

TRABAJO FIN DE MÁSTER

CARACTERIZACIÓN DEL EFECTO DE LAS SEQUÍAS SOBRE EL VIGOR DE ENCINARES MEDIANTE TELEDETECCIÓN

Autor: Magí Franquesa Fuentetaja

***Codirectores: Jesús Julio Camarero (IPE-CSIC) y Juan de la
Riva Fernández (UZ)***

Máster Universitario en

**Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del
territorio: sistemas de información geográfica y teledetección**

Noviembre de 2013



**Universidad
Zaragoza**

**Departamento de Geografía
y Ordenación del Territorio**



Resumen

El actual cambio climático conlleva el aumento de la frecuencia e intensidad de los episodios de sequía extrema, que pueden provocar procesos recurrentes de decaimiento en los bosques mediterráneos. Las sequías representan la mayor amenaza para la conservación de estos ecosistemas, especialmente si las condiciones climáticas adversas futuras se intensifican tal y como vaticina el informe del IPCC 2013.

El principal propósito de este estudio es conocer los efectos de los eventos de sequía extrema sobre uno de los principales y más importantes sistemas forestales de la Península Ibérica, los encinares, mediante el uso de técnicas de teledetección. Se pretende abordar esta cuestión con un enfoque multitemporal, cuantificando las relaciones existentes entre distintos índices de vegetación (IV) derivados de imágenes Landsat 5 y 7, datos climáticos e índices de sequía y datos de crecimiento primario obtenidos en el encinar de Arascués (Huesca).

Todos los índices de vegetación propuestos se han mostrado sensibles a las defoliaciones severas observadas en campo durante el periodo de estudio (2000-2014). El índice de vegetación NDVI es el que ha mostrado mejor comportamiento en relación a la biomasa foliar en ramas de tres años. Sin embargo, los índices basados en el infrarrojo medio como MSI, NDII y NMDI, en este orden, reflejan mejor el estado hídrico de la encina en verano y muestran una gran dependencia a las precipitaciones de primavera. Los índices basados en la línea de suelo, como EVI y SAVI, no parecen los más adecuados para el estudio de formaciones vegetales con elevada cobertura del dosel arbóreo. La relación entre los índices de vegetación con los índices de sequía muestra mejores resultados con MSI y NDII cuando únicamente se tiene en cuenta la precipitación (SPI) y con NDVI cuando se introduce el parámetro temperatura (SPEI). Estos resultados pueden servir de referencia para establecer metodologías de seguimiento multitemporal de los eventos de decaimiento forestal inducidos por sequías extremas.

Palabras Clave: *encina, sequía, defoliación, índices de vegetación, teledetección, Landsat.*

Abstract

The current climate change has increased the frequency and intensity of extreme drought events that can cause recurrent decline forest processes in the Mediterranean. Droughts are the greatest threat to the conservation of these ecosystems, especially if future adverse climate conditions are getting worse as the IPCC 2013 predicts.

The main purpose of this study was to determine the effects of extreme drought events on one of the main and most important forest ecosystems of the Iberian Peninsula, the evergreen oaks, using remote sensing techniques. It is intended to address this issue through a multitemporal approach to quantifying the relationships between different vegetation indices (IV) derived from Landsat 5 and 7, weather data and drought indices and data from primary growth obtained by the evergreen oaks of Arascués (Huesca).

All proposed vegetation indices have been sensitive to severe defoliation observed in the field during the study period. The NDVI is the one that has shown better performance in relation to foliar biomass in three years old branches. However, indices based on mid-infrared as MSI, NDII, and NMDI, in this order, reflect better the water status of the evergreen oak in summer and are highly dependent on spring precipitation. Indices based on soil line EVI and SAVI not seem the most suitable for the study of plant communities with high tree canopy. The relationship between vegetation indices with drought indices shows better results with the MSI and NDII when only takes into account precipitation (SPI) and NDVI when the temperature parameter (SPEI) is introduced. These results can serve as reference to establish monitoring methodologies of multitemporal events forest decline induced by extreme drought.

Key Words: *evergreen oak, drought, defoliation, vegetation indices, remote sensing, Landsat.*

ÍNDICE

1.	Introducción	4
1.1.	Decaimiento del bosque y Cambio climático.....	4
1.2.	Teledetección como herramienta de análisis de eventos de decaimiento del bosque	7
1.3.	Especie de estudio	9
1.3.1.	Descripción de la especie	9
1.3.2.	Situación actual de los encinares en la Península Ibérica.....	10
2.	Objetivos	12
3.	Material y métodos.....	13
3.1.	Área de estudio.....	13
3.2.	Clima	16
3.3.	Datos de campo	17
3.3.1.	Muestras de ramas	17
3.4.	Índices de sequía y variables climáticas.....	18
3.4.1.	Cálculo del SPI y SPEI.....	19
3.5.	Teledetección. Adquisición y tratamiento de la Imagen.	21
3.5.1.	Imágenes de satélite: características y adquisición.	21
3.5.2.	Detección de nubes.....	24
3.5.3.	Correcciones geométricas: Georreferenciación.	25
3.5.4.	Defecto de bandeado.....	26
3.5.5.	Cálculo de la reflectividad aparente	27
3.5.6.	Imágenes LEDAPS vs. Imágenes Landsat originales (L1).....	31
3.5.7.	Normalización topográfica.....	33
3.6.	Índices de vegetación (IV).....	34
3.7.	Relaciones existentes entre los datos de campo (ramas) e índices de vegetación	38
3.8.	Perfil de la dinámica anual del NDVI en el encinar de Arascués.....	40
3.9.	Relación entre índices de vegetación, clima e índices de sequía	41
4.	Resultados	43
4.1.	Relación entre el índice foliar e índices de vegetación.....	43
4.2.	Perfil multitemporal del NDVI (serie 2000-2014)	46
4.3.	Relación entre los índices de vegetación, clima e índices de sequía.....	47
5.	Discusión y conclusiones	50
6.	Agradecimientos	53
7.	Bibliografía	54

1. Introducción

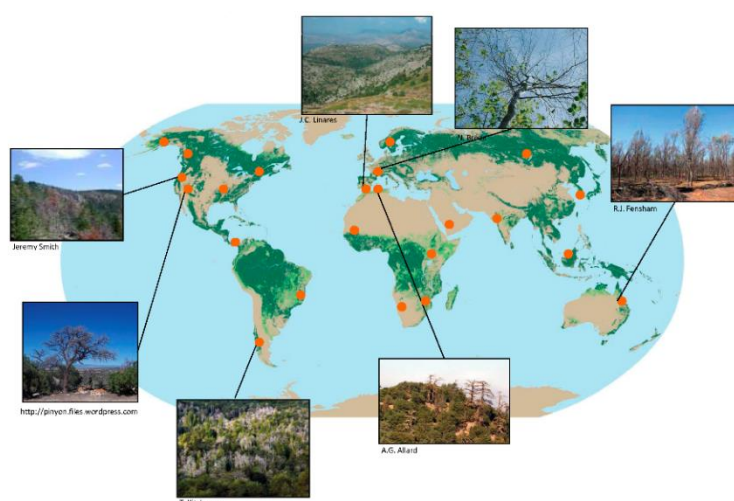
1.1. Decaimiento del bosque y Cambio climático

La conservación de los ecosistemas forestales es una preocupación dentro de la comunidad científica y de la sociedad en general en todo el mundo. Al margen de los impactos directos de algunas actividades antrópicas sobre los bosques como la deforestación o los incendios provocados, los efectos del calentamiento global están teniendo un importante impacto sobre la conservación y estabilidad de las comunidades forestales a nivel global, incidiendo de forma muy negativa en muchas zonas del planeta en las que se han registrado eventos de *decaimiento o declive del bosque* a menudo asociados a elevadas tasas de mortalidad (Allen *et al.*, 2010).

El *decaimiento* del bosque es un fenómeno que se caracteriza por la pérdida de vitalidad de los bosques, defoliaciones severas e incremento progresivo de la mortalidad de los árboles, no asociado directamente a estresores biológicos como patógenos, defoliadores, hongos o plantas hemiparásitas. Este fenómeno también es conocido en la literatura científica con los siguientes términos *forest decline*, *forest damage* o *canopy dieback* (Manion, 1991).

Las causas que se atribuyen al decaimiento del bosque pueden ser varias, entre éstas está la contaminación atmosférica, los cambios en el uso del suelo, el manejo de los bosques o el cambio climático. A pesar de que todos estos factores pueden contribuir en mayor o menor medida al decaimiento del bosque, los efectos asociados al cambio climático como el calentamiento global, aumento de las temperaturas, aumento de eventos climáticos extremos, etc., están detrás de gran parte de los episodios de decaimiento registrados en las últimas décadas en todo el mundo y, particularmente, en zonas sometidas a cierto estrés por sequía como el caso de los bosques Mediterráneos (Peñuelas *et al.*, 2001).

La emisión de gases de efecto invernadero derivada de la actividad humana ha alterado significativamente el clima a escala global, siendo ésta la principal causa del aumento de la temperatura media global y de los cambios del ciclo hidrológico mundial. La precipitación en el Mediterráneo ha disminuido y la superficie afectada por sequías, en un cómputo global, probablemente ha aumentado desde el decenio 1970 (IPCC, 2013).



Así, aumentos en la frecuencia, duración, y la severidad de las sequías asociadas con el cambio climático podrían alterar la composición, estructura y biogeografía de los bosques en muchas regiones. (Allen *et al.*, 2010) (Fig. 1).

Figura 1. Ejemplos de decaimiento de bosques en diversas zonas del planeta.
 Fuente: Allen *et al.* (2010).

En cuanto a las regiones mediterráneas, éstas se encuentran bajo una creciente presión debido al cambio climático global. En estas regiones se han registrado con mayor frecuencia eventos climatológicos extremos como sequías y olas de calor, los cuales tienen implicaciones negativas para la persistencia de los ecosistemas forestales (Brouwers *et al.*, 2013).

En la Península Ibérica se han registrado varios eventos de decaimiento relacionados con periodos de sequía extrema: el verano de 1994 fue extremadamente seco, registrándose un episodio de extremo calor y sequía que causó la seca parcial o total de numerosas especies vegetales, afectando extensas superficies (Castell i Puig, 2001; Lloret *et al.*, 2004; Peñuelas *et al.*, 2001); En el año 2005 se registran defoliaciones notables relacionadas con una fuerte sequía puntual sufrida (MARM, 2011); en primavera y verano del 2012 se produjo una sequía intensa en el nordeste ibérico debido a que las elevadas temperaturas máximas previas condujeron a condiciones de aridez que carecen de precedentes similares desde 1950 (Camarero *et al.*, 2012).

Ante esta panorámica y debido a la creciente preocupación que suscitaron los primeros episodios de decaimiento forestal en Europa, los países de la Comunidad Europea establecieron herramientas de seguimiento y control del estado de la salud de los bosques dentro de sus políticas forestales. En este marco, en el año 1987 se estableció la Red de Seguimiento de Bosques para el seguimiento del estado y la evolución de los bosques en Europa (ICP-Forest, 2013). Esta red de seguimiento consta de 620 puntos en España (Fig. 2) y, entre otras variables, se recogen datos anuales del estado de defoliación, de la decoloración o de la salud de las copas de los árboles.

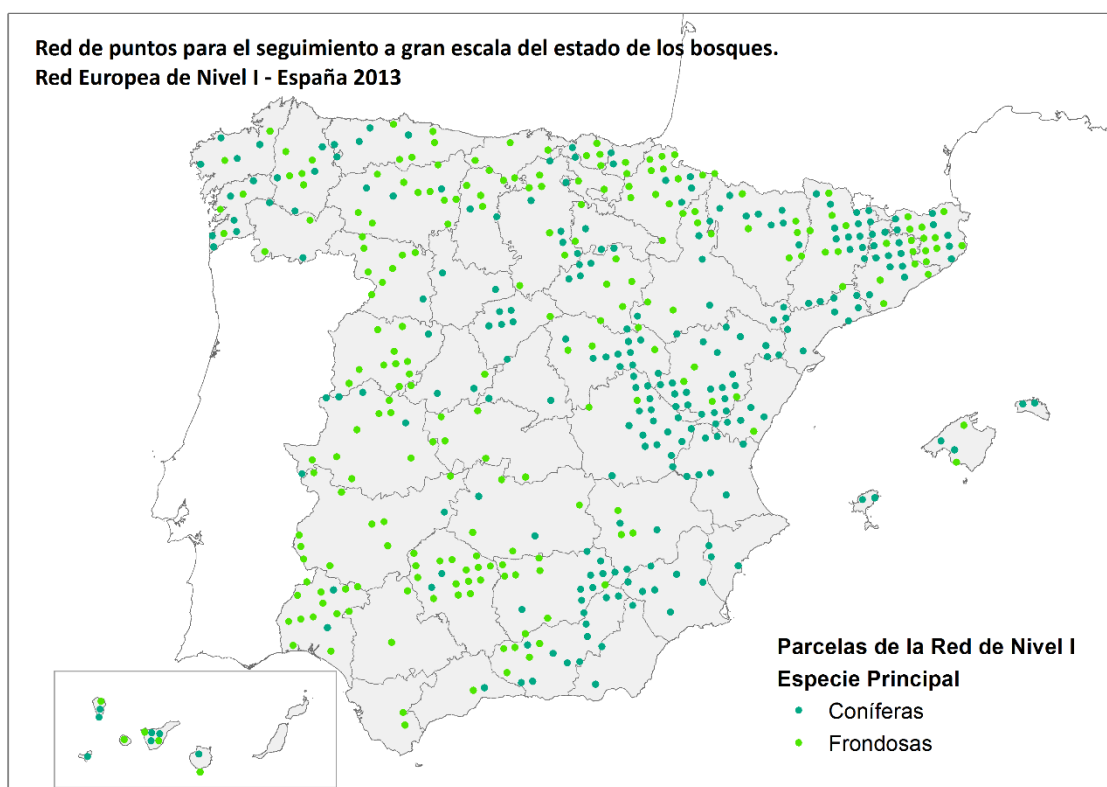


Figura 2. Parcelas de seguimiento del estado de los bosques de la *Red de Seguimiento a Gran Escala de Daños en los Montes (Red de Nivel I)*. Elaborado a partir de los datos del proyecto Futmon España.

En la figura 3 se muestra la evolución de la defoliación de la encina (*Quercus ilex* L.), especie objeto de este estudio, registrada en parcelas de nivel I de la Red Europea en la provincia de Huesca durante el periodo 1990-2008, observándose una clara tendencia ascendente en los registros medios de la serie.

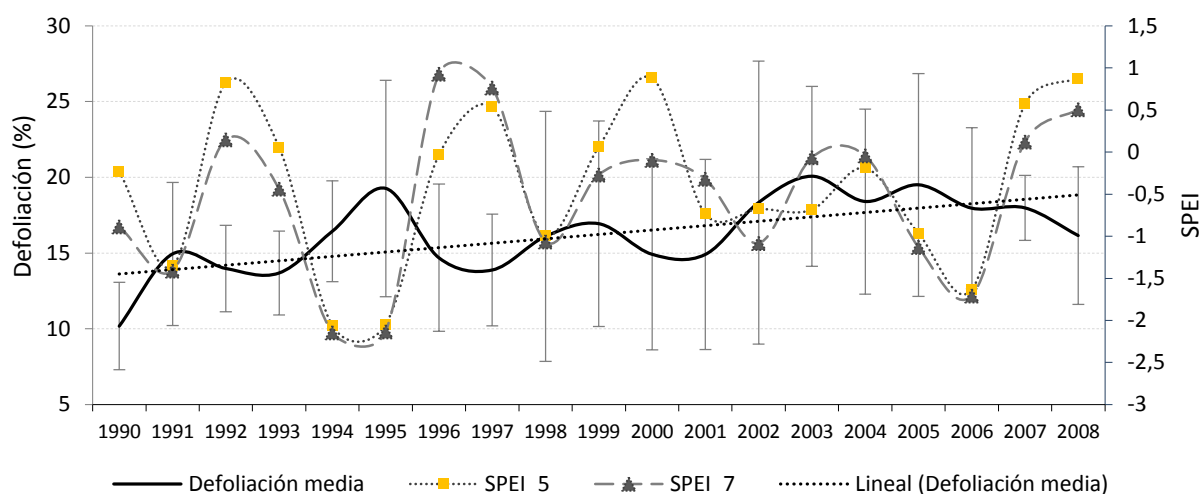


Figura 3. Defoliación media (%) \pm SD, y línea de tendencia en las parcelas de *Q. ilex* de la Red Europea de nivel I de la provincia de Huesca (1990-2008). Se muestra el índice de sequía SPEI (valores negativos indican condiciones más secas y valores positivos condiciones menos secas) medio de los meses de junio, julio y agosto, a la escala de 5 y 7 meses del mismo periodo. Elaborado a partir de datos del ICP-Forest.

Sin embargo, las Redes Europeas de Evaluación de Daños en los Bosques aportan resultados que adolecen de escasa representatividad a escala local. Por ello, se han desarrollado redes de seguimiento a nivel regional y de hecho, prácticamente todas las comunidades autónomas de nuestro país han implantado redes para el control y evaluación de sus masas forestales. Estas son las redes locales o regionales existentes en España (entre paréntesis se indica su año de inicio):

- Red Andaluza de Seguimiento de Daños en Masas Forestales (2000).
- Red de Seguimiento de la Evolución Sanitaria de las Masas Forestales de la Comunidad de Madrid, (2000).
- Red de Seguimiento Fitosanitario de las Masas Forestales de la provincia de Zaragoza (2001).
- Red de Seguimiento de Daños en los Bosques de Castilla y León (2002).
- Red de daños en las Masas Forestales de la Comunidad Valenciana (2004).
- Red de seguimiento de daños en las masas forestales de Castilla-La Mancha (2005).
- Red de Sanidad Forestal de Extremadura (2006).
- Red de Evaluación Fitosanitaria en las Masas Forestales de Aragón (2007).
- Red de Seguimiento de Daños en las Masas Forestales Gallegas (2005).
- Red de Seguimiento de Daños en las Masas Forestales del Principado de Asturias (2005).
- Red de Estaciones de Seguimiento Forestal Permanente (ESFP) de la Región de Murcia (2008).
- Red de Seguimiento de Daños Forestales en los Montes de las Islas Baleares (2008).
- Red de Evaluación de Daños en las Masas Forestales de Cantabria (2008).
- DeBosCat (Decaïment de Boscos de Catalunya); Xarxa de Seguiment de l'estat dels boscos de Catalunya (2012).

En estas redes se han aumentado los puntos de control y seguimiento adaptándolas a las peculiaridades de los ecosistemas forestales de cada territorio y ampliando la frecuencia de los muestreos así como la obtención de un mayor número de parámetros que permitan un análisis más preciso del estado sanitario de los bosques.

1.2. Teledetección como herramienta de análisis de eventos de decaimiento del bosque

La observación de la tierra desde el espacio a través de sensores remotos instalados en los satélites proporciona una extraordinaria visión de la superficie terrestre. La valiosa información que se puede extraer de las imágenes obtenidas por estos sensores nos permite llevar a cabo estudios y seguimientos de diversos procesos ambientales como el cambio climático, la desertificación, la deforestación, el derretimiento de los casquetes polares o el deterioro de la capa de ozono, a una escala espacial y temporal difícilmente alcanzable a partir de métodos tradicionales de muestreo sobre el terreno (Smith *et al.*, 2014).

El primer proyecto dedicado exclusivamente a la observación de los recursos terrestres fue el proyecto diseñado por la agencia espacial norteamericana a fines de la década del 60 que dio lugar al programa Landsat y que ha constituido el proyecto más fructífero de teledetección espacial hasta el momento (Chuvienco, 2010).

Las imágenes procedentes de los satélites Landsat registradas por sensores multiespectrales de resolución media han sido utilizadas por la comunidad científica para el estudio en muy variados campos en todo el mundo. Así, estas imágenes son ampliamente usadas para el seguimiento de las condiciones y características de la superficie de la tierra, incluyendo la cobertura vegetal.

El registro de distintas bandas del espectro electromagnético es uno de los factores clave que permite el seguimiento de los procesos naturales (Wulder *et al.*, 2006). La defoliación en masas forestales provoca cambios en la reflectividad y estos cambios pueden ser usados para detectar daños producidos por sequías, ataque de insectos defoliadores, etc. (Álvarez *et al.*, 2005). Por otra parte, la elevada resolución temporal (1 imagen cada 16 días), junto con la disponibilidad de una larga serie histórica como es el caso de Landsat, hace estas imágenes idóneas para el estudio de perturbaciones en la cobertura forestal y, muy especialmente, para el estudio de daños relacionados con variables climáticas, como ocurre con el caso de las sequías.

Por otro lado, hay que considerar que las mediciones de campo en las masas forestales son costosas y requieren de mucho esfuerzo y mano de obra, lo que conlleva a una limitación espacial y temporal en la adquisición de datos. En este sentido, la teledetección se ha mostrado como una alternativa útil para la cuantificación de variables biofísicas como por ejemplo el índice de área foliar y cobertura vegetal (Cohen *et al.*, 2003).

Existen diferentes estudios relacionados con varios aspectos de la cubierta vegetal del planeta, como por ejemplo sobre la estructura, la fenología o la dinámica de la vegetación (Alcaraz-Segura *et al.*, 2009), cambios en la cobertura vegetal (deforestación o aumento de superficie forestal) (Potapov *et al.*, 2012), estado de salud de los bosques o los efectos sobre el dosel arbóreo debido a perturbaciones ambientales de diversa índole (defoliaciones causadas por insectos, manejo inadecuado, polución, etc.) que se apoyan en el uso de imágenes de sensores remotos y en especial en imágenes Landsat (Asner & Alencar, 2010)

Por tanto, el uso de imágenes Landsat y la utilización de índices de vegetación obtenidos por combinaciones de bandas espectrales se muestran como herramientas efectivas y de gran utilidad. Así, Carreiras *et al.* (2006) utilizan imágenes Landsat para estimar la cobertura del dosel vegetal en bosques adeshados de quercíneas (*Quercus suber* L. y *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) llegando a la conclusión de que la detección de bajas o medias coberturas del dosel arbóreo en este tipo de cubiertas vegetales se puede lograr con la ayuda de imágenes satelitales de alta o media resolución espacial. Por su parte, en Camarero

et al. (2010) se comprueba, con el apoyo de imágenes Landsat, como eventos de producción masiva de frutos vienen precedidos por un incremento en la cobertura del dosel vegetal asociados a valores máximos del índice de vegetación NDVI. En el trabajo de Durante *et al.* (2009) se evalúa el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de la serie temporal 1997-2002 para determinar patrones fenológicos de la vegetación bajo diferentes regímenes históricos de gestión y manejo, demostrando que el análisis del NDVI en series temporales amplias es una herramienta útil para programas de seguimiento y monitoreo debido a la sensibilidad a los cambios, fácil uso y aplicabilidad a estudios a gran escala.

A pesar de que las técnicas de teledetección se han utilizado desde hace años para el seguimiento y análisis de defoliaciones en masas forestales de coníferas ocasionadas por plagas forestales en otras regiones (Dottavio & Williams, 1983) y más recientemente en España (Álvarez *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2009; Cano *et al.*, 2005; Navarro *et al.*, 2000; Sangüesa-Barreda *et al.*, 2014; Townsend *et al.*, 2012), los trabajos relacionados con la detección y efecto de las sequías sobre masas forestales o defoliaciones en bosques de quercíneas basados en técnicas de teledetección son prácticamente inexistentes. En este sentido, podemos citar el trabajo de Mänd *et al.* (2010), que estudió los cambios en la fisiología y estructura de la vegetación en respuesta a varios tratamientos de calentamiento y sequía inducida. Los resultados indicaban que los índices de reflectividad empleados estaban relacionados significativamente con el índice de área foliar y los valores de NDVI fueron más bajos en los tratamientos con sequía inducida. Cabe destacar también el estudio de Vicente Serrano *et al.* (2013) que evalúa la respuesta de los distintos biomas terrestres a la sequía mediante correlaciones entre el índice de sequía (SPEI) y tres indicadores de la actividad y crecimiento de la vegetación entre los que se encuentran los índices de vegetación obtenidos a partir de imágenes de satélite.

No obstante, en los últimos años está aumentado el número de trabajos científicos en los que se utilizan técnicas de teledetección como herramienta para la identificación, seguimiento y estudio de eventos de sequía (Baguskas *et al.*, 2014; Nichol & Abbas, 2015; Wang *et al.*, 2007). Además, la generalización del uso de imágenes satélite a través de herramientas que minimizan costes de inventario como es el caso de las imágenes Landsat, supone un cambio metodológico relevante no sólo para el diagnóstico, sino también para el seguimiento de grandes extensiones forestales previsiblemente afectadas (Blanco *et al.*, 2009).

Es importante tener en cuenta que el uso de imágenes de satélite para explicar fenómenos de interés debe estar íntimamente ligado a la posibilidad de validar las estimaciones derivadas de la información de los satélites con datos reales de campo, de tal modo que se puedan elaborar modelos predictivos, extrapolar datos a otras áreas o derivar variables biofísicas a partir de valores de reflectividad.

A pesar de la importancia de los datos de campo, no resulta fácil disponer de éstos cuando se plantea un estudio mediante técnicas de teledetección y en caso de estar disponibles, no siempre se adaptan a las necesidades de éste.

