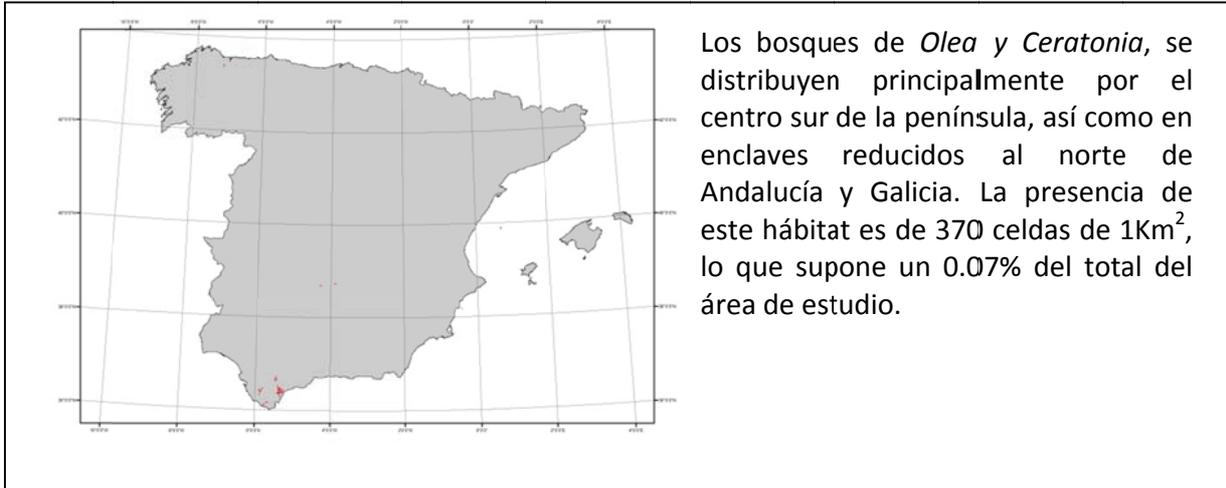
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

Población	volumen	población	volumen
1	1821190	14	138368
2	1868598	15	1139693
3	167314	16	14039909
4	409760	17	263668
5	570764	18	243777
6	262411	19	137422
7	2712796	20	139940
8	442980	21	101856
9	941639	22	340544
10	2813554	23	232744
11	147738	24	104065
12	401586	25	54510
13	84214	26	387306
		27	163632
		28	942345

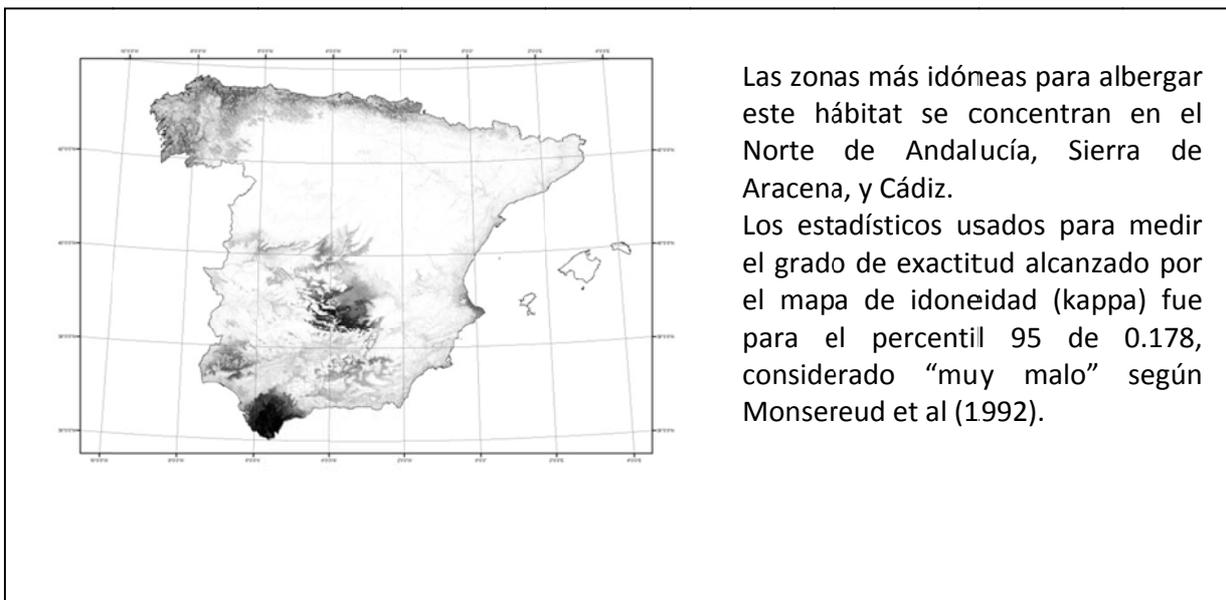
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9320 - Bosques de *Olea* y *Ceratonia*

Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 7 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 1 (Carballido) y 2 (Sierra de Los Canalizos), las que poseen una menor conectividad.

La población 7 (Estrecho de Gibraltar) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

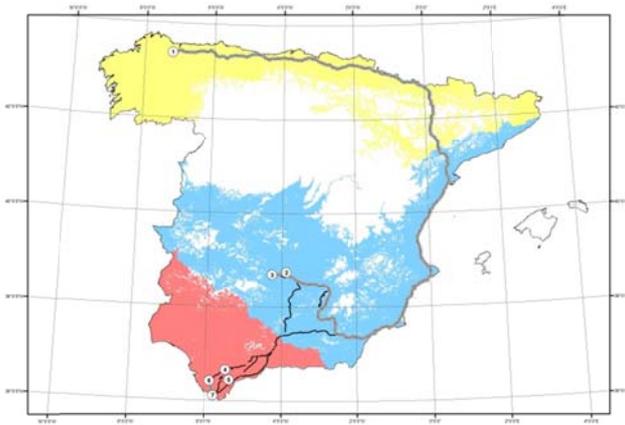
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 6	481750	2.333
Poblacion 3	366130	2.340
Poblacion 4	173430	2.329

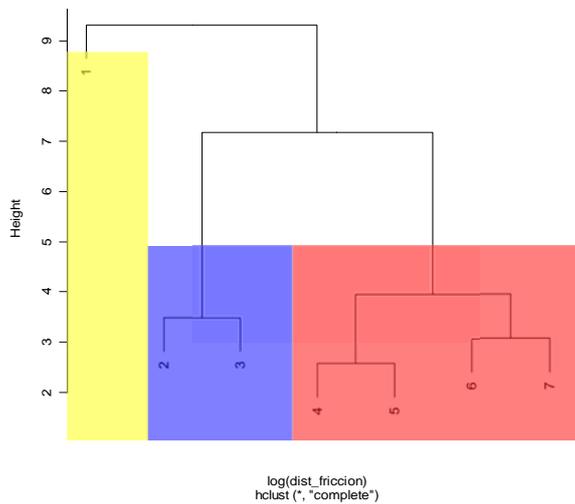
El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 6 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 3.

Red de corredores y grupos de vecindad



Cluster Dendrogram



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 3 grandes grupos.

Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las del sureste de la Sierra de los Canalizos (población 3) y el sur del Valle del Río Genal (población 5). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

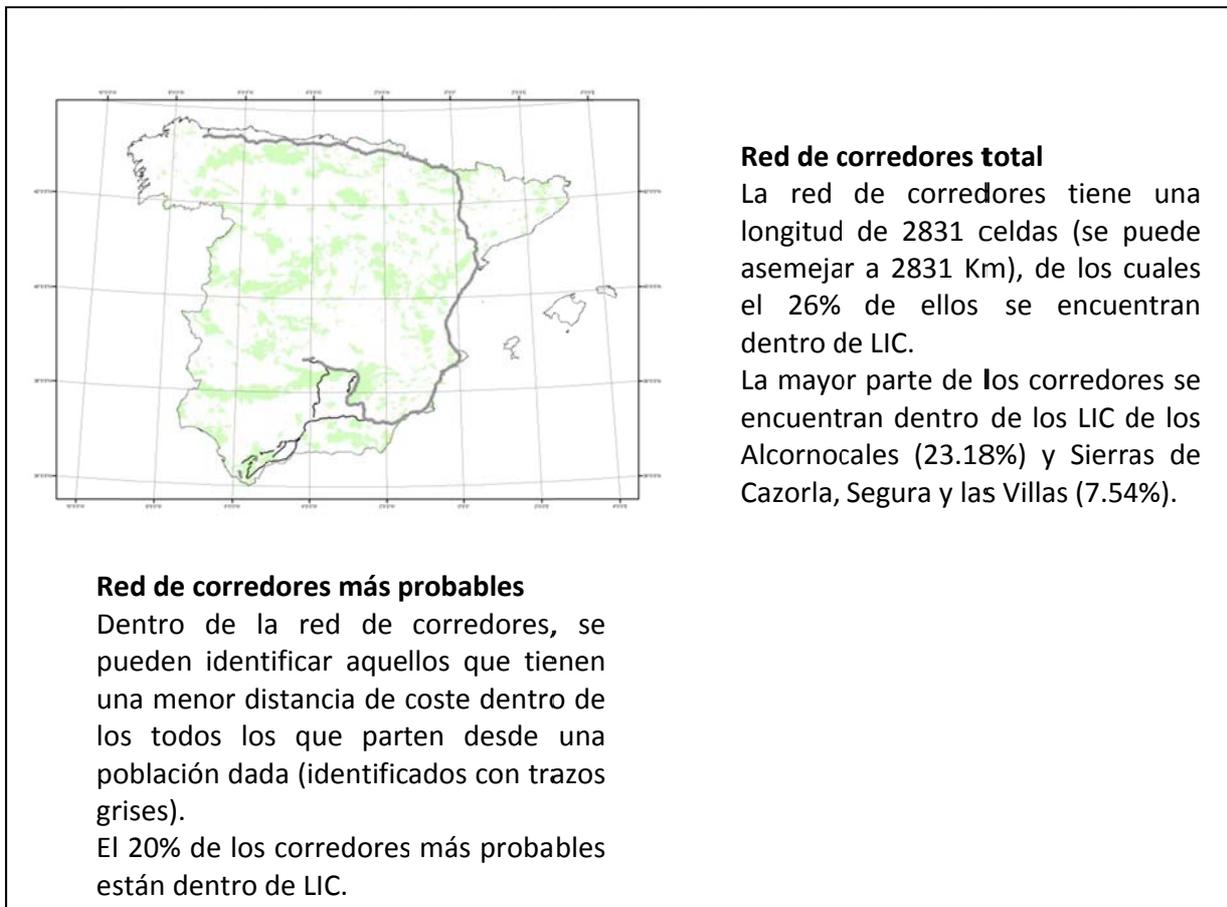
Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los caminos que unen poblaciones de distintos grupos, tienen un coste de tránsito muy elevado, por lo que prácticamente son nulos.

EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

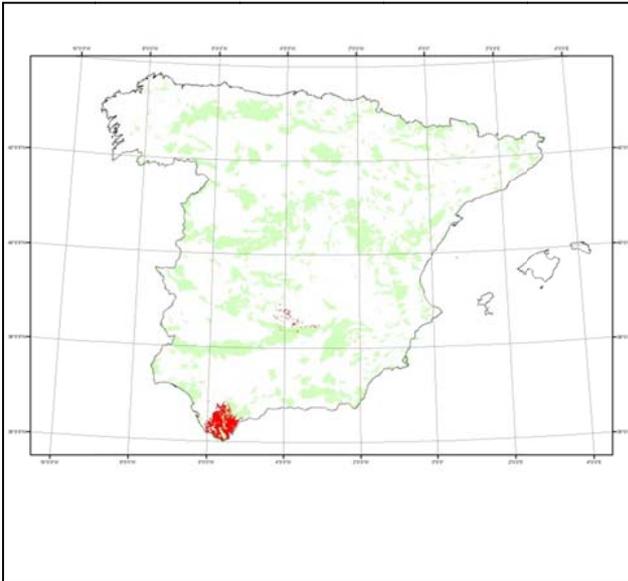
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

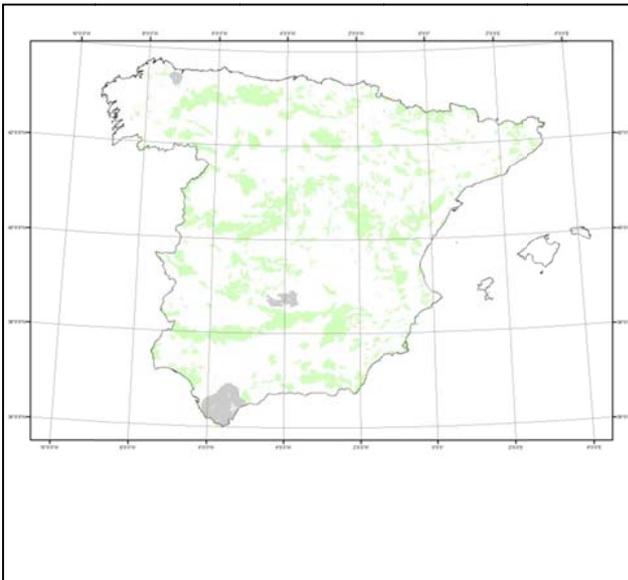


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 47% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1526 Km².

