

## RESPUESTA DE LOS BOSQUES DE *PINUS HALEPENSIS* DEL SURESTE IBÉRICO AL CAMBIO CLIMÁTICO: LOS EVENTOS DE SEQUÍA EXTREMA

Miguel Ángel ESTEVE SELMA<sup>1</sup>, M. Francisca CARREÑO FRUCTUOSO<sup>1</sup>, Juan Miguel MOYA PÉREZ<sup>1</sup>, Pablo MONTOYA BERNABEU<sup>1</sup>, Julia MARTÍNEZ FERNÁNDEZ<sup>2</sup>, M. Ángeles PÉREZ NAVARRO<sup>3</sup>, Francisco LLORET<sup>3</sup>.

<sup>1</sup>*Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.*

<sup>2</sup>*Fundación Nueva Cultura del Agua*

<sup>3</sup>*CREAF (Centre de Recerca Ecològica y Aplicacions Forestals). Universitat Autònoma de Barcelona*

**maesteve@um.es, mariafra@um.es, jmp42928@um.es, pmb10702@um.es, juliampf@um.es, ma.perez@creaf.uab.cat, Francisco.Lloret@uab.cat**

### RESUMEN

Los bosques de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia han sufrido un episodio grave de decaimiento asociado al periodo de sequía extrema de 2014-16. Las implicaciones de este proceso se han estudiado mediante la modelización de dicho decaimiento frente a distintas variables climáticas y físicas y con el uso de índices espectrales (NDVI). El estudio del evento de sequía sugiere que la afección es dependiente de la latitud y de ciertas variables físico-climáticas de cada localidad puesto que se muestra una respuesta distinta por parte de los bosques situados en laderas de orientación umbría frente a los de orientación sur. Los modelos obtenidos estiman un decaimiento grave en 31.700 ha un 13% de todos los bosques de *Pinus halepensis*. No obstante estos resultados deben considerarse preliminares.

**Palabras clave:** *Pinus halepensis*, decaimiento forestal, sequía, ecotono forestal semiárido.

### ABSTRACT

The forests of *Pinus halepensis* in the Region of Murcia have been affected by a serious episode of decay associated with the period of extreme drought in 2014-16. The implications of this process have been studied by modeling such forest decay as a function of a set of climatic and physical variables and with the use of spectral indices (NDVI). The study of the drought event suggests that the affection is dependent on the latitude and certain physical variables of each locality since a different response is shown by the forests located on slopes with a shady orientation compared to those with a southern orientation. The models obtained estimate a severe decline in 31,700 ha in 13% of all forests of *Pinus halepensis*. However, these results should be considered preliminary.

**Key words:** *Pinus halepensis*, forestdecay, drought, semiarid forest ecotone.

## 1. INTRODUCCIÓN

Se estima que a lo largo del s. XXI aumentarán en los países mediterráneos la frecuencia, duración y severidad de los periodos de sequía (Beniston et al., 2007). En el caso específico de España, se espera una reducción general de la precipitación, así como un aumento de la duración media, magnitud e intensidad de los periodos secos, que afectarán a buena parte del país (Jenkins, 2011). Estos cambios pueden ser más acusados en el sureste ibérico, donde ya se han registrado variaciones en las precipitaciones desde el S. XIX (Quereda et al., 2000). Aunque esta tendencia no resulta aún significativa (Ruiz-Álvarez et al., 2014), el descenso de la precipitación media anual y el incremento de las temperaturas conllevarán con toda probabilidad un aumento de la aridez.

El incremento del estrés hídrico asociado a unas sequías más prolongadas e intensas puede conllevar cambios en la mortalidad (Carnicer et al., 2011) o en la regeneración de especies vegetales (Matías et al., 2012). Esto se traduciría en alteraciones a escalas espaciales amplias, provocando cambios en el rango de distribución actual de las especies (Jump et al., 2009) y en el decaimiento y sustitución de determinadas especies por otras.