En todo caso, para el presente trabajo se dispone de datos de producción vegetal (peso seco de tallos y hojas) del encinar de la zona de estudio recopilados entre los años 2003 y 2008, que resultan idóneos para el análisis de los efectos de las sequías sobre bosques de quercíneas. Hay que considerar que los cambios en la cobertura del dosel vegetal (por ej. defoliaciones) implican modificaciones en el modo en que se refleja o emite energía y, en consecuencia, la energía (radiancia) que recibe el sensor, lo cual nos permite hacer un seguimiento de este tipo de eventos relacionados con el vigor vegetal o estado sanitario del encinar.

1.3. Especie de estudio

1.3.1. Descripción de la especie

La encina (*Quercus ilex* L.) es una especie arbórea perennifolia de la familia de las fagáceas, suele conservar hojas de hasta tres años de edad y presenta madera de poro difuso o semi-difuso (Monserrat-Martí *et al.*, 2009). *Q. ilex* L. se distribuye en la cuenca oeste mediterránea, mientras que *Q. ilex* subespecie *ballota* (Desf.) Samp. domina en zonas interiores de la península ibérica con clima mediterráneo continental (Camarero *et al.*, 2010) (Fig. 4).

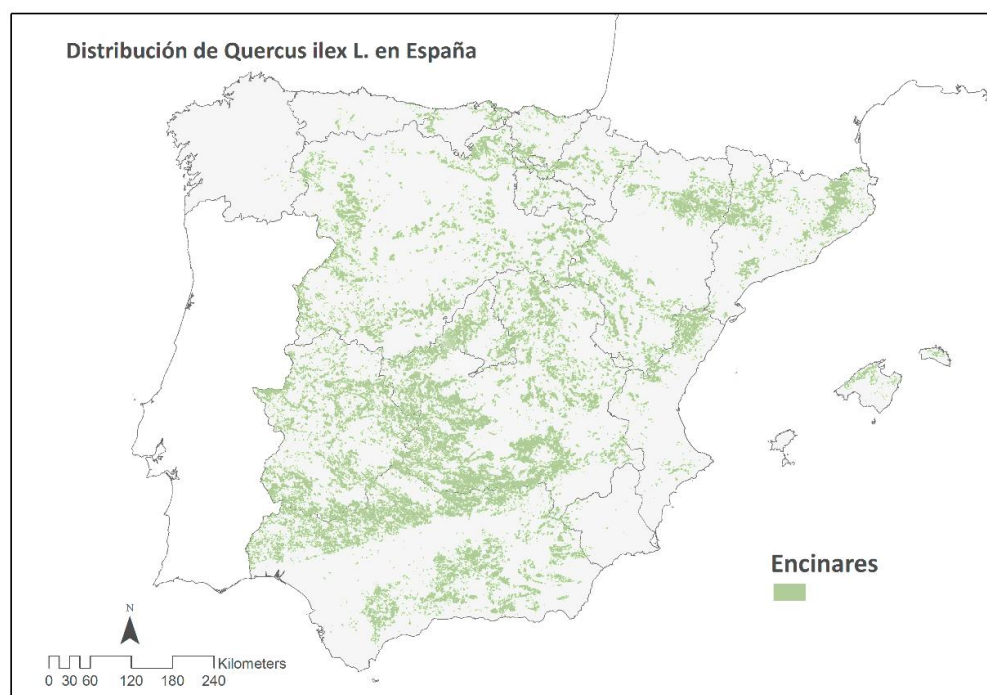


Figura 4. Distribución de los encinares en la Península Ibérica. Están representadas las masas forestales cuya especie dominante corresponde a la encina (*Quercus ilex* L.). Elaborado a partir de los datos del Mapa Forestal de España (MFE50).

Para dar un significado biológico a los resultados del presente estudio es necesario conocer el patrón fenológico de *Q. ilex* en la zona de estudio, el cual se caracteriza por diversas fenofases: i) crecimiento vegetativo de las ramas, ii) floración y fructificación y iii) abscisión foliar.

En cuanto a estas fenofases, es importante conocer el inicio y final de los periodos de crecimiento primario (formación de tallos y hojas) y de la caída de las hojas (abscisión foliar), procesos que tienen un efecto directo sobre los cambios a nivel de reflectividad que se dan en el dosel del encinar y que resultan necesarios para explicar las variaciones de los índices de vegetación.

Según Monserrat-Martí *et al.* (2009), el crecimiento de las ramas (dolicoblastos) se inicia en *Q. ilex* en el mes de marzo prolongándose hasta los meses de julio y agosto, en los que las hojas ya se encuentran totalmente desarrolladas. A su vez, la mayor caída de hojas se produce justo después de ocurrir la máxima producción de dolicoblastos, por lo que este pico de abscisión foliar se sitúa a final de primavera o a principio de verano (Fig. 5).

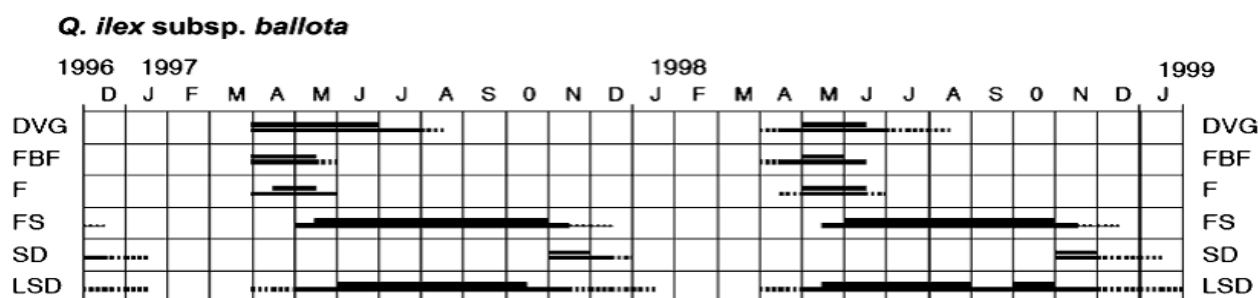


Figura 5. Diagrama fenológico de *Quercus ilex* subsp. *ballota* para 1997 y 1998. DVG crecimiento vegetativo de dolicoblastos; FBF formación de brotes florales; F floración; FS fructificación; SD dispersión de semillas; LSD abscisión foliar de dolicoblastos. Fuente: Monserrat-Martí *et al.*, 2009.

1.3.2. Situación actual de los encinares en la Península Ibérica

En España, según datos del Mapa Forestal de España (MFE50), los encinares son dominantes en alrededor de 5 millones de ha de formaciones forestales arboladas. Si consideramos el conjunto de quercíneas, esa superficie alcanza los 7,3 millones, lo que supone cerca del 40 % de la superficie arbolada del país. Constituyen el grupo de especies que ocupa mayor superficie en España, por delante del grupo de las coníferas (6,8 Mha, ~35 % de la superficie forestal arbolada). Además, cabe resaltar que muchas superficies forestales consideradas desarboladas, están cubiertas por formaciones bajas, matorralizadas (monte bajo), de estas mismas especies.

Las formaciones dominadas por encina presentan dentro del territorio español una gran heterogeneidad debido a la gran variedad de condiciones ecológicas y a las distintas modalidades de manejo que el ser humano ha aplicado desde antiguo. En este sentido, podemos encontrar masas puras con distinto grado de cobertura o densidad (dehesas, montes bajos) y masas mixtas en las que figuran dos o más especies.

Más concretamente, si observamos la composición y estructura de las formaciones de encinar de la provincia de Huesca, en la que se encuentra ubicada nuestra zona de estudio, según el Inventario Forestal Nacional existen 106.653 ha de masas forestales en la que la especie principal es *Q. ilex*, de éstas el 22,7% corresponde a masas puras y el 77,3% a masas mixtas.

Por otro lado, resulta interesante destacar que tan solo existe un 4,5% de toda la superficie de encinar en la provincia que presenta un porcentaje mayor del 80% de fracción de cabida cubierta (Fig. 6).

Tanto la composición de la masa arbórea como la densidad del arbolado que la compone son dos factores fundamentales a tener en cuenta en cualquier estudio basado en técnicas de teledetección ya que en función de estas variables pueden producirse cambios importantes en los valores de reflectividad de la cubierta debido por ejemplo a la influencia de áreas desnudas (influencia del suelo), presencia de especies caducifolias en masa mixtas, etc.

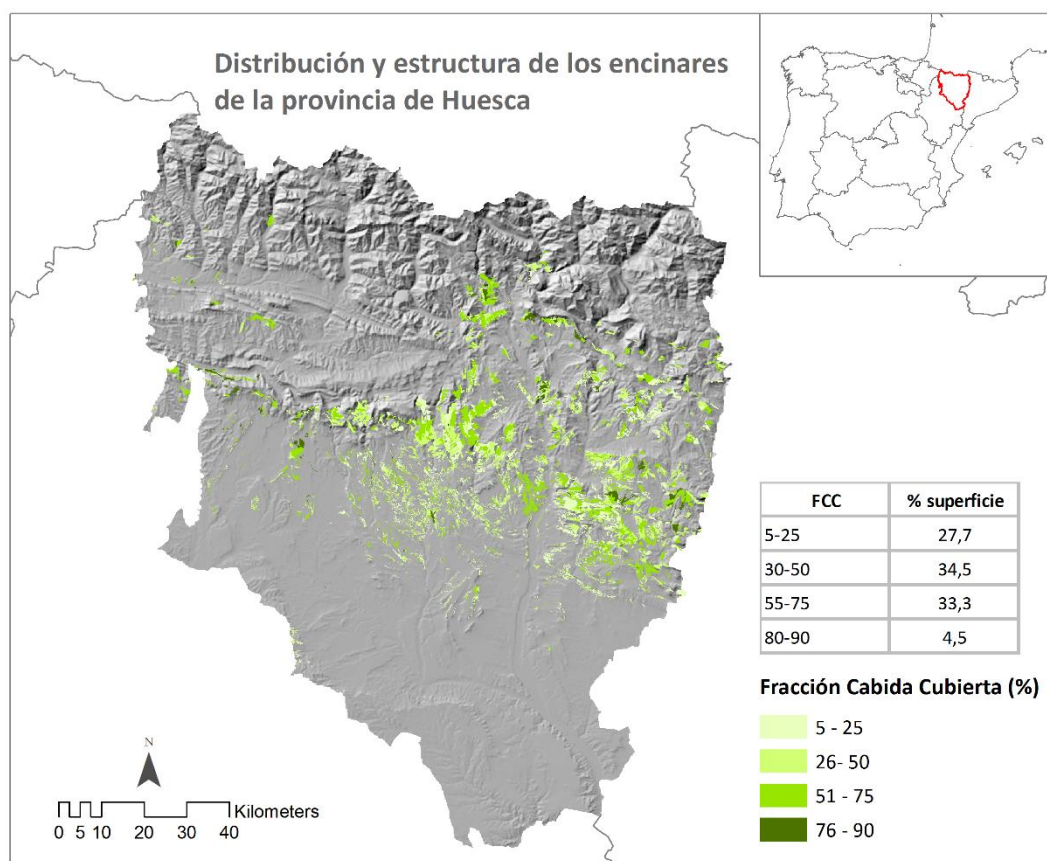


Figura 6. Distribución de encinares en la provincia de Huesca. Se representan los encinares en función de la fracción de cobadura cubierta (FCC) según el Inventario Forestal Nacional (IFN3). En la tabla se muestran los distintos porcentajes de superficie ocupada por encinares dentro de cada uno de los rangos de FCC.

Las formaciones de encinar en nuestro país tienen una gran importancia tanto a nivel socioeconómico como ambiental. En este sentido, los encinares poseen un elevado potencial de generación de productos (leña, hongos, miel, alimentación de ganado, etc.) y por otro lado, prestan beneficios ambientales esenciales como la regulación hidrológica, la lucha contra la erosión, el secuestro de carbono, el reservorio de biodiversidad, etc.

Actualmente, debido al intenso aprovechamiento al que han estado sometidos durante siglos, y tras el abandono generalizado desde mediados del siglo XX, muchos encinares presentan deficiencias como cubiertas defectivas, exceso de densidad, envejecimiento, escasa vitalidad, falta de renovación genética, estructuras de alta vulnerabilidad al fuego forestal, simplificación estructural o composición específica (Vericat *et al.*, 2012).

Por otra parte, al contrario de lo que podría creerse, las dos especies más afectadas en eventos de decaimiento en masas forestales de quercíneas en la Península Ibérica son *Q. ilex* y *Q. suber*, las cuales se consideran más resistentes a la sequía que las quercíneas de zonas templadas que coexisten en el mismo territorio (Gil-Pelegrín *et al.*, 2012).

Todo ello hace que estos sistemas forestales se encuentren en una situación de amenaza que podría comprometer su persistencia, de modo que resulta indispensable llevar a cabo un seguimiento del estado de los bosques y su evolución a lo largo del tiempo, en particular en respuesta a sequías severas ya que se ha predicho que la frecuencia de estos eventos extremos puede aumentar como consecuencia del cambio climático.

2. Objetivos

El presente trabajo tiene como objetivo principal **analizar el efecto de las sequías sobre la defoliación y la producción de hojas de bosques de *Q. ilex* mediante el establecimiento de relaciones entre los índices de vegetación obtenidos a partir de imágenes Landsat con parámetros biológicos** procedentes de muestreos en campo. Para ello, se plantea un estudio multitemporal en el que se compararán los datos espectrales de las imágenes con los datos registrados durante los trabajos de investigación llevados a cabo por los Dres. G. Montserrat-Martí y J.J. Camarero del Departamento de Conservación de la Biodiversidad y Restauración de Ecosistemas del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

Para llevar a cabo el objetivo principal se van a desarrollar las siguientes tareas:

1. Determinación de las relaciones existentes entre la defoliación, el crecimiento primario (brotes y hojas) y los datos espectrales de las imágenes Landsat.
2. Obtención del perfil de la dinámica anual del NDVI en el encinar de Arascués (Huesca) para el período 2000-2014.
3. Relación de los índices de vegetación propuestos con variables climáticas e índices de sequía.

3. Material y métodos

3.1. Área de estudio

La zona de estudio es un área de relieve llano ($<1,5^\circ$ de pendiente media) cubierto por un monte bajo monoespecífico de encinar (*Quercus ilex* L.) ubicado en Arascués, Huesca, al noreste de España ($42^\circ14'N$, $0^\circ27'W$, 650 m). El área basal media del encinar es de $31,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, la altura media de las encinas es de 4,8 m y el rango de edad a 1,3 m es de 50-70 años (basado en el conteo de anillos de crecimiento). Los encinares presentes en la zona están muy fragmentados, rodeados de áreas de cultivo y en ellos, desde hace unos 50 años, no se realiza ningún tipo de explotación o manejo (Fig. 7 y 8). En el sotobosque encontramos principalmente especies arbustivas como aladierno (*Rhamnus alaternus* L.), coscoja (*Quercus coccifera* L.) y enebro (*Juniperus oxycedrus* L.), en algunas zonas aparece también boj (*Buxus sempervirens* L.).



Figura 7. Vista del encinar de Arascués



Figura 8. Imagen de los cultivos existentes alrededor del encinar.

La elección del área de estudio viene dada por los trabajos de investigación iniciados por los Dres. G. Montserrat Martí y J.J. Camarero del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC) en estos encinares desde el año 2003 hasta la actualidad. Durante estos trabajos se han registrado numerosos datos de campo para el análisis de la respuesta del encinar en cuanto a crecimiento y producción de frutos frente a episodios de sequía.

Durante el período de estudio se registró un episodio de producción masiva de frutos en el año 2003 así como dos episodios de fuerte sequía en 2005 y 2012 que produjeron daños en campo como defoliación, secado de ramas e incluso la muerte de algunos árboles (el 2% de los 150 árboles monitorizados) (Fig. 9).



Figura 9. Imágenes que muestran los daños ocasionados por la sequía de 2012. Se pueden observar defoliaciones severas e incluso individuos con ramas secas o totalmente secas. En ocasiones se observan individuos totalmente defoliados lo que no quiere decir que se trate de individuos muertos ya que la encina tiene una gran capacidad de rebrote como puede observarse en las dos imágenes superiores. Imágenes obtenidas en el encinar de Arascués para este trabajo.

Además de la zona establecida por el Instituto Pirenaico de Ecología para llevar a cabo el seguimiento del encinar (ver más abajo su descripción), se ha ampliado el área de estudio para este trabajo de modo que se ha considerado también un amplio encinar ubicado muy cerca de las áreas estudiadas por el IPE de unas 660 ha de superficie aproximadamente y de características muy similares (elevada cobertura del estrato arbóreo (>80%) y relieve llano).

Aunque no se dispone de información de campo en estas localidades, el propósito de su inclusión en el trabajo es el de obtener mayor cantidad de datos espectrales de las imágenes satelitales con el objeto de generar los patrones de la dinámica de la vegetación basados en índices de vegetación, así como establecer relaciones con diversas variables climáticas.

En esta zona se han definido tres áreas o parcelas (Fig. 10) para la extracción de los datos espectrales teniendo en cuenta varios aspectos:

- 1- Exclusión de las zonas periféricas de la masa forestal para evitar la influencia de las zonas agrícolas o de baja cobertura arbórea.
- 2- Selección de áreas homogéneas de encinar de elevada cobertura (>80%) evitando zonas con claros o caminos que puedan alterar la radiancia registrada por los sensores en los píxeles de encinar.



Figura 10. La trama amarilla muestra el área de estudio donde el IPE ha llevado a cabo los trabajos de investigación, en verde las áreas definidas para la extracción de los datos espectrales de las imágenes satelitales.

3.2. Clima

El clima del área de estudio corresponde al Mediterráneo del Piso Mesomediterráneo - Seco (Clasificación Rivas-Martínez), caracterizado por un marcado periodo de sequía estival, tal y como se puede observar en el diagrama climático (Fig. 11).

Los datos registrados en la estación de Monflorite, a 17 Km del área de estudio, muestran una temperatura media anual de 13,4°C y una precipitación anual media de 534 mm para toda la serie temporal de registros (1944-2012). Julio es el mes más cálido (T.med. 23,4°C) y enero el más frío (T.med. 4,8°C). Los meses más lluviosos son los de septiembre a diciembre y de abril a mayo, siendo éste último el más lluvioso.

Durante el período que abarca este estudio (2000-2012), la precipitación anual se mantuvo ligeramente por debajo de la media de la serie temporal de registros, destacando la sucesión de dos años, 2004 y 2005, en los que se produjo una sequía extrema con valores de precipitación anual muy bajos, 371,4mm y 319,6 mm, respectivamente.

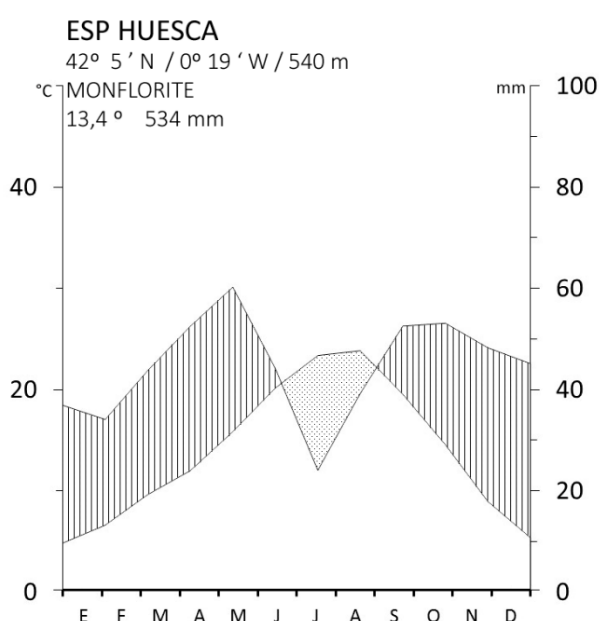


Fig. 11. Climodiagrama de Walter-Lieth (período 1944-2012). Elaborado a partir de los registros de la estación de Monflorite, Huesca, a 17 Km del área de estudio.

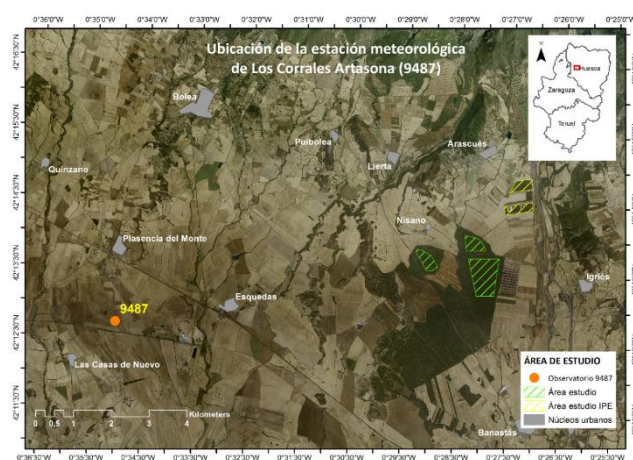


Figura 12. Ubicación de la estación meteorológica de Los Corrales Artasona (9487).

Para el presente trabajo se han utilizado los datos de precipitación de la estación meteorológica Los Corrales Artasona (9487), ubicada a una distancia de 11 km de las parcelas estudio (Fig.12). Aunque existen dos estaciones más cercanas a los bosques de encinar de Arascués (9900 y 9897), se ha optado por utilizar el observatorio 9487 debido a que es el que presenta una serie de registros de precipitación más larga y homogénea. En concreto, dicha estación presenta registros mensuales de precipitación desde el año 1960 hasta diciembre de 2012, cubriendo un periodo de 52 años.

3.3. Datos de campo

3.3.1. Muestras de ramas

El trabajo de investigación llevado a cabo por el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC) se centró en dos áreas de encinar de pequeña superficie: a) 14.5 ha y b) 13.6 ha. En la primera de ellas se definieron dos transectos (transecto 1 y 3) y en la segunda un transecto (transecto 2) (Fig. 13). En cada uno de los transectos fueron seleccionados y marcados con placa numerada 50 individuos de *Q. ilex* para su seguimiento y toma de datos de tamaño (diámetro, altura) y crecimiento.

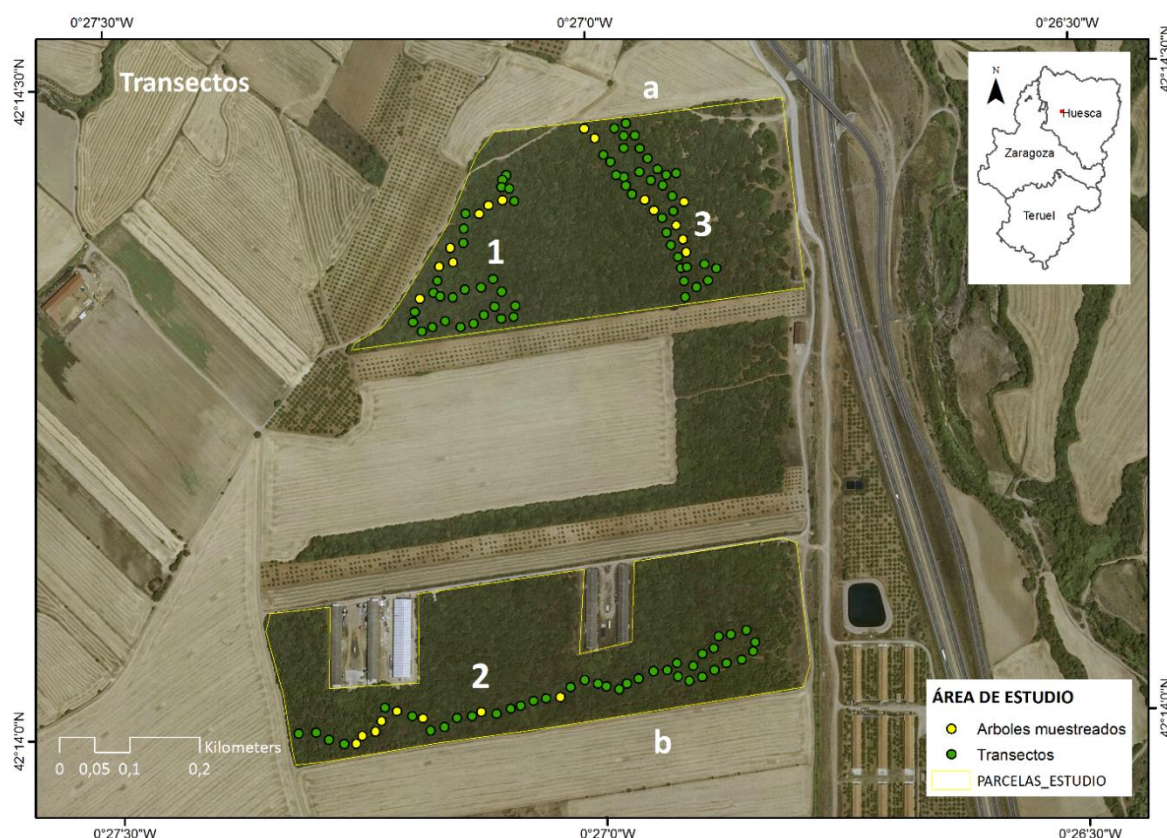


Figura 13. Transectos definidos para la toma de datos en campo. En verde se señala la ubicación de todos los pies de *Q. ilex*, y en amarillo la ubicación de aquellos en los que se recogieron las muestras de ramas.