Los LIC de los Alcornocales (71%) y Acebuchales de la Campiña Sur de Cádiz (11%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 63% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC los Alcornocales (53.90%) y Sierra de Grazalema (16.73%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 3 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de los Canalizos (población 3) y el sur del Valle del río Genal (población 5).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones. La población 5 posee un grado de aislamiento bajo, está rodeada de zonas idóneas y cerca de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los distintos grupos no se conectan mediante pasillos de conectividad

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna de las poblaciones está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	248	64	25.80	184	74.19
Red de corredores total	2831	742	26.20	2089	73.79
Red de corredores más probables	1650	341	20.66	1309	79.33
Lugares idóneos para el hábitat	3246	1526	47.01	1720	52.98
Zonas de alta conectividad	8435	3083	36.55	5352	63.44

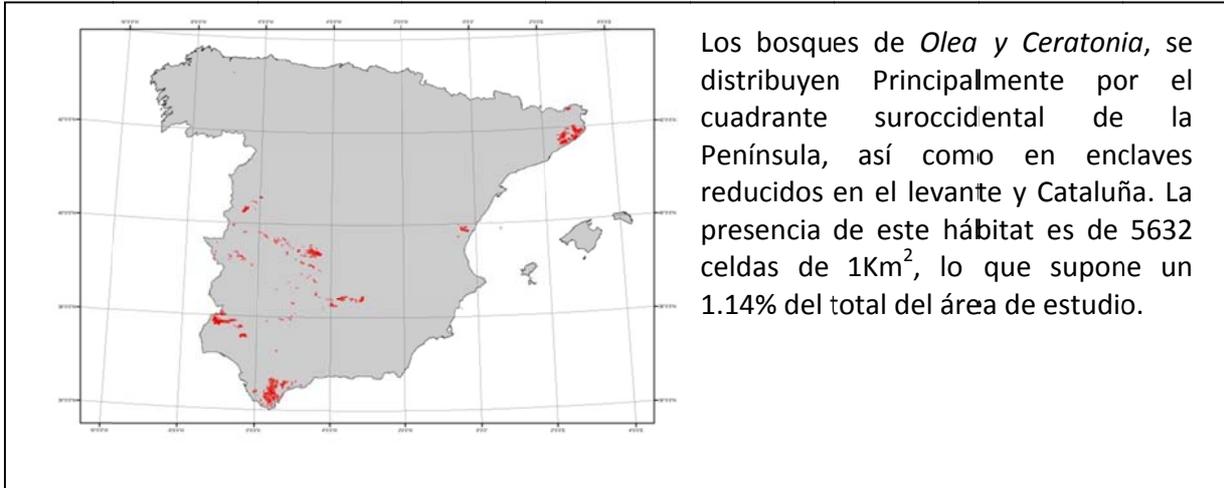
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	935697600
2	4317661.5
3	590736
4	358159.313
5	100066.375
6	748778.563
7	12903.3203

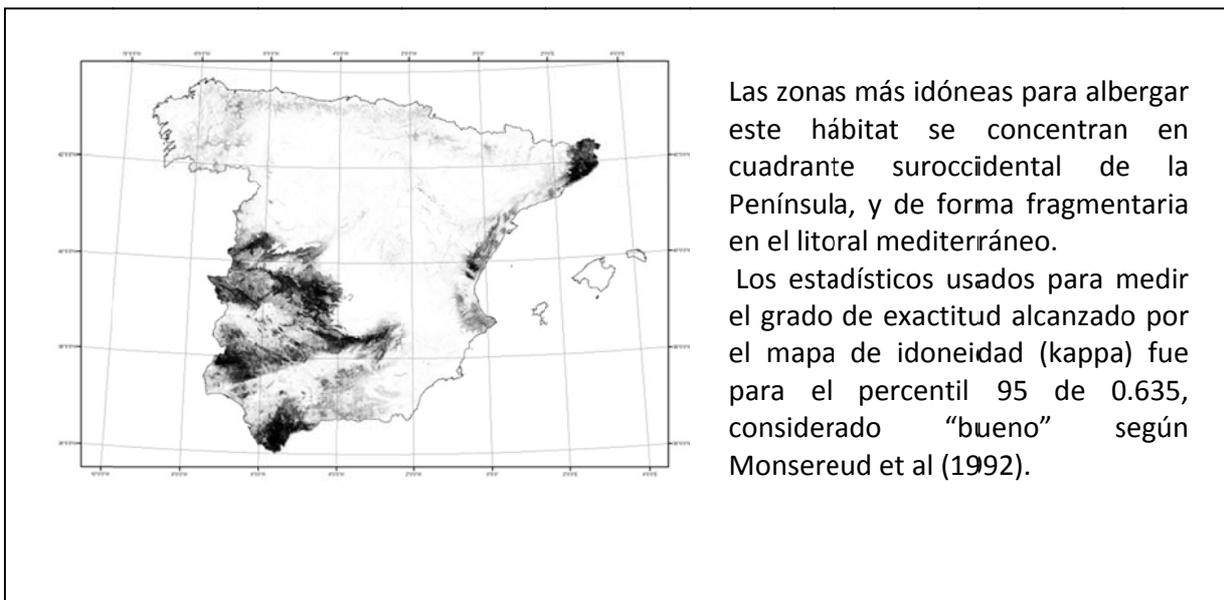
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9330 - Alcornocales de *Quercus suber*

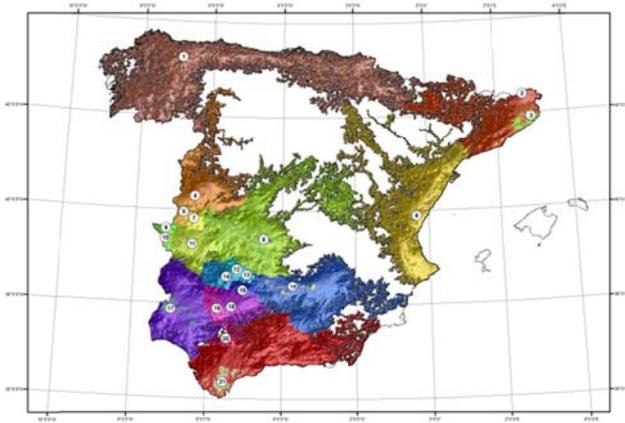
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 21 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 1 (Negeira) y 6 (Sierra del Espadán), las que poseen una menor conectividad, estando éstas totalmente aisladas del resto de poblaciones.

La población 10 (Río Gevora Alto) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 21	243784	2.201
Poblacion 17	196600	2.186
Poblacion 14	180872	2.184
Poblacion 12	133688	2.185
Poblacion 20	117960	2.187
Poblacion 7	86504	2.188
Poblacion 13	70776	2.189
Poblacion 16	55048	2.191
Poblacion 5	55048	2.191
Poblacion 9	55048	2.191
Poblacion 2	39320	2.203

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 21 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 17.

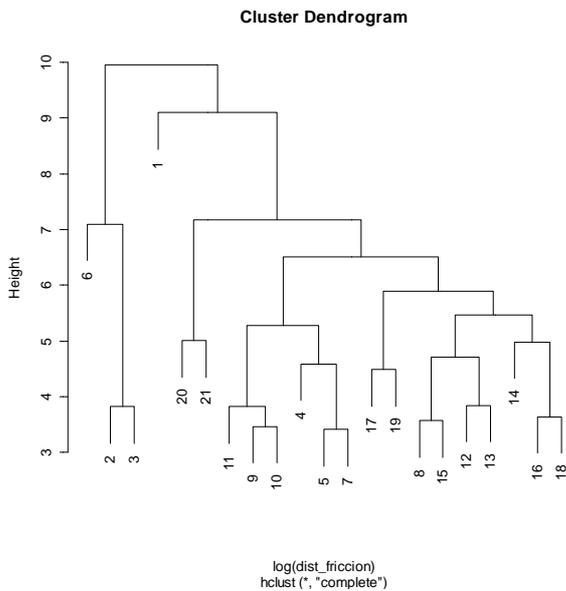
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

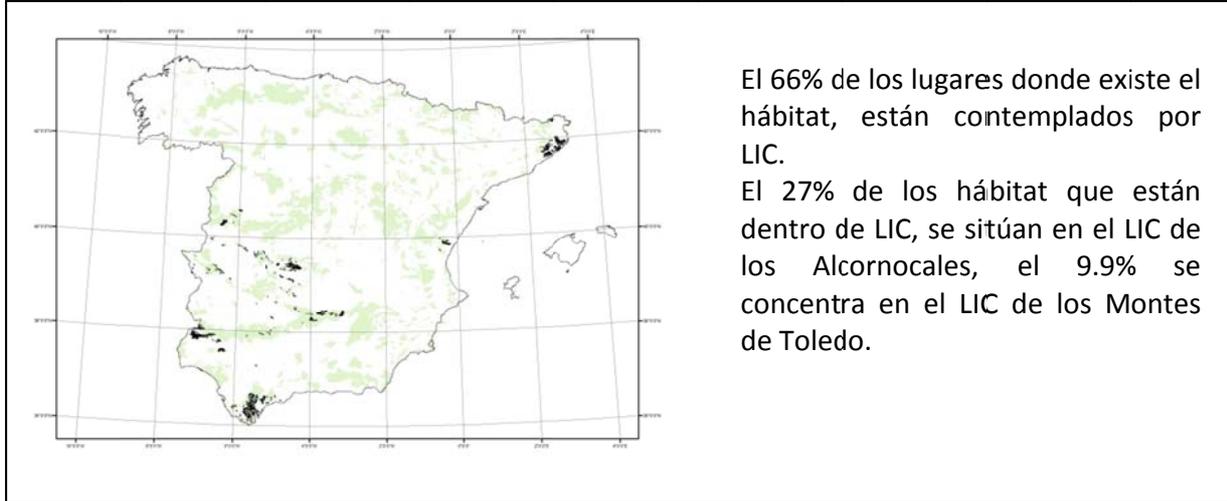
Las poblaciones más importantes en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las del sureste de Les Gavarres (población 3), Montes de Toledo (población 8), Sierra Pelada (población 18) y Los Alcornocales (población 21). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 12 y 14.

