



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-625

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Patrones espaciales de la desaparición y persistencia del arbolado en las dehesas del Suroeste Ibérico. Influencia de la intensidad del uso del suelo

HERGUIDO SEVILLANO, E.¹, LAVADO CONTADOR, J. F. ¹, PULIDO FERNÁNDEZ, M. ¹ y SCHNABEL, S. ¹

¹ Grupo de Investigación Geo-Ambiental (www.grupogiga.es), Universidad de Extremadura
Instituto Universitario de Investigación para el Desarrollo Territorial Sostenible (INTERRA)
Facultad de Filosofía y Letras. Avda. Universidad s/n. 10071 Cáceres. España.

Resumen

El arbolado disperso es un elemento clave de dehesas y montados. Sin embargo, la falta de regeneración y la mortandad llevan al aclareo y a la progresiva desaparición del arbolado por causas diversas. La caracterización espacial y temporal de estos procesos es importante para el diseño de medidas de conservación. En este trabajo se analiza espacialmente, usando imágenes aéreas, la persistencia y la desaparición del arbolado en cinco dehesas extremeñas entre los años 1956 y 2009. Para ello se realizaron análisis de patrones de puntos bivariados en parcelas con diferente intensidad de uso del suelo. Con el fin de comprobar los posibles efectos sobre los patrones espaciales de la ley de la dehesa, implementada en los años 80 del s. XX y que establecía una regulación sobre el manejo del arbolado, los análisis se repitieron dividiéndolos para dos periodos 1956-1984 y 1984-2009. Los resultados muestran en general una segregación espacial entre árboles persistentes y desaparecidos, y agregación entre estos últimos en zonas de alta intensidad de uso, mientras que el patrón es menos marcado en las áreas con abandono. Los patrones espaciales apenas variaron después de los 80, aunque la frecuencia de las desapariciones fue ligeramente menor.

Palabras clave

Aclareo, quercíneas, arbolado disperso, estructura espacial.

1. Introducción

Las dehesas y montados ocupan importantes áreas en la península Ibérica (entre 3,5-10⁶ y 4-10⁶ ha, según OLEA & SAN MIGUEL, 2006), a la vez que proporcionan importantes servicios ecosistémicos (GUERRA & PINTO-CORREIA, 2016). En ellos, al igual que en otros muchos paisajes naturales, culturales o recientemente modificados en todo el mundo, el arbolado disperso es un elemento clave (MANNING *et al.*, 2006), al proporcionar recursos directos, como frutos, madera, forraje, etc., e indirectos, como sombra para el ganado, protección contra la erosión del suelo, mejora del pasto y bombeo de nutrientes desde capas profundas del suelo (SCHOLES & ARCHER, 1997). A escala de paisaje, contribuyen a incrementar su heterogeneidad, aumentando su complejidad y aumentando la biodiversidad (MANNING *et al.*, 2006).

Sin embargo, la pérdida de prácticas tradicionales y los cambios en el manejo de las dehesas durante las últimas décadas (PULIDO *et al.*, 2016), consecuencia de los cambios socioeconómicos acontecidos, han conllevado la aparición de un proceso polarizado: las áreas marginales y menos productivas tienden al abandono, al tiempo que otras sufren intensificación y sobreexplotación. La intensificación ocasiona erosión del suelo, falta de regeneración del arbolado y otros efectos negativos asociados al sobrepastoreo (PULIDO *et al.*, 2016), mientras que el abandono conlleva la matorralización de los pastos y zonas agrícolas (ACÁCIO *et al.*, 2009).

Numerosos estudios señalan que el arbolado se degrada, y el sistema se torna insostenible. En este sentido, muchos autores relacionan el envejecimiento y la falta de reclutamiento con el

incremento en las cargas ganaderas, el cambio de tipo de ganado y el abandono de prácticas tradicionales como la trashumancia, entre otras causas (PULIDO & DÍAZ, 2005; CARMONA *et al.*, 2013; SIMÕES *et al.*, 2016). La tala de encinas y alcornoques fue una práctica habitual durante cientos de años, hasta que en Extremadura se declaró una ley para proteger las dehesas en los años 80 del s. XX. Tras varias décadas de pérdida acelerada del arbolado en las que aproximadamente el 23% de las quercíneas desaparecieron de la región (ROSSELLÓ *et al.*, 1987), se promulgó la Ley de la Dehesa (Ley 1/1986, de 2 de mayo, sobre la dehesa de Extremadura), que regula los usos del suelo y el manejo en las dehesas. Actualmente también las enfermedades y plagas contribuyen a la decadencia y muerte del arbolado. Además, se han detectado casos en el sur de España, en los que la disminución del crecimiento y muerte de los árboles en las dehesas han sido relacionados con el cambio climático (GEA-IZQUIERDO *et al.*, 2011; NATALINI *et al.*, 2016).