Entre el periodo 2004-2013 se llevaron a cabo muestreos de campo (estima de bellotas, flores y fenología), pero las muestras de ramas se recogieron entre el año 2004 y 2008. Durante los meses de octubre se recogieron al azar dos ramas de tres años de edad del tercio superior de la copa de 8 árboles seleccionados en cada uno de los tres transectos, en total 16 muestras por transecto y año (Fig. 13). Las ramas se dividieron en tallos y hojas según su año de formación y considerando tres cohortes anuales; tallos y hojas del mismo año, tallos y hojas de dos años y de tres años de edad (n , $n - 1$ y $n - 2$). Posteriormente se obtuvo el peso seco de cada una de las fracciones correspondiente a los tallos y las hojas de las tres cohortes tras su secado en horno a una temperatura constante de 60° grados.

Para hacer comparables los datos entre diferentes muestras y años se propone un índice que relacione el peso seco total de las hojas con el peso seco total de los tallos para cada muestra y que denominamos **Índice Foliar**. Este índice, elaborado a partir de los datos de producción foliar, lo relacionaremos con los índices de vegetación propuestos en el presente trabajo para ver si existe algún tipo de correlación entre ellos.

Ecuación del Índice Foliar:

$$\text{Índice Foliar} = \frac{\text{Peso seco hojas}^*}{\text{Peso seco tallos}^*} \quad (1)$$

*ramas de tres años de edad

3.4. Índices de sequía y variables climáticas.

En la bibliografía podemos encontrar distintos índices climáticos que tienen por objeto medir de forma analítica las intensidades, frecuencias y duración de los periodos secos. Entre éstos, uno de los índices más utilizados es el índice de Palmer (PDSI, Palmer, 1965).

En el presente trabajo se ha utilizado el Standardized Precipitation Index (SPI) desarrollado por McKee *et al.*, (1993), y el *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index* (SPEI) (Vicente-Serrano *et al.*, 2010), que permiten representar los periodos anormalmente secos y húmedos de forma más precisa que el índice de Palmer y, además, presentan una serie de ventajas frente a este último, ya que permiten un seguimiento temporal continuo a diferentes escalas temporales y destacan por su facilidad de cálculo en comparación con el PDSI, que requiere una gran cantidad de parámetros para su obtención (Soulé, 1992).

El SPI utiliza exclusivamente datos de precipitación y es un índice probabilístico que representa el número de desviaciones estándar de los diferentes eventos que quedan por encima o debajo de la media de un determinado observatorio. Para su cálculo es necesario disponer de una serie homogénea de precipitaciones mensuales de al menos 30 años de duración (Wu *et al.*, 2001).

Como se ha señalado, el SPI puede analizarse a diferentes escalas temporales dependiendo de los impactos que se quieran estudiar. En este sentido, el cálculo a distintas escalas es útil para diferentes propósitos (agrícola, hidrológico y climático).

McKee *et al.*, (1993) establecieron una clasificación de los valores de SPI, modificada posteriormente por Agnew (2000), que va desde periodos extremadamente húmedos a extremadamente secos (Tabla 1). Esta clasificación es de gran utilidad para determinar la severidad de los periodos secos identificados.

Tabla 1. Clasificación de los valores de SPI según Agnew (2000)

SPI	CATEGORÍA
< 1,65	Extremadamente húmedo
1,28 a 1,64	Muy húmedo
0,84 a 1,28	Moderadamente húmedo
-0,84 a 0,84	Normal
-0,84 a -1,28	Moderadamente seco
-1,28 a -1,64	Muy seco
< -1,64	Extremadamente seco

A diferencia del SPI, el SPEI incorpora datos de temperatura para su cálculo lo cual es de gran interés en el estudio de las sequías. En este sentido, el estrés inducido por altas temperaturas durante periodos de sequía se ha hecho evidente en estudios recientes que analizan los impactos de las sequías en el crecimiento de los árboles y su mortalidad (de la Cruz *et al.*, 2014).

Así, el SPEI es el índice de sequía que mejor recoge las respuestas de las variables que definen las sequías estivales. Por tanto, el índice SPEI muestra una mejor capacidad de identificar los impactos de la sequía en comparación con el SPI (Vicente-Serrano *et al.*, 2012).

Con el cálculo del SPI y SPEI se pretende identificar los periodos de sequía ocurridos a diferentes escalas durante el periodo 2000-2014 y relacionarlos con los datos de reflectividad obtenidos a partir de la serie

multitemporal de las imágenes satelitales de la zona de estudio. De este modo, se persigue ver si existe relación entre los valores de los índices de vegetación derivados de las parcelas estudio y los valores de ambos índices climáticos.

Asimismo, se propone ver si existen relaciones significativas entre distintas variables climáticas, como la precipitación o la temperatura máxima y mínima media, tanto mensuales como estacionales (DJF, MAM, JJA, SON) y los índices de vegetación de la serie temporal 2001-2012.

En la siguiente figura (Fig. 14) se representan distintas variables climáticas (precipitación y temperatura) registradas en la estación de Monflorite en el periodo 2001-2012. Como puede observarse en el gráfico, destacan dos picos muy elevados de temperatura máxima ($> 40^\circ$) en los veranos de 2005 y 2012.

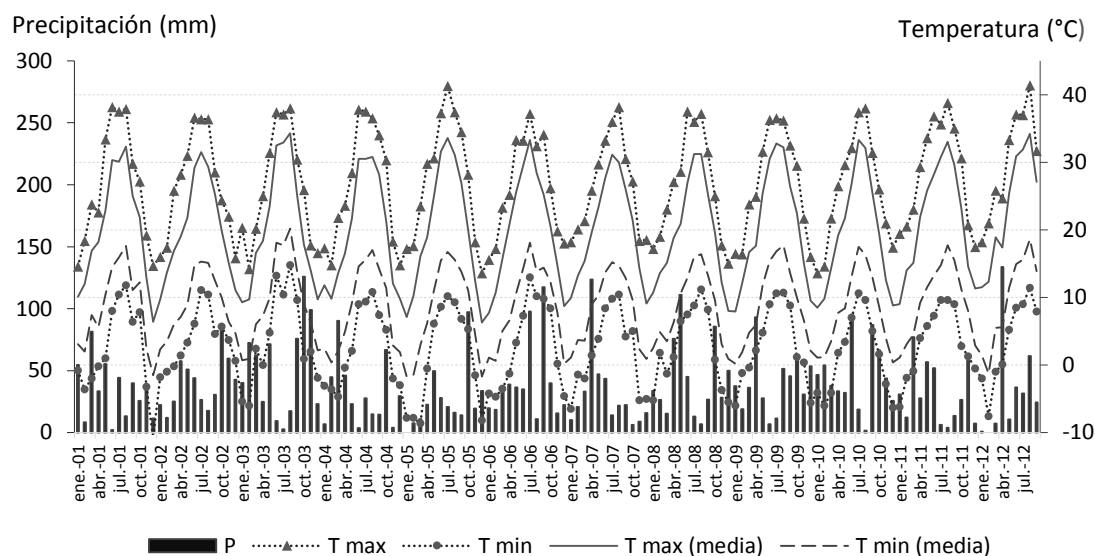


Figura. 14. Precipitación media mensual (P), Temperatura máxima y mínima mensual (T max y T min) y Temperatura máxima y mínima media mensual (T max (media) y T min (media)) durante el periodo 2001-2012. Elaborado a partir de los registros de la estación meteorológica de Monflorite-Huesca.

3.4.1. Cálculo del SPI y SPEI

Los valores del SPI para la zona de estudio se han generado a partir de los datos de precipitación registrados en la estación meteorológica 9487. Esta estación presenta registros mensuales de precipitación desde el año 1960 hasta diciembre de 2012, cubriendo un periodo de 52 años. En este sentido, se cumple el criterio de Guttman (1999), que señala la necesidad de disponer de, al menos, 50 años de registros de precipitaciones. Para el cálculo del SPI se ha utilizado el paquete “SPEI” en R que genera los valores de SPI a partir de los datos de precipitación mensual.

Para el SPEI se han obtenido los valores a partir de la base de datos “Global SPEI database” (<http://sac.csic.es/spei/index.html>) donde se recoge, casi a tiempo real, información de las condiciones de sequía a escala global, a una resolución espacial de $0,5^\circ$ y una resolución temporal mensual. Para el caso del SPEI se ha utilizado la serie temporal 2000-2014 del punto de la malla de $0,5^\circ$ que incluye el área de estudio.

El análisis detallado de la evolución del SPI y SPEI entre 2000 y 2012 a escala de 1, 3, 6, 12 y 24 meses se muestra en la figura 15. La duración de los periodos secos depende de la escala temporal utilizada. En la escala de 1 mes destaca una gran alternancia de meses secos y húmedos ya que determina lo seco que ha sido un mes respecto del resto de meses de la serie. Así, pueden aparecer valores extremos de sequía intercalados entre meses húmedos.

A la escala de tres y seis meses se detectan eventos de sequía climática en la que la frecuencia de periodos secos y húmedos es menor pero aumenta la duración de dichos periodos. Ambos índices, a estas escalas temporales, reflejan la existencia de sequías de carácter agrícola (McKee *et al.*, 1993 y 1995; Hayes *et al.*, 1999). Estas escalas son indicativas del estado de las condiciones de humedad de la vegetación y el suelo, ya que las variaciones temporales de estos parámetros se producen a escalas temporales cortas (Sims *et al.*, 2002).

Un aspecto importante a tener en cuenta es que el efecto de la sequía puede ser muy diferente en función del mes en el que se produce el déficit negativo debido a las diferentes necesidades hídricas de la vegetación natural (Vicente-Serrano, 2005). Así, a la escala de 6 meses, en 2005 se suceden periodos extremadamente secos y muy secos entre abril y septiembre coincidiendo con observaciones de importantes defoliaciones en campo, mientras que en diciembre de 2007 y febrero de 2008 se observan también episodios de extrema sequía que no tuvieron un impacto visible en campo.

A escalas superiores de 12 y 24 meses se produce una disminución en la frecuencia de las sequías pero aumenta la duración de éstas. Esta escala muestra las condiciones de humedad de forma anual y puede servir para el seguimiento de los recursos hídricos a escala de cuenca.

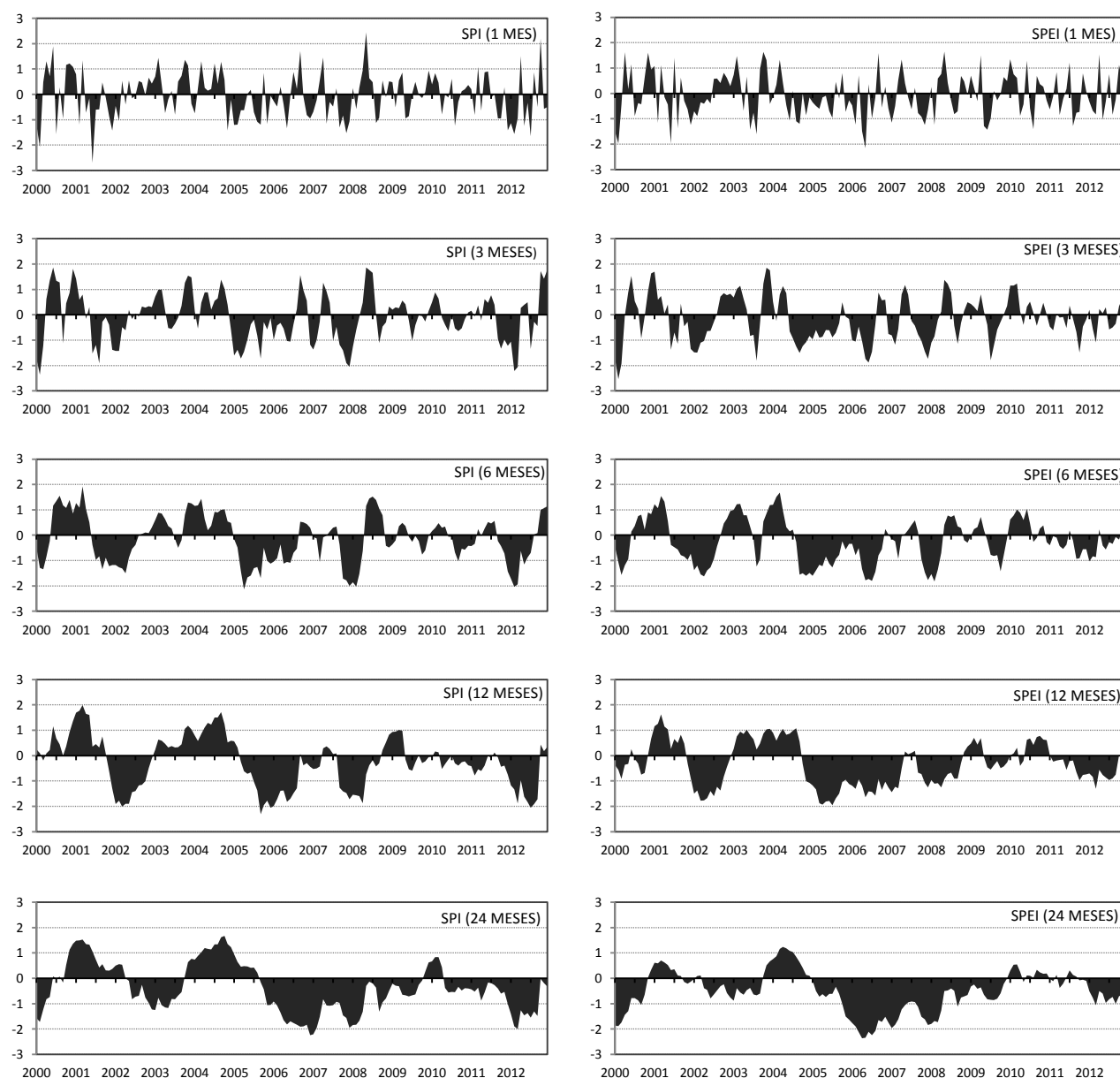


Figura 15. SPI y SPEI a escala de 1, 3, 6 y 12 meses (Serie regional 1960-2012).

3.5. Teledetección. Adquisición y tratamiento de la Imagen.

3.5.1. Imágenes de satélite: características y adquisición.

En un estudio multitemporal como el que se plantea, es necesario disponer de un sensor con una resolución temporal amplia que permita obtener un número suficiente de imágenes con el fin de cubrir el periodo para el que se dispone de datos de campo. Además, resulta imprescindible que, tanto la resolución espectral como la resolución espacial de las imágenes se adapten a los requerimientos del estudio. Otro factor a tener en cuenta, es el coste que pueden llegar a alcanzar las imágenes de satélite, sobre todo cuando es necesario disponer de un gran número de ellas para cubrir un periodo amplio.

Considerando los factores mencionados, la única posibilidad viable es el empleo de las imágenes obtenidas por los sensores TM y ETM+ de los satélites Landsat 5 y Landsat 7, respectivamente. La resolución temporal de estos sensores se remonta al año 1984 hasta 2012 para Landsat 5, si bien la disponibilidad de imágenes de acceso gratuito está muy limitada para el periodo 1990-2002, y al año 1999 hasta la actualidad para Landsat 7.

Las imágenes del área de estudio corresponden a la escena path 199/ row 031 (Fig.16). Se han adquirido un total de 114 imágenes entre el periodo de enero de 2000 a agosto de 2014. La adquisición de las imágenes se ha realizado a través de los portales del U.S. Geological Survey (USGS); <http://earthexplorer.usgs.gov/> y <http://glovis.usgs.gov/>.

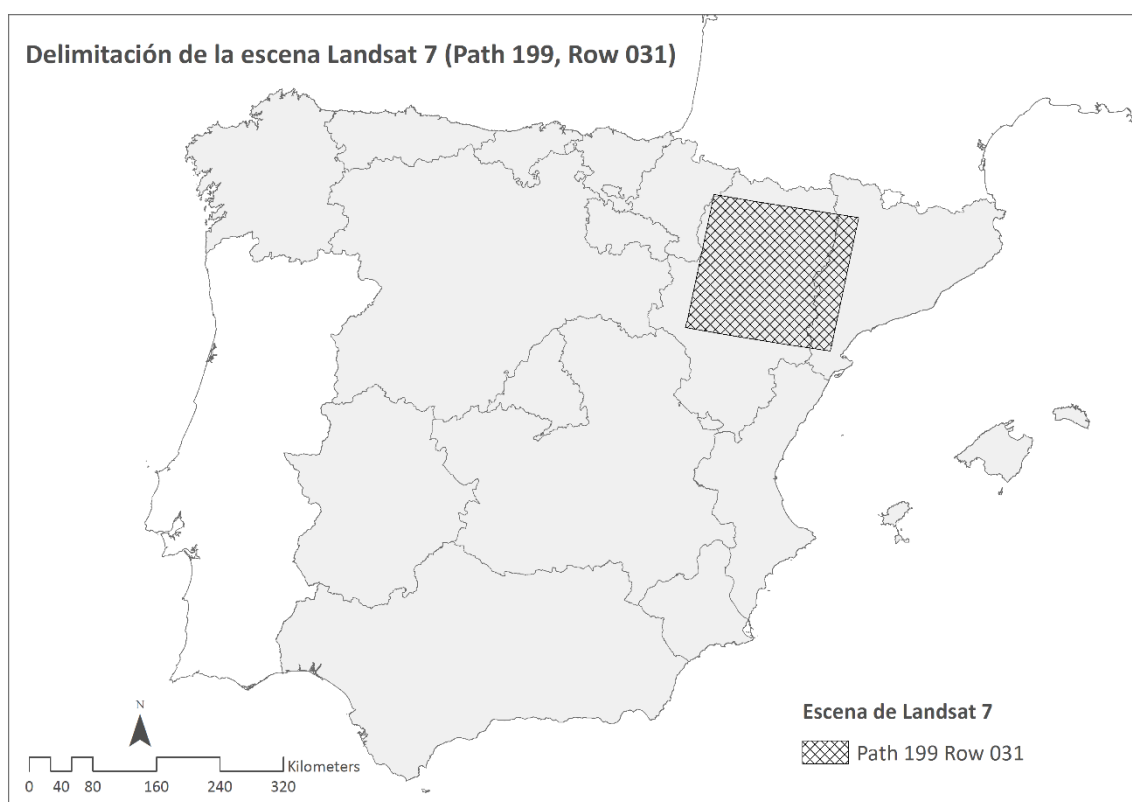


Figura 16. Delimitación del barrido de la escena Landsat 7 (Path 199, Row 031) utilizada en el presente trabajo.

Características de los Sensores TM y ETM+:

El sensor *Landsat Thematic Mapper* (TM) se instaló en las plataformas Landsat 4 y 5, capturando imágenes desde Julio de 1982 hasta Mayo de 2012 con un ciclo repetitivo de 16 días.

Las imágenes Landsat 4-5 TM se componen de siete bandas espectrales (Tabla 2). La resolución espacial es de 30 m para las bandas 1-5 y 7. La banda 6 corresponde a la banda térmica con una resolución de 120 metros. El tamaño de la escena es aproximadamente de 170 Km de Norte a Sur y 183 Km de Este a Oeste.

El sensor *Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) a bordo de Landsat 7 ha adquirido imágenes de la tierra de forma casi continuada desde Julio de 1999, con un ciclo repetitivo de 16 días. Los datos, como en el caso de TM, están codificados con una resolución radiométrica de 8 bits.

Las imágenes ETM+ se componen de 8 bandas espectrales con una resolución de 30 metros para las bandas 1-5 y 7 (Tabla 2). La resolución de la banda 8 (pancromática) es de 15 metros. Todas las bandas presentan un valor de ganancia (*high - low*) para aumentar la sensibilidad radiométrica y rango dinámico, mientras que la banda 6 (térmica) registra ambos valores de ganancia (*high - low*). El tamaño de la escena es igual que en TM, aproximadamente de 170 Km de Norte a Sur y 183 Km de Este a Oeste.

A partir de mayo de 2003, las imágenes del sensor ETM+ presentan un problema de registro debido a un fallo en el mecanismo de barrido ocasionando la pérdida de parte de los datos originales (*line gaps*).

Tabla 2. Características espectrales y espaciales de los sensores a bordo del programa Landsat. (Chuvieco, 2010)

Landsat				
	TM		ETM+	
Resolución espectral	1	0.45-0.52 μm	1	0.45-0.52 μm
	2	0.52-0.60 μm	2	0.52-0.60 μm
	3	0.63-0.69 μm	3	0.63-0.69 μm
	4	0.76-0.90 μm	4	0.77-0.90 μm
	5	1.55-1.75 μm	5	1.55-1.75 μm
	6	10.40-12.50 μm	6	10.40-12.50 μm
	7	2.08-2.35 μm	7	2.08-2.35 μm
Resolución espacial			8	0.52-0.90 μm
	1-5, 7	30 m	1-5, 7	30 m
	6	120 m	6	60 m
			8	15 m

La mayor parte de las imágenes utilizadas en el presente trabajo corresponden a imágenes *Landsat Surface Reflectance* (SR) generadas mediante el software denominado *Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System* (LEDAPS). Estas imágenes están corregidas a reflectividad superficial y se podían descargar directamente del portal de Earthexplorer en formato HDF; actualmente, desde julio de 2014, se encuentran en formato GeoTiff.

Además, se han obtenido 8 imágenes del sensor Landsat 7 ETM+ para los años 2012 y 2013 que no se encontraron en formato SR. En la siguiente tabla se muestra la relación de todas las imágenes adquiridas del USGS.

Tabla 3. Relación de imágenes descargadas del USGS. Periodo 2000-2014.

AÑO	MES	FECHA	IMAGEN	AÑO	MES	FECHA	IMAGEN
2000	Ene.	29/01/2000	Indsr.le71990312000029	2008	Abr.	24/04/2008	Indsr.le71990312008115
	Mar.	17/03/2000	Indsr.le71990312000077		Jun.	27/06/2008	Indsr.lt51990312008179
	May.	20/05/2000	Indsr.le71990312000141		Ago.	30/08/2008	Indsr.le71990312008243
	Jun.	21/06/2000	Indsr.le71990312000173		Sep.	15/09/2008	Indsr.le71990312008259
	Ago.	08/08/2000	Indsr.le71990312000221		Oct.	01/10/2008	Indsr.le71990312008275
	Sep.	09/09/2000	Indsr.le71990312000253		Mar.	10/03/2009	Indsr.le71990312009069
2001	Oct.	27/10/2000	Indsr.le71990312000301	2009	Mar.	26/03/2009	Indsr.le71990312009085
	Ene.	31/01/2001	Indsr.le71990312001031		May.	29/05/2009	Indsr.le71990312009149
	Feb.	16/02/2001	Indsr.le71990312001047		Jun.	22/06/2009	Indsr.lt51990312009173
	Jun.	08/06/2001	Indsr.le71990312001159		Jun.	30/06/2009	Indsr.le71990312009181
	Oct.	14/10/2001	Indsr.le71990312001287		Jul.	08/07/2009	Indsr.lt51990312009189
	Oct.	30/10/2001	Indsr.le71990312001303		Jul.	24/07/2009	Indsr.lt51990312009205
2002	Dic.	01/12/2001	Indsr.le71990312001335	2010	Ago.	17/08/2009	Indsr.le71990312009229
	Feb.	19/02/2002	Indsr.le71990312002050		Sep.	10/09/2009	Indsr.lt51990312009253
	Abr.	24/04/2002	Indsr.le71990312002114		Sep.	26/09/2009	Indsr.lt51990312009269
	May.	26/05/2002	Indsr.le71990312002146		Oct.	12/10/2009	Indsr.lt51990312009285
	Jun.	19/06/2002	Indsr.lt51990312002170		Mar.	13/03/2010	Indsr.le71990312010072
	Jun.	27/06/2002	Indsr.le71990312002178		Abr.	06/04/2010	Indsr.lt51990312010096
2003	Sep.	15/09/2002	Indsr.le71990312002258		May.	16/05/2010	Indsr.le71990312010136
	Feb.	06/02/2003	Indsr.le71990312003037		May.	24/05/2010	Indsr.lt51990312010144
	Mar.	10/03/2003	Indsr.le71990312003069		Jul.	11/07/2010	Indsr.lt51990312010192
	Mar.	26/03/2003	Indsr.le71990312003085		Jul.	19/07/2010	Indsr.le71990312010200
	Abr.	27/04/2003	Indsr.le71990312003117		Ago.	04/08/2010	Indsr.le71990312010216
	May.	29/05/2003	Indsr.le71990312003149		Ago.	20/08/2010	Indsr.le71990312010232
2004	Jul.	08/07/2003	Indsr.lt51990312003189	2011	Nov.	16/11/2010	Indsr.lt51990312010320
	Jul.	24/07/2003	Indsr.lt51990312003205		Dic.	02/12/2010	Indsr.lt51990312010336
	Ago.	25/08/2003	Indsr.lt51990312003237		Dic.	18/12/2010	Indsr.lt51990312010352
	Sep.	18/09/2003	Indsr.le71990312003261		Feb.	04/02/2011	Indsr.lt51990312011035
	Dic.	23/12/2003	Indsr.le71990312003357		Feb.	12/02/2011	Indsr.le71990312011043
	May.	15/05/2004	Indsr.le71990312004136		Feb.	20/02/2011	Indsr.lt51990312011051
2005	Jun.	16/06/2004	Indsr.le71990312004168		Abr.	01/04/2011	Indsr.le71990312011091
	Feb.	11/02/2005	Indsr.le71990312005042		Abr.	09/04/2011	Indsr.lt51990312011099
	Feb.	27/02/2005	Indsr.le71990312005058		May.	03/05/2011	Indsr.le71990312011123
	Jun.	19/06/2005	Indsr.le71990312005170		May.	11/05/2011	Indsr.lt51990312011131
	Jul.	05/07/2005	Indsr.le71990312005186		Jun.	20/06/2011	Indsr.le71990312011171
	Jul.	21/07/2005	Indsr.le71990312005202		Jun.	28/06/2011	Indsr.lt51990312011179
2006	Ago.	06/08/2005	Indsr.le71990312005218		Ago.	15/08/2011	Indsr.lt51990312011227
	Dic.	28/12/2005	Indsr.le71990312005362		Oct.	02/10/2011	Indsr.lt51990312011275
	Jun.	22/06/2006	Indsr.le71990312006173		Mar.	02/03/2012	LE71990312012062ASN00
	Jul.	08/07/2006	Indsr.le71990312006189		Jul.	24/07/2012	LE71990312012062ASN01
	Jul.	24/07/2006	Indsr.le71990312006205		Ago.	09/08/2012	LE71990312012222ASN00
	Ago.	09/08/2006	Indsr.le71990312006221	2012	Oct.	28/10/2012	Indsr.le71990312012302
2007	Oct.	28/10/2006	Indsr.le71990312006301		Nov.	13/11/2012	LE71990312012318ASN00
	Nov.	13/11/2006	Indsr.le71990312006317		Nov.	29/11/2012	LE71990312012334ASN00
	Mar.	05/03/2007	Indsr.le71990312007064		May.	24/05/2013	LE71990312013144ASN00
	Mar.	13/03/2007	Indsr.lt51990312007072		Jun.	25/06/2013	LE71990312013176ASN00
	Mar.	29/03/2007	Indsr.lt51990312007088		Jul.	11/07/2013	LE71990312013192ASN00
2008	May.	08/05/2007	Indsr.le71990312007128	2013	Sep.	13/09/2013	Indsr.le71990312013256
	Jul.	19/07/2007	Indsr.lt51990312007200		Oct.	31/10/2013	Indsr.le71990312013304
	Ago.	04/08/2007	Indsr.lt51990312007216		Dic.	02/12/2013	Indsr.le71990312013336
	Ago.	20/08/2007	Indsr.lt51990312007232		Feb.	04/02/2014	Indsr.le71990312014035
	Ago.	28/08/2007	Indsr.le71990312007240		Mar.	08/03/2014	Indsr.le71990312014067
	Sep.	05/09/2007	Indsr.lt51990312007248	2014	Jun.	28/06/2014	Indsr.le71990312014179
2008	Oct.	15/10/2007	Indsr.le71990312007288		Jul.	30/07/2014	Indsr.le71990312014211
	Nov.	16/11/2007	Indsr.le71990312007320		Ago.	15/08/2014	Indsr.le71990312014227
	Ene.	19/01/2008	Indsr.le71990312008019		Ago.	31/08/2014	Indsr.le71990312014243

Lndsr= Landsat surface reflectance. En rojo y cursiva imágenes no utilizadas por presencia de nubes, en verde imágenes originales nivel 1.