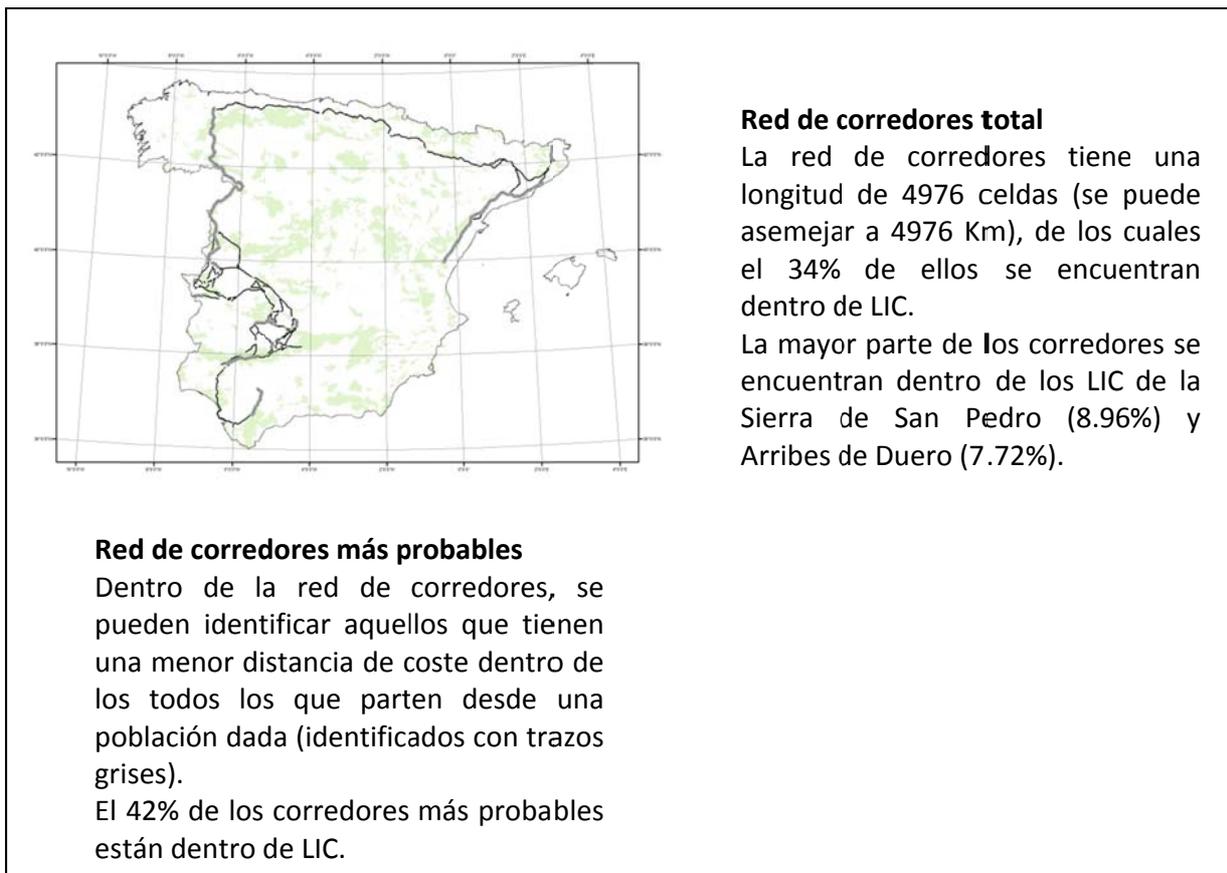


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

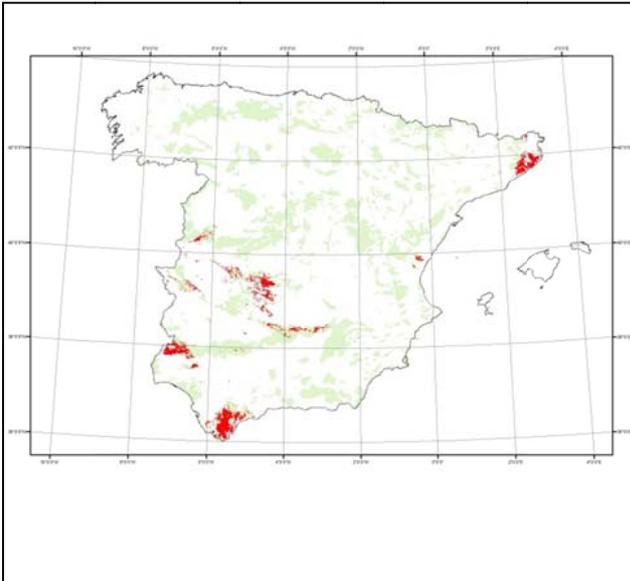
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

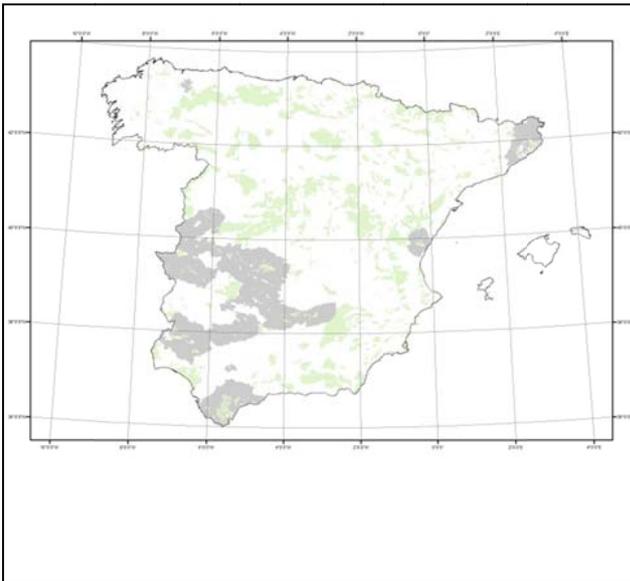


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 60% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 4755 Km².

Los LIC de los Alcornocales (28%) y Sierra de Aracena y Picos de Aroche (10%), los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 68% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierra de Aracena y Picos de Aroche (7.61%) y Sierra Norte (7.52%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 3 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones del sureste de Les Gavarres (población 3), Montes de Toledo (población 8), Sierra Pelada (población 18) y Los Alcornocales (población 21).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 8 posee un grado de aislamiento medio-alto, está rodeada de zonas idóneas y alejada de otras poblaciones.

La población 18 posee un grado de aislamiento medio, está rodeada de zonas poco idóneas y alejada de otras poblaciones.

La población 21 posee un grado de aislamiento alto, está rodeada de zonas idóneas y alejada de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los grupos a los que pertenecen las poblaciones 14 y 12 se conectan mediante pasillos de conectividad. El resto de grupos están prácticamente aislados unos de otros.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna de las poblaciones está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	5011	3320	66.25	1691	33.74
Red de corredores total	4976	1695	34.06	3281	65.93
Red de corredores más probables	1165	493	42.31	672	57.78
Lugares idóneos para el hábitat	7908	4755	60.12	3153	39.87
Zonas de alta conectividad	68928	21956	31.85	46972	68.14

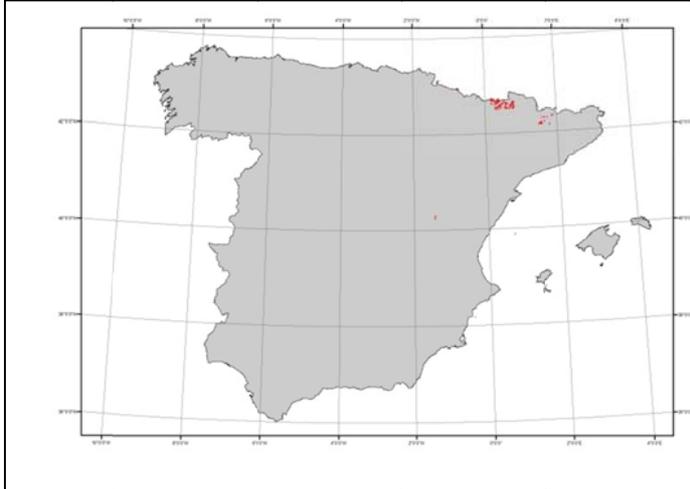
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	433861120
2	47826
3	1799988
4	1204330
5	42006
6	41300912
7	34157
8	3655131
9	20317
10	19125
11	483277
12	49203
13	26934
14	224029
15	3705236
16	63055
17	2384857
18	182845
19	77847
20	249043
21	5585759

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

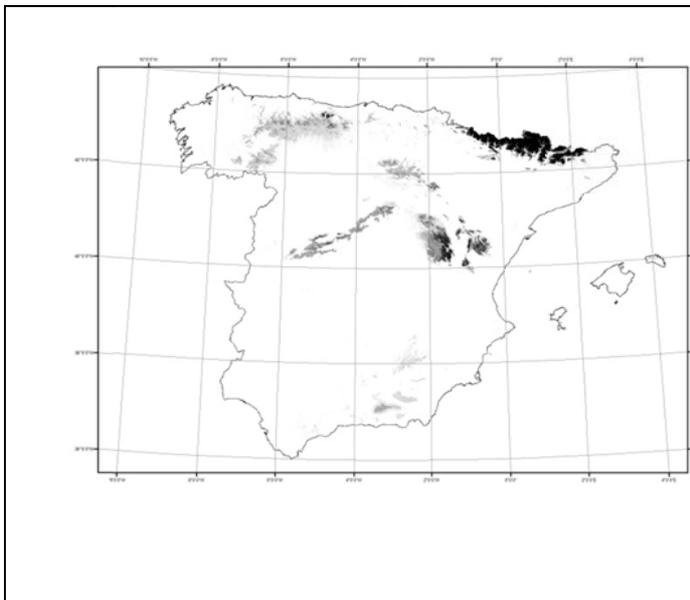
9430 - Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata*

Distribución observada



Los bosques montanos y subalpinos de *pinus uncinata*, se distribuyen Principalmente por la zona central de los Pirineos, así como en enclaves reducidos en el Sistema Ibérico. La presencia de este hábitat es de 728 celdas de 1Km², lo que supone un 0.97% del total del área de estudio.

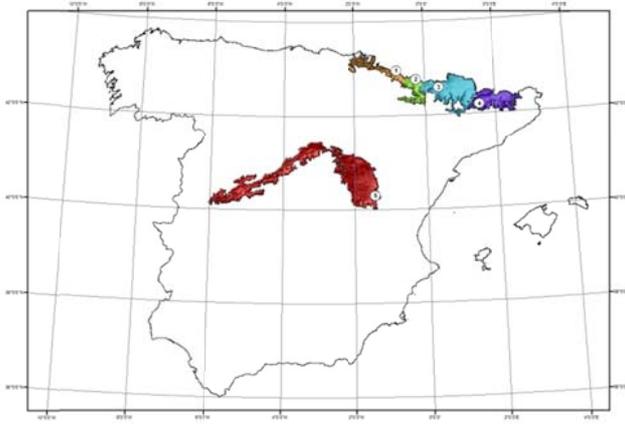
Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en los Pirineos, y de forma fragmentaria en el Sistema Central e Ibérico y Picos de Europa.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 de 0.222, considerado “pobre” según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 10 Km, se formaron 5 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, es la población 5 (Cuencas del Ebrón), la que posee una menor conectividad, estando ésta totalmente aislada del resto de poblaciones.

La población 2 (Puertos de Panticosa, Bramatuero y Brazatos) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

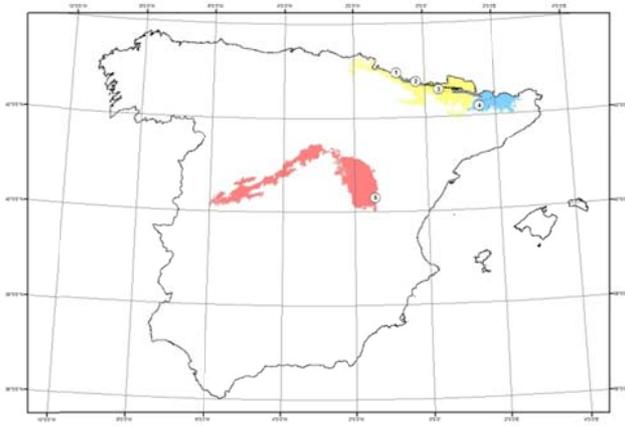
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 2	107312	2.203
Poblacion 3	132562	2.126
Poblacion 5	31562	2.396

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 3 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 2.

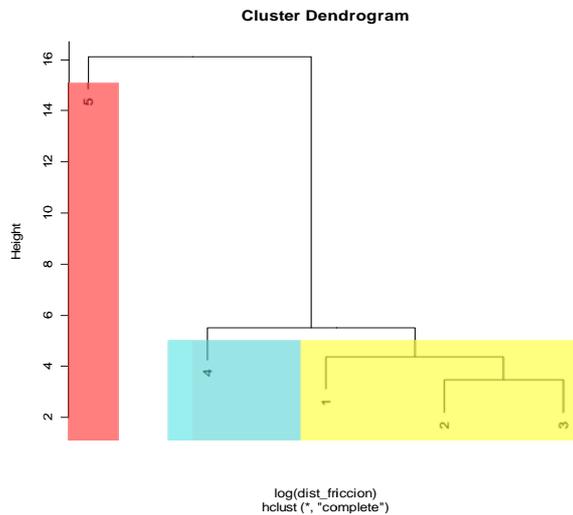
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 3 grandes grupos.