En cualquier caso, no cabe duda que algunos territorios como los ecotonos biogeográficos y las áreas de transición bioclimática como el sureste peninsular son especialmente vulnerables al cambio climático por localizarse en estos ámbitos los límites de distribución de numerosas especies, así como muchas especies de distribución restringida. En este sentido el Sureste de España, donde se sitúa la Región de Murcia, constituye un espacio clave para evaluar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad por varias razones: i) presenta un ecotono muy poco frecuente a nivel mundial entre la vegetación bioclimática mediterránea y la vegetación de climas subtropicales áridos; ii) el ecotono forestal, donde cabe esperar una fuerte respuesta a las variaciones climáticas (Xu et al., 2009), ocupa una proporción considerable del territorio regional; iii) mantiene una biodiversidad relevante, con muchas especies de distribución restringida y hábitats de interés europeo y iv) constituye el límite de distribución para numerosas especies. En estudios previos (Esteve et al., 2015, Esteve et al., 2017) apuntan a un decaimiento de entre el 19-30% de las masas forestales consolidadas en el primer tercio de siglo, que pueden llegar al 70% para la ventana temporal 2040-2070. Tales estudios señalaron que el límite inferior del bosque puede verse desplazado hacia el norte, lo que afectaría sobre todo a las zonas del litoral y prelitoral. No hay duda que la intensificación de los estados de aridez que los escenarios de cambio climático pronostican afectará a los sistemas forestales de la Región de Murcia, por lo que es necesario analizar y anticiparse a tales efectos a través de herramientas que combinen inteligentemente la modelización con el seguimiento y observación de estos sistemas sometidos a episodios extremos de sequía. Como es el caso del periodo 2014-16 en el que la Región de Murcia ha sufrido una de las sequías más extremas de las últimas décadas. De hecho, el año hidrológico 2013-14 fue el más seco desde 1941, con un registro de 146 litros/m<sup>2</sup>, un 46% del valor medio de la precipitación anual del periodo 1970-2000 (Garrido Abenza, 2014). Los dos años siguientes tampoco fueron lluviosos. Las especies dominantes de las principales masas forestales, especialmente *Pinus halepensis*, han sufrido un grave

proceso de decaimiento (pérdida drástica de la superficie foliar) con altas tasas locales de mortalidad (Esteve et al., 2015).

Los objetivos del presente trabajo se centran en la modelización del decaimiento forestal de las formaciones de *Pinus halepensis* durante el evento extremo de sequía 2014-2016 en el sureste ibérico (Región de Murcia). Para lo cual se pretende determinar el protagonismo de las diferentes variables ambientales implicadas y evaluar, asimismo, el interés del uso del Índice de Vegetación de la Diferencia Normalizada (NDVI) para la descripción de dicho decaimiento forestal. Con todo ello, se pretende estimar la superficie forestal dañada en este evento extremo de sequía y discutir si resulta coherente con los modelos disponibles de respuesta de *Pinus halepensis* al cambio climático.

## 2. MÉTODOS

El decaimiento en los bosques murcianos tras el evento de sequía de 2014 ha sido cartografiado por la CARM (2014) en cuadrículas de 1 km<sup>2</sup> (figura 1A). A partir de esta delimitación previa, se han muestreado 264 cuadrículas (217 coincidentes con la cartografía cedida por la CARM y otras 47 escogidas al azar en zonas de bosque inicialmente no afectado) para obtener el porcentaje de cobertura de pinar en proceso de decaimiento. El muestreo se ha realizado siguiendo el criterio experto, con el uso de imágenes de *Google Earth* para comparar imágenes previas (2011) y posteriores (2016) al evento. La intensidad de decaimiento hace referencia a la cobertura en tanto por ciento (posteriormente expresada en tanto por uno) de los ejemplares de *Pinus halepensis* de tamaño latizal y fustal totalmente secos o con niveles de defoliación muy elevados (clases 3 y 4, AIEF, 2017). Los árboles desaparecidos entre 2011 y 2016 se consideran muertos. No se han incluido localidades afectadas por incendios o sujetas a cambios de uso. Estos datos obtenidos por fotointerpretación han sido calibrados con datos procedentes directamente del terreno obtenidos mediante itinerarios, donde se han anotado todos los árboles secos o afectados de pérdida foliar en más de un 50% (figura 2). El modelado se ha realizado mediante GLMs, utilizando las siguientes variables ambientales:

- a) Las variables de clima de resolución 1 km<sup>2</sup>, obtenidas mediante el reescalado de las variables del Atlas Climático de la Región de Murcia (periodo 1970-2000), elaborado por el AEMET (Garrido Abenza et al., 2014), de 100 m<sup>2</sup> resolución original.
- b) Las variables topográficas y litológicas se han obtenido de la base físico-climática propia (departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia), referenciada en otros estudios (Esteve-Selma et al., 2010, Esteve-Selma et al., 2012), también a una escala de 1 km<sup>2</sup>.
- c) Y otras cuatro variables: i) El evento de sequía de 2014, descrito como la precipitación media del año hidrológico 2013-2014 obtenida de base de datos climáticos Wordclime (Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017). ii) El tamaño del bosque y iii) el origen natural o de repoblación reciente del mismo, ambos obtenidos de la cartografía forestal reflejada en la figura 1B, basada en el inventario forestal Nacional reajustado con información propia. Y iv) el dNDVI - índice de la diferencia entre los NDVI (Índice de Vegetación de la Diferencia Normalizada) según la ecuación de Rouse et al. (1973), del estadio pre-sequía en 2011 y post-sequía en 2016 (Montorio et al., 2007) -. EL NDVI se corresponde con la medida del vigor de la vegetación en

cuanto al contenido de humedad. Los valores normalizados del índice se distribuyen entre -1 y +1. La vegetación con alta actividad fotosintética o vigorosa muestra valores próximos a +1, el suelo muestra valores positivos pero bajos (próximos a cero) y el agua presenta valores negativos debido a su fuerte absorción en el infrarrojo cercano (Glen et al., 2008).

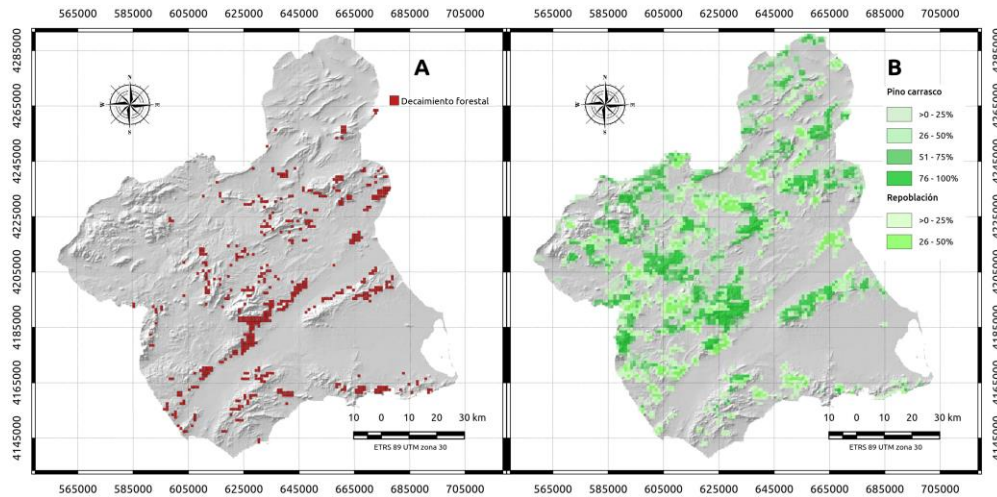


Fig. 1. Variables utilizadas en la modelización. A) Mapa de distribución de las parcelas con decaimiento en 2014. Servicio Forestal de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. B) Mapa de distribución real de pino carrasco, basado en el INF y datos propios. Fuente: Elaboración propia.

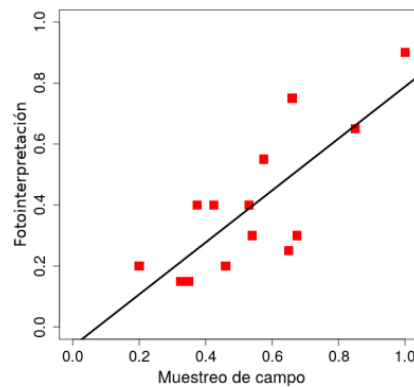


Fig. 2. Calibrado de las parcelas de decaimiento. Datos obtenidos mediante fotointerpretación (y) frente a estimas obtenidas en trabajo de campo (x). Fuente: Elaboración propia.