GIBBONS *et al.* (2008) estimaron que, bajo el actual esquema de manejo, los árboles maduros de numerosos sistemas de pastos arbolados alrededor del mundo, incluidas las dehesas ibéricas, desaparecerán totalmente en unos 90-180 años. Estos autores sugieren que para mantener el arbolado disperso maduro en estos sistemas no sólo son importantes las tasas de reclutamiento y el periodo entre eventos de reclutamiento, sino que, para poder reducirlas, también es importante comprender las tasas de pérdida de árboles maduros y sus patrones espaciales. Por lo tanto, los patrones espaciales juegan un papel principal en los procesos de degradación forestal. Estos procesos pueden acontecer y permanecer sin ser detectados durante largos periodos, si solo se usan métodos tradicionales de monitoreo y de análisis de cambios de usos del suelo (COSTA *et al.*, 2014). Aunque muchos estudios han profundizado en aspectos relacionados con la falta de reclutamiento en el arbolado disperso de los sistemas agrosilvopastorales (CARMONA *et al.*, 2013), sólo unos pocos se han centrado en la mortalidad del arbolado y sus patrones espaciales (GIBBONS *et al.*, 2008).

2. Objetivos

El objetivo principal consiste en estudiar los patrones espaciales de los árboles persistentes y desaparecidos en las dehesas del Suroeste Ibérico entre los años 1956 y 2009, mediante el uso de estadísticos espaciales para el análisis de patrones de puntos. Los objetivos concretos del trabajo son: 1) analizar la distribución espacial de los árboles desaparecidos y permanentes e investigar el efecto de la intensidad de uso (intensificación vs. abandono), contrastando la hipótesis de pérdida aleatoria; 2) estudiar si la ley de la dehesa (año 1986) disminuyó la pérdida de árboles y afectó a sus patrones espaciales en parcelas con uso intensivo.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en 5 dehesas privadas localizadas en Extremadura: Cuartos de Marín (C), Parapuños de Doña María (P), Buitrera (B), El Naranjero (N) y Herruz de Abajo (H) (fig. 1). Dichas fincas representan la variabilidad de las dehesas extremeñas en cuanto a topografía, intensidad de uso y densidad del arbolado. Estas dehesas fueron seleccionadas de un conjunto mayor de áreas de estudio consideradas en otros trabajos (PULIDO *et al.*, 2016). Las fincas comparten similar rango altitudinal (200-600 m s.n.m.), litología y geomorfología. Se caracterizan por su ubicación en superficies de penillanura sobre pizarras y grauvacas del precámbrico, de morfología suavemente ondulada e intersectada por valles fluviales de pendiente creciente hacia los ríos (SCHNABEL *et al.*, 2013). Los suelos son poco profundos y ligeramente ácidos, con texturas que van desde arenosas hasta limosas. El principal ganado es el ovino, bovino y porcino. El clima es mediterráneo, con precipitaciones anuales que varían entre 550 y 730 mm, con temperaturas anuales medias de 15-16°C.

3.2 Determinación de las localizaciones de los árboles y su dinámica temporal

Para identificar los árboles desaparecidos, permanentes y reclutados, se utilizaron imágenes ortorectificadas de los años 1956 y 1984, y ortofotografías del año 2009. Para aislar las copas de los árboles y crear polígonos representándolas, se utilizaron procedimientos semiautomáticos de clasificación de píxeles mediante definición de objetos en las imágenes (OBIA) y otras técnicas SIG (Sistemas de Información Geográfica), usando ArcGis v.10.0 y Ecognitiom Developer v.8.0. Los cambios temporales se pusieron de manifiesto comparando los resultados entre fechas. Todo el proceso fue inspeccionado *de visu*, y los resultados fueron modificados manualmente cuando se estimó conveniente.