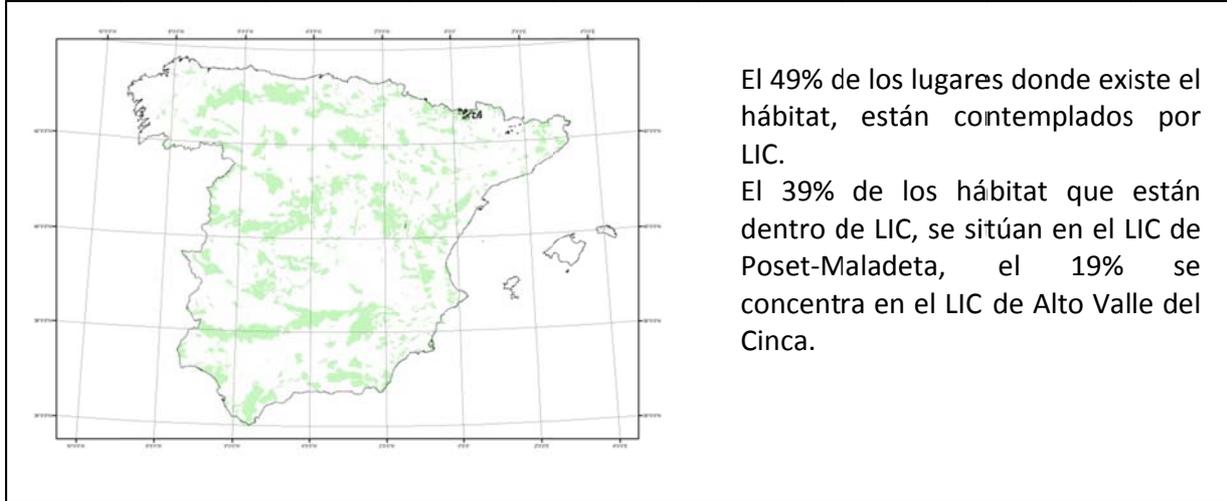
La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo es la de Los Puertos de Panticosa, Bramatuero y Brazatos (población 2). Esta población ocupa una posición topológica central dentro de su grupo.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 3 y 4.

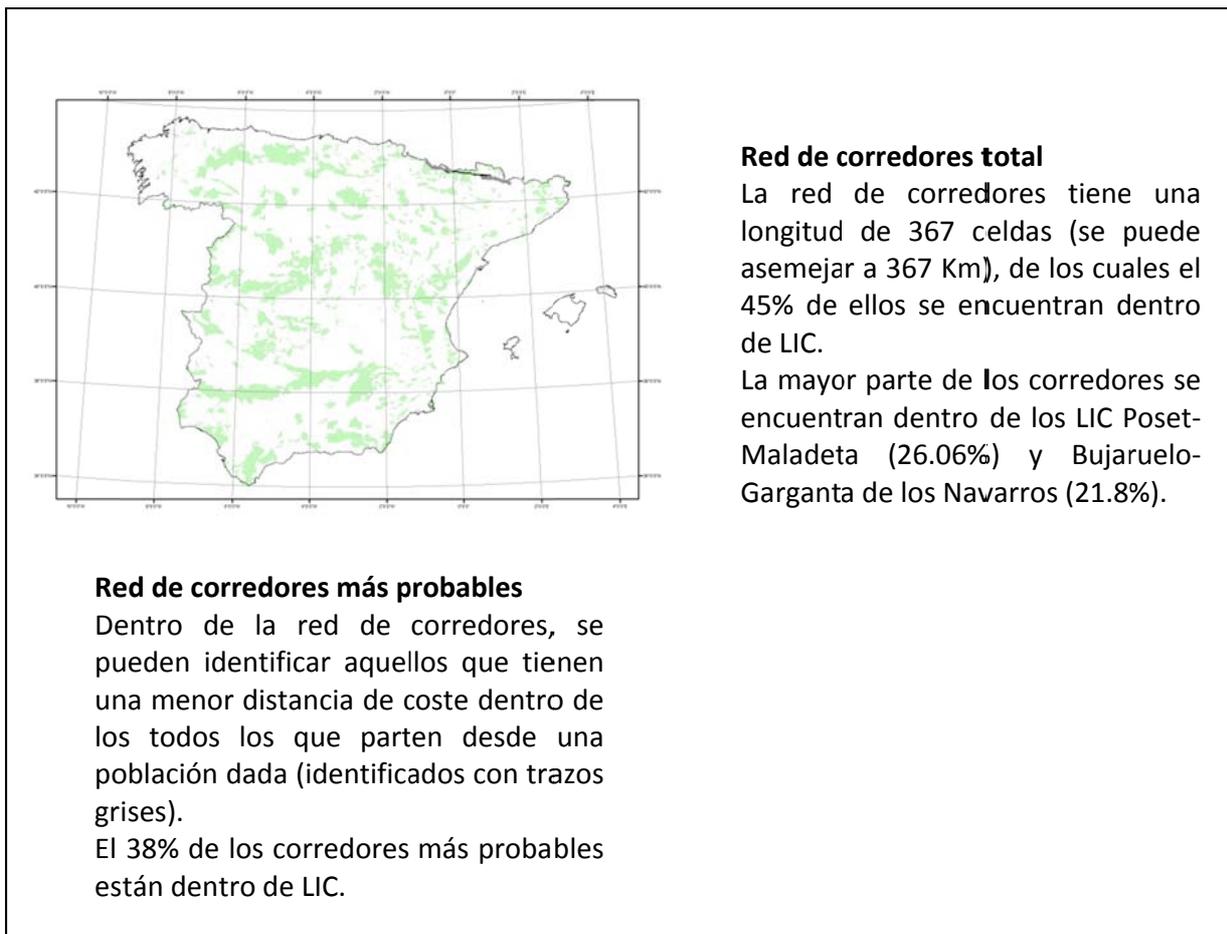


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

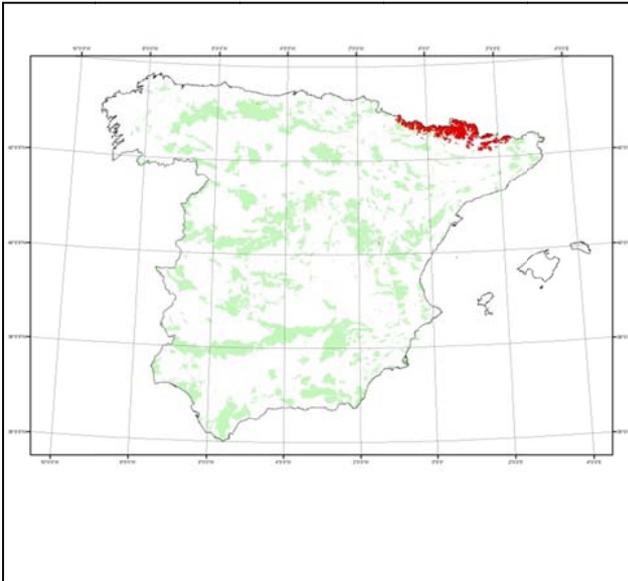
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

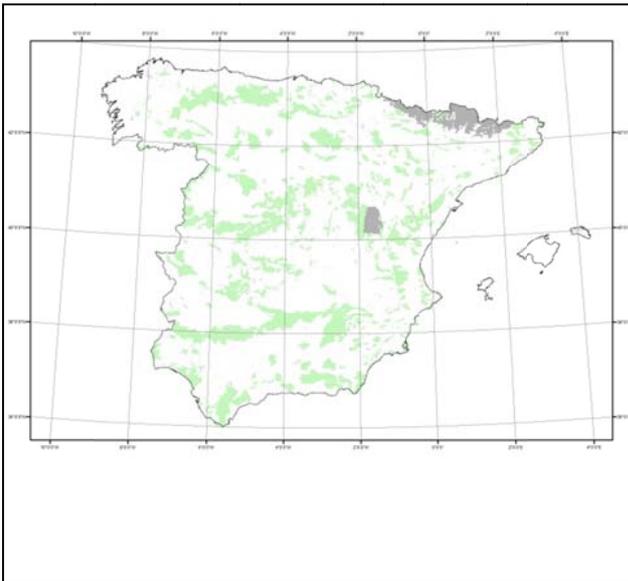


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 39% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 2142 Km².

Los LIC de Alt Pallars (18.39%) y Poset-Maladeta (14.79%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 64% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierra de Alt Pallars (10.90%) y Serranía de Cuenca (8.89%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 3 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son la población de Los Puertos de Panticosa, Bramatuero y Brazatos (población 2).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 2 tiene un índice de aislamiento medio-alto, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los grupos a los que pertenecen las poblaciones 3 y 4 se conectan mediante pasillos de conectividad. El resto de grupos están prácticamente aislados unos de otros.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, la población 5 está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	603	300	49.75	303	50.24
Red de corredores total	367	165	44.95	202	55.04
Red de corredores más probables	159	61	38.36	98	61.63
Lugares idóneos para el hábitat	5476	2142	39.11	3334	60.88
Zonas de alta conectividad	11088	3933	35.47	7155	64.52

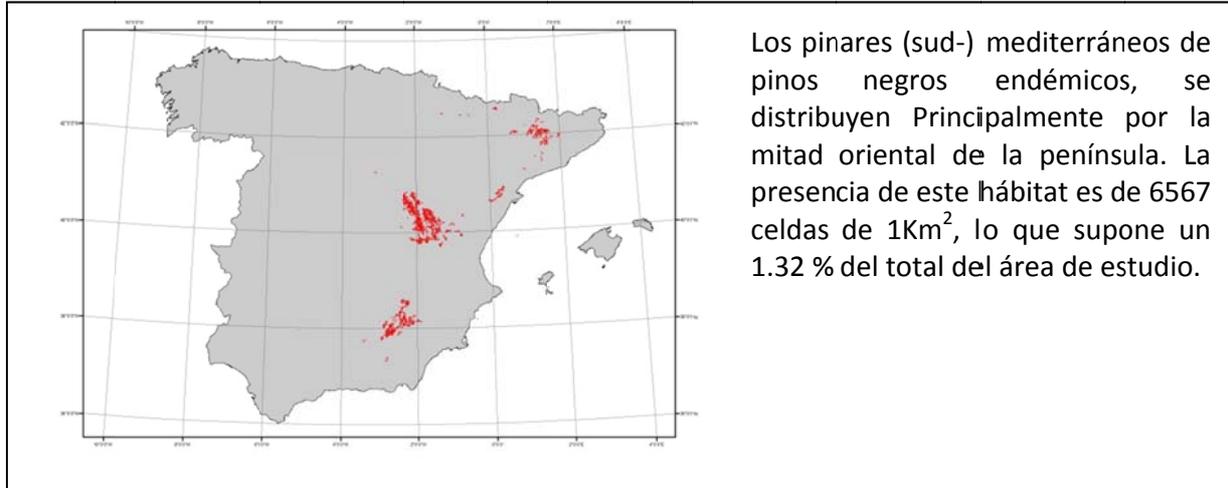
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	92176
2	40340
3	377441
4	474551
5	

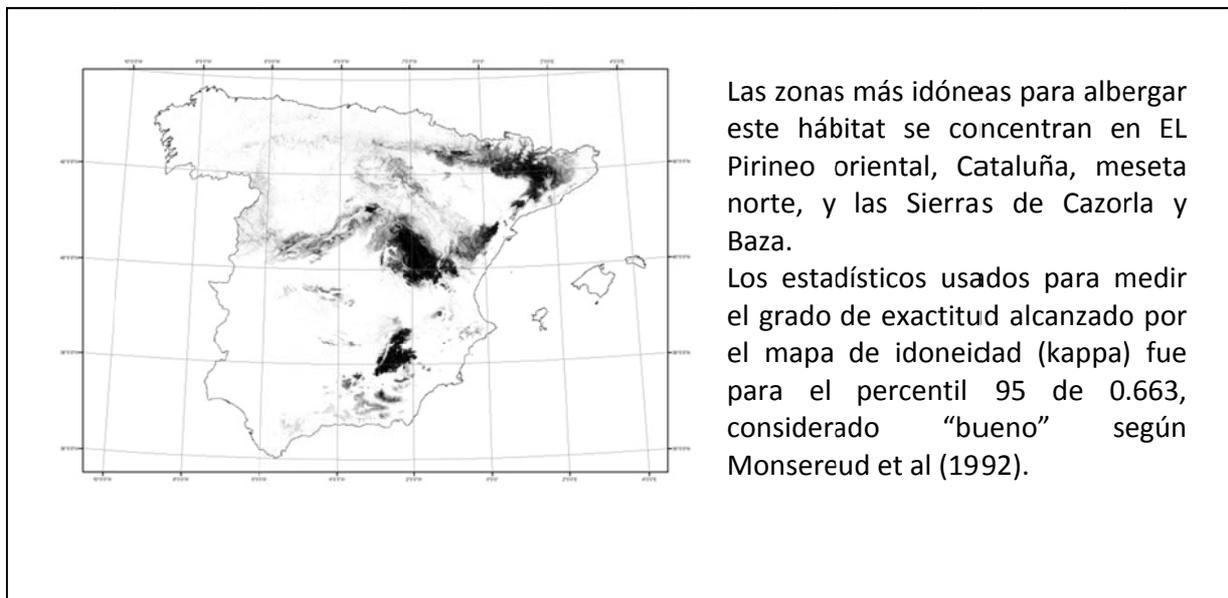
Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