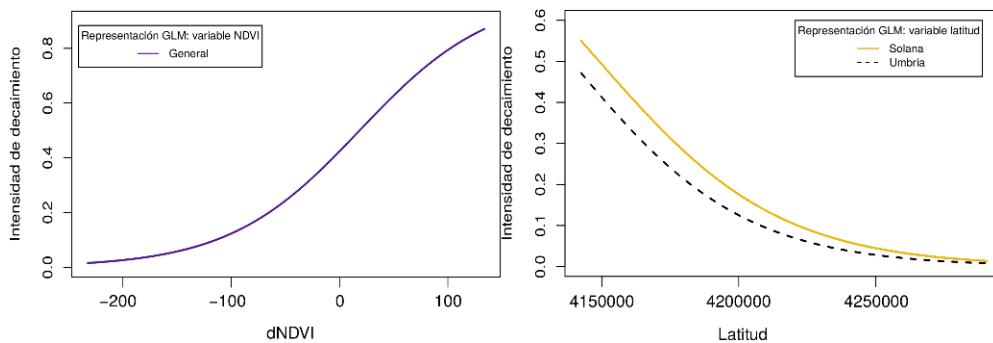


Fig.3. Respuesta de la intensidad de decaimiento frente a: izda) dNDVI (2011-2015). drcha) La latitud. Fuente: Elaboración propia.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSION

En la figura 2 se ilustra la relación entre las estimas de decaimiento obtenidas en campo (directamente en los sistemas forestales, eje de abscisas) y las obtenidas para las mismas cuadrículas de 1 Km<sup>2</sup> mediante fotointerpretación (ordenadas). La relación es lineal y muy significativa ( $R^2$  ajustada 0.5847;  $p = 0.000876$ ). La constante es -0.06365 y el coeficiente 0.85240, es decir hay un 6% de decaimiento severo que no es percibido mediante las imágenes aéreas y la estima visual en éstas es proporcionalmente un 15% más reducida que las obtenidas en campo. No obstante, son valores suficientemente ajustados que generan confianza en las estimas obtenidas mediante fotointerpretación, mucho menos costosas.

Entrando ya a los resultados el dNDVI presenta una notable correspondencia con la intensidad de decaimiento (figura 3), explicando entre el 30 y el 34% de su varianza (tabla 1). Este valor está muy por encima del obtenido en otros estudios de finalidad similar (Buma, 2012). No obstante, hemos de recordar que la estima del daño forestal está realizada con una precisión de 1 km<sup>2</sup>, lo que ha obligado a ponderar a esta misma escala los valores de cambio de NDVI entre 2016 y 2011, obtenidos para cada 900 m<sup>2</sup>.

En cuanto a la latitud, el patrón es muy consistente (figura 3). El decaimiento forestal se produce con más intensidad en las latitudes situadas más al sur y gradualmente disminuye hacia las localidades del norte de la Región de Murcia. El patrón se mantiene en los pinares de solana y umbría. El desplazamiento hacia el norte del límite inferior y del centro de gravedad de la distribución del bosque que se predecía en los modelos de cambio climático para la ventana temporal 2040-2070 (Esteve et al., 2017), parecen reflejarse en este evento concreto de mortandad forestal del 2014-2016. Como vemos en la figura 3, las localidades situadas al sur tienen un daño forestal al menos 3 veces más elevado que las situadas a 50 km más al norte. A 100 km al norte prácticamente no hay decaimiento.

<b>Variabes</b>	<b>Bosque (todas las orientaciones)</b>	<b>Bosque en solana</b>	<b>Bosque en umbría</b>
dNDVI	33.9% +	30.3% +	32.3% +
Latitud	22.8% -	22.4% -	26.8% -
Físicas y climáticas	54.6% PO – PI + PP -	60.6% TO + PO -	30.5% PP -
Precipitación 2014	12.3% -	No significativa	21.0% -
Tamaño del pinar	15.6% -	18.6 % -	No significativa
Repoblación	23.1% +	32.3 % +	No significativa

*Tabla 1: Intensidad de decaimiento. Varianza absorbida (%) y signo de las distintas variables. Variables físicas y climáticas: PO Precipitación media de Otoño; PI Precipitación media de Invierno; PP Precipitación media de Primavera; TO Temperatura media de Otoño. Fuente: Elaboración propia*

Si observamos la tabla 1 se ponen de manifiesto los siguientes patrones:

1. Para el bosque de *Pinus halepensis* en general, y para los sectores de solana y umbría separadamente, las variables climáticas (clima 1970-2000) de cada localidad son las más importantes para explicar el decaimiento. Esta importancia de los factores climáticos es dos veces más elevada en los bosques de solana que en los de umbría. Además, los factores climáticos que explican el decaimiento parecen ser distintos en solana y umbría. En umbría corresponde a la precipitación de primavera con signo negativo, es decir, aquellas localidades con menor precipitación media en primavera parecen más vulnerables frente a eventos extremos de sequía. Hemos de recordar que la precipitación de primavera es la principal variable que gobierna la existencia de esta especie en el ecotono forestal (Esteve et al 2015, 2017). Por el contrario, en los bosques de *Pinus halepensis* situados en orientaciones sur, las variables ambientales climáticas se corresponden con los valores medios de la temperatura (en positivo) y la precipitación (en negativo), ambas de otoño, que se podría interpretar como un índice de aridez del periodo otoñal que alargaría las condiciones extremas del verano. Cuanto más térmico y árido es el otoño más vulnerable al evento de sequía extrema es el bosque de *Pinus halepensis* situado en solana. Precisamente, en los últimos 15 años (periodo 1991-2014) el régimen de precipitaciones observado en la Región de Murcia parece haberse modificado, con un debilitamiento del máximo pluviométrico de octubre y unos registros veraniegos más secos (Garrido et al. 2015).

2. Respecto al factor desencadenante (la sequía del periodo 2014-2016), el comportamiento de los pinares de pino carrasco en solana o umbría es muy diferente. En solana la sequía de este periodo no genera variaciones en el decaimiento. Es decir, que a partir de determinado umbral de sequía extrema, aparentemente superado en el periodo 2014-2016, los factores ambientales preexistentes en los pinares de solana son los determinantes en la intensidad del decaimiento observada y no tanto las variaciones locales del propio episodio de sequía. Dichos pinares estarían



estructuralmente debilitados por su ubicación ambiental. Por el contrario, en los pinares de umbría, la precipitación del año extremadamente seco sí parece haber tenido un peso relevante en la explicación de la intensidad de decaimiento. Estos bosques en umbría se han debilitado más cuanto menos precipitación hubo en 2013-2014, aunque dicho debilitamiento fue siempre menor al ocurrido en solanas en igualdad de condiciones.

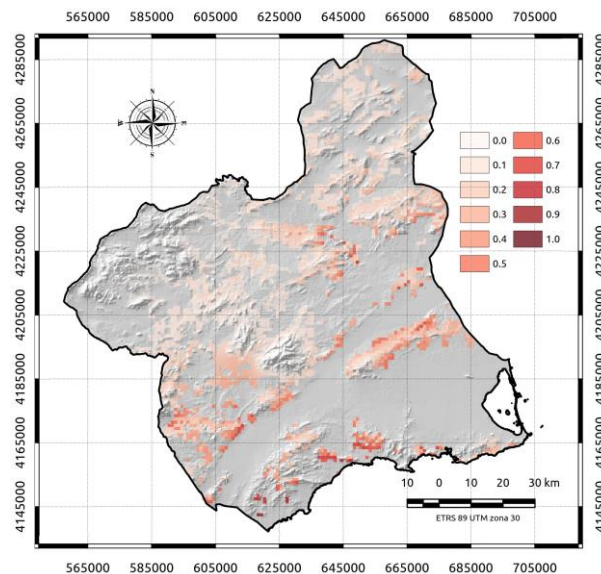
3. El tamaño del bosque y el origen del mismo (natural o repoblación) solo presentan importancia en solana.

A partir de estos modelos se ha obtenido una cartografía regional de la intensidad de decaimiento del bosque de *Pinus halepensis* para el episodio de sequía 2014-2016 (figura 4). Tras realizar una contabilidad de las hectáreas totales afectadas por estos altos niveles de debilitamiento forestal se ha obtenido la cifra de 31700 ha lo que, respecto a las aproximadamente 240000 ha de pinares de pino carrasco (natural o repoblado) presentes en la región, supone un 13% de afección global. Así mismo, con las estimas disponibles de densidad forestal, este nivel de afección supondría una defoliación muy grave o una mortandad en unos 11 millones de árboles adultos de *Pinus halepensis*. En términos generales, estos datos resultan coherentes con la intensidad de defoliación de *Pinus halepensis* recogida en el último Inventario de Daños Forestales, donde los árboles dañados se han incrementado un 29% entre 2014 y 2016.