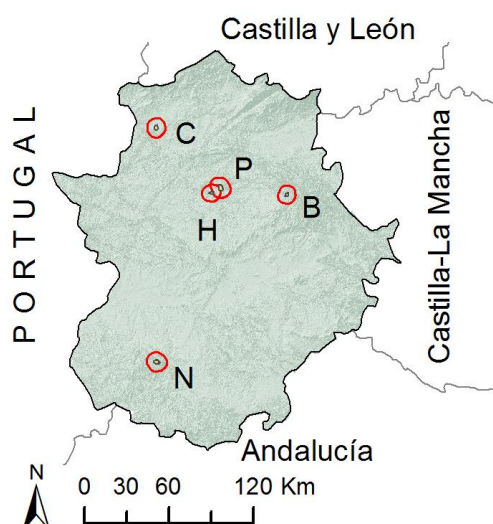


Figura 1. Mapa de localización de las zonas de estudio: Cuartos de Marín (C), Parapuños de Doña María (P), Buitrera (B), El Naranjero (N) y Herruz de Abajo (H).

Además, en cada finca se delimitó una parcela con alta y otra con baja intensidad de uso. Para ello se utilizaron imágenes aéreas de 1956, 1973, 1984, 1998 y 2009, en las que se determinaron el suelo desnudo, las áreas cultivadas o labradas en la fecha y las que presentaban baja, media o alta densidad de matorral. Se consideraron áreas con alta intensidad de uso aquellas que habían sido frecuentemente cultivadas, que mostraban mayor superficie de suelo desnudo y poca cubierta de matorral. Las áreas de baja intensidad de uso se seleccionaron siguiendo los siguientes criterios: superficies que no aparecieran como cultivadas o labradas en ninguna de las fechas, con poca presencia de suelo desnudo y cubiertas por matorral desde la fecha inicial. Finalmente se obtuvieron 5 áreas de alta intensidad de uso y 4 de baja (tabla 1), ya que en Herruz no fue posible seleccionar una zona de alta intensidad de uso con el suficiente número de árboles para realizar los análisis.

3.3 Análisis del patrón espacial del arbolado

Los árboles desaparecidos y permanentes se estudiaron mediante análisis espaciales de patrones de puntos. Para analizar la posible relación espacial entre estos dos grupos de árboles, se usó una función bivariada con marcas discretas bajo la hipótesis del etiquetado aleatorio. Esta técnica tiene en cuenta el proceso jerárquico que produce el patrón de puntos, en el cual, de una distribución de puntos preliminar, se generan dos patrones de puntos secundarios (DE LA CRUZ, 2008). En otras palabras, el análisis tiene en cuenta que, para que ocurra una desaparición en un lugar, debía de existir un árbol previamente. Esta función *mark-connect* se usó para calcular la probabilidad de que un árbol hallado alrededor de otro de tipo i , sea de tipo j . Esto se calcula con la siguiente ecuación:

$$p_{i,j}(r) = \frac{\lambda_i \cdot \lambda_j}{(\lambda_i + \lambda_j)^2} \cdot \frac{g_{i,j}(r)}{g_{i,j \cdot i,j}(r)} = p_i \cdot p_j \frac{g_{i,j}(r)}{g_{i,j \cdot i,j}(r)}$$

donde λ es la intensidad del proceso de Poisson (número de árboles dividido por el área de la parcela de estudio), y $g_{i,j}(r)$ es la función de la correlación bivariada (STOYAN & STOYAN, 1994; ILLIAN *et al.*, 2008) que describe la densidad esperada de árboles en un radio r centrado en el típico árbol i dividido por λ .

La función *mark-connect* elimina los problemas derivados de una posible heterogeneidad en el patrón de puntos o estructuras agregadas subyacentes, manteniendo solo la agregación o segregación pura. Teniendo en cuenta el tamaño de las parcelas elegidas, se eligió un r máximo de 200 m (DIXON, 2002), partiendo desde 0 m y calculando la función cada 10 m. Para corregir el efecto borde se usó el método de corrección por traslación (BADDELEY & TURNER, 2000). Para obtener los intervalos de confianza al 95% (envueltas), se realizaron 199 simulaciones de Monte Carlo. Las desviaciones de la función observada por encima de las envueltas indican agregación entre los diferentes tipos de árboles, mientras que por debajo indican segregación.