9530 - Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos

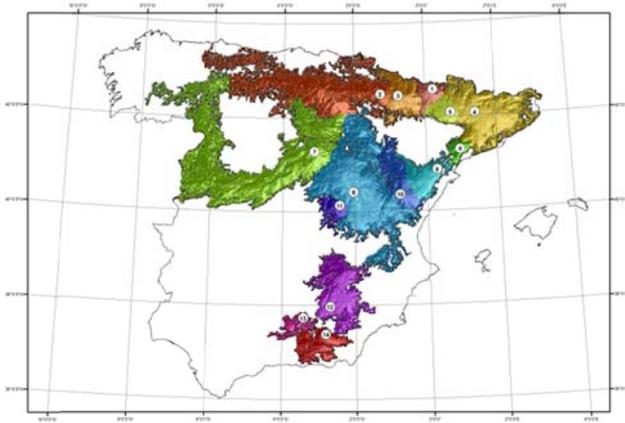
Distribución observada



Mapa de idoneidad



Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 14 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, es la población 12 (sierras de Alcaraz, de segura y cañones del segura y del mundo), la que posee una menor conectividad, estando ésta totalmente aislada del resto de poblaciones.

La población 5 (Sierra de Montsenç) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

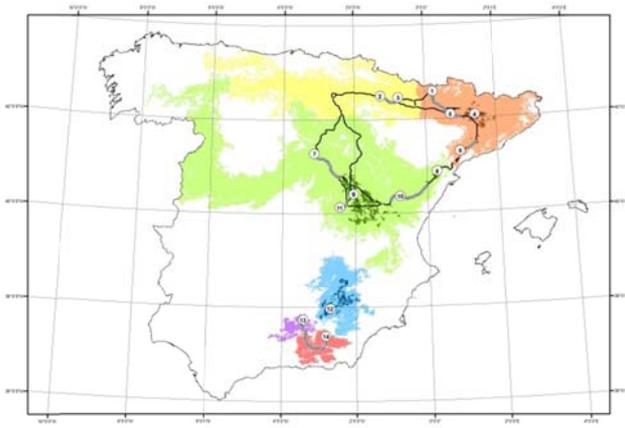
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 3	311349	2.419
Poblacion 6	271175	2.432
Poblacion 8	50218	2.237
Poblacion 9	251088	2.428
Poblacion 10	170740	2.373
Poblacion 11	150653	2.349
Poblacion 13	110479	2.295
Poblacion 14	210914	2.409

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 3 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema, seguido de la 6.

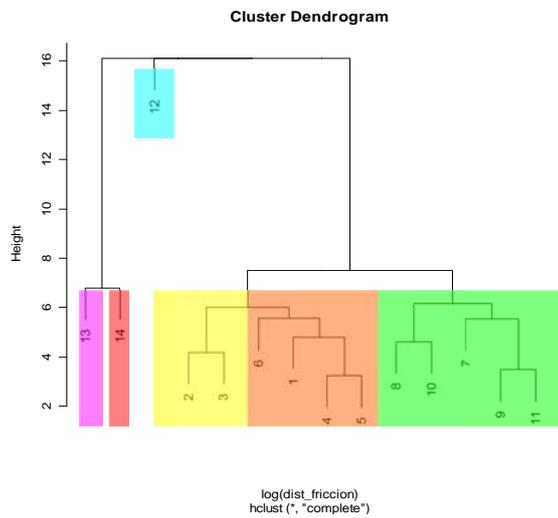
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

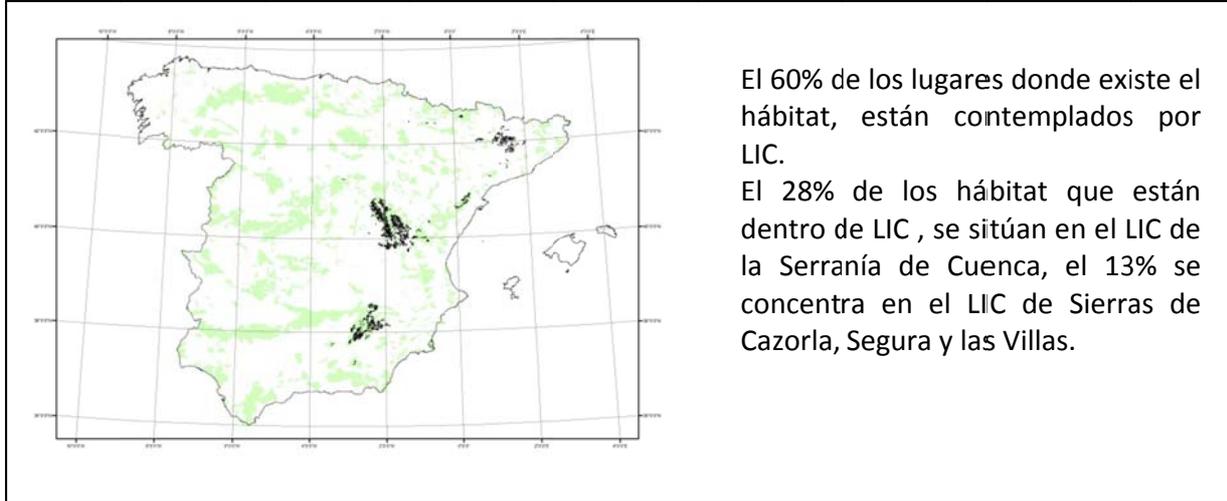
La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones de La sierra del Castillo de Laguares (población 3), Serre D'auben-de Turp (población 4) y Serranía de Cuenca (población 9). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 3 con la 1, la 6 con la 8 y la 13 con la 14.

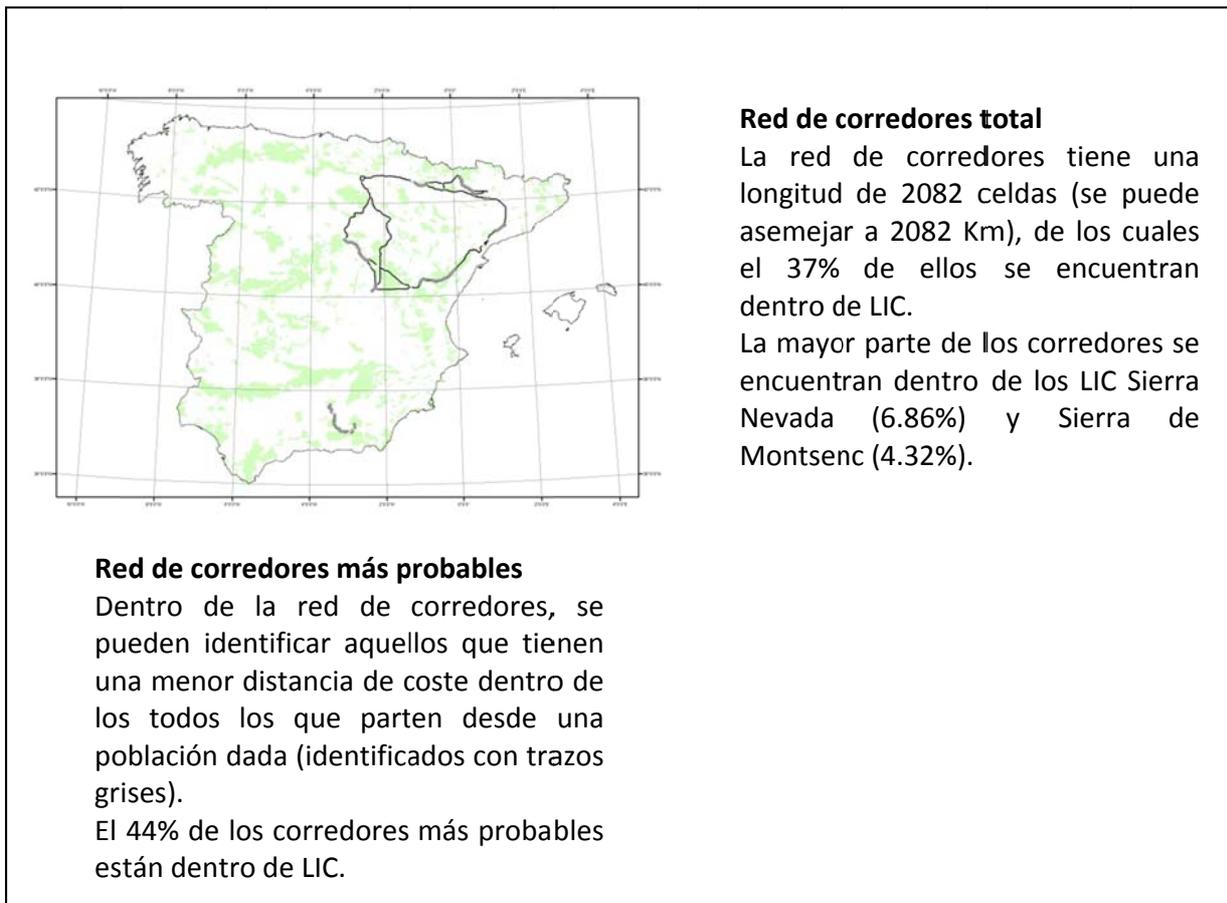


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

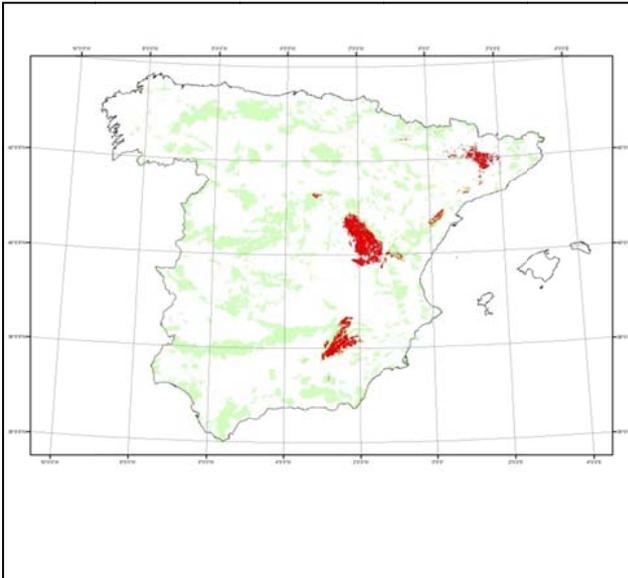
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

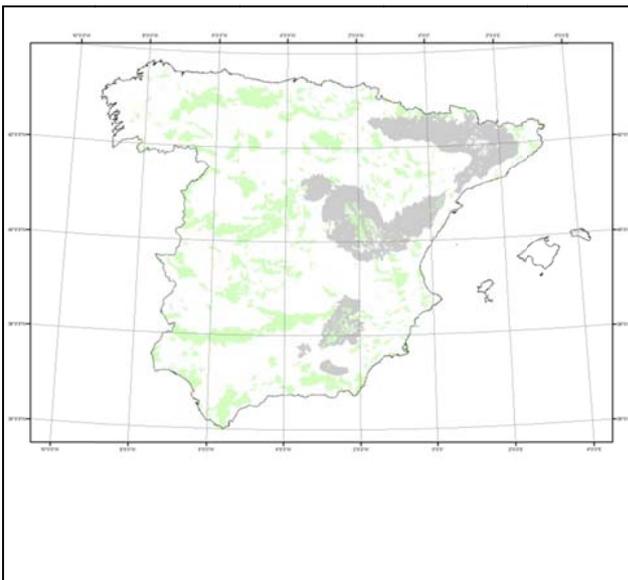


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 59% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 6116 Km².