Conviene insistir en que el proceso de decaimiento forestal se encuentra fuertemente relacionado con estos episodios extremos, si bien el decaimiento es un fenómeno multifactorial (Lloret, 2012). Los datos recogidos por la Red Europea de Seguimiento de Daño Forestal (AIEF, 2017) parecen sugerir un ciclo básico de entre 10-11 años para estos fenómenos masivos de debilitamiento forestal, aunque la intensidad de este debilitamiento puede ser mayor o menor según la gravedad y prolongación del periodo de sequía. En la Región de Murcia se han sucedido estos ciclos recurrentes de sequía-decaimiento forestal, especialmente en los últimos 30 años. En 1994-95 la afección a las masas forestales fue también muy grave con una pérdida neta estimada en al menos unas 7000 hectáreas de bosque de *Pinus halepensis* aunque el área afectada fue mucho mayor (Gallego, 2000, Esteve et al., 2003).

Si para los próximos 50 años se considerase una recurrencia de al menos un episodio de 1 a 3 años de decaimiento forestal por década, las tasas de decaimiento resultan coherentes con la estimada con los modelos de cambio climático para el segundo tercio de siglo XXI, de un 72% (Esteve et al., 2017).

No obstante, todos estos procesos de decaimiento forestal son muy complejos (Galiano et al., 2010 y 2012, Candel-Pérez et al., 2012, Sangüesa-Barreda et al., 2012). En ocasiones no resulta sencillo distinguir la causa última de la muerte, puesto que los árboles afectados por plagas pueden ser más vulnerables a la sequía y esta puede facilitar la infección (Linares et al., 2010, Martínez-Vilalta et al., 2012). Todo esto invita a tomar estos primeros datos con una prudencia razonable y a proseguir en un futuro inmediato con mejoras en la modelización, en el uso de sensores remotos, y en el seguimiento a corto y medio plazo de las formaciones forestales afectadas por el decaimiento.



*Fig.4. Modelo de intensidad de decaimiento para las masas forestales de la Región de Murcia. Fuente: Elaboración propia.*

## AGRADECIMIENTOS

El equipo de investigación quiere reconocer expresamente la colaboración prestada por la Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente y el Área de Control de Plagas Forestales de la Dirección General de Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, en el marco del convenio “Efectos del Cambio Climático sobre la Biodiversidad en la Región de Murcia: indicadores, impactos y sistemas de alerta”. Igualmente, se agradece a la dirección General de Investigación Científica y Técnica del Ministerio de Economía y Competitividad, la ayuda derivada del proyecto CGL2015-67419-R “Nicho Bioclimático y Dinámica de las comunidades vegetales en respuesta al cambio climático”.

## REFERENCIAS

- AIEF. (2017). Inventario de Daños Forestales (IDF) en España. Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques (Red Nivel I). Resultados del Muestreo de 2016. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- Beniston, M., Stephenson, D. B., Christensen, O. B., Ferro, A. T., Frei, C., Goyette, S., Halsnaes, K., Holt, T., Jylhä, K., Koffi, B., Palutikof, J., Schöll, R., Semmler, T. & Woth, K. (2007): Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climatic Change*, 81, 71-95.



- Buma, B. (2012). Evaluating the utility and seasonality of NDVI values for assessing post-disturbance recovery in a subalpine forest. *Environmental Monitoring Assessment*, 184(6), 3849–3860.
- Candel-Pérez, D., Linares J.C., Viñegla, B., Lucas-Borja, M.E. (2012). Assessing climate–growth relationships under contrasting stands of co-occurring Iberian pines along an altitudinal gradient. *Forest Ecology and Management*, 274, 48-57.
- CARM. (2014). Capa de afección por sequía en pinares de la Región de Murcia (formato .shp).
- Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X. Sánchez, G., Peñuelas, J. (2011). Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings National Academy of Sciences*, 108, 1474-1478.
- Esteve, M.A., Chaparro, J., Pardo, M.T., Vives, R. (2003). Los sistemas forestales desde una perspectiva histórica: las repoblaciones forestales. En: M.A. Esteve, M. Llorens & C. Martínez Gallur (Eds.). *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. pp.248-260.
- Esteve-Selma, M.A, Martínez-Fernández, J., Hernández, I, Montávez, J.P, Lopez, J.J., Calvo-Sendín, J.F., Robledano, F. (2010). Effects of climatic change on the distribution and conservation of Mediterranean forests: the case of *Tetraclinis articulata* in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3809-3825.
- Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernández-García, I., Montávez-Gomez, J.P., Lopez-Hernández, J.J., Calvo, J.F. (2012). Potential effects of climatic change on the distribution of *Tetraclinis articulata*, an endemic tree from arid Mediterranean ecosystems. *ClimaticChange*, 113(3-4), 663-678.
- Esteve Selma, M.A., Martínez Fernández, J., Hernández, I., Robledano, F., Hernández Pérez, M.A., Lloret, F. (2015). Cambio climático y biodiversidad en el contexto de la Región de Murcia. En F. Victoria Jumilla (Ed). *Cambio climático en la Región de Murcia. Evaluación basada en indicadores*. Trabajos del Observatorio Regional del Cambio Climático. Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente, Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. pp. 103-132.
- Esteve Selma, M. A., Carreño Fructuoso, M. F., Moya Pérez, J. M., Montoya Bernabéu, P., Martínez Fernández, J, Pérez Navarro, M., Lloret, F. (2017). La respuesta de los bosques de *Pinus halepensis* al cambio climático y los eventos de sequía extrema: modelos preliminares. En *Riesgos Ambientales en la Región de Murcia* (pp. 163-185). Editum Ediciones de la Universidad de Murcia.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J. (2017). Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. URL: <http://worldclim.org/bioclim>
- Galiano, L., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F. (2010). Drought-induced decline of Scots pine stands in Central Pyrenees is mediated by multiple predisposing factors. *Ecosystems* 13, 978-991.