Para estudiar si los árboles desaparecidos (d) y permanentes (p) se presentan de forma agregada o segregada, se calculó la función bivariada de los segundos alrededor de los primeros $g_{d,p}(r)$ y su función equivalente *mark-connect* $p_{d,p}(r)$. También se calculó el patrón univariado para ambas clases, árboles desaparecidos y permanentes ($g_{d,d}(r)$, $g_{p,p}(r)$ y $p_{d,d}(r)$, $p_{p,p}(r)$). Además, se calcularon las diferencias entre los patrones univariados para determinar las posibles diferencias entre los patrones ($g_{p,p}(r) - g_{d,d}(r)$). Con el fin de desvelar si existen patrones espaciales secundarios en la desaparición del arbolado, también se relacionó la intensidad del patrón bivariado con el univariado correspondiente a los desaparecidos ($g_{d,p}(r) - g_{d,d}(r)$).

Mediante estos análisis se estudiaron los patrones espaciales de desaparición y permanencia del arbolado entre 1956 y 2009 en las parcelas de alta y baja intensidad de uso de las 5 fincas. Para estudiar las consecuencias de la implementación de la ley de la dehesa y otras regulaciones del manejo del arbolado sobre el patrón espacial, los análisis fueron repetidos dividiendo los datos en dos periodos: 1956-1984 (período pre-regulación) y 1984-2009 (período post-regulación).

Los análisis se realizaron usando los paquetes estadísticos spatstat (BADDELEY & TURNER, 2005; BADDELEY *et al.*, 2015) y ecespa (DE LA CRUZ, 2008) en entorno R. 3.2.3 (R CORE TEAM, 2015).

4. Resultados

4.1 Efectos de la intensidad del uso del suelo en la distribución espacial de los árboles desaparecidos y permanentes

La dinámica del arbolado durante el periodo estudiado fue muy diferente en las distintas fincas, pero también dentro de ellas en diferentes áreas. La densidad del arbolado en las áreas con baja intensidad de uso se incrementó con una tasa media de 0,70 árboles·ha⁻¹·año⁻¹, variando entre 0,19 y 2,45 árboles·ha⁻¹·año⁻¹ entre fincas. En cambio, las áreas con alta intensidad de uso disminuyeron en densidad de arbolado a una tasa media de -0,20 árboles·ha⁻¹·año⁻¹, variable también entre las fincas: C y N sufrieron las pérdidas más marcadas (-0,58 y -0,17 árboles·ha⁻¹·año⁻¹, respectivamente), mientras que en P y B esta tendencia fue mucho más moderada (-0,05 y -0,01 árboles·ha⁻¹·año⁻¹ respectivamente). Estas diferencias observadas resultan de la combinación de dos aspectos: el mayor

número de árboles reclutados en las zonas con baja intensidad de uso y el mayor número de árboles perdidos en las de alta intensidad (tabla 1).

Tabla 1. Detalle de las características de las fincas y de las parcelas de alta y baja intensidad de uso seleccionadas como áreas de estudio durante el periodo 1956-2009.

Finca	Área total (ha)	Intensidad de uso	Área parcela (ha)	Nº de árboles		
				permanentes	desaparecidos	ganados
Cuartos (C) (39° 58'43", 06° 41'37")	732,10	Alta	153,05	2598	4900	224
		Baja	42,61	319	126	5562
Parapuños (P) (39° 36'21", 06° 8'10")	1.011,85	Alta	74,07	1145	584	378
		Baja	36,35	2037	286	857
Buitrera (B) (39° 35'33", 05° 35'27")	430,40	Alta	100,68	1802	134	58
		Baja	57,70	6543	628	1479
Naranjero (N) (38° 28'57", 06° 36'58")	839,00	Alta	51,79	1715	493	19
		Baja	10,01	1249	151	249
Herruz (H) (39° 34'57", 06° 12'39")	363,60	Alta	-	-	-	-
		Baja	119,69	7673	276	1425

El análisis del patrón bivariado en las zonas de alta intensidad de uso mostró una clara segregación entre los árboles permanentes y desaparecidos a todas las escalas de observación, mientras que en las de baja intensidad esta segregación se restringió sólo a las pequeñas escalas (fig. 2a). El patrón univariado de los árboles persistentes mostró siempre agregación en las áreas de baja intensidad de uso (fig. 2b), mientras que en las de alta intensidad la agregación aparece a pequeñas escalas, tendiendo a la regularidad en distancias medias y altas. Por su parte, el patrón univariado de los árboles desaparecidos mostró una marcada agregación en las áreas con alta intensidad de uso, siendo aleatorio en las de baja intensidad (fig. 2c).