Los LIC de la Serranía de Cuenca (27.86%) y Sierras de Cazorla, Segura y las Villas. (16.02%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 72% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Sierras de Cazorla, Segura y las Villas (8.73%) y Alto Tajo (5.77%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 3 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de La sierra del Castillo de Laguares (población 3), Serre D'auben-de Turp (población 4) y Serranía de Cuenca (población 9).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 4 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 9 tiene un índice de aislamiento alto, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los grupos a los que pertenecen las poblaciones 6 y 8 se conectan mediante pasillos de conectividad, el mismo caso se da entre los grupos de las poblaciones 3 y 1. El resto de grupos están prácticamente aislados unos de otros.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, la población 12 está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	6077	3663	60.27	2414	39.72
Red de corredores total	2082	787	37.80	1295	62.19
Red de corredores más probables	524	231	44.08	293	55.91
Lugares idóneos para el hábitat	10317	6116	59.28	44958	72.17
Zonas de alta conectividad	62293	17335	27.82	44958	72.17

Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	161233.828
2	2264997.75
3	449694.063
4	1494424.63
5	86821.8281
6	133348.125
7	8826625
8	577590
9	3322230.75
10	218643.656
11	89784.2109
12	
13	2274910.5
14	3940064.5

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

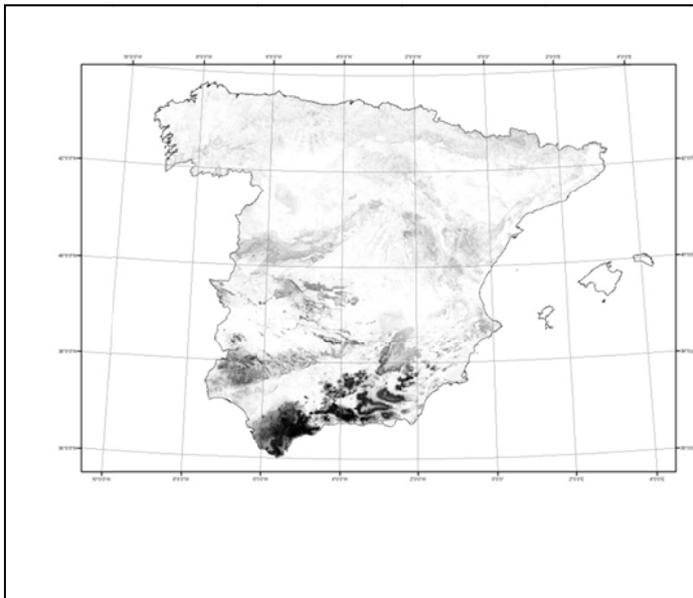
9540 - Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos

Distribución observada



Los pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos, se distribuyen principalmente por la mitad oriental de Andalucía. La presencia de este hábitat es de 495 celdas de 1Km², lo que supone un 0.1 % del total del área de estudio.

Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en Andalucía, aunque existen zonas con cierta aptitud para albergar este hábitat por todo el territorio peninsular.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 de 0.249, considerado “pobre” según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 7 poblaciones. En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 1 (Sierra de Maria-los Velez) y 2 (Sierra Mágina), las que poseen una menor conectividad, estando ésta totalmente aislada del resto de poblaciones.

La población 3 (al norte de Sierra de los Filabres) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

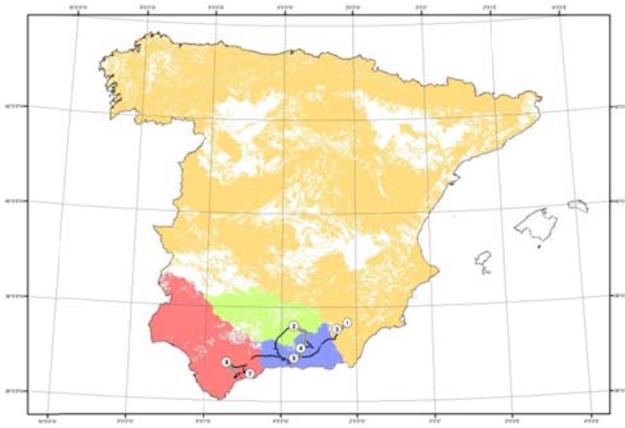
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 6	391005	2.206

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 6 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

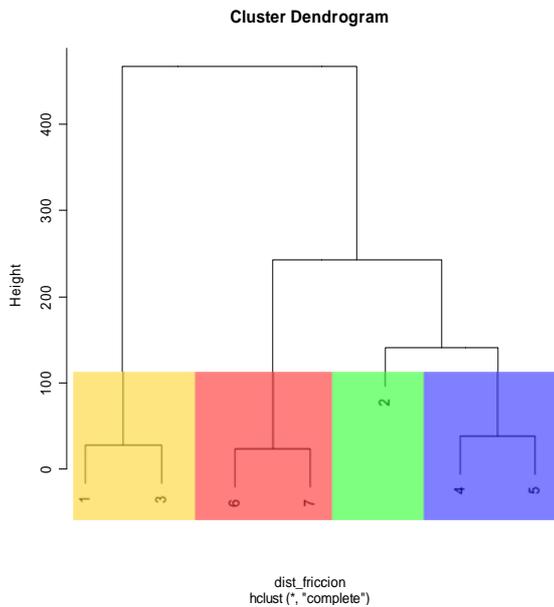
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 4 grandes grupos.

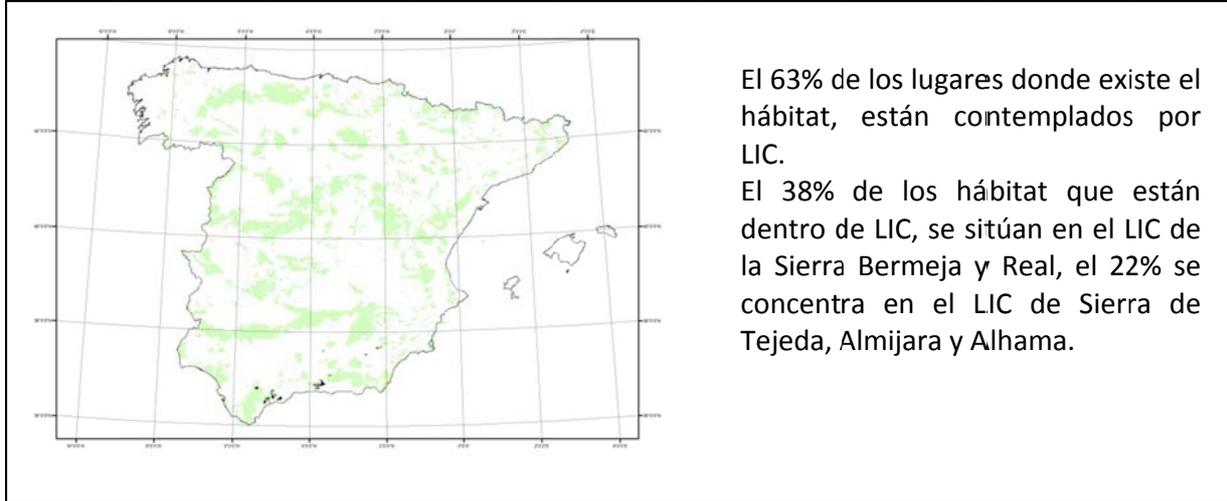
La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones del norte de la Sierra de Filabres (población 3), Sierra de Tejada, Almirajara y Alhama (población 5) y Sierra Blanca (población 7). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 2 con la 4 y la 2 con la 4.

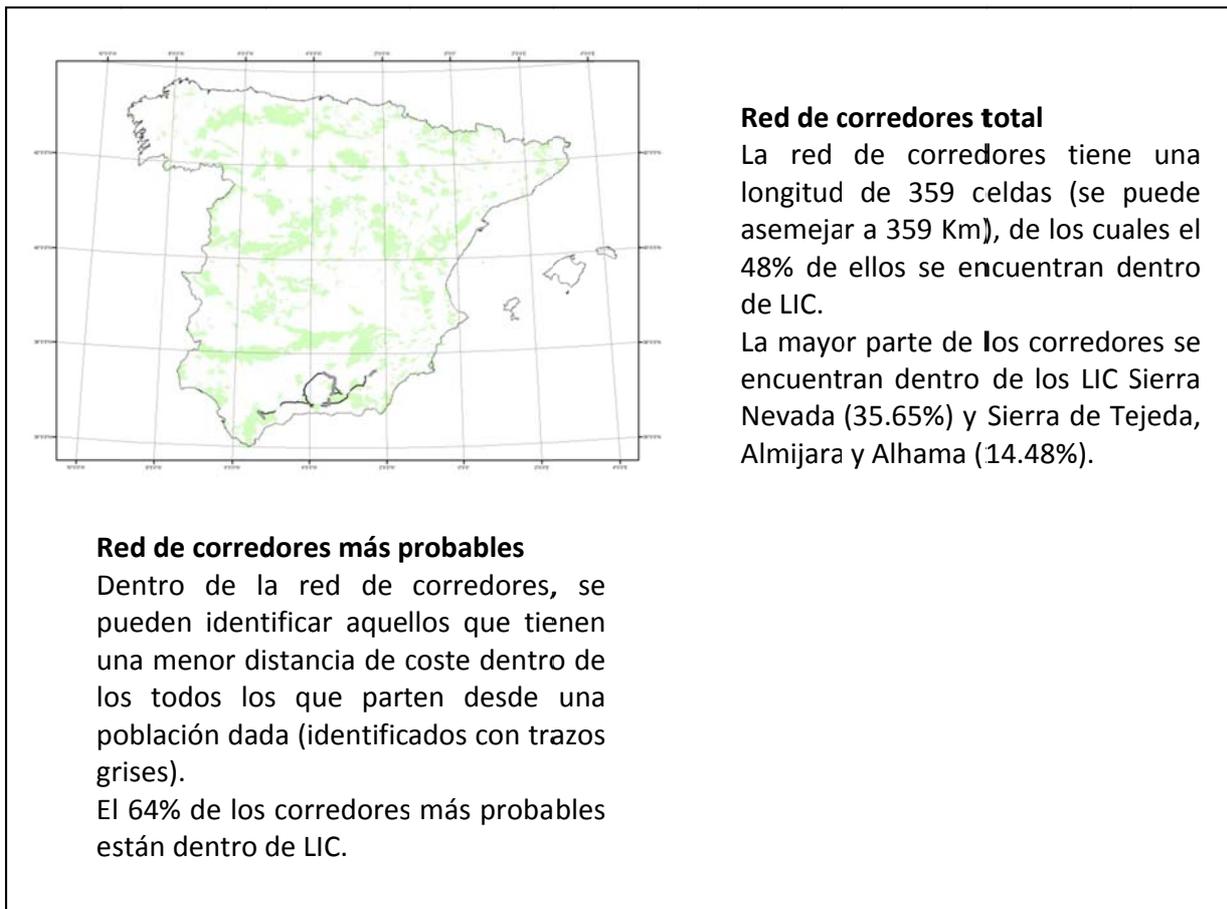


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

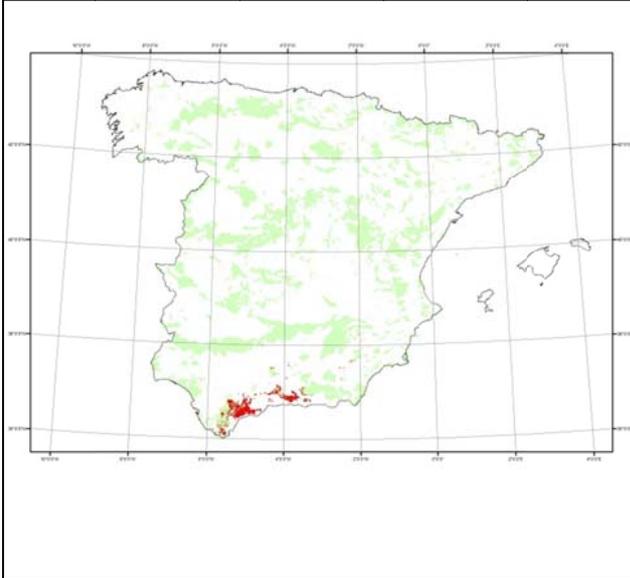
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat

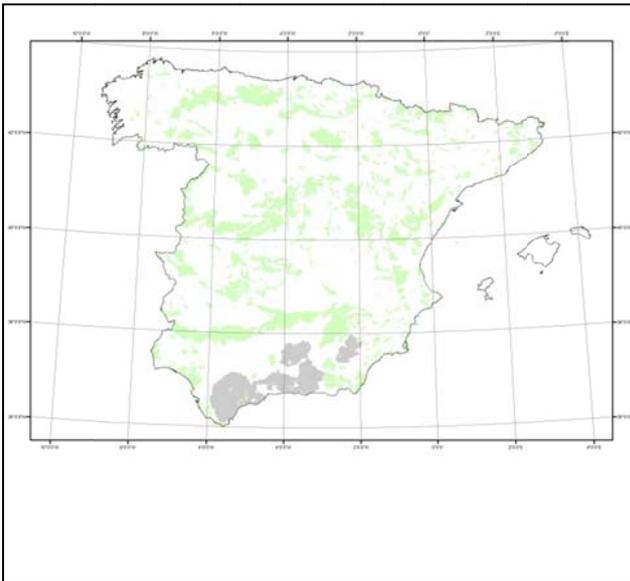


Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 66% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 1904 Km².