3.5.2. Detección de nubes

Tras la adquisición de las imágenes a través del portal del USGS, se ha realizado una revisión visual para descartar aquellas imágenes con presencia de nubes sobre la zona de estudio (Tabla 3). La presencia de nubes o la sombra que éstas pudieran proyectar sobre el área de estudio, puede alterar de forma drástica los valores de reflectividad de los píxeles y distorsionar los resultados de los posteriores análisis.

La detección visual de nubes debe basarse en aquellas bandas que se vean más afectadas por la presencia de éstas. En las bandas del espectro visible las nubes pueden ser poco aparentes (Fig. 17A), mientras que en el infrarrojo pasan totalmente desapercibidas (Fig. 17B). Sin embargo, la banda térmica facilita la discriminación de la cubierta nubosa ya que aparece como zonas totalmente oscuras (Fig. 17C).

Además de la visualización de la banda térmica para la detección de nubes de la serie multitemporal de imágenes, se ha utilizado la banda *sr_cfmask* (*cloud function mask*) (Fig. 17D) que se adquiere junto con las imágenes SR. Esta banda fue desarrollada originalmente en entorno MATLAB y posteriormente se implementó en lenguaje C de código abierto, el cual está disponible en la web del proyecto *cfmask* (<https://code.google.com/p/cfmask/>). La banda *sr_cfmask* es un ráster binario con información de presencia o no de nubes, sombras de nubes, agua y nieve.

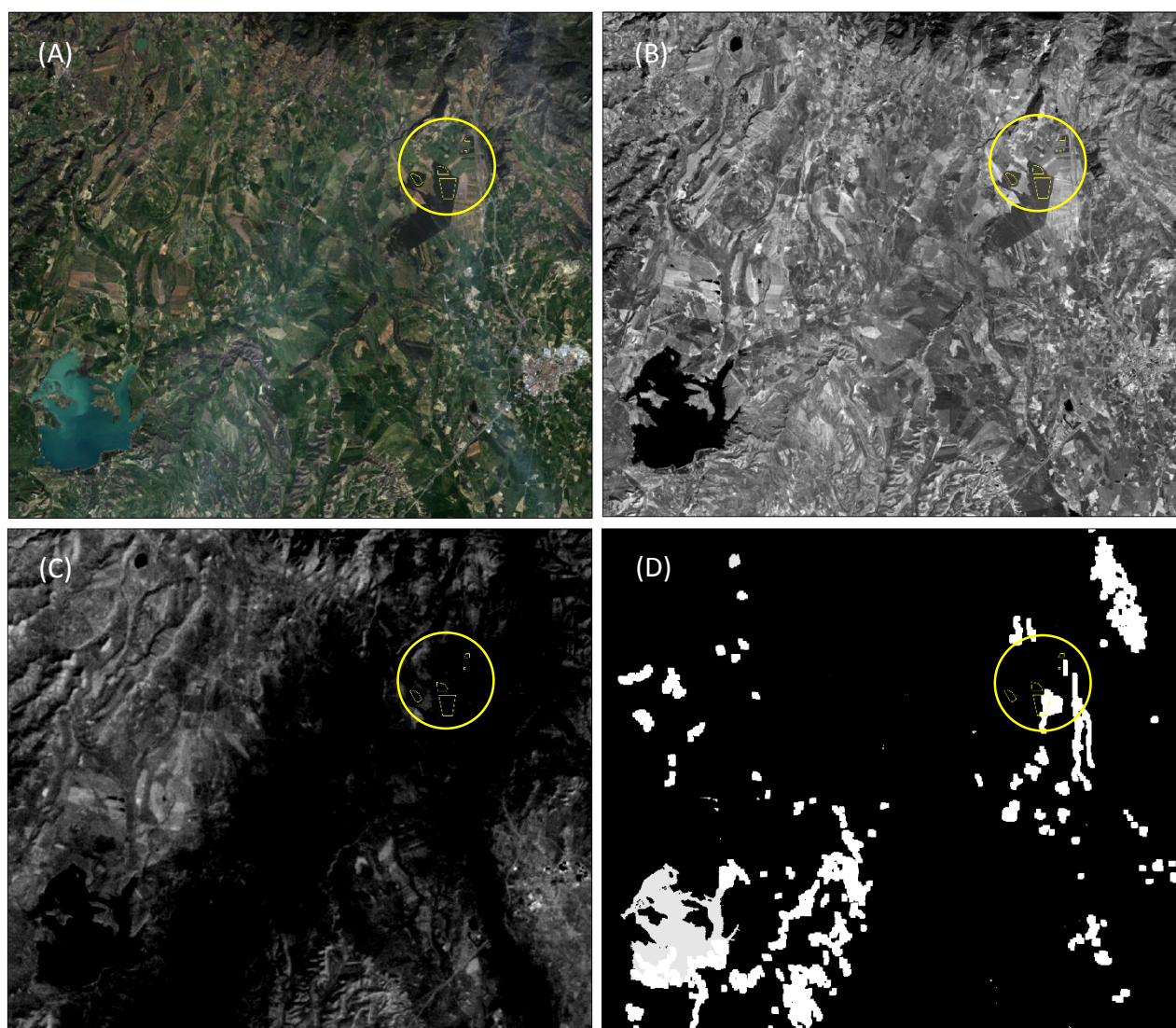


Figura 17. A: combinación RGB 3, 2, 1. B: banda infrarrojo medio (banda 5). C: banda térmica (banda 6). D: banda *sr_cfmask*. El círculo amarillo indica la zona de estudio.

3.5.3. Correcciones geométricas: Georreferenciación.

La primera etapa para utilizar la información de las imágenes satelitales consiste en realizar su georreferenciación, asignándole a cada píxel su coordenada geográfica correspondiente, o encontrando el píxel o grupo de píxeles que proporcionan información sobre una determinada coordenada geográfica (Hantson *et al.*, 2011).

La georreferenciación es el proceso mediante el cual se eliminan los errores de localización de los píxeles y es necesaria para la realización de estudios multitemporales y para permitir relacionar las imágenes con los datos de campo. Por tanto, para llevar a cabo este estudio resulta imprescindible que todas las imágenes utilizadas estén ajustadas geográficamente, de modo que todos los píxeles de una localización concreta coincidan y se superpongan en todas las imágenes utilizadas.

En nuestro caso, como se han utilizado imágenes Landsat que ya están georreferenciadas, no ha sido necesario llevar a cabo este proceso de transformación. No obstante, se ha comprobado el grado de ajuste de las imágenes utilizadas en el trabajo.

El grado de ajuste de las funciones de transformación en el proceso de georreferenciación se mide por el error cuadrático medio (RMSE) que nos informa sobre la diferencia entre el valor estimado y observado para los puntos de control utilizados en la georreferenciación. La tolerancia del RMSE se establece generalmente por debajo de un píxel (30 m para Landsat).

Las imágenes descargadas del U.S. Geological Survey (USGS) se proporcionan con un archivo de metadatos 'MTL.txt' que nos informa sobre el RMSE obtenido en la corrección geométrica (Fig.18). En la tabla 6 se muestran dichos valores para todo el conjunto de las imágenes descargadas y el sensor. En todas las imágenes el error cuadrático medio (RMSE) se encuentra por debajo de un píxel, siendo el valor máximo de RMSE de 7,6 para Landsat-5 y 6,4 para Landsat 7.

```

58  GROUP = IMAGE_ATTRIBUTES
59  CLOUD_COVER = 14.00
60  IMAGE_QUALITY = 9
61  SUN_AZIMUTH = 148.78173029
62  SUN_ELEVATION = 45.85928243
63  GROUND_CONTROL_POINTS_MODEL = 90
64  GEOMETRIC_RMSE_MODEL = 5.045
65  GEOMETRIC_RMSE_MODEL_Y = 4.132
66  GEOMETRIC_RMSE_MODEL_X = 2.895
67  END_GROUP = IMAGE_ATTRIBUTES

```

Figura 18. Metadatos de una de las imágenes Landsat 7 donde constan los atributos de la imagen y es posible consultar el error cuadrático medio (RMSE) para cada imagen.

Tabla 4. Valores del error cuadrático medio (RMSE) de las imágenes obtenidas del USGS.

	RMSE (m)	
	Landsat 5	Landsat 7
Máx.	7,62	6,38
Mín.	3,55	2,25
Media	4,31	4,48
Desv. St. (SD)	0,94	0,70

3.5.4. Defecto de bandeado

La plataforma Landsat 7 fue lanzada el 15 de Abril de 1999. En Mayo de 2003, el sensor ETM+ comenzó a presentar fallos en el SLC (*Scan Line Corrector*), por lo cual éste se encuentra apagado, y las escenas adquiridas a partir de esa fecha, presentan líneas de datos inválidos (*gaps*) (Fig. 19).

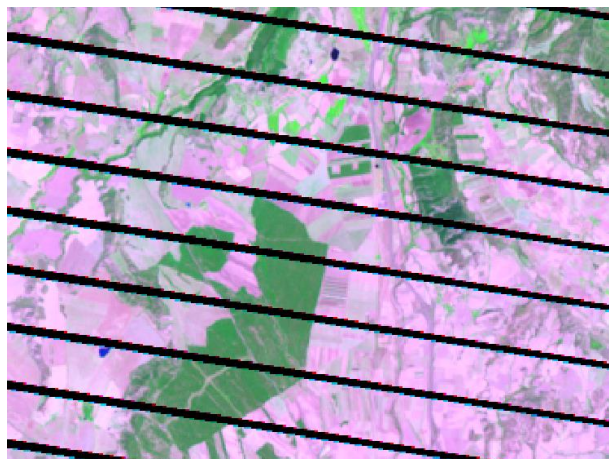


Figura 19. Fragmento de una imagen Landsat 7 ETM+ donde claramente se puede observar el efecto de bandeado. Combinación RGB 7-4-3.

Los *gaps* provocan aproximadamente, la pérdida de un 22% de la información de cada imagen. Están dispuestos en franjas inclinadas hacia la izquierda unos 8° respecto a la orientación horizontal debido a la rotación de la imagen y aparecen en intervalos de 33 píxeles. Estas líneas tienen hasta 15 píxeles en el borde de la imagen y van disminuyendo gradualmente hacia el centro hasta desaparecer. Según el USGS, esta zona libre de *gaps*, tiene una extensión de 22km de ancho aproximadamente. Una anchura de 15 píxeles combinado con una distancia de 33 píxeles significa que al borde de la escena, el 45% de los datos se pierden (Rodríguez, 2009).

En los bordes de las franjas de *gaps*, pueden existir píxeles que no sean registrados como *gaps* en todas las bandas. La amplitud de las lagunas en los datos varía para las diferentes bandas espectrales. Debido a esto, al combinar las bandas algunos *gaps* pueden quedar con un color distinto de negro (Fig.20).

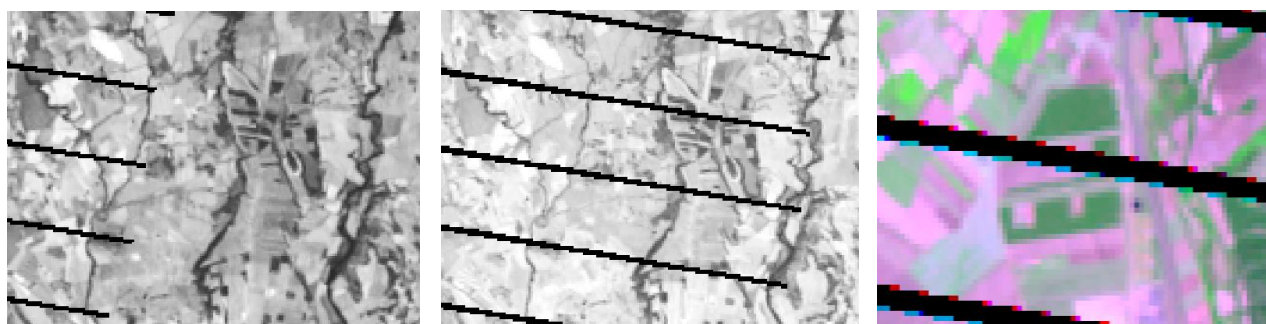


Figura 20. De izq. a dcha.: Banda 3, Banda 7 y combinación de bandas RGB 7, 4, 3.

En la secuencia de escenas adquiridas de una misma localización geográfica, las franjas de datos inválidos se van desplazando, hasta coincidir nuevamente en un ciclo de 4 tomas.

En este trabajo no se ha realizado el relleno de los gaps de las distintas imágenes de Landsat 7 utilizadas ya que se requieren los valores originales de reflectividad de cada píxel para cruzarlos con los datos de campo. En este sentido, en lugar de aplicar alguno de los métodos de relleno de *gaps* como la utilización de filtros, se ha optado por suprimir los valores correspondientes a los *gaps* extraídos de las imágenes y excluirlas de los análisis estadísticos.

3.5.5. Cálculo de la reflectividad aparente

En nuestro caso, el cálculo de reflectividad aparente se ha aplicado a aquellas imágenes Landsat 7 ETM+ que no estaban disponibles en formato *Landsat Surface Reflectance (SR)*.

Se ha realizado también el cálculo de reflectividad aparente para varias imágenes de Landsat 7 originales y se han comparado los valores obtenidos con los de reflectividad de las imágenes correspondientes *Landsat Surface Reflectance (SR)* con el fin de analizar si existen diferencias significativas.

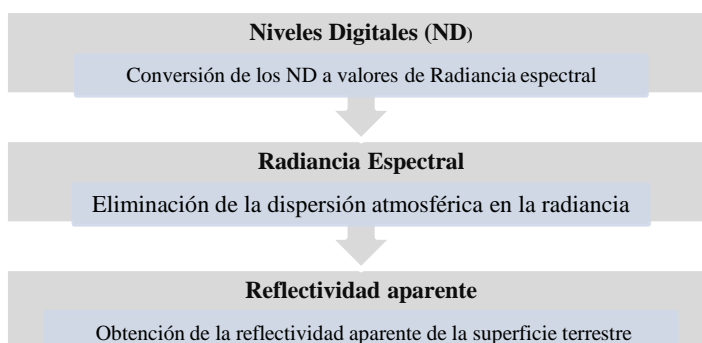
3.5.5.1. Conversión de los ND a radiancia espectral

El total de energía radiada en una determinada longitud de onda por unidad de área y, en una dirección determinada, por ángulo sólido de medida (radiancia espectral, L_λ) que capta el sensor es codificada con un valor numérico denominado nivel digital (ND).

La conversión de los niveles digitales (ND) almacenados en una imagen original a variables físicas, como la reflectividad aparente o la temperatura, es un proceso fundamental que permite trabajar con variables físicas de significado estándar comparables en un mismo sensor a lo largo del tiempo y entre distintos sensores.

En este proceso de conversión de los ND a reflectividad aparente es necesario resolver la influencia de distintos factores; los referentes al propio sensor (calibrado de las radiancias), a las condiciones de observación y a factores ambientales como la dispersión atmosférica.

El proceso de conversión de los ND a reflectividad aparente se puede esquematizar de la siguiente forma:



La reflectividad aparente expresa la relación existente entre la energía incidente y la energía reflejada. Su valor varía entre 0 (la superficie no refleja nada) y 1 (la superficie refleja toda la energía electromagnética que le llega).

El calificativo de “aparente” se debe a que se asumen dos principios: 1) que la superficie observada es plana (pendiente inferior al 5%) y 2) que todas las cubiertas presentes reflejan la energía por igual en todas las direcciones (superficies lambertianas).

Para los sensores TM y ETM+ la relación que permite la conversión de los ND a Radiancia espectral viene dada por la siguiente ecuación:

$$L_{\lambda} = G \times ND + B \quad (2)$$

Siendo L_{λ} la radiancia espectral obtenida por el sensor [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$], ND los niveles digitales de la imagen, G la ganancia (*gain*) y B el sesgo (*bias u offset*).

Los coeficientes de conversión (*gain* y *bias*) son proporcionados junto con la imagen original en los archivos de cabecera (*MTL.txt*). Sin embargo, para las imágenes Landsat 7 ETM+ del USGS-EROS se aplican los parámetros dados en los metadatos, que coinciden con los aportados en Chander *et al.* (2009), obtenidos a partir de las curvas de calibración radiométricas temporales (Chander *et al.*, 2007). En este caso, la fórmula a aplicar para la conversión de los ND a radiancia espectral viene dada por la siguiente ecuación:

$$L_{\lambda} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\ max} - Q_{cal\ min}} \right) (Q_{cal} - Q_{cal\ min}) + LMIN_{\lambda} \quad (3)$$

o mediante el cálculo del *gain* y *bias* a partir de las siguientes relaciones:

$$L_{\lambda} = G_{rescale} \times ND + B_{rescale} \quad (4)$$

donde:

$$G_{rescale} = \frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\ max} - Q_{cal\ min}} \quad (5)$$

$$B_{rescale} = LMIN_{\lambda} - \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\ max} - Q_{cal\ min}} \right) Q_{cal\ min} \quad (6)$$

siendo:

L_{λ} = radiancia de una determinada longitud de onda [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$].

$LMAX_{\lambda}$ = radiancia espectral que es escalada a $Q_{cal\ max}$ [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$].

$LMIN_{\lambda}$ = radiancia espectral que es escalada a $Q_{cal\ min}$ [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$].

Q_{cal} = cuantificación del valor del píxel calibrado (ND).

$Q_{cal\ max}$ = calibración máxima cuantificada para el valor del píxel correspondiente a $LMAX_{\lambda}$ (ND).

$Q_{cal\ min}$ = calibración mínima cuantificada para el valor del píxel correspondiente a $LMIN_{\lambda}$ (ND).

$G_{rescale}$ = Factor de calibración de ganancia [$(W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m))/ND$].

$B_{rescale}$ = Factor de calibración de sesgo [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$].

Para el cálculo de la radiancia espectral de las imágenes Landsat 7 ETM+ es necesario tener en cuenta, además, el tipo de ganancia para cada una de las bandas de la imagen. El tipo de ganancia 'low gain' o 'high gain' viene especificada en el archivo de cabecera como se muestra en la tabla 5.

Tabla 5. Tipo de ganancia especificada en el archivo de cabecera de una imagen Landsat 7 ETM+.

GAIN_BAND_1 = "H"
GAIN_BAND_2 = "H"
GAIN_BAND_3 = "H"
GAIN_BAND_4 = "L"
GAIN_BAND_5 = "H"
GAIN_BAND_7 = "H"

En Chander *et al.* (2009) se recogen los coeficientes de calibración para la conversión de los ND a radiancia espectral para ETM+ en función del tipo de ganancia (Tabla 6).

Tabla 6. Valores de los distintos parámetros para el cálculo de la radiancia espectral. (Chander *et al.*, 2009)

L7 ETM+ Sensor ($Q_{calmin} = 1$ and $Q_{calmax} = 255$)							
Band	Spectral range	Center wavelength	LMIN _{λ}	LMAX _{λ}	G _{rescale}	B _{rescale}	ESUN _{λ}
Units	μm		W/(m ² sr μm)		(W/m ² sr μm)/DN	W/(m ² sr μm)	W/(m ² μm)
<i>Low gain (LPGS)</i>							
1	0.452–0.514	0.483	–6.2	293.7	1.180709	–7.38	1997
2	0.519–0.601	0.560	–6.4	300.9	1.209843	–7.61	1812
3	0.631–0.692	0.662	–5.0	234.4	0.942520	–5.94	1533
4	0.772–0.898	0.835	–5.1	241.1	0.969291	–6.07	1039
5	1.547–1.748	1.648	–1.0	47.57	0.191220	–1.19	230.8
6	10.31–12.36	11.335	0.0	17.04	0.067087	–0.07	N/A
7	2.065–2.346	2.206	–0.35	16.54	0.066496	–0.42	84.90
PAN	0.515–0.896	0.706	–4.7	243.1	0.975591	–5.68	1362
<i>High Gain (LPGS)</i>							
1	0.452–0.514	0.483	–6.2	191.6	0.778740	–6.98	1997
2	0.519–0.601	0.560	–6.4	196.5	0.798819	–7.20	1812
3	0.631–0.692	0.662	–5.0	152.9	0.621654	–5.62	1533
4	0.772–0.898	0.835	–5.1	157.4	0.639764	–5.74	1039
5	1.547–1.748	1.648	–1.0	31.06	0.126220	–1.13	230.8
6	10.31–12.36	11.335	3.2	12.65	0.037205	3.16	N/A
7	2.065–2.346	2.206	–0.35	10.80	0.043898	–0.39	84.90
PAN	0.515–0.896	0.706	–4.7	158.3	0.641732	–5.34	1362

Una vez calculada la radiancia espectral, el siguiente paso consiste en eliminar la radiancia que procede de la dispersión atmosférica. Para ello, utilizamos los datos de la propia imagen a través del método basado en la estimación de la contribución de la atmósfera a partir de cubiertas con reflectividad nula (métodos basados en el 'objeto oscuro').

La propuesta inicial de los métodos basados en el objeto oscuro (dark object) fue realizada por Chávez en 1975, con sucesivas mejoras (Chavez, 1988, 1996). El método se basa en asumir que las áreas cubiertas con materiales de fuerte absortividad (agua, zonas de sombra), deberían presentar una radiancia espectral muy próxima a cero. En la práctica, el histograma de los ND de la imagen siempre presenta un mínimo superior a ese valor, que se atribuye al efecto de dispersión atmosférica. Asimismo, se observa que ese valor mínimo es mayor en las bandas más cortas, disminuyendo hacia el IRC y SWIR. Esta asunción puede ser bastante correcta siempre que en la imagen existan zonas en sombra o con agua profunda (Chuvieco, 2010).

La identificación de los ND mínimos se ha realizado sobre la escena completa en las zonas de sombra topográfica y masas de agua, evitando la utilización de los bordes de la imagen para evitar valores anómalos. Una vez identificados los ND mínimos se han transformado a valores de radiancia y, por último, se han restado dichos valores a la radiancia total calculada previamente.