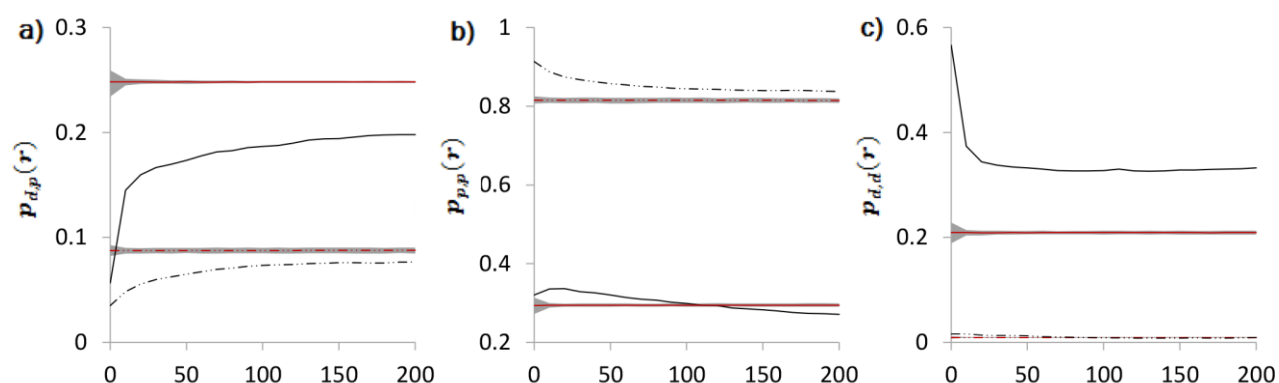


Figura 2. Patrones de puntos (función mark-connect) de las áreas con intensidad de uso alta (línea negra continua) y baja (línea negra discontinua): a) Patrón bivariados de los árboles permanentes alrededor de los desaparecidos ($p_{d,p}$), b) Patrón univariado de los árboles permanentes ($p_{p,p}$), y c) patrón univariado de los árboles desaparecidos ($p_{d,d}$). Las líneas rojas muestran los valores medios de las 199 simulaciones de Montecarlo, mientras que los intervalos de confianza (95%) del test se muestran con un sombreado gris. Las desviaciones de la función por debajo de dicho intervalo de confianza indican un patrón segregado, mientras que por encima indican un patrón agregado.

En las áreas con alta intensidad de uso la agregación del patrón univariado de los árboles perdidos es mayor que la de los persistentes, en especial a pequeña escala. En cambio, en las áreas con baja intensidad de uso se observaron pocas diferencias entre estos patrones. Tan solo a algunas distancias medias se pudo apreciar que el patrón de los árboles perdidos fue significativamente más agregado que el de los permanentes, mientras que a distancias grandes este patrón se invierte. La comparación entre el patrón univariado de los árboles perdidos y el bivariados en las zonas de alta

intensidad de uso reveló la existencia de un patrón de agregación secundario independiente de la agregación del patrón inicial. En cambio, en las parcelas con baja intensidad de uso esto fue solo cierto a algunas escalas medias.

4.2 Comparación entre los patrones espaciales de pérdida y persistencia del arbolado en periodos con diferente regulación en referencia al manejo de las dehesas

Comparando los cambios ocurridos antes y después de la implementación de la Ley de la Dehesa en las áreas con alta intensidad de uso, se observa que la pérdida de árboles fue más frecuente en el primer periodo (1956-1984) que en el segundo (1984-2009). La única dehesa estudiada en la que la pérdida de árboles fue mayor durante el último periodo fue Naranjero (fig. 3). El número de árboles reclutados (entendido como nuevos árboles detectables en la imagen aérea de 2009) fue muy escaso en todos los casos, aunque algo mayor para el primer periodo. En la parcela de Parapuños se contabilizaron 187 nuevos árboles en el primer periodo y 109 en el segundo, mientras que Cuartos, Buitrera y Naranjero mostraron 26 y 13, 11 y 6, así como 5 y 4 respectivamente. Como resultado de este proceso combinado de pérdida de árboles y escasa regeneración, el número de árboles persistentes disminuyó en todas las áreas.