Los LIC de los Alcornocales (19.27%) y Sierras Bermeja y Real (15.44%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 70% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de Los Alcornocales (26.83%) y Sierra Nevada (19.79%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 4 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones de la Sierra de Filabres (población 3), Sierra de Tejada, Almijara y Alhama (población 5) y Sierra Blanca (población 7).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento Bajo, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones. Puede que este resultado sea fruto de la pequeña extensión que ocupa la población.

La población 5 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra cerca geográficamente de otras poblaciones.

La población 7 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los grupos a los que pertenecen las poblaciones 6 y 5 se conectan mediante pasillos de conectividad. El resto de grupos están prácticamente aislados unos de otros.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto de poblaciones.

Observaciones

La población 3 está rodeada de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones. A pesar de esto tiene un índice de aislamiento Bajo. Puede que este resultado sea fruto de la pequeña extensión que ocupa la población.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	457	291	63.67	166	36.32
Red de corredores total	743	359	48.31	384	51.68
Red de corredores más probables	159	64	40.25	95	59.74
Lugares idóneos para el hábitat	2874	1904	66.24	970	33.75
Zonas de alta conectividad	20273	5996	29.57	14277	70.42

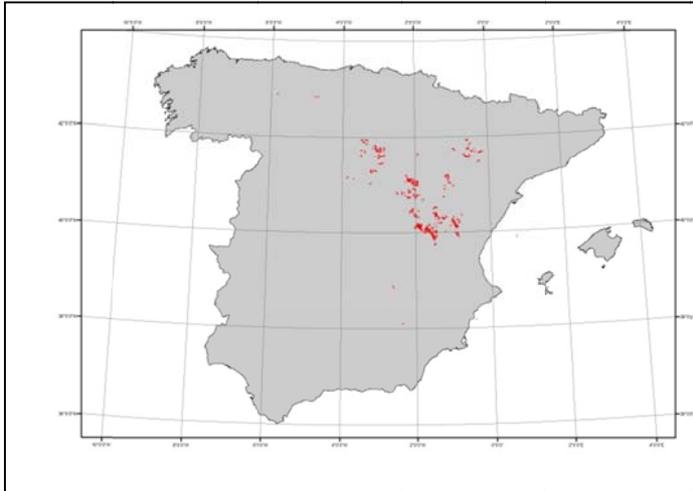
Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	6160660
2	1113280
3	108592
4	182481
5	222952
6	475059
7	198588

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

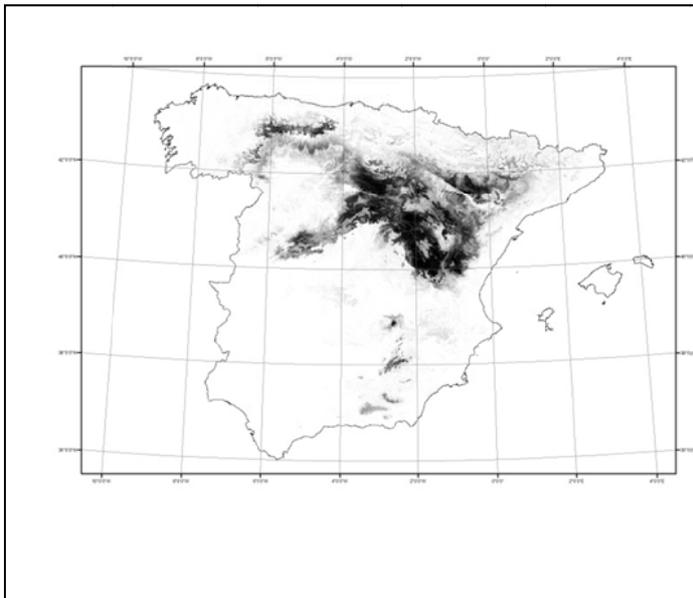
9560 - Bosques endémicos de *Juniperus spp*

Distribución observada



Los bosques endémicos de *Juniperus spp*, se distribuyen Principalmente por la mitad oriental de la meseta norte, el centro del valle del Ebro y el Sistema Ibérico. La presencia de este hábitat es de 2894 celdas de 1Km², lo que supone un 0.58 % del total del área de estudio.

Mapa de idoneidad



Las zonas más idóneas para albergar este hábitat se concentran en los lugares anteriormente citados, aunque existen zonas con cierta aptitud para albergar este hábitat en el Sistema Central, Picos de Europa y la Sierra de Cazorla.

Los estadísticos usados para medir el grado de exactitud alcanzado por el mapa de idoneidad (kappa) fue para el percentil 95 de 0.493, considerado “pobre” según Monsereud et al (1992).

Superficie de coste y prominencias



Tomando como poblaciones distintas aquellas separadas por más de 8 Km, se formaron 12 poblaciones.

En función de las perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población, son las poblaciones 12 (Sierras De Alcaraz Y De Segura Y Cañones Del Segura Y Del Mundo) y 4 (Sierras De Alcubierre Y Sigena), las que poseen una menor conectividad, estando ésta totalmente aislada del resto de poblaciones.

La población 9 (Sierra de Ayllón) es la que por su situación geográfica tiene una mayor conexión con las poblaciones adyacentes.

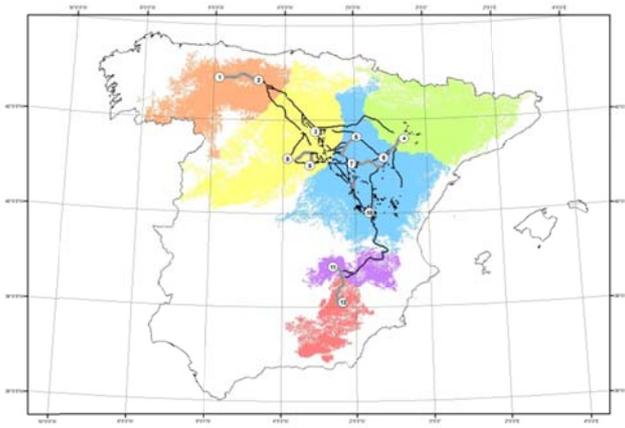
Escalas espaciales según la dimensión fractal

Escenarios	Escala (m)	D.Escala
Poblacion 4	512245	2.615
Poblacion 7	289530	2.592
Poblacion 10	289530	2.592
Poblacion 3	200444	2.499
Poblacion 12	111358	2.363

El modelo no ha sido capaz de producir resultados de la escala a la que la población es relevante para el mantenimiento de la conectividad del sistema para las poblaciones que no aparecen en la tabla.

Según la dimensión fractal, la población 4 es la que tiene una mayor relevancia global para el mantenimiento de la conectividad del sistema.

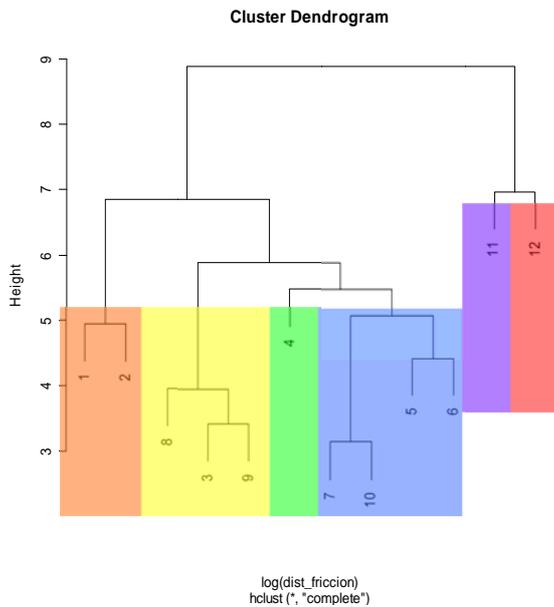
Red de corredores y grupos de vecindad



En función de las distancias de coste entre las poblaciones, éstas se pueden agrupar en 6 grandes grupos.

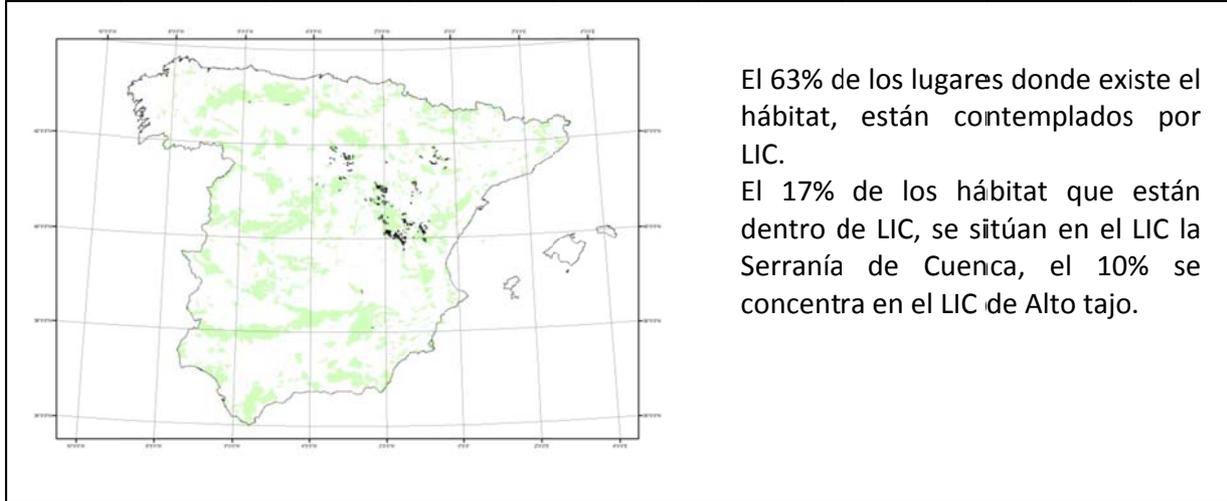
La población más importante en el mantenimiento de la conectividad dentro de cada grupo son las poblaciones del Cañón del río Lobos (población 3), Fuentes Carrionas Y Fuente Cobre-Montaña Palentina (población 2) y Parameras de Maranchón, Hoz Del Mesa y Aragoncillo (población 7). Estas poblaciones ocupan una posición topológica central dentro de su grupo.

Para el mantenimiento de la conectividad del sistema, es importante tener en cuenta aquellos corredores con un menor coste que unen poblaciones situadas en grupos diferentes. En este caso, los Caminos que unen las poblaciones 4 con la 6, la 11 con la 12 y la 9 con la 7.