- Galiano, L., Martínez-Vilalta, J., Sabaté, S., Lloret, F. (2012). Determinants of drought effects on crown condition and their relationship with depletion of carbon reserves in a Mediterranean holm oak forest. *Tree Physiologist*, 32(4), 478-489.
- Gallego, D. (2000). Los Scolytidae (coleoptera) de las masas forestales murcianas: análisis de la plaga de *Tomicus destruens* (Wollaston, 1856) en el Parque Regional de Sierra Espuña. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- Garrido Abenza, R., Palenzuela Cruz, J.E., BañónPeregrín, L.M. (2014). Atlas Climático de la Región de Murcia. AEMET. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Glenn E.P., Huete A.R., Nagler P.L., Nelson S.G. (2008). Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors*, 8(4), 2136–2160.
- Jenkins, K.L. (2011). Modelling the Economic and Social Consequences of Drought under Future Projections of Climate Change. PhD Thesis. University of Cambridge
- Jump, A.S., Mátyás, C., &Peñuelas, J. (2009). The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 694-701.
- Linares, J.C., Camarero, J.J., Bowker, M.A., Ochoa, V., Carreira, J.A. (2010). Stand-structural effects on *Heterobasidion abietinum*-related mortality following drought events in *Abies pinsapo*. *Oecologia* 164, 1107-1119.
- Lloret, F. (2012). Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistema forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas*, 21(3), 85-90
- Matías, L., Zamora, R., Castro, J. (2012). Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia*, 169, 833-844.
- Martínez-Vilalta, J., Aguadé, D., Banqué, M., Barba, J., Curiel Yuste, J., Galiano, L., García, N., Gómez, M., Heres, A.M., López, B.C., Lloret, F., Poyatos, R. Retana, J. Sus, O., Vayreda, J., Vilà-Cabrera, A. (2012). Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas*, 21(3),15-21.
- Montorio Llovería R., Pérez-Cabello F., García-Martín A., de la Riva Fernández J. (2007). Estudio de los procesos de regeneración vegetal postincendio en parcelas experimentales mediante radiometría de campo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 33, 59-84.
- Quereda, J., Montón, E., Escrig, J. (2000). La evolución de las precipitaciones en la cuenca occidental del Mediterráneo ¿tendencia o ciclos? *Investigaciones geográficas*, 4, 17-35.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. and Deeding, D.W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In 3rd ERTS Symposium, NASA SP-351 I, pp. 309–317.
- Ruiz-Álvarez, V., Sánchez-Lorenzo, A., García-Marín, R. (2014). Creación de una base de datos con series largas de precipitación en la Región de Murcia y

- análisis temporal de la serie media anual, 1914-2013. *Revista de climatología*, 14, 81-97.
- Sangüesa-Barreda, G., Linares, J.C., Camarero, J.J. (2012). Mistletoe effects on Scots pine decline following drought events: insights from within-tree spatial patterns, growth and carbohydrates. *Tree Physiolist*, 32, 585-598.
- Xu, C., Gertner, G.Z., Scheller, R.M. (2009). Uncertainties in the response of a forest landscape to global climatic change. *Global Change Biology*, 15, 116–131.