3.5.5.2. Conversión de la radiancia espectral a reflectividad aparente

El siguiente paso en el proceso del cálculo de la reflectividad aparente es la conversión de los valores de radiancia espectral corregida atmosféricamente ($L_\lambda - L_a$) a los valores de reflectividad aparente en la superficie terrestre a través de la siguiente ecuación:

$$\rho_T = \frac{(L_\lambda - L_a) \cdot d^2 \cdot \pi}{E_{0\lambda} \cdot \cos \theta_{sol} \cdot \tau_1 \cdot \tau_0} \quad (7)$$

donde:

L_λ = Radiancia espectral.

L_a = Radiancia espectral debida a la dispersión atmosférica.

d = distancia tierra-sol en unidades astronómicas.

$E_{0\lambda}$ = Irradiancia espectral solar exoatmosférica.

θ_{sol} = Ángulo cenital solar.

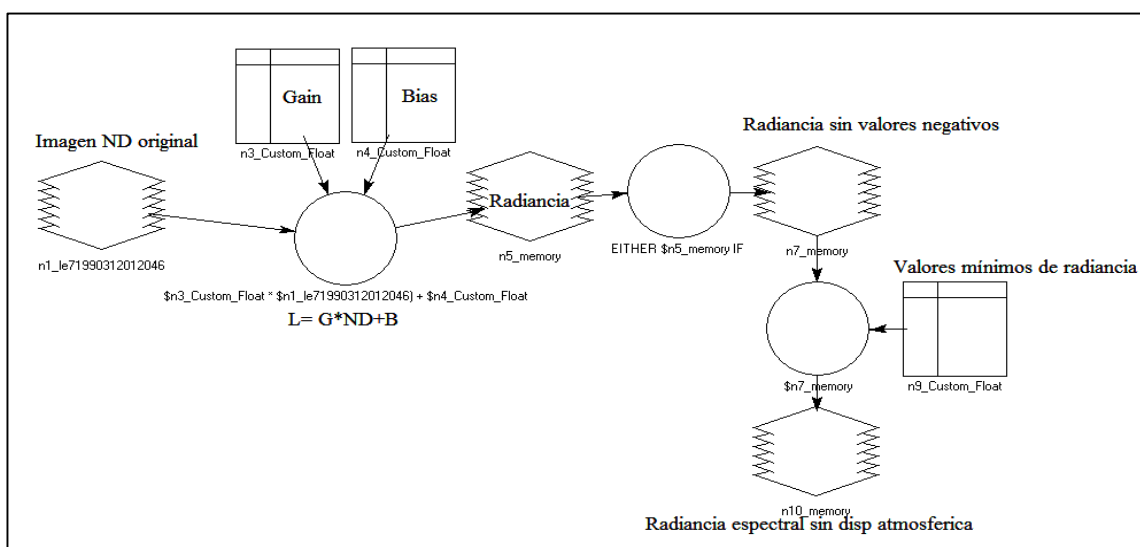
τ_1 = Transmisividad del flujo incidente.

τ_0 = Transmisividad del flujo ascendente.

Los parámetros d y $E_{0\lambda}$ están recogidos en el artículo de Chander *et al.* (2009), y el ángulo cenital solar en los metadatos de la propia imagen.

Para la transmisividad incidente (τ_1) se emplean los valores estándar (0,70; 0,78; 0,85 y 0,91) dados por Chávez (1996) para las bandas 1-4, respectivamente, y (0,95 y 0,97) para banda 5 y 7, propuestos por Gilabert *et al.* (1994). Para los valores de transmisividad ascendente (τ_0) se considera 1 para imágenes Landsat, ya que la observación es siempre vertical (Hantson *et al.*, 2011).

Los cálculos de reflectividad aparente a partir de las imágenes originales se han realizado mediante la herramienta Model Maker de ERDAS IMAGINE 2013. En la siguiente figura se muestra el modelo utilizado para la conversión de los ND a reflectividad aparente.



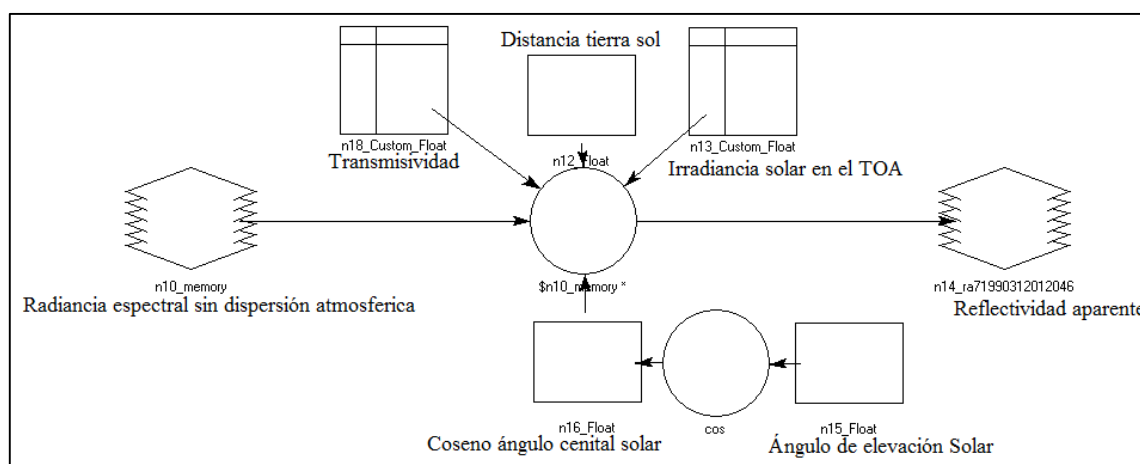


Figura. 21. Modelo construido en el módulo *Model Maker* de ERDAS IMAGINE 2013. Conversión de ND a Reflectividad aparente de la superficie terrestre.

3.5.6. Imágenes LEDAPS vs. Imágenes Landsat originales (L1)

En este apartado analizamos mediante correlaciones bivariadas en SPSS 20.0 (SPSS, Chicago, USA) los valores de reflectividad aparente de imágenes Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM+ y los valores de reflectividad aparente de las mismas imágenes *Landsat Surface Reflectance* generadas mediante el software LEDAPS. Además, se analiza la correlación de distintos índices de vegetación (NDVI, NDII y MSI) calculados a partir de los valores de reflectividad de ambas imágenes.

Con este análisis se pretende asegurar que no existen diferencias significativas entre los valores de reflectividad aparente obtenidos a partir de la conversión de ND a reflectividad aparente de las imágenes originales (imágenes L1) con los métodos anteriormente descritos y los valores de reflectividad aparente obtenidos mediante el software LEDAPS. De esta forma, se persigue corroborar la coherencia de los datos utilizados en el presente estudio ya que se usan ambos tipos de imágenes dentro de la serie temporal utilizada para el cálculo de los índices de vegetación.

Para este análisis se han utilizado 13 imágenes (TM y ETM+) (Tabla 7), de las que se ha calculado la reflectividad aparente mediante el procedimiento explicado en el apartado anterior. Posteriormente, se han extraído los valores de reflectividad de 10 píxeles comunes para cada imagen escogidos en el área de estudio.

Tabla 7. Imágenes utilizadas para realizar las correlaciones de los valores de reflectividad aparente.

IMAGEN LANDSAT	IMAGEN LEDAPS	IMAGEN LANDSAT	IMAGEN LEDAPS
LE71990322004136AS	Indsr.le719903120041	LT51990322009285MP	Indsr.lt519903120092
LE71990322005170AS	Indsr.le719903120051	LT51990322010144MP	Indsr.lt519903120101
LE71990322006301AS	Indsr.le719903120063	LT51990322010320MP	Indsr.lt519903120103
LE71990322007128AS	Indsr.le719903120071	LT51990322011131MP	Indsr.lt519903120111
LE71990322007288AS	Indsr.le719903120072	LT51990322011275MP	Indsr.lt519903120112
LE71990322008179AS	Indsr.le719903120081	LE71990322012302ASN	Indsr.le71990312012
LE71990322008275AS	Indsr.le719903120082		

Los valores de reflectividad obtenidos en ambos tipos de imágenes (LEDAPS y L1) se han cruzado en el software SPSS 20.0 (SPSS, Chicago, USA) para obtener el nivel de correlación existente y nivel de significancia.

En la tabla 8 se muestra el resultado de las correlaciones obtenidas para cada una de las bandas. Como puede observarse, los valores de reflectividad de ambos tipos de imagen están fuertemente relacionados, aumentando el nivel de correlación desde la banda 1 hasta la banda 7 donde se obtiene el valor de correlación más alto (0,996). En la figura 22 se muestran los gráficos bivariados de correlación.

Tabla 8. Correlación de Pearson de los valores de reflectividad aparente e índices de vegetación.

	Correlación de Pearson
Banda 1	0,817**
Banda 2	0,844**
Banda 3	0,924**
Banda 4	0,948**
Banda 5	0,979**
Banda 7	0,996**
NDVI	0,904**
MDII	0,988**
MSI	0,989**
** Correlación significativa a nivel de 0.01	

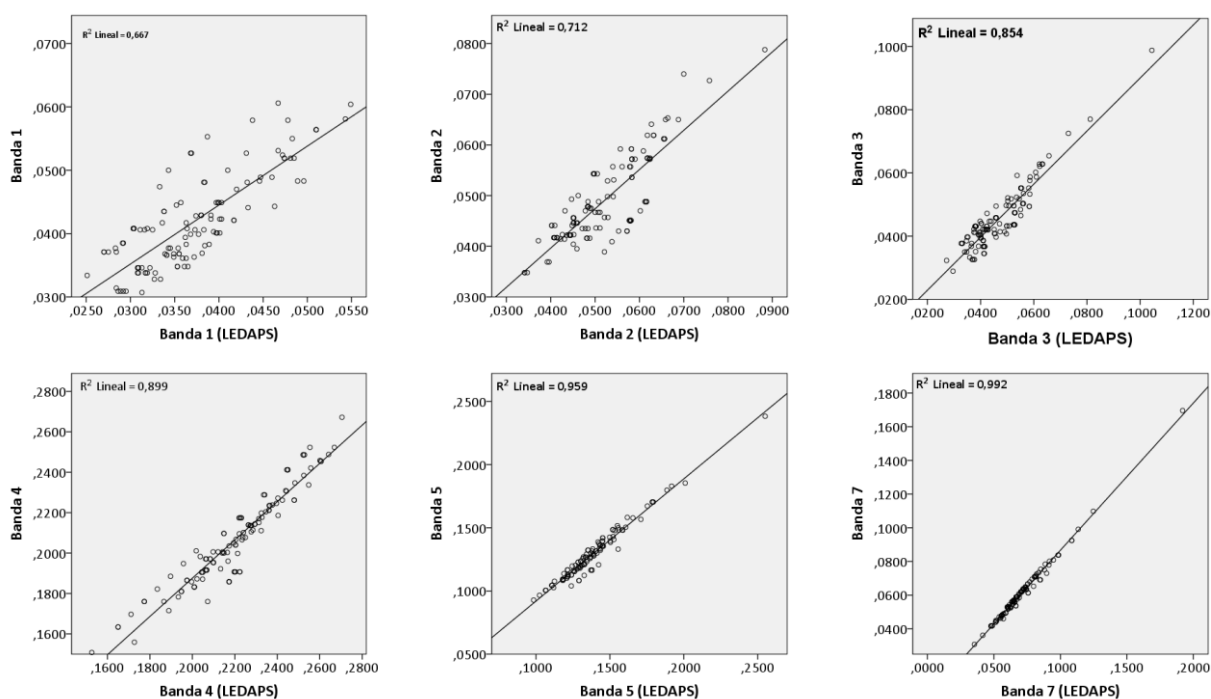


Figura 22. Correlaciones bivariadas entre los valores de reflectividad de las imágenes LEDAPS y las imágenes originales (L1T) de Landsat 5 y 7. Se obtienen correlaciones altas en todas las bandas siendo los valores más altos para la banda 5 y 7.

3.5.7. Normalización topográfica

La normalización topográfica es uno de los pasos claves para crear series temporales coherentes y estables radiométricamente, ya que las sombras ocasionadas por el relieve cambian a la largo del tiempo (Hantson & Chuvieco, 2011).

El relieve modifica las condiciones de iluminación de las cubiertas, de modo que, si no se tiene en cuenta este efecto, la reflectividad medida para la misma cubierta en distintas vertientes puede ser muy variada. En nuestro caso, la zona de estudio presenta una pendiente media inferior a $1,5^\circ$ (calculado a partir del MDT05-LIDAR del IGN) (Fig. 23) de modo que el factor relieve es irrelevante y no es necesario realizar ningún proceso de corrección topográfica.

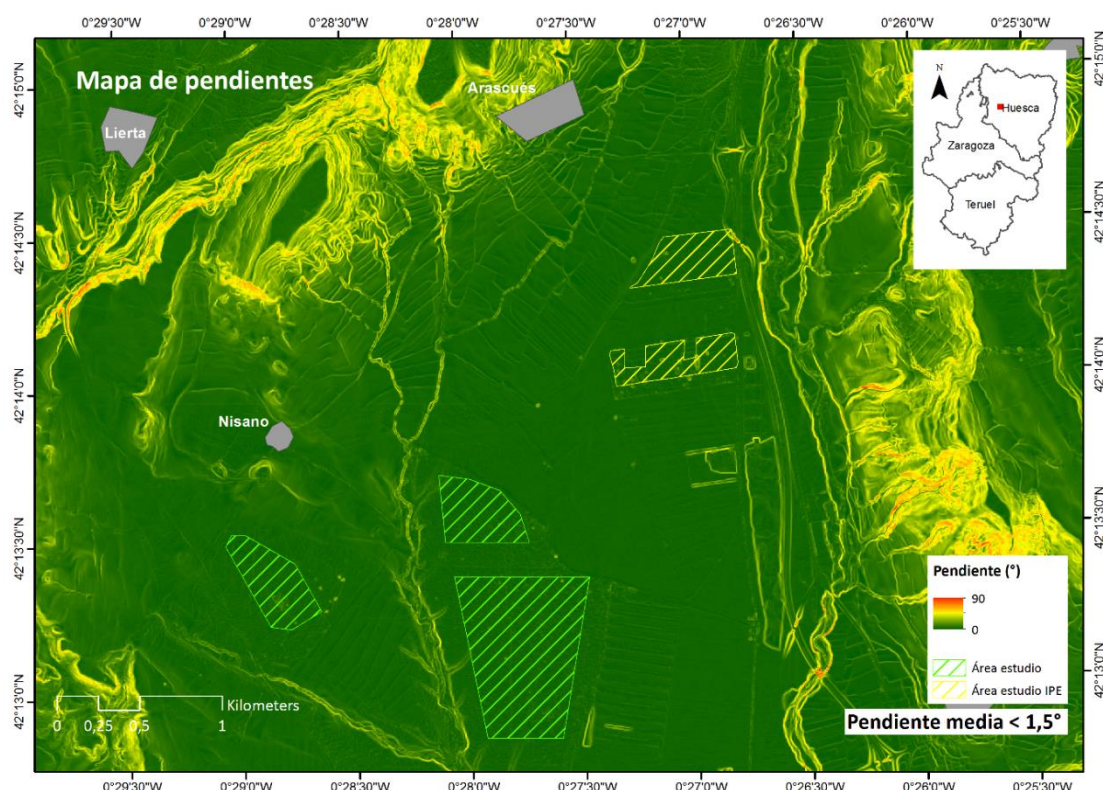


Figura 23. Mapa de pendientes de la zona de estudio (elaborado a partir del MDT50). La pendiente media de las áreas de estudio está por debajo de $1,5^\circ$.

Por otro lado, la aplicación de cocientes entre dos bandas de la misma imagen permite minimizar el efecto topográfico (pendiente y orientación) como se muestra en la siguiente figura.

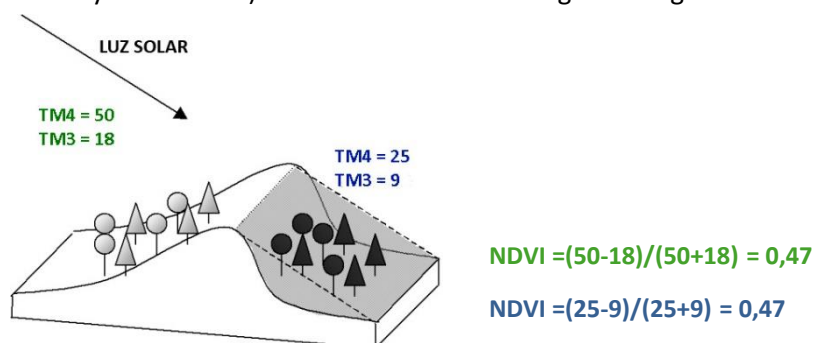


Figura 24. Minimización de los efectos de la topografía y la iluminación en el cálculo de índices de vegetación con cocientes entre bandas. Fuente: material docente Máster TIG Zaragoza

3.6. Índices de vegetación (IV).

Los índices de vegetación (IV) derivados de los datos de satélite son una de las principales fuentes de información para el monitoreo de la cobertura vegetal de la Tierra (Gilabert *et al.*, 2002).

Estos índices, basados en datos de sensores remotos se han utilizado cada vez con más frecuencia como indicadores cuantitativos del funcionamiento de los ecosistemas (Rodríguez-Moreno, 2013). Debido a su diseño conceptual y estructural, los índices de vegetación se pueden relacionar con parámetros físicos del estado de la vegetación, ya que recogen el comportamiento espectral de ésta.

Un elemento que caracteriza el comportamiento espectral de las hojas es la baja reflectividad en la porción visible del espectro debido al efecto absorbente de los pigmentos fotosintéticos, principalmente por la clorofila. La baja absorción de la clorofila y la elevada reflectividad debido a las cavidades internas del parénquima esponjoso de la hoja en la región del infrarrojo cercano (IRC), proporciona un fuerte contraste con la banda del rojo. Los IV capturan este contraste a través de combinaciones algebraicas entre estas dos regiones del espectro visible (Myneni *et al.*, 1995). Además, estas combinaciones están diseñadas para minimizar influencias externas, tales como cambios de irradiancia solar debido al efecto de la atmósfera o variaciones por la influencia del suelo en la respuesta espectral del dosel vegetal (Gilabert *et al.*, 2002).

En la figura 25 se muestra la firma espectral de la vegetación sana. Se observa claramente el gran contraste que existe entre la región del infrarrojo cercano (0,70 – 0,90 μm) y del rojo (0,60 – 0,70 μm) debido a los factores comentados en el párrafo anterior. Esto permite discriminar claramente distintos tipos de vegetación y su estado fisiológico a través de los índices de vegetación que relacionan ambas bandas.

Entre el gran número de índices de vegetación publicados (Bannari *et al.*, 1995) se han seleccionado para este estudio los siguientes: (i) **NDVI** (Rouse *et al.*, 1974), **NDII** (Hardisky & Klemas, 1983) y **MSI** (Rock *et al.*, 1986), como índices que se basan en las medidas de reflectividad espectral sin considerar ningún otro parámetro externo (Vercher *et al.*, 2002); (ii) **SAVI** (Huete, 1988), **EVI** (Huete *et al.*, 2002), índices que tienen en cuenta otros parámetros como la influencia del suelo o la atmósfera en la radiancia registrada por el sensor. Por último, se ha considerado también el índice **NMDI** (*Normalized Multi-band Drought Index*) que formaría parte del primer grupo (i) y cuya propuesta es relativamente reciente (Wang & Qu, 2007).

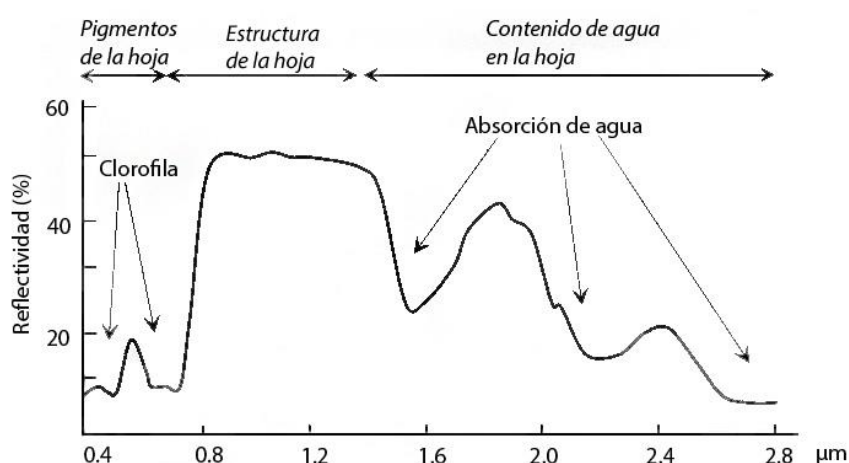


Figura 25. Firma espectral de vegetación sana. Se observa el gran contraste entre la región del rojo (R) y el infrarrojo cercano (IRC). Fuente: Modificado de Wikiagro.com

I. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

El índice más empleado es el índice de la vegetación de diferencia normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*- NDVI), un cociente que representa las características funcionales de la planta activa y que contrasta la reflectividad de las bandas infrarrojo cercano (Near Infrared- NIR) y rojo (Red- R) (Rodríguez-Moreno, 2013).

Propuesto originalmente por Rouse et al (1974):

$$NDVI_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R}} \quad (8)$$

donde $\rho_{i,IRC}$ y $\rho_{i,R}$, indican las reflectividades del píxel i en la banda del infrarrojo cercano (IRC) y del rojo (R), respectivamente. Este índice se obtiene a partir de la reflectividad de las bandas 4 y 3 para TM y ETM+ (Fig. 26).

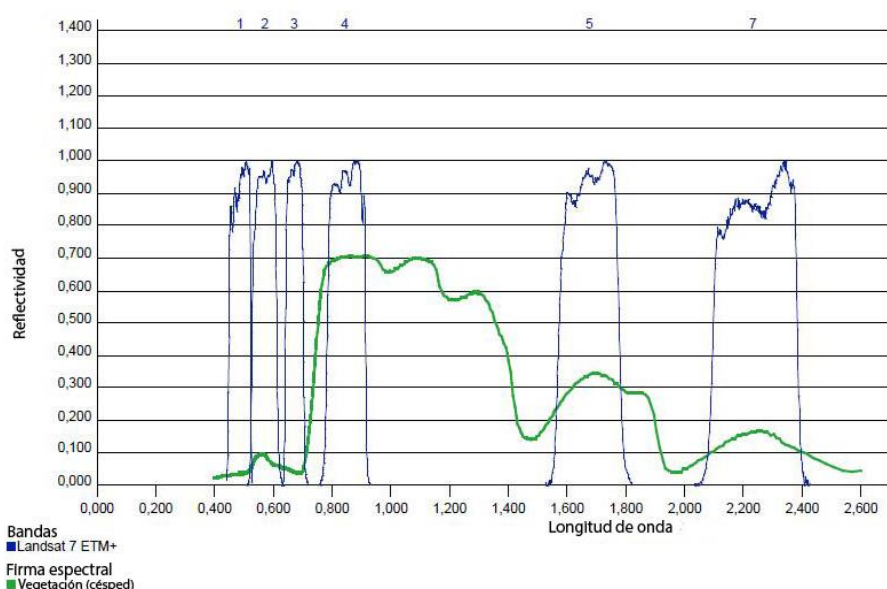


Figura 26. Firma espectral de vegetación sana y respuesta espectral relativa de las bandas del sensor ETM+. Modificado del USGS (http://landsat.usgs.gov/tools_spectralViewer.php).

El NDVI varía entre unos márgenes conocidos (-1 y +1), lo que facilita notablemente su interpretación. Así, se puede establecer un valor crítico mínimo para cubiertas vegetales en torno a 0,1 y entre 0,5 y 0,7 para vegetación densa (Holben, 1986).

En nuestro caso, se espera que los valores de NDVI obtenidos a partir de imágenes que coinciden con momentos favorables para el desarrollo y la actividad vegetativa sean más elevados que los obtenidos con imágenes adquiridas en momentos de sequía acusada.

II. NDII (Normalized Difference Infrared Index)

Definido como (Hardisky & Klemas, 1983):

$$NDII_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,IRM}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,IRM}} \quad (9)$$

donde $\rho_{i,IRC}$ y $\rho_{i,SWIR}$, indican la reflectividad del píxel i en la banda del infrarrojo cercano y el infrarrojo medio, respectivamente.

Para el cálculo del NDII se ha utilizado, dentro del SWIR, la banda 5 de TM y ETM+ quedando la expresión como:

$$NDII_i = \frac{\rho_{banda\ 4} - \rho_{banda\ 5}}{\rho_{banda\ 4} + \rho_{banda\ 5}} \quad (10)$$

La banda 4 de TM va de 0,76 a 0,90 μm y la banda 5 de 1,55 a 1,75 μm ; para ETM+ la banda 4 es ligeramente más estrecha, de 0,77 a 0,90 y la banda 5 es igual.

En el caso de las sequías, un factor prioritario es el análisis del contenido de agua en la vegetación. En este caso, el dominio espectral más idóneo no está formado por las bandas IRC-R, sino más bien por las SWIR-IRC, ya que la absorción del agua se produce en el SWIR y no en el visible. Por tanto, al aumentar el contenido de agua en la vegetación, disminuye paralelamente la reflectividad en el SWIR. Por su parte, el IRC nos proporciona información sobre el estado fisiológico de las hojas, ya que el estrés hídrico provoca el colapso de las cavidades internas de la hoja con lo que disminuye la reflectividad en esta región del espectro (Chuvienco, 2010).