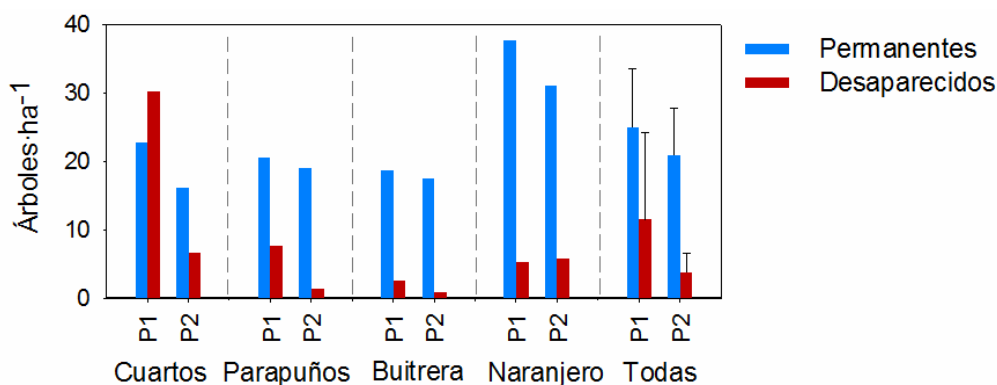


Figura 3. Densidad de árboles (árboles/ha) permanentes (azul) y desaparecidos (rojo) durante los periodos de 1956-1984 (P1) y 1984-2009 (P2) en las parcelas de alta intensidad de uso de cada finca. Además se muestra la media y la desviación estándar (barras de error) del conjunto de las parcelas.

Los análisis de los patrones de puntos produjeron resultados similares en ambos periodos. El análisis bivariado indica segregación entre árboles permanentes y desaparecidos para los dos periodos en la mayoría de las escalas consideradas, mostrando agregación sólo a muy pequeñas escalas durante el primer periodo. Para el patrón univariado de los permanentes, la principal diferencia entre periodos es la evidencia de una clara segregación a pequeñas distancias en el primer periodo, que no se detectó para el segundo. Además, la probabilidad de que dos árboles cercanos sean permanentes fue mayor en este segundo periodo. Los árboles desaparecidos mostraron una clara tendencia a la agregación entre ellos en ambos periodos.

5. Discusión

El problema de la dinámica poblacional del arbolado disperso no se restringe solo a las dehesas y montados (PINTO-CORREIA & MASCARENHAS, 1999), sino que es común a otras áreas agrosilvopastorales en todo el mundo (GIBBONS *et al.*, 2008). El riesgo de deforestación en muchos de estos paisajes agroforestales puede no parecer evidente a primera vista, pero es una amenaza real, ya que puede ocurrir como un proceso continuo de degradación donde la cubierta del arbolado disminuye progresivamente, y puede llegar a alcanzar la deforestación en caso de no existir regeneración suficiente (COSTA *et al.*, 2014). Para conservar el arbolado disperso es importante que exista un balance entre la pérdida y la ganancia de árboles, a la vez que se debe buscar y conservar una apropiada distribución espacial de dicho balance.

La regeneración del arbolado en las dehesas es un proceso polarizado, muy restringido a laderas con pendientes fuertes (HERGUIDO *et al.*, 2014), las cuales corresponden generalmente a áreas abandonadas o con baja intensidad de uso. De acuerdo a los resultados del presente trabajo, este tipo de áreas son propensas al incremento de la densidad del arbolado. En cambio, las áreas con intensidad de uso alta sufren falta de regeneración y, además, experimentan una mayor pérdida de árboles maduros, ya sea por mortalidad o por eliminación. Este proceso espacialmente polarizado pone en riesgo la sostenibilidad de estos paisajes culturales (GIBBONS *et al.*, 2008), los cuales, sin embargo, son frecuentemente percibidos como buenos ejemplos de la coexistencia de usos humanos extensivos con la conservación de la naturaleza.