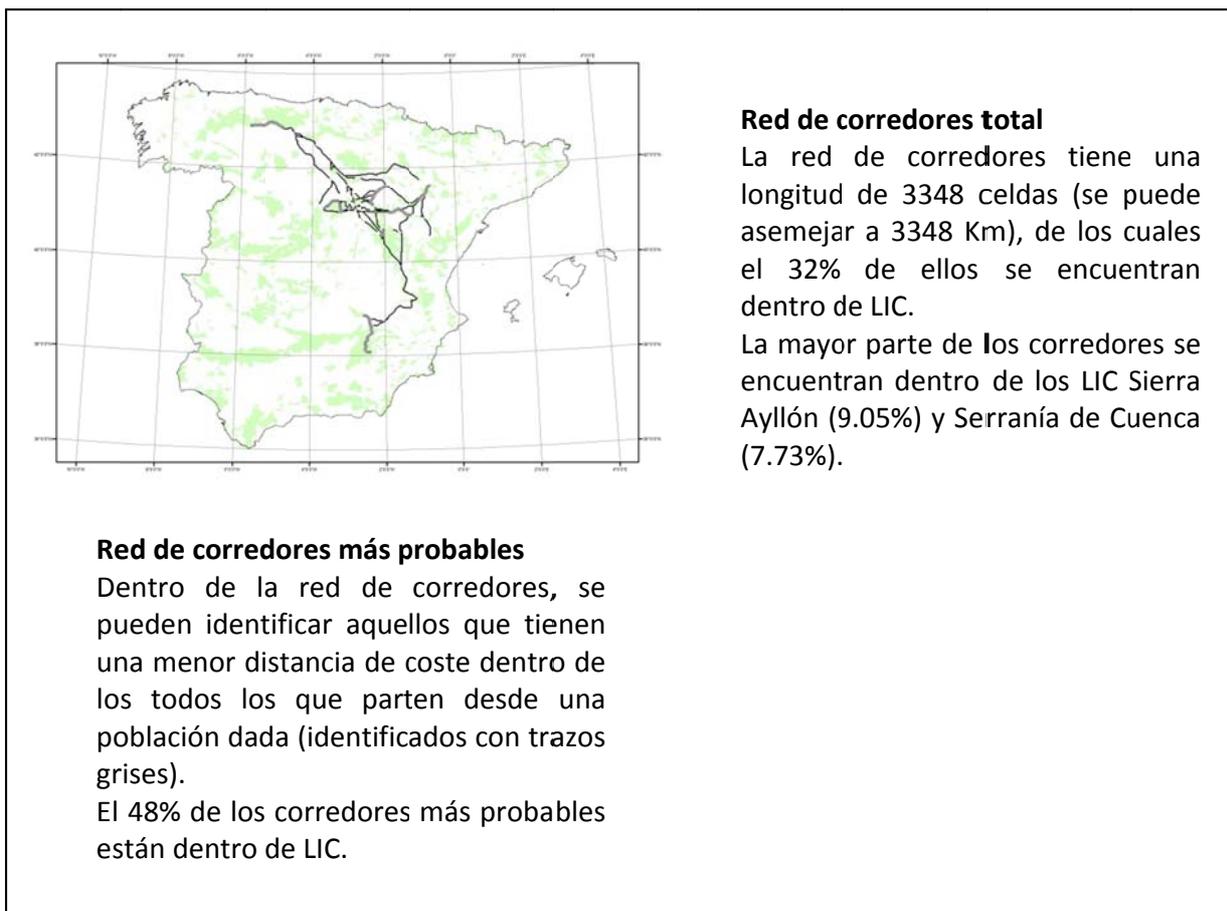


EL PAPEL DE LA RED NATURA 2000

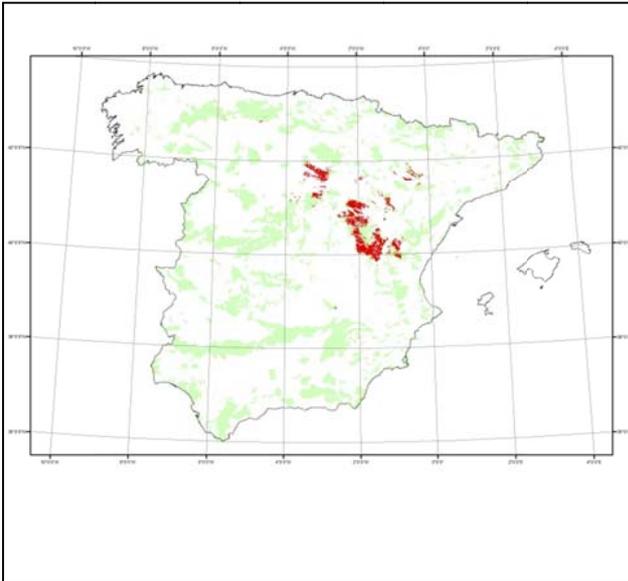
Distribución observada dentro de LIC



Red de corredores



Lugares idóneos para el hábitat



Llamamos lugares idóneos a todo aquellos que tienen una idoneidad (o probabilidad de albergar al hábitat) mayor al 95%.

El 56% de los lugares idóneos está dentro de LIC, o lo que es lo mismo, 3723 Km².

Los LIC de la Serranía de Cuenca (24.27%) y Alto Tajo (14.02%), son los que aglutinan la mayor parte de los lugares idóneos que se encuentran en zonas de LIC.

Zonas de alta conectividad



El 71% de las zonas de alta conectividad para este hábitat quedan fuera de los LIC.

Son los LIC de la Serranía de Cuenca (9.54%) y Alto Tajo (7.38%), los que aglutinan más porcentaje de las zonas de alta conectividad que se encuentran dentro de LIC.

Resumen

Poblaciones centrales intra-grupos

Las poblaciones de éste hábitat pueden ser agrupadas en 4 grandes grupos. Cada uno de ellos posee una población central, el mantenimiento de esta población es importante, ya que por ella pasan la mayor parte de las conexiones que se producen dentro del grupo. En este caso las poblaciones centrales son las poblaciones del Cañón del río Lobos (población 3), Fuentes Carrionas Y Fuente Cobre-Montaña Palentina (población 2) y Parameras De Maranchón, Hoz Del Mesa Y Aragoncillo (población 7).

Estado de conservación de las poblaciones centrales

La población 3 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 2 tiene un índice de aislamiento medio, está rodeado de zonas poco idóneas para albergar el hábitat, y se encuentra alejada geográficamente de otras poblaciones.

La población 7 tiene un índice de aislamiento medio-bajo, está rodeado de zonas idóneas para albergar el hábitat, y alejada geográficamente de otras poblaciones.

Zonas de alta conectividad

Los grupos a los que pertenecen las poblaciones 7 y 9 se conectan mediante pasillos de conectividad. El resto de grupos están prácticamente aislados unos de otros.

Poblaciones aisladas genéticamente

Según el modelo, ninguna población está totalmente aislada del resto de poblaciones.

	Total celdas (1 Km ²)	<i>dentro de LIC</i>		<i>fuera de LIC</i>	
		celdas	(%)	celdas	(%)
Distribución observada	2501	1582	63.25	919	36.74
Red de corredores total	3348	1086	32.43	2266	67.56
Red de corredores más probables	475	230	48.42	245	43.13
Lugares idóneos para el hábitat	6547	3723	56.86	2824	43.13
Zonas de alta conectividad	56783	16453	28.97	40330	71.024

Tabla 1: Ocupación de los distintos parámetros medidos dentro y fuera de la Red Natura 2000.

población	volumen
1	3257053
2	1356089
3	2740391
4	7779119
5	473273
6	556901
7	679754
8	1520960
9	28925
10	2093341
11	6783283
12	17149534

Tabla 2: Perturbaciones producidas en la superficie de coste por cada población

ANEJO 2. ESTIMADORES DE CONECTIVIDAD CONTEMPLADOS POR LIC

Tipo de hábitat	Código hábitat	Distribución observada		Red de corredores total		Red de corredores más probables		Lugares idóneos		Zonas de alta conectividad	
		(%)	(celdas)	(%)	(celdas)	(%)	(celdas)	(%)	(celdas)	(%)	(celdas)
Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de <i>Erica ciliaris</i> y <i>Erica tetralix</i>	h4020	38.86	3694	31.17	2650	31.47	248	35.05	4378	29.90	33648
Brezales secos europeos	h4030	45.82	10266	38.52	3128	38.21	460	44.19	13725	26.21	11547
Formaciones estables xerotermófilas de <i>Buxus sempervivens</i> en pendientes rocosas (<i>Berberidion</i> p.p)	h5110	62.80	2195	26.10	1292	24.38	265	52.71	3709	26.15	26864
Formaciones montañas de <i>Cistus purgans</i>	h5120	73.23	2561	52.02	735	45.75	140	69.12	4224	40.64	22109
Matorrales arborescentes de <i>Ziziphus</i>	h5220	49.01	445	24.76	337	18.11	44	33.76	1539	23.11	3089
Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos	h5330	33.93	12002	25.46	1683	22.61	123	32.48	16743	22.53	31534
Prados calcáreos kársticos o basófilos del <i>Alyso-Sedion albi</i>	h6110	45.63	997	24.45	1637	31.31	299	42.38	1948	26.36	16084
Prados pirenaicos silíceos de <i>Festuca eskia</i>	h6140	60.31	1111	60.55	350	62.50	90	63.08	3460	56.53	6784
Prados ibéricos silíceos de <i>Festuca indigesta</i>	h6160	90.55	1322	52.67	632	48.47	206	81.52	4072	45.60	16808
Prados alpinos y sub-alpinos calcáreos	h6170	61.20	5173	41.48	1292	47.88	338	58.80	6893	36.03	24449
Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (<i>Festuco-Brometalia</i>)(*parajes con notables orquideas)	h6210	56.13	2780	41.98	2242	46.94	291	46.40	4989	36.09	18769
Formaciones herbosas con nardus, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas	h6230	66.22	988	41.50	1335	44.01	268	54.33	3452	37.54	11523
Formaciones dehesas prennifolias de <i>Quercus</i> ssp.	h6310	28.62	6817	29.67	1230	19.10	85	27.28	8360	27.23	21445
Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del molinion-holoscenion	h6420	27.81	2296	26.16	4730	28.16	579	27.69	3577	27.61	32775
Prados pobres de siega de baja altitud (<i>Alopecurus-pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	h6510	40.36	362	38.14	1470	43.38	465	38.61	1602	32.06	16456

Tipo de hábitat	Código hábitat	Distribución observada		Red de corredores total		Red de corredores más probables		Lugares idóneos		Zonas de alta conectividad	
		(%)	(celdas)	(%)	(celdas)	(%)	(celdas)	(%)	(celdas)	(%)	(celdas)
Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosques de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robori-petreceae</i> o <i>Ilici-fagenion</i>)	h9120	66.12	1245	45.05	1137	34.80	213	56.38	4788	33.55	15340
Hayedos calcícolas medio europeos del <i>Cephalanthero-Fagion</i>	h9150	40.64	228	29.80	616	32.87	95	38.64	2326	31.75	6786
Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del Tilio-Acerion	h9180	14.29	3	45.03	1192	51.87	319	40.79	2223	37.29	17873
Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	h91B0	21.11	424	31.99	1948	32.39	437	19.65	900	38.52	17679
Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	h91E0	34.57	894	23.11	1581	27.79	276	22.49	1716	22.59	17670
Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Q. canariensis</i>	h9240	42.24	2263	29.16	2603	37.46	445	35.07	2686	28.74	29367
Bosques de <i>Castanea sativa</i>	h9260	49.80	638	25.31	825	25.83	333	31.81	2421	27.03	15448
Bosques de galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>	h92A0	43.68	1041	29.16	4925	36.02	532	35.34	1896	34.99	25706
Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamariceta</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)	h92D0	39.41	4092	24.99	1234	25.14	223	37.03	4759	26.21	11547
Bosques de <i>Olea</i> y <i>Ceratonia</i>	h9320	25.81	64	26.21	742	20.67	341	47.01	1526	36.55	3083
Alcornocales de <i>Quercus suber</i>	h9330	66.25	3320	34.06	1695	42.32	493	60.13	4755	31.85	21956
Bosques de <i>Ilex aquifolium</i>	h9380	60.38	32	36.60	1697	33.65	250	51.46	2363	32.80	22753
Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i>	h9430	49.75	300	44.96	165	38.36	61	39.12	2142	35.47	3933
Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos	h9530	60.28	3663	37.80	787	44.08	231	59.28	6116	27.83	17335
Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos	h9540	63.68	291	48.32	359	40.25	64	66.25	1904	29.58	5996
Bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp	h9560	63.25	1582	32.44	1086	48.42	230	56.87	3723	28.98	16453