NDII ha sido descrito como un indicador muy preciso del contenido de humedad foliar en distintos ecosistemas (Cheng *et al.*, 2008; Chuvienco *et al.*, 2002; Hardisky & Klemas, 1983).

Se espera que los bosques no perturbados presenten los valores más altos del Índice infrarrojo de diferencia normalizada (NDII), en comparación con los bosques que han sufrido defoliaciones debido a la disminución en el contenido de agua a causa de eventos de sequía (De Beurs & Townsend, 2008).

III. MSI (Moisture Stress Index)

El MSI es un índice de vegetación que se basa, al igual que el NDII, en la relación entre el infrarrojo medio y el infrarrojo cercano. El índice fue desarrollado por Rock *et al* (1986) como:

$$MSI_i = \frac{\rho_{i,IRM}}{\rho_{i,IRC}} \quad (11)$$

$$\text{Bandas utilizadas para Landsat TM y ETM+} : MSI = \frac{\rho_{banda\ 5}}{\rho_{banda\ 4}}$$

donde $\rho_{i,IRC}$ y $\rho_{i,IRM}$, indican la reflectividad del píxel i en las bandas del IRC y del SWIR, respectivamente.

Al contrario que el NDII, el MSI presentará valores altos en bosques afectados por sequía; a menor contenido de agua foliar mayores serán los valores en la banda 5 y el apelmazamiento interno de la hoja

que se produce como consecuencia del estrés hídrico dará valores más bajos de reflectividad en la banda 4.

Como el NDII, el MSI se utiliza como índice para el estudio de las sequías. Rock *et al.* (1985) encontraron que el MSI presenta altas correlaciones con los cambios hídricos de la planta.

IV. SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index)

Uno de los factores que modifica notablemente el comportamiento del NDVI es la proporción de vegetación/suelo observada por el sensor. De esta forma valores similares de NDVI pueden corresponder a cubiertas vigorosas pero poco densas, o a cubiertas densas con menor vitalidad. Por ello Huete (1988) propuso introducir este factor suelo mediante un parámetro (L) en la fórmula del NDVI:

$$SAVI_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R} + L} (1 + L) \quad (12)$$

donde L , indica una constante para ajustar la línea vegetación-suelo al origen. En otro trabajo, el autor indica un posible valor de L en torno a 0,5 para densidades intermedias (Huete *et al.*, 1994). El índice SAVI utilizado en este trabajo se ha calculado con dicho valor de L (0,5).

V. EVI (Enhanced Vegetation Index)

El índice de vegetación mejorado (EVI), fue desarrollado para optimizar la señal de la vegetación con el fin de mejorar la sensibilidad en regiones de elevada biomasa y mejorar el seguimiento de la vegetación separando la aportación del suelo y la influencia atmosférica (Huete *et al.*, 2002). La ecuación se presenta como sigue:

$$EVI = G \frac{(\rho_{IRC} - \rho_R)}{(\rho_{IRC} + C_1 \rho_R - C_2 \rho_A + L)} \quad (13)$$

donde ρ_A , ρ_R , y ρ_{IRC} son la reflectividad del azul, rojo e infrarrojo cercano, respectivamente, L es la radiancia del fondo (la misma que en SAVI), G es un factor de ganancia, y C_1 y C_2 son los coeficientes para corregir la influencia de aerosoles en la banda roja a partir del azul. Los coeficientes adoptados en el algoritmo del índice EVI son: $L=1$, $C_1=6$, $C_2= 7,5$ y G (*gain factor*)= 2,5.

VI. NMDI (Normalized Multi-band Drought Index)

Propuesto por Wang y Qu (2007), se diseñó para analizar el contenido de humedad del suelo y la vegetación. Los autores concluyen en su estudio que este índice mejora la sensibilidad a las sequías extremas pero que su aplicación en áreas con cobertura vegetal moderada debe ser mejor estudiada. La expresión de dicho índice es:

$$NMDI = \frac{\rho_{banda\ 4} - (\rho_{banda\ 5} - \rho_{banda\ 7})}{\rho_{banda\ 4} + (\rho_{banda\ 5} - \rho_{banda\ 7})} \quad (14)$$

3.7. Relaciones existentes entre los datos de campo (ramas) e índices de vegetación

Para relacionar los datos de campo con las imágenes de satélite es indispensable conocer la ubicación geográfica precisa de los árboles muestreados. Por este motivo, se decidió georreferenciar las encinas de los tres transectos del área de estudio mediante GPS (GeoExplorer 2008 Series de Trimble) aplicando corrección diferencial para obtener resultados de localización más precisos (precisión < 2 m) (Fig.27).



Figura 27. Georreferenciación de las encinas mediante GPS Trimble

Una vez georreferenciadas las encinas, resultó que la mayoría de píxeles de la imagen satélite que se superponen con los individuos de los que se obtuvieron las muestras de ramas se ubican en la zona periférica del área de estudio. Esto constituye un problema a la hora de relacionar los datos espectrales de cada píxel con el índice foliar, debido a que estos píxeles pueden verse afectados por coberturas como zonas de cultivos o suelo desnudo.

En la siguiente figura se muestra la distribución de los pies de encina de cada uno de los tres transectos sobre una imagen Landsat (combinación RGB 7, 4, 3). Los puntos amarillos corresponden a las encinas muestreadas y como puede apreciarse claramente se encuentran en la zona del borde del área de estudio (transecto 1 y parte del 3) o en una franja muy estrecha cubierta apenas por 2 píxeles (60 m) de encinar (transecto 2). Se observa que el color de los píxeles en estas zonas de borde es distinto al color de los píxeles en las áreas centrales del encinar (P 1_3 y P 2) debido a la aportación de energía radiante de píxeles vecinos.

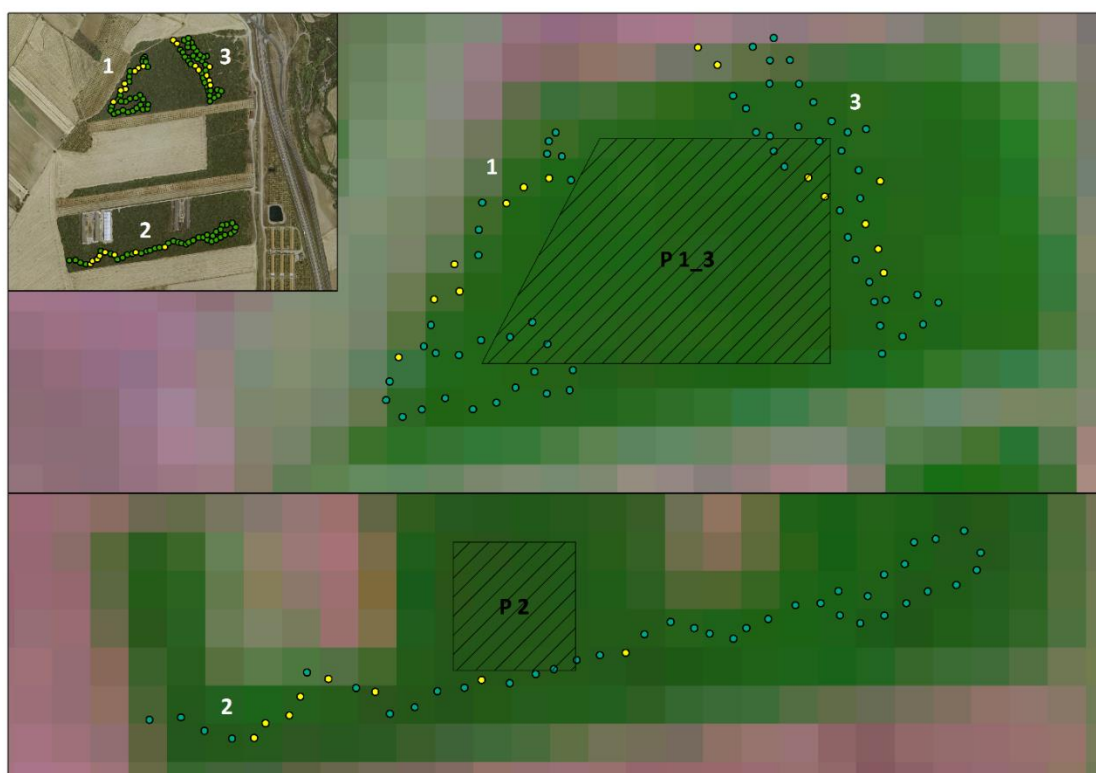


Figura 28. Localización de las encinas en la zona de estudio sobre una imagen Landsat 7 corregida a reflectividad aparente (Combinación RGB 7, 4, 3).

En la figura 29 se muestra la signatura espectral de los valores medios de reflectividad aparente extraídos de los píxeles correspondientes a las ubicaciones de las encinas muestreadas y de los píxeles de la zona central (P 1_3 y P 2) del encinar. Como puede apreciarse, la signatura espectral de píxeles de borde de encinar (en marrón) presenta valores más elevados en todas las bandas y menor contraste entre la banda 4 y 3, debido a la aportación de radiancia de las cubiertas del borde del encinar como puedan ser algunos cultivos o suelo desnudo.

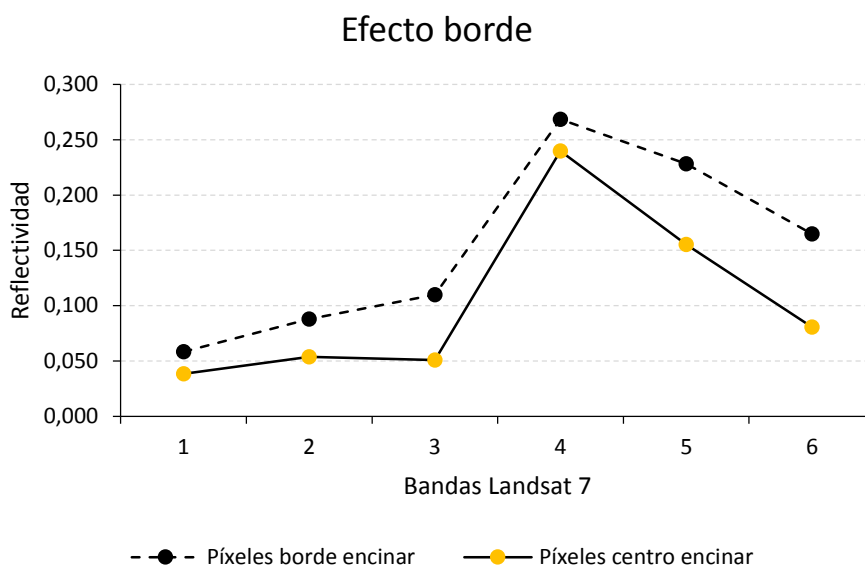


Figura 29. Signaturas espectrales de píxeles de borde y área central del encinar de una imagen Landsat 7.

Para evitar la influencia del efecto borde en las correlaciones entre los índices de vegetación y el índice foliar se ha decidido trabajar con valores medios de reflectividad aparente obtenidos a partir de los píxeles ubicados en la zona central del encinar.

Para ello, se han definido dos polígonos *P1_3* y *P2* (ver figura 26) y se han extraído los valores de reflectividad aparente de las imágenes Landsat más próximas a las fechas en que se realizó el muestreo de ramas en campo, esto es, los meses de octubre de 2004 a 2008. Para la extracción de dichos valores se ha utilizado la función “*Pixels to ASCII*” mediante la creación de áreas de interés poligonales (AOI’s) en el software ERDAS IMAGINE 2013. De esta forma, se han obtenido los valores de reflectividad de 58 y 16 píxeles para el polígono *P1_3* y *P2*, respectivamente. Posteriormente, se han depurado los datos, eliminando aquellos registros que correspondían a píxeles de bandeo cuando se daba el caso. Por último, se han calculado los índices de vegetación propuestos según las fórmulas y parámetros expuestos en el apartado 3.5 y se ha obtenido el valor medio de éstos para cada polígono e imagen (Tabla 9).

Tabla 9. Valores de los IV para cada imagen y parcela.

Año	Polígono	Fecha de adquisición	imagen	NDII	NDVI	MSI	EVI	SAVI	NMDI
2004	1_3	Junio	Indsr.le71990312004168	0,254	0,658	0,595	0,401	0,374	0,529
2004	2	Junio	Indsr.le71990312004168	0,252	0,657	0,598	0,406	0,380	0,526
2005	1_3	Agosto	Indsr.le71990312005218	0,121	0,570	0,785	0,312	0,298	0,463
2005	2	Agosto	Indsr.le71990312005218	0,100	0,539	0,819	0,298	0,287	0,466
2006	1_3	Octubre	Indsr.le71990312006301	0,313	0,690	0,524	0,391	0,361	0,560
2006	2	Octubre	Indsr.le71990312006301	0,306	0,671	0,532	0,381	0,353	0,574
2007	1_3	Octubre	Indsr.le71990312007288	0,270	0,674	0,575	0,360	0,337	0,532
2007	2	Octubre	Indsr.le71990312007288	0,242	0,644	0,610	0,339	0,322	0,533
2008	1_3	Octubre	Indsr.le71990312008275	0,254	0,584	0,596	0,344	0,313	0,592
2008	2	Octubre	Indsr.le71990312008275	0,224	0,579	0,634	0,342	0,312	0,578

3.8. Perfil de la dinámica anual del NDVI en el encinar de Arascués.

La construcción de perfiles basados en índices de vegetación a partir de series temporales largas de imágenes de satélite, nos ayuda a entender cómo se comportan los distintos tipos de vegetación durante un ciclo anual desde un punto de vista ecológico. De esta forma, cada perfil será característico de un tipo de vegetación y puede servir de línea de referencia para detectar valores puntuales anormales como los que se registran en caso de episodios de sequía y que se corresponden a caídas fuertes en la reflectividad como consecuencia de daños o defoliaciones en el dosel vegetal.

En el clima mediterráneo continental, caracterizado por bajas temperaturas invernales y un acusado periodo de sequía estival, se generan dos “ventanas” temporales óptimas para el crecimiento vegetal: primavera y otoño (Mitrakos, 1980). Así, se espera que el perfil de NDVI refleje estos dos periodos de crecimiento vegetal con valores más elevados en ambas estaciones.

Para establecer la dinámica anual del NDVI, se han calculado los valores medios mensuales de NDVI del periodo 2000-2014 con los datos espectrales extraídos de las áreas de estudio definidas en los encinares de Arascués (Fig.30). En total se han extraído los valores de reflectividad de 1.230 píxeles de encinar de 90 imágenes, tras la depuración de los datos eliminando los valores de píxeles afectados por líneas *gaps* se ha calculado el NDVI y el valor medio de éste para cada imagen. Finalmente se ha calculado la media mensual del NDVI de todo el periodo de estudio (2000-2014).

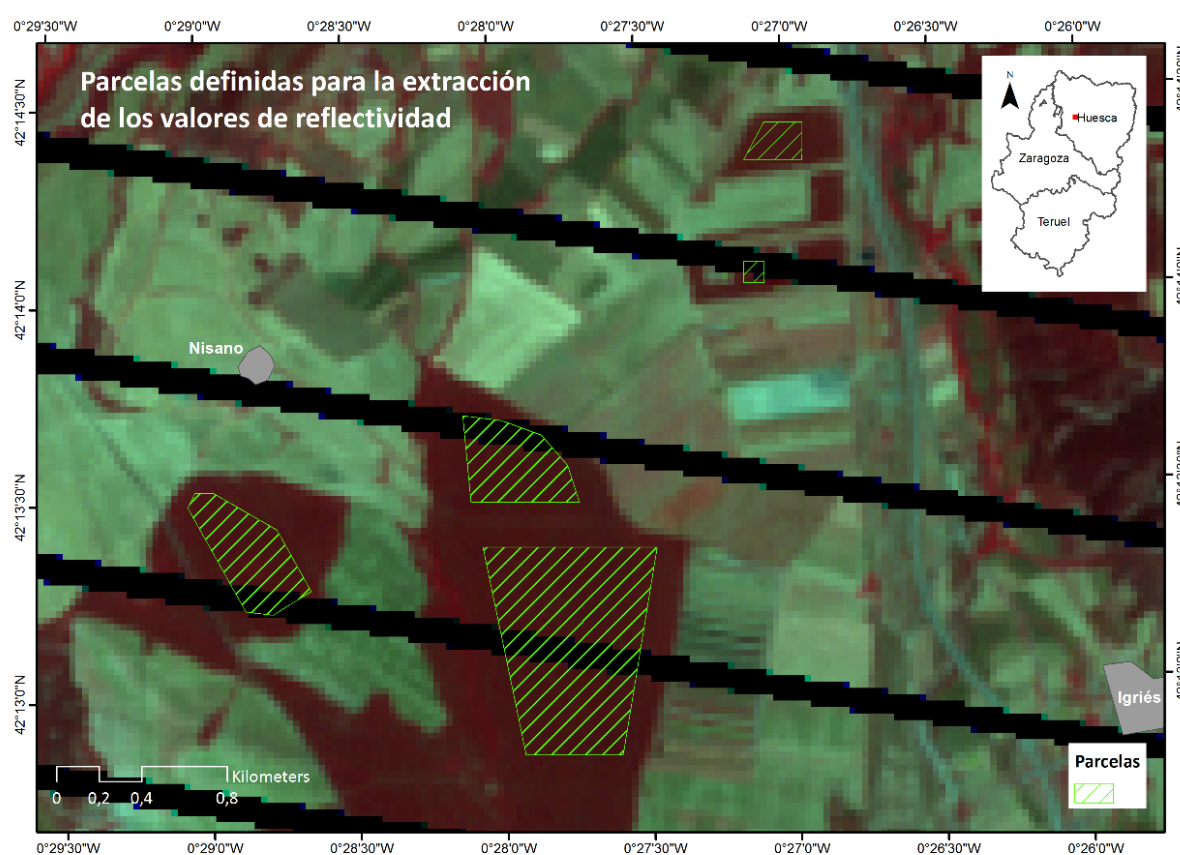


Figura. 30. Parcelas definidas en los encinares de Arascués para extraer los datos de reflectividad. Imagen Landsat (combinación RGB 4, 3, 2).

El principal problema que ha surgido a la hora de generar el perfil ha sido la baja disponibilidad de imágenes en algunos meses del período de estudio; en concreto, el mes con menos imágenes disponibles es enero (3). En la siguiente tabla se muestra la cantidad de imágenes por mes utilizadas para obtener los valores medios de NDVI.

Tabla 10. Número de imágenes Landsat válidas (n) por mes durante el periodo 2000-2014

	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.
n	3	6	8	4	10	11	10	13	7	9	5	4

De este modo, es posible que la escasa disponibilidad de imágenes en algunos meses no permita definir de forma muy precisa el valor mensual medio real del NDVI durante el periodo estudiado. No obstante, desde el punto de vista del análisis y estudio de los episodios de sequía, nos interesa en mayor medida los meses de verano en los que sí hay óptima disponibilidad de imágenes.

3.9. Relación entre índices de vegetación, clima e índices de sequía

En este apartado tratamos de analizar la correlación existente entre los índices de vegetación (IV) obtenidos a partir de los datos de reflectividad extraídos del área de estudio de toda la serie multitemporal de imágenes satélites del año 2000 al 2014, con los valores del SPI y SPEI correspondientes al mes en que cada una de las imágenes fueron adquiridas.

En otras palabras, las variables utilizadas son: i) valores medios de los índices de vegetación del área de estudio para cada una de las imágenes de la serie temporal y ii) valores de SPI y SPEI del mes correspondiente a la adquisición de cada una de las imágenes.

El análisis se ha realizado agrupando los datos por meses para comprobar si existe mayor correlación entre los IV e índices climáticos para los meses estivales en los que los eventos de sequía presentan un mayor impacto sobre el desarrollo de la vegetación. En este sentido, se pretende corroborar los resultados obtenidos en Vicente-Serrano *et al.* (2005), donde después de analizar la relación existente entre distintos índices climáticos y series dendrocronológicas se observa que las correlaciones resultan mucho más altas en verano que en invierno.

En el caso de disponer de varias imágenes del mismo mes para un año en concreto se ha realizado la media de los valores de los IV para obtener un único dato mensual a la hora de hacer las correlaciones con el valor del índice climático de ese mes en concreto.

Por otro lado, el hecho de realizar las medias de los valores de los índices de vegetación para los meses con varias imágenes podría introducir ruido en el análisis de correlación. Sin embargo, tras analizar dichos valores mediante la desviación estándar, se observa que las diferencias en los índices de vegetación de distintas imágenes adquiridas dentro de un mismo mes son mínimas, al menos, para el caso de los encinares (Tabla 11).

Tabla 11. Valores de Desviación estándar (SD) para NDVI y NDII.

AÑO	MES	SD(NDII)	SD(NDVI)	AÑO	MES	SD(NDII)	SD(NDVI)
2001	Oct.	0,0320	0,1155	2009	Sep.	0,0061	0,0329
2002	Jun.	0,0054	0,0561	2010	May.	0,0071	0,0496
2003	Mar.	0,0045	0,0021	2010	Jul.	0,0139	0,0473
2003	Jul.	0,0094	0,0437	2010	Ago.	0,0013	0,0063
2005	Feb.	0,0122	0,1267	2010	Dic.	0,0147	0,0468
2005	Jul.	0,0132	0,0641	2011	Feb.	0,0143	0,0179
2006	Jul.	0,0031	0,0039	2011	Abr.	0,0054	0,0642
2007	Mar.	0,0124	0,0458	2011	May.	0,0076	0,0272
2007	Ago.	0,0102	0,0452	2011	Jun.	0,0318	0,0787
2009	Mar.	0,0083	0,0151	2012	Nov.	0,0078	0,0002
2009	Jun.	0,0076	0,0029	2014	Ago.	0,0042	0,0199
2009	Jul.	0,0009	0,0054				

La relación existente entre las distintas variables se ha cuantificado mediante la correlación de Pearson (r), el análisis estadístico se ha realizado con el programa SPSS 20.0 (SPSS, Chicago, USA).

Como inconveniente del análisis realizado es destacable la baja disponibilidad de imágenes, en especial para los meses de invierno. Además, cabe señalar que no existen imágenes de todos los meses para cada año en la serie temporal 2000-2014.

En la siguiente tabla se muestra el número de casos (n) disponibles para cada uno de los meses analizados:

Tabla 12. Número de datos (n) disponibles por mes para el periodo 2000-2012.

	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.
n	3	5	6	5	8	9	7	10	6	8	4	4

Para establecer las relaciones entre los índices de vegetación (IV) con las variables climáticas se han utilizado los índices de vegetación del mes de octubre, de mayo y la media de los meses de verano (IV de junio, julio y agosto). Las variables climáticas utilizadas han sido la precipitación para cada mes y la suma de la precipitación para los siguientes meses DEF, MAM, JJA, SON. En cuanto a temperatura, se ha utilizado la temperatura máxima y mínima media de cada mes y la media de los meses DEF, MAM, JJA, SON.

4. Resultados

4.1. Relación entre el índice foliar e índices de vegetación.

Los datos obtenidos de las muestras de campo (tallos y hojas) de los tres transectos, utilizados para realizar los distintos análisis, se resumen en la siguiente tabla.

Tabla 13. Valores medios $\pm 1SD$ de peso seco de ramas y hojas en los tres transectos estudiados.