Los árboles perdidos mostraron entre sí una tendencia a la agregación espacial, más evidente en las zonas con alta intensidad de uso. Dicho patrón, además, es más intenso que el de los árboles persistentes, mostrando un patrón de agregación de segundo orden. Estos patrones espaciales en las desapariciones evidencian una clara tendencia hacia la formación y agrandamiento de claros desarbolados. COSTA *et al.* (2014) encontraron, en zonas de montado y alcornocales, que la irregularidad en la cubierta cubierta funciona mejor como predictor de la deforestación en estos sistemas que la densidad de la cubierta arbórea, ya que esta variable es más sensible a la perturbación. De este modo, la formación de claros más extensos en las dehesas puede ser un síntoma del riesgo de la pérdida del arbolado disperso.

La implementación de leyes regulatorias del manejo de las dehesas desde los años 80 del s. XX ha tenido como efecto menores tasas de pérdida de árboles. Sin embargo, estas tasas siguen siendo demasiado altas en las zonas con elevada intensidad de uso para garantizar la persistencia del arbolado, dada la falta de regeneración, que además, se ha agudizado en décadas recientes. En los dos períodos estudiados, el patrón de los árboles desaparecidos fue similar, mostrando agregación entre sí y segregación de los árboles persistentes.

Preservar los árboles, particularmente los maduros, es muy importante para la sostenibilidad de estos paisajes agrosilvopastorales (GIBBONS *et al.*, 2008; MANNING *et al.*, 2006). Para ello, es muy importante conseguir un manejo adecuado que no sólo garantice la regeneración, sino que también minimice la desaparición de estos árboles. El control de los daños por el manejo incorrecto, la decadencia del arbolado y las enfermedades y plagas, como la causada por *Phytophthora cinnamomi*, son muy importantes. No obstante, para una correcta gestión del arbolado, además de tomar acciones que mejoren la dinámica de las poblaciones, se deben tener en cuenta los patrones espaciales que éstas muestran.

6. Conclusiones

El arbolado de las dehesas está desapareciendo progresivamente en algunas áreas, particularmente donde la intensidad de uso es más alta. Esta desaparición no ocurre de forma espacialmente aleatoria, si no que los árboles desaparecidos se presentan de manera agregada. Esto da lugar no solo a la reducción general de la cobertura arbórea, sino también a la formación y el agrandamiento de claros en lugares concretos. Para asegurar la sostenibilidad del arbolado en las dehesas y montados, y facilitar el diseño de medidas de manejo que ayuden a conservarlos, es importante conocer estos patrones espaciales que resultan de la dinámica del arbolado.

7. Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el proyecto AMID: CGL2011-23361 del Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO). E. HERGUIDO disfrutó de una ayuda FPI BES-2012-059249 del MINECO durante la realización del trabajo. Los autores agradecen la colaboración de todos los compañeros del Grupo de Investigación GeoAmbiental de la Universidad de Extremadura.

8. Bibliografía

ACÁCIO, V.; HOLMGREN, M.; REGO, F.; MOREIRA, F.; MOHREN, G.J.; 2009. Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agrofor. Syst.* 76, 389-400.

BADDELEY, A.; RUBAK, E.; TURNER, R.; 2015. *Spatial Point Patterns: Methodology and Applications with R*. Chapman and Hall/CRC Press. 810 pp. London.

BADDELEY, A.; TURNER, R.; 2000. Practical Maximum Pseudolikelihood for Spatial Point Patterns. *Aust N Z J Stat* 42, 283-322.

BADDELEY, A.J.; TURNER, R.; 2005. Spatstat: An r package for analyzing spatial point patterns. *J Stat Softw* 12, 1-42.

CARMONA, C.P.; AZCÁRATE, F.M.; OTEROS-ROZAS, E.; GONZÁLEZ, J.A.; PECO, B.; 2013. Assessing the effects of seasonal grazing on holm oak regeneration: Implications for the conservation of Mediterranean dehesas. *Biol. Conserv.* 159, 240-247.

COMUNIDAD AUTÓNOMA DE EXTREMADURA; 1986. Ley 1/1986, de 2 de Mayo, sobre la Dehesa en Extremadura. En: *Diario Oficial de Extremadura*. 503-518.