Año	Transecto	Tallos (g)			Hojas (g)		
		n	n-1	n-2	n	n-1	n-2
2004	1	0,17 \pm 0,05	0,42 \pm 0,06	0,25 \pm 0,05	0,42 \pm 0,21	1,80 \pm 0,30	0,02 \pm 0,01
	2	0,18 \pm 0,07	0,36 \pm 0,06	0,22 \pm 0,05	0,31 \pm 0,12	1,24 \pm 0,17	0,13 \pm 0,08
	3	0,11 \pm 0,05	0,37 \pm 0,08	0,27 \pm 0,08	0,37 \pm 0,25	1,51 \pm 0,28	0,11 \pm 0,03
	Media	0,15 \pm 0,03	0,38 \pm 0,04	0,25 \pm 0,03	0,37 \pm 0,09	1,51 \pm 0,13	0,09 \pm 0,02
2005	1	0,13 \pm 0,03	0,17 \pm 0,04	0,23 \pm 0,04	0,35 \pm 0,11	0,39 \pm 0,18	0,21 \pm 0,07
	2	0,18 \pm 0,05	0,12 \pm 0,03	0,17 \pm 0,02	0,57 \pm 0,17	0,12 \pm 0,04	0,12 \pm 0,07
	3	0,15 \pm 0,03	0,20 \pm 0,06	0,27 \pm 0,04	0,32 \pm 0,10	0,35 \pm 0,15	0,40 \pm 0,08
	Media	0,15 \pm 0,02	0,17 \pm 0,02	0,23 \pm 0,02	0,41 \pm 0,06	0,25 \pm 0,04	0,29 \pm 0,07
2006	1	0,27 \pm 0,05	0,10 \pm 0,03	0,14 \pm 0,01	1,89 \pm 0,26	0,06 \pm 0,04	0,00 \pm 0,00
	2	0,25 \pm 0,04	0,13 \pm 0,02	0,16 \pm 0,02	2,15 \pm 0,36	0,06 \pm 0,04	0,01 \pm 0,01
	3	0,36 \pm 0,04	0,13 \pm 0,02	0,23 \pm 0,03	2,31 \pm 0,20	0,11 \pm 0,08	0,01 \pm 0,01
	Media	0,29 \pm 0,03	0,12 \pm 0,01	0,18 \pm 0,01	2,11 \pm 0,16	0,08 \pm 0,04	0,01 \pm 0,00
2007	1	0,27 \pm 0,05	0,38 \pm 0,05	0,18 \pm 0,02	1,07 \pm 0,13	1,57 \pm 0,27	0,00 \pm 0,00
	2	0,15 \pm 0,03	0,26 \pm 0,04	0,15 \pm 0,03	0,69 \pm 0,16	1,24 \pm 0,16	0,01 \pm 0,01
	3	0,24 \pm 0,03	0,31 \pm 0,03	0,14 \pm 0,01	0,97 \pm 0,14	1,29 \pm 0,16	0,00 \pm 0,00
	Media	0,22 \pm 0,02	0,32 \pm 0,02	0,16 \pm 0,01	0,91 \pm 0,09	1,36 \pm 0,11	0,00 \pm 0,00
2008	1	0,73 \pm 0,13	0,42 \pm 0,05	0,29 \pm 0,03	2,78 \pm 0,34	0,42 \pm 0,10	0,06 \pm 0,04
	2	0,60 \pm 0,08	0,29 \pm 0,03	0,22 \pm 0,02	1,96 \pm 0,19	0,44 \pm 0,11	0,12 \pm 0,04
	3	0,70 \pm 0,09	0,47 \pm 0,07	0,25 \pm 0,03	2,57 \pm 0,36	0,56 \pm 0,12	0,03 \pm 0,01
	Media	0,68 \pm 0,06	0,40 \pm 0,03	0,25 \pm 0,02	2,44 \pm 0,18	0,48 \pm 0,06	0,07 \pm 0,02

En la figura 31 izda. se representa el índice foliar (peso seco hoja/peso seco tallo) para cada año y cohorte anual así como el valor medio anual $\pm SD$. En la figura 31 dcha. se representa el porcentaje del peso seco de hojas de cada cohorte (n, n-1 y n-2) respecto al peso total de hojas de las muestras para cada año de muestreo. Resulta interesante observar que tras el período de fuerte sequía que se registró en el año 2005 se pierden prácticamente todas las hojas formadas durante ese año, de modo que en 2006 el porcentaje de hojas del año anterior (n-1) es muy bajo (3.6%).

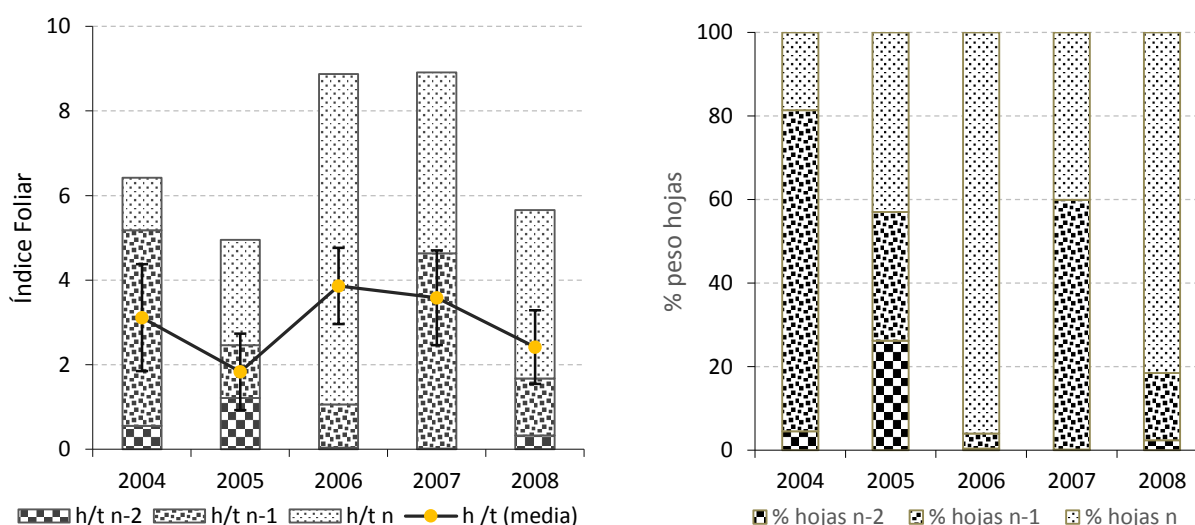


Figura 31. Izda.: Índice foliar (peso seco total hojas/peso seco total tallos de las ramas de tres años de edad) por año y cohorte anual (n, n-1, n-2). Dcha.: porcentaje de peso seco de hojas por cohorte (n, n-1, n-2) respecto al peso seco total de la muestra.

La representación gráfica de los distintos índices de vegetación calculados para el periodo 2004-2008 pone de manifiesto la caída que se produce en 2005 y que se reproduce con menor o mayor intensidad en todos los índices empleados (Figura 32). A diferencia del resto de índices, el MSI experimenta una acusada subida en el año 2005, no olvidemos que este índice es mayor cuanto menor es la actividad vegetal.

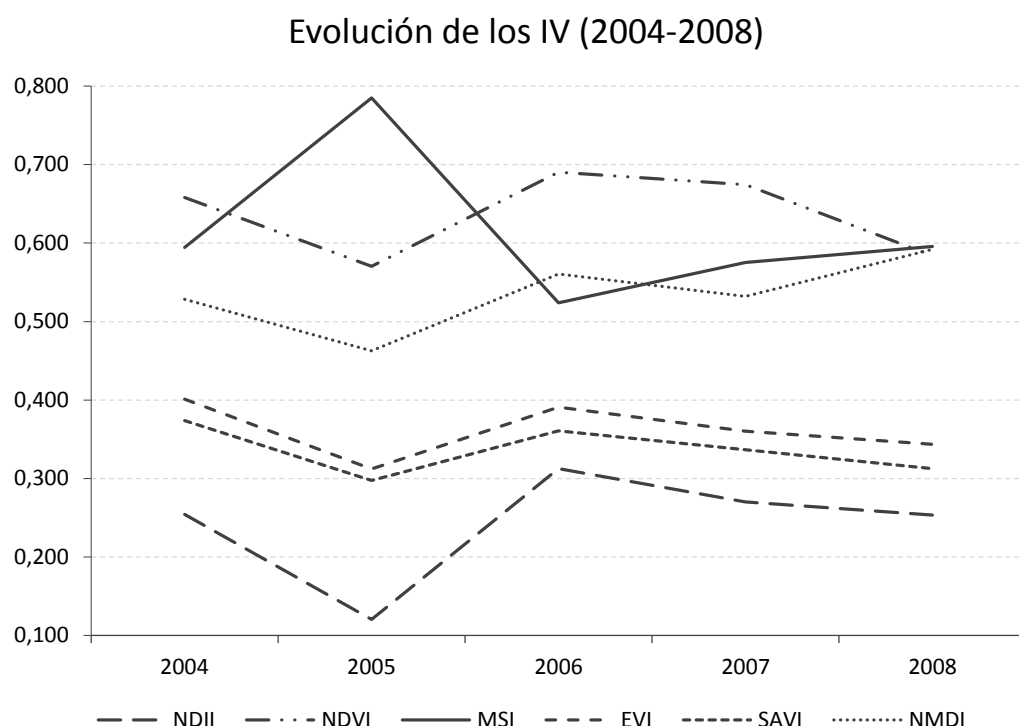


Figura 32. Evolución de los índices de vegetación en el mes de octubre para el periodo 2004-2008.

El Índice Foliar, relación entre el peso seco de las hojas y el peso seco del tallo, se ha calculado para cada muestra y año. Posteriormente se ha obtenido el valor medio del índice correspondiente a las muestras de los transectos 1 y 3, por un lado, y del transecto 2 por otro (Tabla 14). En la figura 33 se muestra el valor medio \pm SD de todos los transectos.

Tabla 14. Valores del índice foliar para el periodo 2004-2008.

Año	Polígono	Mes datos	Índice Foliar
2004	1_3	Octubre	3,08
2004	2	Octubre	3,18
2005	1_3	Octubre	2,08
2005	2	Octubre	1,83
2006	1_3	Octubre	3,82
2006	2	Octubre	3,95
2007	1_3	Octubre	3,45
2007	2	Octubre	3,86
2008	1_3	Octubre	2,36
2008	2	Octubre	2,53

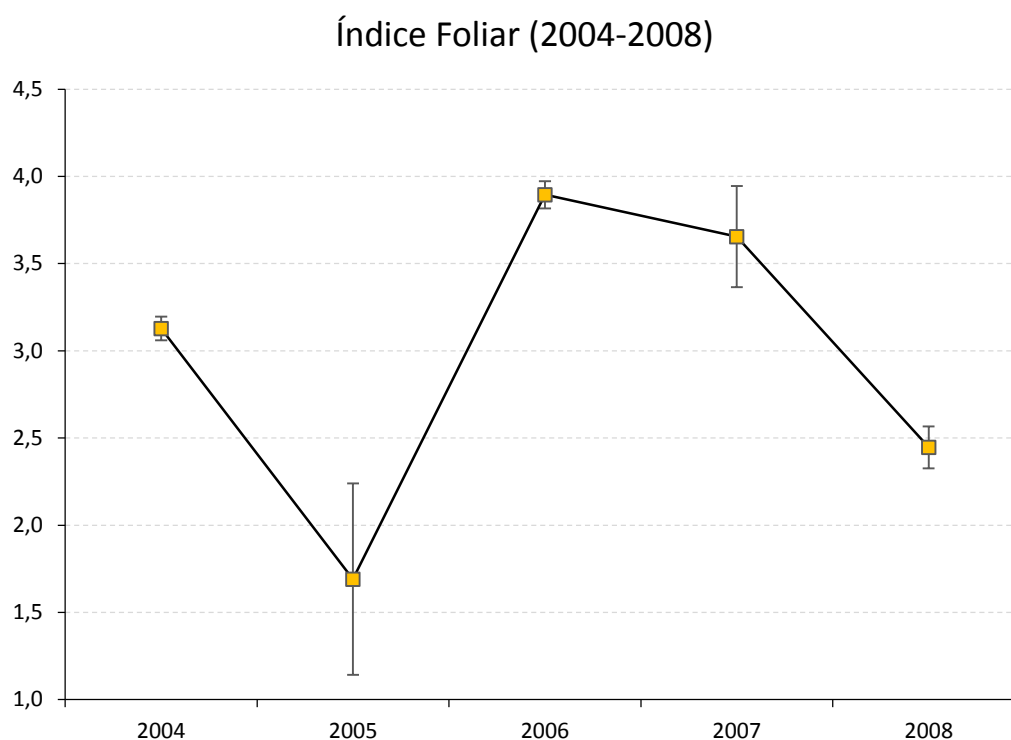


Figura 33. Evolución del índice foliar en el mes de octubre para el periodo 2004 – 2008. Valores medios \pm SD de los tres transectos.

La correlación de Pearson entre los índices de vegetación y el índice foliar se ha realizado organizando los datos por grupos, separando el transecto 1_3 y el transecto 2 con su correspondiente dato de índice de vegetación. Para el NDVI se obtienen correlaciones significativas muy altas: 0,929 para el transecto 1_3 y 0,940 para el transecto 2, con significaciones de $p < 0,01$ y $p < 0,05$ respectivamente. El NDII y MSI muestran correlaciones significativas en el transecto 2 mientras que el resto de índices no presentan ningún tipo de correlación significativa en ninguno de los transectos (Tabla 15).

Tabla 15. Correlación de Pearson entre los índices de vegetación y el índice foliar para el transecto 1_3 y el transecto 2 del periodo 2004-2008.

Índice Foliar		NDII	NDVI	MSI	EVI	SAVI	NMDI
Transecto 1_3	Correlación de Pearson	0,836	0,929**	-0,822	0,794	0,795	0,350
	n	5	5	5	5	5	5
Transecto 2	Correlación de Pearson	0,929*	0,940*	-0,929*	0,674	0,665	0,661
	n	5	5	5	5	5	5

****Correlación significativa a nivel de 0,01.**
***Correlación significativa a nivel de 0,05.**

4.2. Perfil multitemporal del NDVI (serie 2000-2014)

El perfil del valor medio mensual del NDVI del periodo 2000-2014 obtenido para el conjunto de fragmentos de encinar de Arascués se representa en la figura 34.

En dicho perfil, se puede ver que el valor mínimo de NDVI se alcanza en el mes de julio (0,604) coincidiendo con el periodo de sequía estival característico del clima mediterráneo. En primavera se produce un aumento en el valor del NDVI y después del verano se produce un incremento continuado hasta el mes de noviembre.

El valor máximo se alcanza en el mes de enero lo cual hemos considerado una anomalía relacionada con el escaso número de imágenes disponibles para el periodo de estudio: tan sólo hay tres imágenes del mes de enero en los 14 años considerados en el periodo de estudio. Aunque, una forma de minimizar la baja disponibilidad de imágenes en los meses de invierno podría consistir en el cálculo del perfil medio por estaciones: DJF, MAM, JJA y SON.

Entre los resultados obtenidos en el presente análisis, cabe señalar que el valor mínimo de NDVI de toda la serie de imágenes del periodo 2000-2014 corresponde al mes de julio del año 2005, coincidiendo con el evento de sequía extrema que se produjo ese año. En la figura 34 se representan los valores de NDVI del año 2005 y 2012 junto con el perfil de valores medios. El test de la t de Student muestra diferencias significativas ($p < 0,05$) para los meses de junio, julio y agosto de 2005 y el mes de agosto de 2012, los cuales se representan en la figura 35.

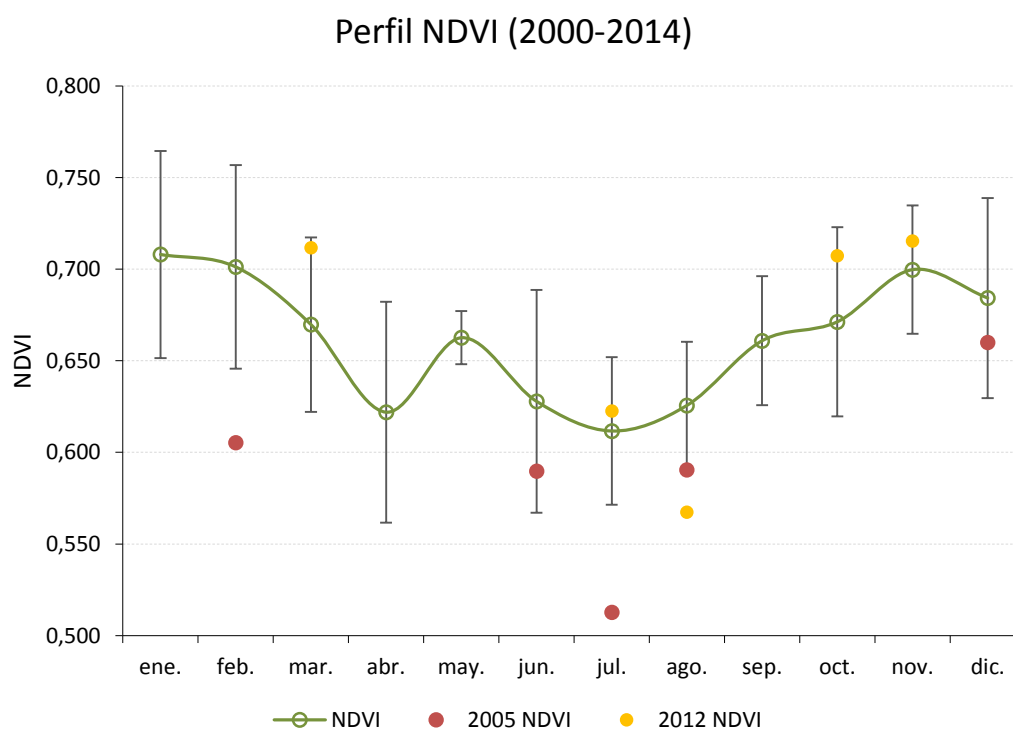


Figura 34. Perfil de NDVI para el periodo 2000-2014. Valores medios \pm SD. Representación gráfica de los valores de NDVI del año 2005 y 2012, destaca el valor correspondiente al mes de julio de 2005, muy inferior a la media del periodo estudiado y que se atribuye a las condiciones de sequía extrema registradas durante ese año.

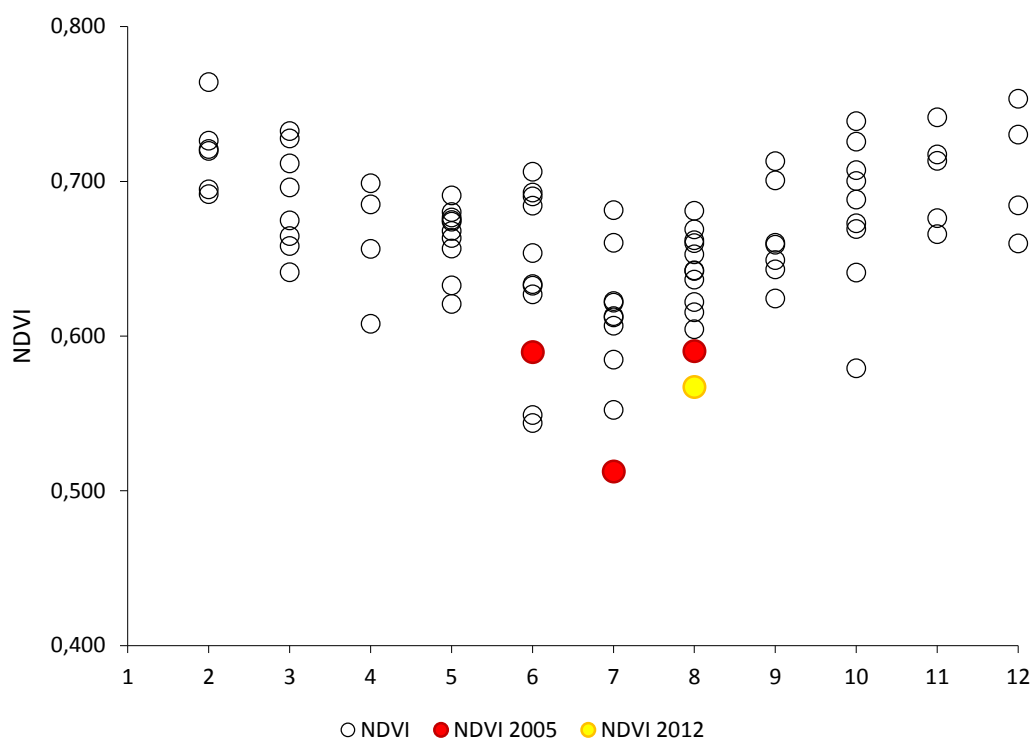


Figura 35. Diagrama de dispersión de los valores mensuales de NDVI para la serie multitemporal 2000-2014. En rojo y amarillo se muestran los valores para el año 2005 y 2012, respectivamente, que corresponden a dos años de sequía en los que se produjeron defoliaciones severas en campo.

4.3. Relación entre los índices de vegetación, clima e índices de sequía.

Para el SPI, las correlaciones son muy significativas entre el SPI7 y todos los índices de vegetación en el mes de junio a excepción del NMDI, alcanzando los valores máximos de correlación el **MSI y NDII** (Tabla 16, Fig. 36). Además, se obtienen correlaciones altas en el intervalo del SPI 5 y SPI 9 para el MSI, NDII y SAVI.

Tabla 16. Coeficientes de correlación de Pearson entre índices de vegetación y SPI para el mes de junio (periodo 2000-2012). Los valores marcados en negrita corresponden a la correlación más alta para cada índice.

JUNIO (n=9)					
	NDII	NDVI	MSI	EVI	SAVI
SPI 5	0,808**		-0,798**		
SPI 6	0,885**		-0,885**		,803**
SPI 7	0,921**	0,814**	-0,926**	0,835**	0,879**
SPI 8	0,857**	0,806**	-0,867**		0,847**
SPI 9			-0,801**		0,813**
** $p < 0,01$					



Figura. 36. Representación gráfica del NDII y MSI con mayor coeficiente de correlación respecto al índice de sequía SPI calculado a una escala de 7 meses para el mes de junio.

Para el SPEI, las correlaciones son muy significativas también en el mes de junio, donde el valor más alto se da entre el **NDVI** y el SPEI 7 (Fig.37). Para el NDVI, se dan correlaciones altas entre el SPEI 4 y SPEI 8, y para SAVI entre el SPEI 4 – SPEI 7 (Tabla 17).

Tabla 17. Coeficientes de correlación de Pearson entre IV y SPEI para el mes de junio (periodo 2000-2014). Los valores marcados en negrita corresponden a la correlación más alta para cada índice.

JUNIO (n=11)					
	NDII	NDVI	MSI	EVI	SAVI
SPEI 4	0.755**	0.781**	-0.747**	0.737**	0.791**
SPEI 5		0.830**			0.788**
SPEI 6		0.879**			0.789**
SPEI 7		0.881**			0.761**
SPEI 8		0.813**			

**** $p < 0.01$**



Fig. 37. Representación gráfica del NDVI con mayor coeficiente de correlación respecto al índice de sequía SPI calculado a una escala de 7 meses para el mes de junio.

En cuanto a las correlaciones entre los índices de vegetación y las variables climáticas, se han encontrado correlaciones muy significativas entre la media de los índices de vegetación (NDII, MSI y NMDI) de los meses de verano (media de junio, julio y agosto (JJA)) y la suma de la precipitación de los meses de primavera (marzo, abril y mayo, MAM) (Tabla 18, Figura 38). Para el NDVI no se ha obtenido ninguna correlación significativa con ninguna variable climática, aparte del índice de sequía antes mencionado.

Tabla 18. Coeficientes de Pearson entre índices de vegetación de verano (JJA) y precipitación de primavera (MAM). Los valores marcados en negrita corresponden a la correlaciones más altas.

		NDII (JJA)	NDVI (JJA)	MSI (JJA)	EVI (JJA)	SAVI (JJA)	NMDI (JJA)
Precipitación MAM	Correlación de Pearson	0,710**	0,501	-0,711**	0,603*	0,609*	0,685**
	Sig. (2-tailed)	0,004	0,068	0,004	0,022	0,021	0,007
	N	14	14	14	14	14	14

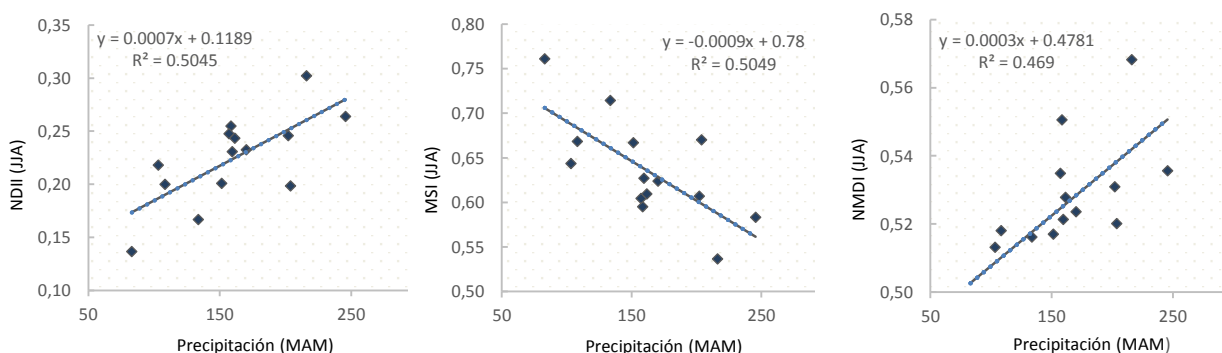


Figura 38. Gráficos de dispersión y regresiones lineares mostrando las relaciones entre índices de vegetación de los meses de junio, julio y agosto con la suma de precipitación de los meses de marzo, abril y mayo. Se muestran las correlaciones más significativas que se han obtenido en el análisis estadístico, así como las ecuaciones y el coeficiente de regresión (R^2).

5. Discusión y conclusiones

Los resultados obtenidos muestran una fuerte relación entre los índices de vegetación con la dinámica de la cobertura del dosel vegetal del encinar y variables climáticas que condicionan el crecimiento primario así como la respuesta de *Quercus ilex* a eventos de sequía extrema.

El perfil del NDVI mensual obtenido en el presente estudio se comporta, como se esperaba, presentando un máximo en mayo que coincide con el periodo de formación de tallos y hojas en primavera y valores mínimos en el mes de julio en el que las hojas se encuentran sometidas a mayor estrés debido a la sequía estival.

En líneas generales, el perfil de NDVI para el periodo 2000-2014 en el encinar de Arascués, concuerda con los obtenidos en el estudio de Alcaraz-Segura *et al.*, (2009) en el que se generan perfiles de NDVI para distintos tipos de vegetación de la Península Ibérica tanto en bosques caducifolios como en bosques y matorrales esclerófilos perennes basados en imágenes AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*).

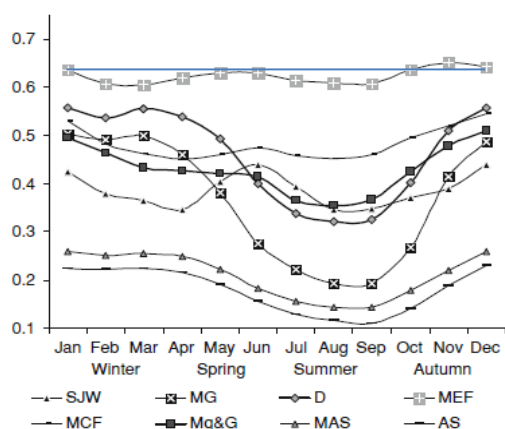


Figura 39. Perfil de NDVI en diferentes tipos de vegetación de la península ibérica.

Fuente: Alcaraz *et al.*, (2009).

En la figura 39, publicada en el artículo de Alcaraz *et al.*, (2009), se representa el perfil de NDVI de distintos tipos de vegetación perennifolia de la Península Ibérica entre los que se encuentran los encinares (MEF, *mediterranean evergreen esclerophyllus forest*).

Aunque la escala de representación no es la misma, el perfil (MEF) muestra los mismos rasgos que el obtenido en el presente trabajo: valores comprendidos entre 0,6 y 0,7; valores de NDVI mínimos en verano, aumento de los mismos en los meses de octubre y noviembre, bajada a partir de noviembre hasta los meses de primavera en que se vuelve a producir una subida previa a los meses de verano.

No obstante, el perfil anual de NDVI muestra un comportamiento que no puede explicarse únicamente teniendo en cuenta el crecimiento primario de primavera y el periodo de sequía estival; los valores más altos de NDVI no corresponden al pico de mayo sino que se dan en los meses de otoño (octubre y noviembre). Dicho incremento en los meses posteriores al verano no corresponde a crecimientos primarios de otoño ya que éstos no son frecuentes ni abundantes en los encinares sometidos a condiciones continentales (Fig. 5), salvo algunos años como 2012 en los que se ha observado presencia de brotes otoñales como respuesta a defoliaciones severas inducidas por la sequía estival y a mayor humedad en otoño (Camarero, J.J., comunicación personal). Además, durante los meses de junio, julio y agosto se produce la mayor parte de la abscisión foliar con la consecuente pérdida de área foliar.

En consecuencia, cabe considerar diferentes factores que podrían estar relacionados con la reflectividad de las hojas o el dosel vegetal y que podrían contribuir a los altos niveles de NDVI observados en los meses de otoño como puede ser la actividad fotosintética, cambios fisiológicos (mayor peso específico, lignificación de tejidos) de la hoja, el índice de área foliar (LAI), el índice de masa foliar (LMA) o cambios estacionales de la inclinación u orientación de las hojas.

La mayor actividad fotosintética se presenta en periodos cortos del año cuando se dan las condiciones ambientales óptimas. El trabajo de Gratani *et al.* (2000) establece los periodos favorables entre abril y noviembre con una interrupción estival más o menos prolongada en encinares de localidades frías, mientras

que en localidades más cálidas, los periodos en los que se da mayor ganancia de carbono fotosintético son de febrero a junio y de octubre a diciembre. Los resultados de dicho estudio muestran que la actividad fotosintética decrece por encima del 50% cuando la temperatura de la hoja se encuentra por debajo de 6°C o por encima de 37°C indicando un pronunciado declive de la actividad del mesófilo.

En términos de reflectividad, la actividad fotosintética presenta implicaciones directas en la cantidad de energía absorbida en la banda del rojo (banda 3 de Landsat 5 y 7) del espectro electromagnético. Como consecuencia, elevadas concentraciones de clorofila activa implican mayor absorción en la banda 3 y se traducen en valores más altos en el NDVI.

Por tanto, la caída brusca de los valores de NDVI registrada en verano e invierno como consecuencia de las altas y bajas temperaturas respectivamente, se puede relacionar con un importante descenso de la actividad fotosintética. Del mismo modo, el incremento de la actividad clorofílica en otoño puede contribuir a explicar el aumento que se produce en los valores de NDVI observados en octubre y noviembre sin que exista crecimiento primario significativo.

Otra de las variables que podrían influir en los valores elevados de otoño vendría dado por cambios estructurales de la hoja. Muchos autores han demostrado que la reflectividad aumenta y la transmisividad decrece con el incremento del grosor de la hoja. Las capas del parénquima en empalizada pueden actuar como conductoras de la luz hacia el interior de la hoja, mientras que las capas del parénquima esponjoso dispersan la luz (Gratani & Bombelli, 2000). El incremento del grosor y densidad de las hojas se ha observado en *Q. ilex* en relación al empeoramiento de las condiciones ambientales (Grossoni et al., 1998). Sin embargo, aunque sí se pueden observar diferencias importantes en la morfología de la hoja de *Q. ilex* entre distintas localidades, no se observan diferencias significativas durante el transcurso del año en una misma localidad.

Según Gratani (1995, 1996), los parámetros de esclerofilia no cambian substancialmente a lo largo del año en hojas maduras y las hojas están completamente desarrolladas incluso antes del inicio de las severas condiciones estivales (Bussotti et al., 2002).

La disposición de las hojas en la copa es otro factor a tener en cuenta en los valores de NDVI registrados. La forma de disponer las hojas en la copa determina la eficiencia de captación de radiación así como la energía reflejada que finalmente captaría el sensor. En este sentido, existe una fuerte influencia del ángulo de inclinación de la hoja en la reducción de la radiación solar incidente en la superficie de la hoja. En *Q. ilex*, las hojas nuevas muestran la mayor inclinación en verano (59°), valor que decrece a medida que aumenta la edad de la hoja (Gratani & Bombelli, 2000). Esta característica puede contribuir al significado ecológico de los altos valores de NDVI registrados durante otoño, en los que la formación de nuevas hojas es poco significativa en encinares del interior de la Península Ibérica.

El estudio sobre los cambios estacionales de la vegetación debe considerar o tener en cuenta la sensibilidad de los índices de vegetación a las variaciones en el ángulo cenital solar, ya que en estos casos la altura solar cambia de manera sistemática entre las diferentes medidas y se podrían producir sobreestimaciones con el aumento del ángulo cenital. Sin embargo, la dependencia de los índices de vegetación frente a las geometrías de observación e iluminación son acusadas cuando se observan cubiertas con un índice de área foliar bajo, mientras que para cubiertas de vegetación densa y valores altos de LAI, en observación próxima al nadir como es el caso de Landsat, los índices de vegetación son poco sensibles a las variaciones del ángulo cenital solar (Vercher et al., 2002).

El perfil de NDVI del encinar de Arascués proporciona una referencia para evaluar los efectos causados por eventos de sequía estival, sobre todo respecto al mes de junio en el que la sequía estival es más acusada: el valor de NDVI registrado para el mes de junio del 2005 (0,51) cuando se observaron defoliaciones severas, se encuentra muy por debajo del valor medio para ese mes (0,61).

Un aspecto novedoso en este estudio ha sido la utilización del índice foliar que relaciona el peso seco de las hojas con el peso seco del tallo de las ramas de tres años recogidas en octubre y su relación con los índices

de vegetación. La representación gráfica del índice foliar muestra claramente el efecto de la sequía extrema que se produjo en el año 2005 con la consiguiente pérdida de hojas viejas en 2006 y que se reproduce en los valores de todos los índices de vegetación analizados. No obstante, el índice de vegetación que mejor resultados ha presentado ha sido el NDVI con correlaciones muy altas, mientras que los índices que tienen en cuenta la línea de suelo como EVI y SAVI no han mostrado ninguna correlación con el índice foliar. Ello concuerda con el estudio de Álvarez *et al.* (2005) en el que se concluye que la influencia del suelo y del sotobosque no es un factor relevante cuando se trata de cubiertas vegetales con fracciones de cabida de cubierta (FCC) densas (>80%) como es el caso del encinar de Arascués.

Respecto a la relación entre los índices de vegetación y las variables climáticas (precipitación y temperatura), las relaciones más significativas se obtuvieron entre los índices de vegetación del periodo estival con las precipitaciones previas en primavera. En este caso, los índices que han mostrado mayor sensibilidad respecto a la variable precipitación fueron NDII y MSI, valores altos de correlación se dieron también para NMDI. Estos resultados concuerdan con numerosos estudios en los que se considera a los índices de vegetación basados en el infrarrojo medio (IRM) e infrarrojo cercano (IRC) como los más adecuados para estimar el contenido de humedad foliar y las defoliaciones debido a la disminución en el contenido de agua a causa de eventos de sequía (Cheng *et al.*, 2008; Hardisky & Klemas, 1983; Wang & Qu, 2007). Por otra parte, exclusiones inducidas de precipitación primaveral se han relacionado con fuertes inhibiciones de crecimiento primario lo que explicaría también los bajos valores de los índices citados durante los meses de verano precedidos por meses con escasas precipitaciones (Misson *et al.*, 2011).

En cuanto a la temperatura, de la Cruz *et al.* (2014) indican que las variables térmicas constituyen los principales factores relacionados con las defoliaciones registradas en las parcelas de seguimiento de defoliación de la red de nivel I del ICP en la Península Ibérica, y en particular las temperaturas medias en abril y junio, así como las oscilaciones térmicas tanto del año en curso como del anterior, mientras que tan sólo un indicador de sequía fue estadísticamente significativo (la duración del periodo árido en meses).

Sin embargo, en el presente estudio no se han encontrado relaciones claras entre los índices de vegetación utilizados y las variables térmicas, mientras que sí se producen relaciones muy fuertes con los índices de sequía SPI y SPEI.

En la literatura científica existe discusión sobre cuáles son los parámetros climáticos que determinan la severidad de las sequías (precipitación, temperatura, evapotranspiración, radiación solar, etc.). No obstante, hay un consenso en la importancia de la precipitación para explicar la variabilidad de las sequías, y la necesidad de incluir dicha variable en los cálculos de los índices de sequía. Varios estudios muestran que la precipitación es la principal variable que define la duración, magnitud e intensidad de las sequías (Vicente-Serrano *et al.*, 2010).

En este sentido, resultan esclarecedores los resultados obtenidos en este estudio en el que las mayores correlaciones se han dado entre NDII y MSI y el índice SPI, índice de sequía que no incorpora la variable temperatura. No obstante, cuando se tiene en cuenta la temperatura en el índice de sequía, como en el caso del SPEI, no son el NDII ni el MSI los que presentan mayores correlaciones sino que éstas son mayores con el NDVI, lo cual sugiere una mayor sensibilidad del NDVI cuando se introduce el parámetro de la temperatura.

Tanto los índices basados en el infrarrojo medio (NDII y MSI) como el NDVI, presentaron las mayores correlaciones para el SPI y SPEI del mes de junio a una escala temporal de 7 meses, respectivamente.

Para concluir, la escala temporal en la que la sequía afecta a la vegetación proporciona información útil para entender cómo los bosques mediterráneos responden a la sequía y puede relacionarse con los diferentes mecanismos y estrategias que permiten a los árboles reducir los daños causados por sequías. En contraste con las regiones áridas y húmedas en las que las máximas correlaciones entre los índices de sequía

y los índices de vegetación se producen a escalas temporales cortas (2-4 meses), la vegetación de zonas semiáridas y subhúmedas tiende a responder a las sequías a escalas temporales largas. La vegetación de estas regiones está adaptada a tolerar de forma regular periodos de déficit de agua y presenta mecanismos fisiológicos para hacer frente a estas condiciones. Así, en éstas áreas se dan elevadas correlaciones entre el SPEI y NDVI a escalas de entre 8 y 10 meses (Vicente-Serrano *et al.*, 2010), observaciones que concuerdan con los resultados obtenidos en el presente estudio.

Como conclusión final de este estudio, cabe señalar que las técnicas de teledetección mediante imágenes Landsat se muestran como herramientas muy útiles para caracterizar el efecto de las sequías sobre las cubiertas vegetales y constituyen un elemento valioso para entender la respuesta de los distintos tipos de vegetación frente a las condiciones climáticas.

6. Agradecimientos

Quisiera mostrar mi agradecimiento a Jesús Julio Camarero y a Gabriel Montserrat Martí del Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC, Zaragoza) por facilitarme los datos de campo y darme la oportunidad de acompañaros en vuestra visita de campo al encinar de Arascués. Gracias Chechu por tu paciencia y por estar siempre al otro lado de la línea para resolver con celeridad todas mis dudas, aportándome las sugerencias, ideas y los muchos ánimos que he necesitado para “cocinar” el presente trabajo. Agradezco también a Fernando Pérez Cabello su valiosa ayuda en orientar y encauzar mi trabajo en los inicios cuando me encontraba bastante “perdido”.

Gracias a Juan de la Riva, coordinador del máster en SIG y teledetección, y a todo el equipo docente del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza por el gran esfuerzo y dedicación en transmitir sus conocimientos y pasión por la materia, tarea que han desarrollado con creces.

Como no podía ser de otra forma, quisiera agradecer a los compañeros del máster por todos y tantos momentos vividos durante un año. Especialmente, a Isabel y a Manu por su gran amistad y por estar ahí en todo momento ¡Por cierto, sigo pensando que la paella es mallorquina!

Por último, quisiera agradecer a mis padres su apoyo y ayuda incondicional sin la que no hubiera podido emprender esta humilde pero intensa y apasionante aventura.

7. Bibliografía

- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., & Paruelo, J. (2009). Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*, 202(1), 13-29.
- Álvarez, M. F., Lorenzo, H., Rodríguez, J. R., Picos, J., & Valero, E. (2005). Detección de áreas forestales afectadas por el ataque de insectos empleando teledetección y sistemas de información geográfica. Aplicación a las masas de eucalipto afectadas por *Gonipterus scutellatus* en Galicia. *Actas de la I Reunión de Inventario y Teledetección Forestal. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales.*, 19, 27-33.
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., . . . Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660-684.
- Asner, G. P., & Alencar, A. (2010). Drought impacts on the Amazon forest: the remote sensing perspective. *New Phytologist*, 187(3), 569-578.
- Baguskas, S. A., Peterson, S. H., Bookhagen, B., & Still, C. J. (2014). Evaluating spatial patterns of drought-induced tree mortality in a coastal California pine forest. *Forest Ecology and Management*, 315(0), 43-53.
- Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., & Huete, A. R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, 13(1-2), 95-120.
- Blanco, E., Bonet, J. A., & Eizaguirre, M. (2009). Uso de imágenes satélite Landsat para la detección de rodales de *Pinus nigra* Arn. y *Pinus sylvestris* L. afectados por escolítidos. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 18(3), 264-275.
- Brouwers, N., Matusick, G., Ruthrof, K., Lyons, T., & Hardy, G. (2013). Landscape-scale assessment of tree crown dieback following extreme drought and heat in a Mediterranean eucalypt forest ecosystem. *Landscape Ecology*, 28(1), 69-80.
- Bussotti, F., Bettini, D., Grossoni, P., Mansuino, S., Nibbi, R., Soda, C., & Tani, C. (2002). Structural and functional traits of *Quercus ilex* in response to water availability. *Environmental and Experimental Botany*, 47(1), 11-23.
- Camarero, J. J., Albuixech, J., López-Lozano, R., Casterad, M. A., & Montserrat-Martí, G. (2010). An increase in canopy cover leads to masting in *Quercus ilex*. *Trees*, 24(5), 909-918.
- Camarero, J. J., Sangüesa, G., & Alla, A. Q. (2012). Los precedentes y las respuestas de los árboles a sequías extremas revelan los procesos involucrados en el decaimiento de bosques mediterráneos de coníferas. *Ecosistemas*, 21(3), 22-30.
- Cano, F., Navarro, R. M., García, A., & Sanchez de la Orden, M. (2005). Evaluación de la defoliación mediante imágenes IKONOS en masas de *Quercus suber* L. en el sur de España. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 14(2), 242-252.
- Carreiras, J. M. B., Pereira, J. M. C., & Pereira, J. S. (2006). Estimation of tree canopy cover in evergreen oak woodlands using remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 223(1-3), 45-53.
- Castell i Puig, C. (2001). Efectos de la sequía en encinares del Parque Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (Barcelona). *Montes*, 63, 43-50.
- Cohen, W. B., Maersperger, T. K., Gower, S. T., & Turner, D. P. (2003). An improved strategy for regression of biophysical variables and Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, 84, 561-571.
- Chander, G., Markham, B. L., & Barsi, J. A. (2007). Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE*, 4(3), 490-494.
- Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 893-903.
- Chavez, J., P.S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24, 459-479.
- Chavez, J., P.S. (1996). Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.

- Cheng, Y. B., Ustin, S. L., Riaño, D., & Vanderbilt, V. C. (2008). Water content estimation from hyperspectral images and MODIS indexes in Southeastern Arizona. *Remote Sensing of Environment*, 112, 363-374.
- Chuvieco, E. (2010). Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. *España: Ariel*, p 344.
- Chuvieco, E., Riano, D., Aguado, I., & Cocer, D. (2002). Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *International Journal Remote Sensing*, 23, 2145-2162.
- De Beurs, K. M., & Townsend, P. A. (2008). Estimating the effect of gypsy moth defoliation using MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 112, 3983-3990.
- de la Cruz, A. C., Gil, P. M., Fernández-Cancio, Á., Minaya, M., Navarro-Cerrillo, R. M., Sánchez-Salguero, R., & Grau, J. M. (2014). Defoliation triggered by climate induced effects in Spanish ICP Forests monitoring plots. *Forest Ecology and Management*, 331(0), 245-255.
- Dottavio, C. L., & Williams, D. L. (1983). Satellite technology: an improved means for monitoring forest insect defoliation. *Journal of Forest Research*, 81(1), 30-40.
- Durante, P., Oyonarte, C., & Valladares, F. (2009). Influence of land-use types and climatic variables on seasonal patterns of NDVI in Mediterranean Iberian ecosystems. *Applied Vegetation Science*, 12(2), 177-185.
- Gil-Pelegrín, E., Peguero-Pina, J. J., & Camarero, J. J. (2012). Drought and Forest decline in the Iberian Peninsula: A simple explanation for a complex phenomenon?
- Gilabert, M. A., Conese, C., & Maselli, F. (1994). An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectances from TM images. *International Journal of Remote Sensing of Environment*, 15, 2065-2086.
- Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., García-Haro, F. J., & Meliá, J. (2002). A generalized soil-adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 82(2-3), 303-310.
- Gratani, L., & Bombelli, A. (2000). Correlation between leaf age and other leaf traits in three Mediterranean maquis shrub species: *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia* and *Cistus incanus*. *Environmental and Experimental Botany*, 43(2), 141-153.
- Grossoni, P., Bussotti, F., Tani, C., Gravano, E., Antarelli, S., & Bottacci, A. (1998). Morpho-anatomical alterations in leaves of *Gagus vatica* L. and *Quercus ilex* L. in different environmental stress condition. *Chemosphere*, 36(4-5), 919-924.
- Hantson, S., & Chuvieco, E. (2011). Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(5), 691-700.
- Hantson, S., Chuvieco, E., Pons, X., Domingo, C., Cea, C., Moré, G., . . . Tejeiro, J. A. (2011). Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. *Asociación Española de Teledetección*, 36, 51-61.
- Hardisky, M. A., & Klemas, V. (1983). The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectances of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49, 77-83.
- Holben, B. N. (1986). Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. *International Journal Remote Sensing*, 7:11, 1417-1434.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 195-213.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309.
- ICP-Forest. (2013). Forest Condition in Europe. 2013 Thecnical Report of ICP Forest. *Working Paper*.
- IPCC. (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA*, 996.
- Lloret, F., Siscart, D., & Dalmases, C. (2004). Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain). *Global Change Biology*, 10(12), 2092-2099.

- Mänd, P., Hallik, L., Peñuelas, J., Nilson, T., Duce, P., Emmett, B. A., . . . Kull, O. (2010). Responses of the reflectance indices PRI and NDVI to experimental warming and drought in European shrublands along a north–south climatic gradient. *Remote Sensing of Environment*, 114(3), 626-636.
- Manion, P. (1991). *Tree Disease Concepts. 2nd Edition. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey.*
- MARM. (2011). Inventario UE-ECE de daños forestales (IDF) en España. Red Europea de seguimiento de daños en los bosques. Nivel I. Resultados del muestreo de 2011. *SERVICIO DE SANIDAD FORESTAL Y EQUILIBRIOS BIOLÓGICOS.*
- Misson, L., Degueldre, D., Collin, C., Rodriguez, R., Rocheteau, A., Ourcival, J. M., & Rambal, S. (2011). Phenological responses to extreme droughts in a Mediterranean forest. *Global Change Biology*, 17(2), 1036-1048.
- Mitrakos, K. (1980). A theory for Mediterranean plant life. *Acta Oecol*, 1, 245-252.
- Monserat-Martí, G., Camarero, J. J., Palacio, S., & Perez-Rontomé, C. (2009). Summer-drought constrains the phenology and growth of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habit: implications for their persistence and reproduction. *Trees*, 23, 787-799.
- Myneni, R. B., Hall, F. G., Sellers, P. J., & Marshak, A. L. (1995). The interpretation of spectral vegetation indexes *IEEE Trans Geosci Rem Sens*, 33, 481-486.
- Navarro, R., Blanco, P., & Fernández, P. (2000). Aplicación de las imágenes IRS-WiFS al análisis y evaluación de daños producidos por la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa* Den&Schiff.) en los pinares de Andalucía oriental. *Revista Internacional de Ciencias de la Tierra*, 66, 26-36.
- Nichol, J. E., & Abbas, S. (2015). Integration of remote sensing datasets for local scale assessment and prediction of drought. *Science of The Total Environment*, 505(0), 503-507.
- Peñuelas, J., Lloret, F., & Montoya, R. (2001). Severe drought effects on mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science*, 47, 214-218.
- Potapov, P. V., Turubanova, S. A., Hansen, M. C., Adusei, B., Broich, M., Altstadt, A., Manec, L. & Justice, C. O. (2012). Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, 122(0), 106-116.
- Rock, B. N., Vogelmann, J. E., Williams, D. L., Vogelmann, A. F., & Hoshizaki, T. (1986). Remote Detection of Forest Damage. *BioScience*, 36(7), 439-445.
- Rodriguez-Moreno, V. M. (2013). Comparación espacial y temporal de índices de la vegetación para verdor y humedad y aplicación para estimar LAI en el Desierto Sonorense. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 4, 611-623.
- Rodríguez, N. R. (2009). Rellenado de los gaps provocados por la falla del Scan Line Corrector en las imágenes Landsat 7 ETM+. *Trabajo de Diploma*, 49 pg.
- Rouse, J. W., Haas, R. W., Schell, J. A., DEE-RING, D. W., & HARLAN, J. C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Green-wave effect) of natural vegetation. *NASA/GSFCT Type III Final Report, Greenbelt, MD, USA.*
- Sangüesa-Barreda, G., Camarero, J. J., García-Martín, A., Hernández, R., & de la Riva, J. (2014). Remote-sensing and tree-ring based characterization of forest defoliation and growth loss due to the Mediterranean pine processionary moth. *Forest Ecology and Management*, 320(0), 171-181.
- Sangüesa, G., Camarero, J. J., Hernández, R., & Ros, M. (2013). Evaluaciones basadas en teledetección y dendrocronología de los efectos de la procesionaria del pino sobre el vigor y el crecimiento de pinares mediterráneos a distintas escalas espaciales y temporales. *6º congreso forestal español.*
- Smith, A. M. S., Kolden, C. A., Tinkham, W. T., Talhelm, A. F., Marshall, J. D., Hudak, A. T., . . . Gosz, J. R. (2014). Remote sensing the vulnerability of vegetation in natural terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 154(0), 322-337.
- Townsend, P. A., Singh, A., Foster, J. R., Rehberg, N. J., Kingdon, C. C., Eshleman, K. N., & Seagle, S. W. (2012). A general Landsat model to predict canopy defoliation in broadleaf deciduous forests. *Remote Sensing of Environment*, 119(0), 255-265.
- Vercher, A., Gilabert, M. A., Camacho de Coca, F., & Meliá, J. (2002). Influencia del ángulo cenital de iluminación en los índices de vegetación. *Revista de Teledetección*, 18, 75-89.
- Vericat, P., Piqué, M., & Serrada, R. (2012). Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus* mediterráneos. *Centre Tecnologic Forestal de Catalunya*, 172.

- Vicente-Serrano, S. M. (2005). Las sequías climáticas en el Valle Medio del Ebro: factores atmosféricos, evolución temporal y variabilidad espacial. *Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón*.
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscale drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718.
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Camarero, J. J., López-Moreno, J. I., Azorin-Molina, C., . . . Sánchez-Lorenzo, A. (2012). Performance of Drought Indices for Ecological, Agricultural, and Hydrological Applications. *Earth Interactions*, 16, 27.
- Vicente-Serrano, S. M., Gouveia, C., Camarero, J. J., Beguería, S., Trigo, R., López-Moreno, J. I., . . . Sánchez-Lorenzo, A. (2013). Response of vegetation to drought time-scales across global land biomes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(1), 52-57.
- Wang, C., Lu, Z., & Haithcoat, T. L. (2007). Using Landsat images to detect oak decline in the Mark Twain National Forest, Ozark Highlands. *Forest Ecology and Management*, 240(1-3), 70-78.
- Wang, L., & Qu, J. (2007). NMDI: A normalized multi-band drought index for monitoring soil and vegetation moisture with satellite remote sensing. *Geophysical Research Letters*, 34(20).
- Wulder, M. A., White, J. C., Coops, N. C., & Hant, T. (2006). A procedure for mapping and monitoring mountain pine beetle red attack forest damage using Landsat imagery. *Natural Resources Canada. Canadian Forest Service (CFS). Pacific Forestry Centre. Victoria, British Columbia. Information Report BC-X-404*.