COSTA, A.; MADEIRA, M.; PLIENINGER, T.; 2014. Cork oak woodlands patchiness: A signature of imminent deforestation? *Appl. Geogr.* 54, 18-26.

DE LA CRUZ, M.; 2008. Métodos para analizar datos puntuales. En: MAESTRE, F.T.; ESCUDERO, A.; BONET, A. (eds.): *Introducción al análisis espacial de datos en Ecología y ciencias ambientales: Métodos y aplicaciones*. 76-127. Asociación Española de Ecología Terrestre, Universidad Rey Juan Carlos y Caja de Ahorros del Mediterráneo. Madrid.

DIXON, P.M.; 2002. Ripley's K Function. En: El-Shaarawi, A.H.; Piergorsch; W.W. (eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*. 1976-1803. John Wiley & Sons, Ltd. New York.

GEA-IZQUIERDO, G.; CHERUBINI, P.; CAÑELLAS, I.; 2011. Tree-rings reflect the impact of climate change on *Quercus ilex* L. along a temperature gradient in Spain over the last 100 years. *For. Ecol. Manage.* 262, 1807-1816.

GIBBONS, P.; LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J.; MANNING, A.D.; WEINBERG, A.; SEDDON, J.; RYAN, P.; BARRETT, G.; 2008. The Future of Scattered Trees in Agricultural Landscapes. *Conserv. Biol.* 22, 1309-1319.

GUERRA, C.A.; PINTO-CORREIA, T.; 2016. Linking farm management and ecosystem service provision: Challenges and opportunities for soil erosion prevention in Mediterranean silvo-pastoral systems. *Land Use Policy* 51, 54-65.

HERGUIDO, E.; LAVADO, J.F.; GÓMEZ, Á.; SCHNABEL, S.; 2014. Investigating the role of topography on the temporal dynamic of trees in mediterranean wooded pasturelands. En:

Schnabel, S.; Gómez Gutiérrez, Á. (eds.) Avances de la Geomorfología en España 2012-2014. 303-306. XIII Reunión Nacional de Geomorfología. Cáceres.

ILLIAN, J.; PENTTINEN, A.; STOYAN, H.; STOYAN, D.; 2008. Statistical analysis and modelling of spatial point patterns. John Wiley & Sons. 560 pp. West Sussex.

MANNING, A.D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B.; 2006. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 132, 311-321.

NATALINI, F.; ALEJANO, R.; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J.; CAÑELLAS, I.; GEA-IZQUIERDO, G.; 2016. The role of climate change in the widespread mortality of holm oak in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronología* 38, 51-60.

OLEA, L.; SAN MIGUEL, A.; 2006. The Spanish dehesa: a traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature. *Grassland Science in Europe*, 11, 3-13.

PINTO-CORREIA, T.; MASCARENHAS, J.; 1999. Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landsc. Urban Plan.* 46, 125-131.

Pulido, F.J.; Díaz, M.; 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: A whole-cycle approach. *Ecoscience* 12, 92-102.

PULIDO, M.; SCHNABEL, S.; LAVADO CONTADOR, J.F.; LOZANO-PARRA, J.; GONZÁLEZ, F.; 2016. The Impact of Heavy Grazing on Soil Quality and Pasture Production in Rangelands of SW Spain. *Land Degrad. Dev.*

R CORE TEAM; 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

ROSSELLÓ, M.E.; LÓPEZ, J.A.; CASAS, M.; SÁNCHEZ, A. (Eds.); 1987. El carbón de encina y la dehesa. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA), Madrid.

SCHNABEL, S.; PULIDO-FERNÁNDEZ, M.; LAVADO-CONTADOR, J.F.; 2013. Soil water repellency in rangelands of Extremadura (Spain) and its relationship with land management. *Catena* 103, 53-61.

SCHOLES, R.J.; ARCHER, S.R.; 1997. Tree-Grazing Interactions in Savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 517-544.

SIMÕES, M.P.; BELO, A.F.; FERNANDES, M.; MADEIRA, M.; 2016. Regeneration patterns of *Quercus suber* according to montado management systems. *Agrofor. Syst.* 90, 107-115.

STOYAN, D.; STOYAN, H.; 1994. Fractals, random shapes and point fields: methods of geometrical statistics. John Wiley & Sons. 460 pp. New York.